



UNICAMP

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL,
ARQUITETURA E URBANISMO**

**PLANTAS ORNAMENTAIS NO PÓS-TRATAMENTO DE
EFLUENTES SANITÁRIOS: *WETLANDS*-
CONSTRUÍDOS UTILIZANDO BRITA E BAMBU COMO
SUPORTE**

Luciano Zanella

**Campinas
2008**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E URBANISMO**

Luciano Zanella

**PLANTAS ORNAMENTAIS NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES
SANITÁRIOS: *WETLANDS*-CONSTRUÍDOS UTILIZANDO BRITA E
BAMBU COMO SUPORTE**

Tese apresentada à Comissão de Pós-graduação da Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Engenharia Civil, na área de concentração de Saneamento e Ambiente

Orientador: Edson Aparecido Abdul Nour

Campinas
2008

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE - UNICAMP

Z16p Zanella, Luciano
 Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes
 sanitários: *Wetlands*-construídos utilizando brita e
 bambu como suporte / Luciano Zanella.--Campinas, SP:
 [s.n.], 2008.

 Orientador: Edson Aparecido Abdul Nour
 Tese (Doutorado) - Universidade Estadual de
 Campinas, Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e
 Urbanismo.

 1. Leitões Cultivados. 2. Plantas ornamentais. 3.
 Bambu. 4. Tratamento de efluentes. 5. Esgotos. 6.
 Saneamento. I. Nour, Edson Aparecido Abdul. II.
 Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de
 Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo. III. Título.

Título em Inglês: Domestic wastewater post-treatment using ornamental plants:
Constructed-Wetlands with gravel and bamboo as substrate

Palavras-chave em Inglês: Constructed-wetlands, Ornamental plants, Bamboo,
Wastewater post-treatment, Ecological sanitation.

Área de concentração: Saneamento e Ambiente

Titulação: Doutor em Engenharia Civil

Banca examinadora: Denis Miguel Roston, Luiz Sérgio Philippi, José Euclides
Stipp Paterniani, Roberto Feijó de Figueiredo

Data da defesa: 25/04/2008

Programa de Pós-Graduação: Engenharia Civil

**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA CIVIL, ARQUITETURA E
URBANISMO**

**PLANTAS ORNAMENTAIS NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES
SANITÁRIOS: WETLANDS-CONSTRUÍDOS UTILIZANDO BRITA E
BAMBU COMO SUPORTE**

Luciano Zanella

Tese de Doutorado aprovada pela Banca Examinadora, constituída por:



Prof. Dr. Edson Aparecido Abdul Nour

Presidente e Orientador Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP



Prof. Dr. Denis Miguel Roston

Faculdade de Engenharia Agrícola - UNICAMP



Prof. Dr. Luiz Sérgio Philippi

Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - UFSC



Prof. Dr. José Euclides Stipp Paterniani

Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP



Prof. Dr. Roberto Feijó de Figueiredo

Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP

Campinas, 25 de abril de 2008

A todos aqueles que acreditam que a busca do novo é o que move a humanidade e que pequenos atos e idéias podem ter grandes resultados, eu dedico esse trabalho.

Agradecimentos

À Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo e à Faculdade de Engenharia Agrícola pela acolhida da pesquisa em suas instalações.

À Finep pelo apoio financeiro concedido ao trabalho por intermédio do Prosab (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), edital 4, rede 5.

Ao amigo e orientador prof. Dr. Edson A. Abdul Nour pelas muitas horas de conversa, por acreditar em uma proposta de trabalho que fugia às tradicionais e pela liberdade concedida na condução da pesquisa.

Ao prof. Dr. Denis M. Roston pelas informações e troca de idéias a respeito do sistema de *wetlands*-construídos.

Aos membros da banca, prof. Dr. Jose Euclides Stipp Paterniani, Prof Dr. Roberto Feijó de Figueiredo e Prof Dr. Luiz Sérgio Philippi pela atenção e contribuições.

Agradeço, em especial, à Sandra A. R. Camargo pela extraordinária colaboração no laboratório, construção e manutenção do sistema experimental, colaboração sem a qual o presente trabalho não seria possível.

Aos professores Maria do Carmo Estanislau do Amaral e Volker Bittrich do Instituto de Biologia da Unicamp pelas diversas dicas sobre espécies vegetais aquáticas e palustres.

À Sra. Shigueko Mogui pela atenção, simpatia e por proporcionar a possibilidade de conhecer de perto plantações de lótus de Mombuco em Guataparã – SP.

À equipe do Cepagri (Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas à Agricultura), em especial ao pesquisador Dr Jurandir Zullo Junior e à Sra. Edilene Carneiro da Silva, por permitirem o acesso aos dados meteorológicos.

Ao Instituto Agrônomo (IAC) pelo bambu utilizado no sistema de *wetlands*-construídos.

Aos amigos do Laboratório de Saneamento da FEC, Lígia, Enelton e a todos os bolsistas.

À amiga Elcy pelo auxílio em traduções.

Aos meus pais e amigos por todo o apoio e dedicação.

“A mente que se abre a uma nova
idéia jamais volta ao seu tamanho
original.”

Albert Einstein

Resumo

ZANELLA, Luciano. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: *Wetlands*-construídos utilizando brita e bambu como suporte**. Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP, 2008. 213p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, UNICAMP, 2008.

Sistemas de pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios possibilitam a melhoria na qualidade do esgoto tratado de forma simplificada nas mais diversas condições, incluindo o atendimento local de pequenas comunidades não servidas por sistemas convencionais de coleta e tratamento. A opção pelo sistema de *wetlands*-construídos possibilita tirar proveito de condições secundárias do sistema de tratamento de efluentes como o efeito paisagístico do maciço vegetal, diminuição nos índices de rejeição do sistema pela população e, com a introdução de espécies de interesse comercial, a possibilidade de geração de trabalho e renda para a população circunvizinha. São várias as espécies de interesse ornamental que podem ser adaptadas aos sistemas de pós-tratamento de esgoto dentre elas a *Zantedeschia aethiopica* (copo de leite), *Cyperus papyrus* (papiro), *Canna x generalis* (biri) e *Cyperus isoclados* (mini papiro) e a mesma versatilidade pode ser aplicada aos materiais utilizados como meio-suporte como, por exemplo, o bambu, testado em comparação à brita no sistema avaliado em Campinas, SP, para pós-tratamento de efluente de reator compartimentado anaeróbio. As espécies ornamentais se adaptaram bem ao sistema de pós-tratamento mostrando-se viáveis para sistemas de *wetlands*-construídos. O bambu mostrou-se como uma alternativa aos meios-suportes tradicionais embora com resultados inferiores àqueles obtidos quando do uso da brita. Análises estatísticas indicam que, para as condições impostas ao sistema testado, o meio suporte tem maior significância que a espécie vegetal na eficiência do sistema. Embora operado com tempo de detenção hidráulico significativamente inferior ao ideal, o sistema de pós-tratamento foi responsável, em média, por cerca de 30% da remoção tanto dos sólidos em suspensão totais quanto da DQO em relação ao total obtido no sistema: reator compartimentado e *wetlands*-construídos. O *wetland*-construído de leito de brita e vegetado com papiro alcançou valores médios de remoção de fósforo total de 27,7%. O resultado médio obtido para a remoção de coliformes totais e para a remoção de coliformes termotolerantes foi de cerca de 1 log de decaimento, abaixo do desejável. O uso de sistemas vegetados faz com que ocorra significativa perda de água por evapotranspiração e incorporação na massa vegetal, em média, 44,8% durante o período de acompanhamento.

Palavras Chave: *wetlands*-construídos, plantas ornamentais, bambu, pós-tratamento de esgotos, saneamento ecológico.

Abstract

ZANELLA, Luciano. **Domestic wastewater post-treatment using ornamental plants: *Constructed-Wetlands* with gravel and bamboo as substrate.** Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo – UNICAMP, 2008. 213p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, UNICAMP, 2008.

Anaerobic reactor's effluent post-treatment systems make possible the improvement of anaerobic-treated wastewater characteristics in diverse conditions in a simple way. This post-treatment design flexibility will be able to support small communities to have better environmental conditions even if they did not have a traditional wastewater plant previously. The option for a constructed-wetland wastewater treatment system takes in consideration another advantages, as such as the effect on the landscape, that may change the main focus of the treatment plant from the wastewater, decreasing the plant rejection. The vegetal specie may be used to attend commercial and ornamental interests, and they might improve the income of people and create new places of job in the neighborhood as well. Several species with ornamental or economical value can be adapted to wastewater post-treatment systems like *Zantedeschia aethiopica* (calla lilly), *Cyperus papyrus* (papyrus), *Canna x generalis* (canna lilly) and *Cyperus isocladius* (dwarf papyrus). As it occurs to vegetation, many different materials can be used as substrates in constructed-wetlands systems like bamboo rings, material that was selected to be compared with a gravel bed constructed-wetland located at UNICAMP in Campinas, SP, Brazil, as an anaerobic baffled reactor post-treatment system. The ornamental species were well adapted to the wastewater post-treatment system. Bamboo rings can be used as substrate, but when gravel is used the system efficiency reached better results. Statistical tests show that, for the conditions imposed to the tested system, the substrate material is more important than the vegetal species to obtain better treatment efficiency. Although the used hydraulic detention time was considerably smaller than desirable, the post-treatment system contributed with about 30% of the wastewater treatment system COD and suspended solids removal efficiency results. The best medium total phosphorous removal efficiency value was 27.7% for the gravel and papyrus constructed wetland. The efficiency of total and thermotolerant coliforms removal was about 1 log decay. The use of a vegetated system caused an intense loss of water by evapotranspiration, in average, 44.8%, during research period. This loss covers up the system real capacity in regard to the removal of several parameters, when only compared the affluent and effluent concentrations. The evaluation of the system's efficiency must be verified considering the load removal, instead of the current methods of analysis based on concentration.

Key words: constructed-wetlands, ornamental plants, bamboo, wastewater post-treatment, ecological sanitation.

Sumário

Sumário	ii
Lista de siglas, símbolos e abreviaturas.....	iv
Lista de figuras	viii
Lista de tabelas	xiv
1. Introdução	1
2. Objetivos	5
2.1. Objetivos específicos	5
3. Justificativa	7
4. Revisão bibliográfica	9
4.1. Processos anaeróbios.....	10
4.2. Os reatores anaeróbios.....	11
4.3. Características do processo anaeróbio	18
4.4. Pós-tratamento de esgotos	19
4.4.1. Principais tipos e possibilidades.....	19
4.4.2. Sistemas naturais.....	22
4.4.2.1. Sistemas solo-planta	24
4.4.2.2. <i>Wetlands</i> -construídos.....	28
<i>Wetlands</i> de fluxo superficial.....	31
<i>Wetlands</i> de fluxo superficial e vegetação emergente	33
<i>Wetlands</i> de fluxo superficial e vegetação flutuante	34
<i>Wetlands</i> de fluxo superficial e vegetação fixa de folhas flutuantes.....	35
<i>Wetlands</i> de fluxo superficial e vegetação submersa	36
<i>Wetlands</i> de fluxo sub superficial	38
<i>Wetlands</i> com fluxo horizontal combinado	39

<i>Wetlands</i> com fluxo vertical.....	40
4.4.2.3. Vegetação	41
4.4.2.4. Material suporte	53
4.4.2.5. Experiências com <i>wetlands</i>	55
5. Material e métodos	69
5.1. Sistema de tratamento de esgotos.....	69
5.2. <i>Wetlands</i> -construídos	73
5.2.1. Dispositivos de entrada e saída	75
5.2.2. Meio suporte	78
5.2.3. Vazões e tempo de detenção hidráulico	81
5.2.4. Vegetação	82
5.3. Monitoramento do sistema e análise dos resultados	86
6. Resultados	89
6.1 Vegetação	89
6.2 Material suporte	102
6.3 Dados meteorológicos	107
6.4 Controle do sistema e eficiência de tratamento	110
6.4.1 Controle de vazão	110
6.4.2 Análise por concentração x análise por carga.....	113
6.4.3 Remoção de matéria orgânica	115
6.4.4 Remoção de sólidos.....	124
6.4.5 Cor e turbidez.....	139
6.4.6 Oxigênio dissolvido	145
6.4.7 pH, condutividade, alcalinidade e ácidos orgânicos.....	147
6.4.8 Nutrientes.....	155
6.4.9 Grupo coliforme.....	166
7. Conclusões.....	173
8. Recomendações e sugestões	179
Referências bibliográficas	181

Lista de siglas, símbolos e abreviaturas

α	erro aceitável
μm	micrômetro
ABR	anaerobic baffled reactor
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
AM	Amazonas
APHA	American Public Health Association
CEPAGRI	Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura
Cd	cádmio
CH_4	metano
cm	centímetro
CO_2	gás carbônico
COT	carbono orgânico total
Cr	cromo
Cu	cobre
d_{10}	diâmetro efetivo
DBO	demanda bioquímica de oxigênio
DQO	demanda química de oxigênio
EPA	Environmental Protection Agency
ETAR	estação de tratamento de águas residuárias
ETE	estação de tratamento de esgotos
Fe	ferro

FEAGRI	Faculdade de Engenharia Agrícola
FEC	Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo
FUNASA	Fundação Nacional de Saúde
h	hora
IAC	Instituto Agronômico de Campinas
IWA	International Water Association
Kg	quilograma
L	litro
m	metro
MA	Maranhão
mg	miligrama
mL	mililitro
min	minuto
mm	milímetro
Mn	manganês
MPa	mega pascal
MT	Mato Grosso
N	nitrogênio
n°	número
NBR	norma brasileira de referência
NH ₃	amônio
NH ₄	amônia
Ni	níquel
NMP	número mais provável
NO ₂	nitrito
NO ₃	nitrato
NPK	nitrogênio, fósforo, potássio
NTK	nitrogênio total Kjeldahl
OD	oxigênio dissolvido
P	fósforo
P	P-valor, grau de significância estatística, probabilidade de cometer o erro
Pb	chumbo
pH	potencial hidrogeniônico

prof.	professor
PROSAB	Programa de Pesquisa em Saneamento Básico
Pt	platina
PVC	policloreto de vinila
R\$	real
RAC	reator anaeróbio compartimentado
RS	Rio Grande do Sul
SC	Santa Catarina
Sebrae	Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas
SS	sólidos em suspensão
SSF	sólidos em suspensão fixos
SST	sólidos em suspensão totais
SSV	sólidos em suspensão voláteis
ST	sólidos totais
SV	sólidos voláteis
TDH	tempo de detenção hidráulica
TO	Tocantins
U	uniformidade
UASB	upflow anaerobic sludge blanket
UNICAMP	Universidade Estadual de Campinas
UNT	unidade nefelométrica de turbidez
USEPA	United States Environmental Protection Agency
Zn	zinco

Lista de figuras

Figura 4.1	Representação esquemática de sistema de infiltração	25
Figura 4.2	Representação esquemática de sistema de irrigação	26
Figura 4.3	Representação esquemática de sistema de escoamento superficial	27
Figura 4.4	Representação esquemática de um <i>wetland</i> natural	30
Figura 4.5	Representação esquemática de <i>wetlands</i> -construídos de fluxo superficial e vegetação emergente	33
Figura 4.6	Representação esquemática de <i>wetlands</i> -construídos de fluxo superficial e vegetação flutuante	34
Figura 4.7	Representação esquemática de sistema de <i>wetland</i> -construído com fluxo horizontal superficial e vegetação fixa de folhas flutuantes	36
Figura 4.8	Representação esquemática de <i>wetland</i> -construído com fluxo horizontal superficial e vegetação submersa fixa	37
Figura 4.9	Representação esquemática de <i>wetland</i> -construído de fluxo horizontal subsuperficial	39
Figura 4.10	<i>Wetland</i> -construído de fluxo horizontal combinado	40
Figura 4.11	Representação esquemática de <i>wetland</i> -construído de fluxo vertical	41
Figura 4.12	Ilha artificial e construções feitas com totora – lago Titicaca, Peru	42
Figura 4.13	Copo de leite (<i>Zantedeschia aethiopica</i>)	46
Figura 4.14	Papiro (<i>Cyperus papyrus</i>)	46
Figura 4.15	Mini papiro (<i>Cyperus isocladius</i>)	47
Figura 4.16	Biri (<i>Canna x generalis</i>)	47
Figura 4.17	Guaimbê (<i>Philodendron bipinnatifidum</i>)	48
Figura 4.18	Artesanato e mobiliário confeccionado com fibras naturais	
	(a) rede, almofadas e esteiras de taboa	
	(b) cadeira e cesta de taboa	
	(c) potes e bolsas de “barba de bode”	
	(d) mesa e pufes de taboa	51

Figura 5.1	Representação esquemática da planta geral de tratamento	71
Figura 5.2	Reator compartimentado anaeróbio	72
Figura 5.3	Tanque de macrófitas	73
Figura 5.4	Representação esquemática em corte de um <i>wetland</i> -construído	74
Figura 5.5	Representação esquemática, em planta, do dispositivo de entrada dos <i>wetlands</i>	75
Figura 5.6	Dispositivo de entrada implantado no sistema	76
Figura 5.7	Representação esquemática, em planta, do dispositivo de saída dos <i>wetlands</i>	76
Figura 5.8	Detalhe do coletor implantado na saída do sistema	77
Figura 5.9	Sistema de saída e controle de nível instalado no sistema	77
Figura 5.10	Anéis de bambu - detalhe	78
Figura 5.11	<i>Bambusa tuldoidea</i> – espécie utilizada com meio suporte	79
Figura 5.12	Espécies em teste no sistema de pós-tratamento com <i>wetlands</i> (a) <i>Zantedeschia aethiopica</i> (b) <i>Cyperus papyrus</i>	82
Figura 5.13	Plantas em teste paralelo quanto ao crescimento sob as condições impostas pelo sistema de tratamento de esgotos a. <i>Alpinia purpurata</i> b. <i>Alpinia zerumbet</i> c. <i>Zigiber spectabili</i> d. <i>Iris germânica</i>	83
Figura 5.14	<i>Neomarica caerulea</i>	84
Figura 5.15	Representação esquemática da distribuição das mudas no plantio inicial	84
Figura 5.16	Espécies adicionais incluídas no sistema a. <i>Nelumbo nucifera</i> b. <i>Agapanthus africanus</i> c. <i>Heliconia psittacorum</i> d. <i>Dietes bicolor</i>	85
Figura 6.1	Evolução da vegetação no <i>wetland</i> -construído com leito de brita e vegetado com papiro – tanque 1	94
Figura 6.2	Evolução da vegetação no <i>wetland</i> -construído com leito de brita e vegetado com plantas mistas – tanque 2	94
Figura 6.3	Evolução da vegetação no <i>wetland</i> -construído com leito de bambu e vegetado com plantas mistas – tanque 3	95
Figura 6.4	Evolução da vegetação no <i>wetland</i> -construído com leito de bambu e vegetado com papiro – tanque 4	95
Figura 6.5	Comparação entre o maciço vegetal formado pelo papiro nos <i>wetlands</i> -construídos com leito de brita e de bambu em 11 de novembro de 2005, 204 dias de operação	96
Figura 6.6	Florada de biri (<i>Canna x generalis</i>) nos <i>wetlands</i> -construídos. Ao fundo, papiro	99
Figura 6.7	Florada de copo de leite (<i>Zantedeschia aethiopica</i>) nos <i>wetlands</i> -construídos	99
Figura 6.8	Mini papiro no <i>wetland</i> -construído com leito de bambu	100

Figura 6.9	Espécies introduzidas ao final do experimento a. cavalinha (<i>Equisetum hyemale</i>) b. espada de são jorge (<i>Sansevieria trifasciata</i>) c. guaimbê (<i>Monstera deliciosa</i>) d. bananeira ornamental (<i>Heliconia rostrata</i>)	102
Figura 6.10	Comparação visual do crescimento do papiro utilizado nos leitos de brita e bambu a. 15.07.2005 (85 dias) b. 30.09.2005 (162 dias) c. 13.01.2006 (267 dias)	105
Figura 6.11	Comparação visual do crescimento das plantas mistas utilizadas nos leitos de brita e bambu a. 15.07.2005 (85 dias) b. 30.09.2005 (162 dias) c. 13.01.2006 (267 dias)	106
Figura 6.12	Temperaturas do ar, máxima e mínima, para o período de acompanhamento dos <i>wetlands</i> -construídos	108
Figura 6.13	Precipitação diária (mm) durante o tempo de acompanhamento do sistema	108
Figura 6.14	Precipitação diária (mm) durante o tempo de acompanhamento do sistema	109
Figura 6.15	Tempo de detenção hidráulico aplicado aos <i>wetlands</i> -construídos	111
Figura 6.16	Concentração de DBO verificada nos pontos de amostragem	115
Figura 6.17	Eficiência de remoção de DBO para os <i>wetlands</i> -construídos	116
Figura 6.18	Valores de DQO ao longo dos últimos 300 dias de operação	119
Figura 6.19	Concentração de DQO verificada nos pontos de amostragem	119
Figura 6.20	Eficiência de remoção de DQO, em termos de concentração, para o sistema de tratamento de esgotos – RAC seguido de <i>wetlands</i> -construídos	120
Figura 6.21	Eficiência de remoção de DQO, em termos de concentração, para o sistema de pós-tratamento de esgotos – <i>wetlands</i> -construídos	120
Figura 6.22	Eficiência relativa de remoção de DQO para o sistema global – participação do <i>wetland</i>-construído X participação do RAC a. <i>wetland</i> brita + papiro X RAC b. <i>wetland</i> brita + mistas X RAC c. <i>wetland</i> brita + branco X RAC d. <i>wetland</i> bambu + papiro X RAC e. <i>wetland</i> bambu + mistas X RAC f. <i>wetland</i> bambu + branco X RAC	123
Figura 6.23	Concentração de sólidos para o esgoto bruto ao longo do tempo	125
Figura 6.24	Concentração de sólidos para o efluente do RAC ao longo do tempo	125
Figura 6.25	Eficiência de remoção de SST, em termos de concentração, para o sistema de pós-tratamento de esgotos – <i>wetlands</i> -construídos	127

Figura 6.26	Eficiência relativa de remoção de SST para o sistema global – participação do <i>wetland</i>-construído X participação do RAC a. <i>wetland</i> brita + papiro X RAC b. <i>wetland</i> brita + mistas X RAC c. <i>wetland</i> brita + branco X RAC d. <i>wetland</i> bambu + papiro X RAC e. <i>wetland</i> bambu + mistas X RAC f. <i>wetland</i> bambu + branco X RAC	129
Figura 6.27	Eficiência de remoção de SSF, em termos de concentração, para o sistema de pós-tratamento de esgotos – <i>wetlands</i>-construídos	130
Figura 6.28	Comportamento das várias unidades do sistema quanto à concentração de SSF	131
Figura 6.29	Eficiência relativa de remoção de SSF para o sistema global – participação do <i>wetland</i>-construído X participação do RAC a. <i>wetland</i> brita + papiro X RAC b. <i>wetland</i> brita + mistas X RAC c. <i>wetland</i> brita + branco X RAC d. <i>wetland</i> bambu + papiro X RAC e. <i>wetland</i> bambu + mistas X RAC f. <i>wetland</i> bambu + branco X RAC	132
Figura 6.30	Variação na concentração de SSV no efluente das diversas unidades de tratamento	133
Figura 6.31	Eficiência de remoção de SSV, em termos de concentração, para o sistema global de tratamento de esgotos – RAC + <i>wetlands</i>-construídos	134
Figura 6.32	Eficiência de remoção de SSV, em termos de concentração, para o sistema de pós-tratamento de esgotos – <i>wetlands</i>-construídos	135
Figura 6.33	Eficiência relativa de remoção de SSV para o sistema global – participação do <i>wetland</i>-construído X participação do RAC a. <i>wetland</i> brita + papiro X RAC b. <i>wetland</i> brita + mistas X RAC c. <i>wetland</i> brita + branco X RAC d. <i>wetland</i> bambu + papiro X RAC e. <i>wetland</i> bambu + mistas X RAC f. <i>wetland</i> bambu + branco X RAC	136
Figura 6.34	Cor aparente ao longo do tempo para o efluente do sistema de pós-tratamento de esgotos	139
Figura 6.35	Cor aparente para o efluente do sistema de pós-tratamento de esgotos	140
Figura 6.36	Efluente dos <i>wetlands</i>-construídos com leito de bambu e brita em 06/10/2005	141
Figura 6.37	Turbidez para o efluente do sistema de pós-tratamento de esgotos	143
Figura 6.38	Concentração de oxigênio dissolvido para os efluentes das diversas unidades do sistema de pós-tratamento de esgotos	146
Figura 6.39	Valores de pH para o sistema global de tratamento de efluentes	148
Figura 6.40	Comportamento do pH para o sistema global de tratamento de efluentes	149
Figura 6.41	Valores de alcalinidade para o sistema global de tratamento de efluentes	150

Figura 6.42	Concentração de ácidos orgânicos nos efluentes coletados no sistema global de tratamento	152
Figura 6.43	Valores de condutividade verificados nos pontos de amostragem	153
Figura 6.44	Eficiência de remoção de fósforo total nas unidades do sistema de pós-tratamento de efluentes	156
Figura 6.45	Eficiência de remoção de nitrogênio orgânico nas unidades do sistema de pós-tratamento de efluentes	160
Figura 6.46	Remoção de nitrogênio amoniacal no sistema de pós-tratamento de efluentes	161
Figura 6.47	Concentração de nitrito verificada nos pontos de amostragem	163
Figura 6.48	Concentração de nitrito verificada nos pontos de amostragem	165
Figura 6.49	Valores obtidos para coliformes totais nos pontos de amostragem	167
Figura 6.50	Valores obtidos para eficiência de remoção de coliformes totais nos pontos de amostragem	168
Figura 6.51	Valores médios de eficiência de remoção de coliformes totais	169
Figura 6.52	Valores obtidos para coliformes termotolerantes nos pontos de amostragem	170
Figura 6.53	Valores obtidos para eficiência de remoção de coliformes termotolerantes nos pontos de amostragem	171
Figura 6.54	Valores médios de eficiência de remoção de coliformes totais	171

Lista de tabelas

Tabela 4.1	Membranas para tratamento de água e esgoto	21
Tabela 4.2	Principais espécies de macrófitas utilizadas em <i>wetlands</i>	44
Tabela 4.3	Eficiência de remoção de DBO, DQO, P_{total} e N_{total} para diversas espécies vegetais em diferentes TDH	59
Tabela 4.4	Remoção média de nitrogênio total e fósforo total para diversas configurações de <i>wetlands</i> -construídos em diversas partes do mundo	65
Tabela 5.1	Caracterização média do esgoto bruto afluente ao sistema de tratamento entre os meses de março e maio de 2005	70
Tabela 5.2	Valor médio do índice de vazios para os meios suportes utilizados nos <i>wetlands</i>	80
Tabela 5.3	Valores de TDH e vazões necessárias à sua manutenção	81
Tabela 6.1	Espécies vegetais pré-selecionadas para teste em sistema de <i>wetlands</i> -construídos	89
Tabela 6.2	Aproveitamento das mudas para o primeiro plantio realizado	92
Tabela 6.3	Espécies vegetais utilizadas em complementação à cultura de <i>Zantedeschia aethiopica</i> nos <i>wetlands</i> -construídos 2 e 3	93
Tabela 6.4	Variação da eficiência do sistema de <i>wetland</i> -construído com leito de brita com base no tipo de análise dos dados	114
Tabela 6.5	Variação da eficiência do sistema de <i>wetland</i> -construído com leito de bambu com base no tipo de análise dos dados	114
Tabela 6.6	Eficiência média de remoção de DQO, em concentração, para o sistema global de tratamento de esgotos e para o sistema de pós-tratamento	121
Tabela 6.7	Eficiência média de remoção de sólidos, em concentração, para o sistema de pós-tratamento de esgotos	127
Tabela 6.8	Eficiência média de remoção de SSV, em concentração, para o sistema global de tratamento de esgotos e para o sistema de pós-tratamento	135
Tabela 6.9	Valores de cor aparente obtidos para o sistema de pós-tratamento	141
Tabela 6.10	Valores de turbidez obtidos para o sistema de pós-tratamento	144

Tabela 6.11	Valores de turbidez obtidos para o sistema de pós-tratamento entre 15 e 19 de agosto de 2005	144
Tabela 6.12	Valores de concentrações de oxigênio dissolvido nos efluentes das diversas unidades do sistema de pós-tratamento	146
Tabela 6.13	Valores de alcalinidade nos diversos efluentes coletados ao longo do sistema de tratamento	150
Tabela 6.14	Eficiência de remoção de ácidos orgânicos, em termos de concentração, para os efluentes das unidades do sistema de pós-tratamento	152
Tabela 6.15	Valores médios de condutividade nos pontos de amostragem	154
Tabela 6.16	Concentração média de fósforo observada ao longo do sistema de tratamento	156
Tabela 6.17	Eficiência de remoção de fósforo total, em termos de concentração, para o sistema de pós-tratamento	157
Tabela 6.18	Concentração de nitrogênio orgânico observada ao longo do sistema de tratamento	159
Tabela 6.19	Concentração média de nitrogênio amoniacal observada ao longo do sistema de tratamento	160
Tabela 6.20	Eficiência global de remoção de nitrogênio amoniacal ao longo do sistema de tratamento a partir do esgoto bruto	162
Tabela 6.21	Concentração média de nitrito nos pontos de amostragem	163
Tabela 6.22	Eficiência de remoção média de nitrito nos pontos de amostragem considerando o sistema global de tratamento e o sistema de pós-tratamento isolado	164
Tabela 6.23	Eficiência de remoção de nitrato, em concentração, para o sistema de pós-tratamento	165

PLANTAS ORNAMENTAIS NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS: *WETLANDS*-CONSTRUÍDOS UTILIZANDO BRITA E BAMBU COMO SUPORTE

1. Introdução

As formas com que as diversas culturas enxergam as estruturas necessárias para o atendimento de questões mínimas de salubridade são as mais diversas e inesperadas possíveis, algumas, tangenciando o cômico, povoam o folclore do saneamento nacional.

Alguns dos casos mais conhecidos no folclore do saneamento incluem a utilização de vasos sanitários para o cultivo de plantas e flores no interior dos banheiros, em conjuntos habitacionais onde a população estava habituada às fossas negras e não aos vasos sanitários. Parte da confusão provém do próprio nome do aparelho, *vaso sanitário*.

Relatos de funcionários da FUNASA indicam que, após a instalação de um sistema simplificado de tratamento de água em algumas aldeias indígenas no norte do país, o sistema foi violentamente destruído pelos habitantes que responsabilizaram a “magia do homem branco” por surtos de dengue que aconteceram naturalmente na região. A diferença do aspecto visual das instalações em comparação ao que a população estava acostumada foi um dos principais fatores dessa revolta. Uma estrutura desse tipo, numa grande cidade passaria despercebida, mas em uma aldeia indígena era o foco principal de atenção.

Já em áreas urbanas, são comuns os casos de reclamações, por parte da população vizinha, sobre o cheiro emitido por estações de tratamento de esgoto, mesmo durante a sua construção, antes de iniciado o funcionamento.

O fator de rejeição que as estações de tratamento de esgotos induzem na população é uma quase unanimidade, independente da cultura, já que muitas estações de tratamento de efluentes não contam com o cuidado e com a manutenção necessária.

A rejeição não é um fator exato. É maior ou menor dependendo das características do sistema e de fatores externos ao tratamento de esgotos em si. Quando a exigência da construção de uma estação implica em ganhos ou mitigação de perdas para a população, o fator de rejeição pode ser, mesmo que temporariamente, relegado a segundo plano.

Como exemplo pode ser citado a ETE do bairro do Pinheirinho em São Bernardo do Campo, Região Metropolitana de São Paulo, bairro localizado às margens da represa Billings. A manutenção das habitações no local dependia do tratamento terciário dos esgotos produzidos no bairro que, até então, eram dispostos na represa. Neste caso, mesmo localizada nas proximidades das casas, a estação foi mais que uma exigência – uma necessidade – para a permanência dos moradores no local, mitigando os prejuízos de um despejo judicial.

Outras vezes as populações desconhecem a necessidade do tratamento dos esgotos.

No sul do estado de São Paulo, região conhecida como Vale do Ribeira, existem várias comunidades quilombolas, tradicionais agricultores de banana. Com a concorrência gerada pela produção de bananas com técnicas mais avançadas, a solução encontrada pelos agricultores da região foi a mudança do cultivo tradicional para o cultivo orgânico, como originalmente era realizado na região. O principal foco da produção de banana orgânica seria o mercado externo, principalmente o europeu, que busca cada vez mais produtos livres de agro-químicos. Apesar do caminho encontrado, a União Européia tem exigências severas quanto a importação de produtos agrícolas com a designação de orgânico. Uma das exigências feitas era que todo o esgoto produzido pela comunidade fosse tratado e corretamente disposto. Outra solução apontada para a retomada econômica da região seria a mudança do produto de cultura, trocar o cultivo da banana pelo cultivo de alguma espécie vegetal com maior valor de mercado, como as plantas ornamentais da mata atlântica.

Para muitos prefeitos, a implantação de uma estação de tratamento de esgotos em seu município também é vista como uma exigência legal, já que os ganhos ambientais decorrentes do tratamento dos efluentes, a melhoria sanitária que acompanha essa atividade e a economia no tratamento das águas de abastecimento a montante raramente são contabilizados. As ETEs são, via de regra, encaradas como fonte de despesas e não fonte de benefícios pelos administradores.

Apesar da grande diversidade de culturas e situações encontradas no Brasil, existe a necessidade de regulamentar as exigências mínimas que mantenham o ambiente salubre em todas as regiões. Para tanto, existem leis que regem a implementação das estações de tratamento de efluentes. A partir dessa legislação, já estabelecida, a eficiência no tratamento dos esgotos é fiscalizada pelos órgãos competentes de modo a proporcionar qualidade da água de forma a não agredir severamente o ambiente.

Mesmo, à primeira vista, parecendo totalmente desconexos, os pontos ressaltados podem e devem ser aglutinados quando se pensa em uma estação de tratamento de efluentes:

- Devem ser integradas ao ambiente local e agradáveis esteticamente;
- Devem contar com fatores que as tornem aceitáveis pela população, fatores positivos associados às estações devem ser ressaltados;
- Não devem representar um ônus, e sim um bônus à população;
- Devem obedecer à legislação ambiental pertinente, etc.

A partir dos estudos dos casos citados, surgiu a idéia de promover a união desses vários fatores, o que resultou no sistema proposto no presente trabalho, um sistema o mais próximo possível do que ocorre na natureza, agradável ao olhar, que possa ter uma utilidade paralela além do tratamento de esgotos o que facilitaria à sua aceitação por parte da população e, se possível, que fosse capaz de gerar algum tipo de renda ou envolvimento da população, sem perder de vista à sua função inicial: melhorar a qualidade da água residuária.

Optou-se, portanto, pelos *wetlands*-construídos utilizando-se plantas ornamentais que além de proporcionar o polimento das águas previamente tratadas em um reator anaeróbio, podem ser executadas de forma a assemelharem-se a um jardim ou a um

banhado natural. A utilização das plantas ornamentais deixará o sistema mais agradável visualmente e poderá funcionar como uma renda extra, mesmo que pequena, à população circunvizinha.

Além dos fatores já citados, com o objetivo de tornar o sistema aplicável aos mais diversos povoados brasileiros, como meio suporte às plantas e aderência aos microrganismos foi utilizado bambu cortado na forma de anéis. O bambu é facilmente encontrado em todo o território nacional e pode ser de mais fácil acesso que a pedra britada, meio suporte tradicionalmente utilizado nesse tipo de sistema, em algumas regiões mais isoladas.

2. Objetivos

Avaliar a viabilidade do pós-tratamento de esgotos sanitários com o sistema de *wetlands*-construídos de fluxo subsuperficial utilizando-se plantas ornamentais de interesse comercial e bambu como meio suporte em comparação com pedra britada.

2.1. Objetivos específicos

- Identificar, a partir de espécies pré-selecionadas de cultivo em solos úmidos, espécies vegetais ornamentais ou de interesse comercial que se adaptem ao cultivo em *wetlands*-construídos de fluxo subsuperficial tratando esgotos.
- Verificar a eficiência do processo de pós-tratamento de efluentes utilizando-se plantas ornamentais;
- Avaliar a possibilidade de utilização de anéis de bambu como meio suporte em *wetlands*-construídos, comparando-os com pedra britada, material tradicionalmente utilizado para esse tipo de tratamento em todo o mundo.

3. Justificativa

O Brasil é um dos países de grande destaque mundial em pesquisas e implementação de tecnologias anaeróbias para o tratamento de esgotos sanitários devido aos bons requisitos ambientais encontrados em nosso território como temperatura e insolação, adequados ao bom funcionamento do sistema.

Sabe-se, porém, que o tratamento de efluentes por processos anaeróbios necessita de tratamento complementar, ou sistemas de pós-tratamento, que possibilitem a adequação do efluente aos parâmetros legais exigidos para o despejo.

Os *wetlands*-construídos despontam como uma alternativa potencialmente viável nesse quesito devido, principalmente, aos baixos custos de operação envolvidos e ao apelo ecológico que possuem.

Com a introdução de plantas ornamentais no processo de tratamento busca-se, além do polimento dos efluentes pelo consumo de nutrientes, ganhos estéticos e a possibilidade de obtenção de recursos financeiros.

Vantagens em potencial do sistema:

- Esgoto: possibilidade de pós-tratamento, ou até mesmo tratamento, de esgotos de origem doméstica com adequação de parâmetros às exigências legais.
- Estética: pode haver melhoria significativa no fator estético de estações com a utilização de plantas ornamentais para o tratamento de esgotos, deixando de lado a sina de local inóspito podendo, por exemplo, com devidos cuidados

tomados, ser transformadas em parques para visitação e passeio público, facilitando sua aceitação por parte da população.

- Água de irrigação: economia de água de irrigação das culturas vegetais aliadas ao tratamento de efluentes;
- Fertilizantes: o esgoto pode ser uma boa fonte de nutrientes, entrando no lugar de fertilizantes industrializados em culturas, podendo propiciar bons resultados de crescimento vegetal a baixos custos. Como exemplo cita-se a utilização dos resíduos da produção de álcool para a irrigação da cultura de cana de açúcar;
- Fonte de renda: no caso de uso de plantas ornamentais e valor comercial, existe a possibilidade de venda das flores de corte cultivadas ou de artesanato produzido com fibras ou folhagens, gerando divisas. O cultivo de flores com a utilização de esgoto como um dos insumos da cultura poderá, por exemplo, tornar-se uma atividade remuneratória alternativa em pequenas comunidades, servindo como uma pequena fonte auxiliar de renda.

A utilização do efluente doméstico em irrigação controlada também pode ser caracterizada como sistema de reúso de água no próprio sistema de tratamento, tema que vem tomando importância no meio científico e tecnológico nos últimos anos.

O sistema poderá ser empregado, além de áreas urbanas, em áreas rurais, onde o saneamento ainda é tratado de maneira secundária e elementar.

A utilização de anéis de bambu como meio suporte nos *wetlands*-construídos pode facilitar, ainda mais, a sua utilização em áreas rurais, já que o bambu é facilmente encontrado em todo o território nacional.

4. Revisão bibliográfica

Para o tratamento de efluentes de origem doméstica, os processos biológicos são os mais freqüentemente utilizados, com destaque para os sistemas que empregam processos anaeróbios. Com o aumento na utilização de sistemas de tratamento de esgotos, surgiu a necessidade da regulamentação desses sistemas, a legislação, quer seja estadual ou federal trouxe consigo exigências que alguns processos ou configurações de tratamento sozinhos não são capazes de alcançar. Para propiciar a adequação de uma estação que empregue processos anaeróbios aos padrões exigidos pela lei existe a necessidade de sistemas de pós-tratamento dos esgotos, sistemas responsáveis pelo chamado polimento do esgoto tratado, que tornam o esgoto adequado às condições exigidas legalmente. Dentre esses processos de pós-tratamento destacam-se os sistemas naturais que não necessitam de aporte energético elevado além de serem isentos da utilização de substâncias químicas para seu funcionamento. Os sistemas conhecidos por *wetlands*-construídos, que estão dentro dessa classificação, são sistemas que contam com um leito filtrante que serve como suporte para vegetação. O efeito combinado das diversas colônias de microrganismos com a vegetação é o responsável pelo polimento do esgoto. O sistema de *wetlands*-construídos ainda pode proporcionar a geração de biomassa agrícola que pode ser aproveitada para a melhoria da qualidade estética da estação de tratamento de esgotos ou colaborar para a geração de atividade econômica para a comunidade circunvizinha.

4.1. Processos anaeróbios

Os processos anaeróbios de estabilização de matéria orgânica são fenômenos que ocorrem naturalmente nos ambientes aquáticos como fundo de rios e lagos.

Em sistemas projetados especificamente para o tratamento de resíduos busca-se a otimização e o controle das reações que ocorrem na natureza fazendo com que o tempo necessário para que a metabolização do esgoto ocorra seja inferior àquele necessário em ambiente natural.

A partir da década de 1970 os sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos têm ganhado impulso e confiabilidade no Brasil, não somente no meio acadêmico, mas também entre projetistas, governantes e até mesmo entre a população que já vê com bons olhos esse tipo de processo.

Inicialmente os sistemas anaeróbios ganharam seu lugar de destaque nas pesquisas devido a uma característica intrínseca ao processo – a geração de gás metano (CH_4) como um dos produtos finais da decomposição da matéria orgânica presente no esgoto. Nessa época, meados dos anos de 1970, a ocorrência de uma crise internacional no abastecimento de petróleo fez surgir o interesse por combustíveis alternativos, dentre eles o metano, impulsionando, então, as pesquisas com os sistemas anaeróbios.

Embora ainda citados por muitos autores como uma das vantagens da utilização de processos anaeróbios para o tratamento de efluentes, a produção de metano a partir de esgoto doméstico, até o presente, não se mostrou como uma alternativa economicamente viável de combustível alternativo, além de ser apontada por um outro ramo da ciência como um dos prováveis colaboradores para o aumento efeito estufa e a conseqüente elevação da temperatura global.

Apesar do seu abandono como processo de produção de combustível renovável, os sistemas anaeróbios para tratamento de esgotos adaptaram-se muito bem às condições climáticas brasileiras e apresentaram outras vantagens interessantes, como baixa produção de lodo, pequeno consumo de energia elétrica e simplicidade das instalações, fazendo com que as pesquisas prosseguissem até a atualidade possibilitando que estações de grande porte operem com reatores anaeróbios como principal unidade de tratamento.

A versatilidade dos reatores anaeróbios foi posta a prova e mostrou-se apta ao tratamento dos mais variados tipos e concentrações de poluentes. São das mais variadas as concepções de reatores anaeróbios, desde o clássico tanque séptico, que teve seu desenho pouco mudado desde 1881 quando Jean Louis Mouras depositou seu pedido de patente na cidade francesa de Vezel, até os conceitos mais ambiciosos de reatores de leito granular expandido ou estações que contam com reatores UASB capazes de tratar o esgoto gerado por uma população superior a 200.000 habitantes.

A valorização do processo anaeróbio elevou significativamente o número de alternativas de concepção e tipologia dos reatores de tratamento de esgotos.

Essa evolução ocorreu principalmente nos sistemas de tratamento de alta taxa que possuem mecanismos que proporcionam o aumento do tempo de detenção celular, retraindo os microrganismos responsáveis pela transformação da matéria orgânica em compostos mais simples e melhorando o contato do esgoto com a biomassa, o que torna os reatores mais eficientes para seu objetivo primordial.

4.2. Os reatores anaeróbios

O estudo de características hidráulicas e biológicas envolvidas nos sistemas de tratamento de efluentes permite que ocorra uma evolução constante no desenho dos reatores. Esse desenho tem importância significativa na obtenção de bons resultados durante o tratamento dos esgotos.

Não existe um desenho melhor ou um desenho ótimo para um reator. Cada configuração detém características que a torna mais adequada a uma determinada situação. Cabe ao projetista identificar as condições e demandas locais de forma a obter indicações que auxiliem na identificação de qual reator melhor atende a essas exigências.

A configuração dos reatores anaeróbios pode variar de sistemas muito simplificados e com operação bastante simples, transposições quase diretas dos processos que ocorrem na natureza, até configurações bastante elaboradas que exijam automação e controle bastante apurados.

Os reatores anaeróbios mais simples já desenvolvidos são os tanques sépticos e as lagoas anaeróbias, ambos tidos como sistemas convencionais ou clássicos, ou seja, sem artifícios que promovam a retenção de biomassa e melhorem o contato entre a biomassa e a matéria orgânica.

A partir dos sistemas clássicos, a evolução dos sistemas anaeróbios de tratamento de esgotos seguiu dois caminhos que levaram às configurações mais elaboradas de reatores que possibilitam melhor eficiência na remoção da matéria orgânica das águas:

- Manutenção de biomassa ativa no interior dos sistemas
- Melhoria do contato entre o esgoto e a biomassa

A manutenção da biomassa no interior dos sistemas pode ocorrer em sistemas de biofilme, como nos filtros anaeróbios e nos biodiscos, ou em sistemas de manta de lodo floculento ou granular como nos reatores UASB e compartimentado.

Mudanças hidráulicas nos reatores, principalmente direcionando-se o fluxo através de região rica em biomassa no interior dos reatores, quer seja mantas de lodo ou leitos de biofilme, promovendo um contato mais intenso entre o material a ser metabolizado e a biomassa melhoram sensivelmente as taxas de remoção de matéria orgânica.

Entre as diversas configurações desenvolvidas sob esses princípios, tem-se:

- ***Filtro anaeróbio***

Primeira configuração de sistemas de alta taxa desenvolvida. Baseia-se no princípio da adesão das diversas colônias de microrganismos em um meio suporte inerte. As colônias de organismos formam uma fina película sobre o meio suporte, o chamado biofilme. Como o meio suporte permanece no interior do reator enquanto o esgoto passa por ele, o tempo de detenção celular do biofilme é muito superior ao tempo de detenção hidráulico do esgoto.

Segundo Chernicharo (1997), os primeiros trabalhos a cerca de filtros anaeróbios, conforme sua concepção atual, datam da década de 1960 e a sua utilização vem crescendo desde então para diversos tipos de águas residuárias, tanto domésticas quanto industriais.

As principais configurações de filtros anaeróbios utilizam-se de escoamento vertical, quer seja ascendente – o mais utilizado, ou descendente.

O material empregado como meio suporte à biomassa mais empregado ainda é a pedra britada, mas diversas pesquisas apontam a possibilidade do uso de outros materiais como anéis plásticos, escória de alto-forno, bambu, argila, casca de mexilhão, chapas corrugadas, etc.

Picanço et al (2000) estudaram a influência de diversos tipos de material na fixação de colônias de microrganismos anaeróbios. Esse estudo considerou quatro diferentes tipos de material, com diferentes porosidades, mantendo a forma do meio suporte, as características do esgoto e a posição relativa do meio suporte no interior de um mesmo reator. Os materiais considerados foram PVC, espuma de poliuretano, tijolo refratário e cerâmica, com porosidade de, respectivamente, 1,5%, 92%, 35% e 64%. As conclusões indicam que quanto maior a porosidade, maiores as quantidades de microrganismos aderidos.

Outra pesquisa de caráter comparativo quanto ao meio suporte foi desenvolvido por Couto (1992) que comparou filtros anaeróbios no tratamento de esgotos sanitários com três tipos de enchimento: anéis plásticos, brita n°4 e anéis de bambu. Os resultados indicam que para os três meios-suportes as eficiências de remoção de DBO e DQO não variaram significativamente, permanecendo em torno de 60 a 80%, enquanto as taxas de remoção de sólidos suspensos variaram entre 70 a 80%.

Segundo Camargo (2000), desde 1977 pesquisas indicam o potencial de utilização de bambu como meio suporte em filtros.

Camargo (2000) comparou a eficiência de filtros anaeróbios tratando esgoto sanitário e tendo como enchimento bambu em duas formas: anel e meia-cana, concluindo que em ambas as configurações o bambu se mostra como uma alternativa viável para o enchimento de filtros anaeróbios para o tratamento de esgotos sanitários. A eficiência de remoção de DQO para ambos os casos foi entre 60 e 74% enquanto que para DBO, situou-se entre 60 e 67%, atingindo valores médios no efluente ao filtro de 83 mg.L⁻¹ para TDH de 7 horas.

- **Reatores UASB**

Conhecido mundialmente pela sigla inglesa UASB (*upflow anaerobic sludge blanket*) o reator anaeróbio de manta de lodo e fluxo ascendente surgiu a partir da observação do lodo gerado no fundo falso dos filtros anaeróbios de fluxo vertical ascendente, região destinada à distribuição do esgoto que adentra ao filtro através de toda a área do leito. Nessa região não ocorre a formação de biofilme, mas existe a retenção de biomassa sob a forma de flóculos ou grânulos que agrupados formam o que se convencionou chamar de lodo.

Esse lodo, devido a sua densidade e facilidade de sedimentação, pode ser retido no interior de tanques desde que as condições hidráulicas do fluxo interno sejam controladas para tal.

Com base nesta constatação se originaram os reatores UASB a partir de trabalhos desenvolvidos na Holanda pela equipe do prof. Lettinga na década de 1970 (CAMPOS, 1999).

Além do controle do fluxo hidráulico, os reatores UASB são dotados, em sua parte superior, de um dispositivo separador trifásico que possibilita a separação do líquido, dos gases e dos sólidos que possam ser arrastados junto com o esgoto. Acima do separador trifásico, o reator conta com uma câmara de decantação que permite com que os sólidos mais pesados, que eventualmente sejam arrastados com o fluxo hidráulico, retornem à manta de lodo no fundo do reator.

Esse tipo de reator foi bem aceito no Brasil. Exemplares de grande porte de reatores UASB podem ser encontrados em vários estados brasileiros como sistemas principais de estações de tratamento de esgoto doméstico.

- **Reator compartimentado**

O reator compartimentado será utilizado na presente pesquisa como fonte de esgoto tratado anaerobiamente que sofrerá processo de pós-tratamento em *wetlands*-construídos, por esse motivo, essa configuração recebe atenção especial na presente revisão.

Conhecido também pela sigla oriunda do idioma inglês ABR (*anaerobic baffled reactor*), o reator compartimentado teve sua concepção no ano de 1982 por Bachmann e colaboradores na Primeira Conferência Internacional de Processos Biológicos de Filme Fixo (NOUR, 1996), sendo, portanto, uma configuração bastante nova de sistema de tratamento de efluentes, ainda com um número reduzido de estudos e modelos propostos a respeito de seu projeto.

A configuração inicial do reator anaeróbio compartimentado (RAC) idealizada por Bachmann (1982 apud NOUR, 1996) foi baseada em um reator anaeróbio de biodiscos funcionando de maneira estática, sem rotação nos discos.

Os reatores compartimentados são unidades que dispõem de diversas chicanas, anteparos verticais ou câmaras, que fazem com que a água residuária se movimente com fluxo ascendente através de regiões com grandes quantidades de microrganismos ativos que se concentram junto ao fundo do reator. A maneira de retenção de biomassa proposta por essa concepção de reator é muito simples, diminuindo os custos com material de enchimento ou dispositivos de separação de fases. A título ilustrativo, no caso anaeróbio, o reator compartimentado pode ser encarado como uma sucessão de reatores UASB em série, sem os mecanismos de separação de fases e não necessitando de granulação do lodo para sua operação.

A proposta original do reator compartimentado foi para o seu uso com o tratamento anaeróbio, mas hoje já podem ser encontrados trabalhos onde essa mesma configuração de reator é utilizada para tratamento aeróbio e híbrido anaeróbio-aeróbio.

A intenção na concepção inicial era de promover dentro do reator fluxos descendentes e ascendentes do efluente por diversas vezes, possibilitando que o esgoto atravessasse seguidas vezes a densa camada de microrganismos presente na massa de lodo existente em cada câmara. Esse artifício possibilitou um maior contato entre as águas residuárias e os microrganismos responsáveis pela degradação dos compostos presentes, além de diminuir a perda de sólidos por arraste.

Uma característica marcante na concepção do reator compartimentado que o diferencia dos reatores UASB é a inexistência de dispositivos de separação das fases líquida, sólida e gasosa, no alto de cada câmara, pois os sólidos arrastados pelos gases de uma câmara acabam sendo retidos na seguinte, exceto aqueles sólidos com densidade

suficientemente baixa para serem carregados pelo fluxo ocasionado pela velocidade ascensional existente na outra câmara.

Assim como os reatores UASB, os reatores compartimentados são capazes de tratar desde águas com altas cargas volumétricas, da ordem de 6 a 20 kg DQO.m⁻³.dia, até resíduos líquidos industriais com cargas bem mais baixas (McCARTY & SMITH, 1986) devido a grande capacidade de retenção de biomassa.

Algumas das vantagens desse tipo de reator enumeradas na literatura (BACHMANN et al., 1985; BOOPATHY & TILCHE, 1991; POVINELLI, 1994; NOUR, 1996; CHERNICHARO, 1997; BARBER & STUCKEY, 1999; ZANELLA 1999; SILVA et al 2000) são:

- desenho simples;
- isento de partes móveis;
- ausência de separador de fases;
- elevado volume útil;
- não necessidade de misturadores;
- baixo consumo de energia elétrica;
- não utilização de equipamentos onerosos;
- propício à formação de grânulos;
- tempo de detenção hidráulico relativamente baixo;
- alta capacidade de retenção de sólidos biológicos ativos;
- retenção de biomassa sem o uso de meio suporte;
- obtenção de ótimo desempenho mesmo com lodo não granular;
- pequena necessidade de descarte de lodo;
- podem suportar efluentes com baixas e altas cargas de DBO;
- possuem elevada estabilidade e reabilitação a choques orgânicos e hidráulicos;
- a seqüência ascendente/descendente de escoamentos reduz a lavagem da biomassa;
- possibilidade de operação intermitente, etc.

Algumas das desvantagens, enumeradas na literatura são:

- produção de efluente com baixa qualidade visual (turbidez e cor);
- possibilidade de produção de odores;
- necessidade de pós-tratamento;
- partida lenta;
- efluente com ausência de oxigênio dissolvido;
- remoção insatisfatória de nitrogênio, fósforo e organismos patogênicos; etc.

O desenho inicial proposto para os reatores compartimentados mostrou-se bastante eficiente para os ensaios realizados em escala de bancada. O mesmo modelo, quando aplicado à escala piloto, apresentou problemas hidráulicos, tendo seu desenho modificado dando origem à concepção mais atualizada para esse tipo de reatores onde o escoamento descendente é feito por meio de tubulações que distribuem o esgoto no fundo de cada câmara, mantendo o princípio do escoamento ascendente através da manta de lodo.

A evolução no projeto do reator compartimentado aponta para a utilização da primeira câmara de maior volume, funcionando como um decantador de alta taxa, proporcionando um maior acúmulo de biomassa ativa nessa câmara e de uma das câmaras, a última, atuando em sistema aeróbio, fazendo o polimento do efluente. Essa concepção foi utilizada por Zanella (1999) e Silva (2001).

Por se tratar de uma concepção ainda nova em termos de tratamento de efluentes, esse tipo de reator ainda não possui parâmetros consolidados de projeto, sendo a maioria das experiências realizadas com indicadores empíricos, normalmente baseados em projetos de reatores UASB. Segundo Campos (1999) os reatores anaeróbios compartimentados são projetados com tempos de detenção hidráulica variando de 12 a 24 horas e profundidade de 2,5 a 3,5 m, parâmetros esses considerados conservadores por outros autores. Zanella (1999) e Silva (2001) utilizaram para seus estudos um reator compartimentado com profundidade de 1,30 m chegando a operar o reator com tempo de detenção hidráulica nas câmaras anaeróbias de 4 horas.

4.3. Características do processo anaeróbio

Os processos anaeróbios de tratamento de efluentes são processos bioquímicos realizados por um conjunto de microrganismos, principalmente arqueas e bactérias, na ausência de oxigênio molecular, onde a matéria orgânica presente nos esgotos é convertida em compostos mais simples como metano e gás carbônico e energia livre utilizada na produção de novas células.

Até a obtenção dos produtos finais, ocorre uma série de reações seqüenciais, onde populações específicas de bactérias realizam partes do processo. Os sub-produtos de uma reação tornam-se a matéria prima das reações subseqüentes promovendo um equilíbrio químico e biológico entre as reações e as diversas populações de microrganismos.

Essa seqüência metabólica do carbono orgânico presente nos esgotos é capaz de remover de 70 a 90% de toda a matéria orgânica presente no efluente (CHERNICHARO 1997).

Mesmo atingindo esses percentuais e com a evolução no projeto e controle dos reatores anaeróbios da última décadas, segundo Chernicharo (2001), por questões inerentes aos processos envolvidos, dificilmente um reator anaeróbio sozinho atenderá os padrões exigidos pela legislação ambiental. Além da matéria orgânica, os nutrientes também situam-se acima dos valores permitidos. O oposto ocorre com o oxigênio dissolvido, muito abaixo do valor mínimo necessário. Outro ponto de baixa eficiência em sistemas anaeróbios é a pequena remoção de coliformes, e conseqüentemente, organismos patogênicos. Esses pontos tornam necessária a existência de uma unidade de polimento após o tratamento anaeróbio que garanta a melhoria, inclusive visual, do esgoto tratado.

Por outro lado, os sistemas que utilizam processos anaeróbios têm como vantagens a baixa produção de lodo de descarte, a boa estabilidade do lodo, os baixos custos de implantação e manutenção do sistema.

As configurações anaeróbias de reatores para tratamento de esgotos se mostraram eficientes no tratamento dos mais diversos tipos de esgoto, com elevadas ou diminutas concentrações de matéria orgânica, tanto esgotos domésticos quanto esgotos industriais podem ser tratados pelo mesmo sistema.

Exemplos clássicos de águas industriais que podem ser tratados por processos anaeróbios são os efluentes de cervejarias, fábricas de refrigerantes abatedouros e frigoríficos, curtumes, laticínios, produção de açúcar e álcool, entre outros.

4.4. Pós-tratamento de esgotos

Além dos ganhos de qualidade, benéficos ao ambiente, os sistemas de pós-tratamento são fundamentais à adequação dos efluentes à legislação ambiental aplicável.

Existem vários sistemas que se adaptam aos mais diversos graus de pós-tratamentos que possam ser exigidos para efluentes de reatores anaeróbios. Vão desde simples aeradores por gravidade, que permitem que o esgoto tratado atinja o valor de oxigênio dissolvido mínimo necessário para sua disposição em um corpo d'água, até sistemas complexos e com elevado grau de mecanização como sistemas aeróbios de lodos ativados.

4.4.1. Principais tipos e possibilidades

A possibilidade de combinações de sistemas para o pós-tratamento de efluentes é praticamente ilimitada se forem consideradas as diversas variações entre todos os sistemas existentes.

As estações de tratamento de esgotos de grande porte projetadas nos últimos anos incorporam, em quase sua totalidade, sistemas aeróbios como pós-tratamento de sistemas anaeróbios de forma a atender os requisitos legais com os menores custos de construção, operação e manutenção, além de menor produção de lodo que a obtida em um sistema puramente aeróbio. Como exemplos de aplicação dessa concepção têm-se os municípios de Campinas e Piracicaba no interior de São Paulo.

Entre os processos aeróbios, a principal configuração utilizada como sistema de pós-tratamento é o sistema de lodos ativados e suas variantes. Em comparação a um sistema de lodos ativados convencional para o tratamento de esgoto bruto, a diferença primordial do sistema de pós-tratamento está na substituição do decantador primário por um sistema de tratamento anaeróbio que se encarrega da remoção da maior parte

da matéria orgânica do esgoto. Com essa configuração consegue-se obter a mesma qualidade da água dos sistemas convencionais, mas com menor geração de lodo e menor gasto energético. Estações recentes ainda aproveitam a possibilidade de tratamento do lodo gerado no processo aeróbio no reator anaeróbio – utilizado historicamente para esse fim.

Além dos sistemas aeróbios, também podem ser utilizados como sistemas de pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios, os sistemas naturais e processos físico-químicos.

Os principais processos físico-químicos que podem ser utilizados como pós-tratamento são os sistemas de coagulação-flotação, os processos de filtração, os processos de membrana, os processos oxidativos e a desinfecção.

Nos processos de coagulação-flotação, substâncias químicas são adicionadas ao esgoto de maneira a proporcionar a coagulação das partículas presentes na água residuária para que possam ser separadas do líquido por ação de bolhas de ar insufladas ou formadas por despressurização de líquido saturado, responsáveis pelo arraste do material coagulado à superfície. Os principais produtos químicos empregados são (CHERNICHARO 2001):

- Polímeros aniônicos, catiônicos, não iônicos ou anfotéricos;
- Sulfato de alumínio;
- Cloreto férrico e cal.

A utilização de compostos de cálcio e sais de ferro ou alumínio para a coagulação pode ocasionar a precipitação de parte do fósforo presente no esgoto incrementando a qualidade da água tratada (CHERNICHARO, 2001).

Outra forma de pós-tratamento que começa a ser utilizada, apesar do alto custo, são os processos de filtração por membranas. Para o pós-tratamento do esgoto são utilizadas membranas semi-permeáveis que dividem o fluxo em duas porções: o material que passa pela membrana – chamado filtrado ou permeado e o material retido pela membrana, chamado rejeito ou refletido (GONÇALVES 2003).

A utilização de membranas para tratamento de efluentes secundários pode ser feita com os processos de ultrafiltração e microfiltração, mas esses processos não descartam a utilização de uma desinfecção da água após a passagem pelo sistema de

tratamento. Essa combinação de filtração por membrana e desinfecção é capaz de retirar dos esgotos as partículas, coliformes e até vírus, mas não remove os nutrientes orgânicos e inorgânicos e os poluentes orgânicos (SCHNEIDER & TSUTIYA, 2001).

Efluentes com melhor qualidade, que possam ser diretamente empregados em processos de reúso, também podem ser obtidos com sistemas de membranas desde que utilizadas membranas de aberturas menores, como as de osmose reversa (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 - Membranas para tratamento de água e esgoto

Membrana	Porosidade	Material retido
Microfiltração	0,1 – 0,2 µm	Protozoários, bactérias, vírus (maioria), partículas, emulsões
Ultrafiltração	0,1 – 0,01 µm	Material removido na MF, colóides, totalidade de vírus, proteínas
Nanofiltração	0,01 – 0,001 µm	Íons divalentes e trivalentes, moléculas orgânicas com tamanho maior do que a porosidade média da membrana, açúcares, herbicidas
Osmose reversa	< 0,001 µm	Íons, praticamente toda matéria orgânica, moléculas de gases

Fontes: modificado de NIST, Filtration and Ultrafiltration Equipment and Techniques. Washington. <http://www.membranes.nist.gov/ACSchapter/pellePAGE.html> (2004) e Schneider & Tsutyia (2001)

Estações de pequeno e médio porte já se valem de reatores que conjugam processos biológicos e pós-tratamento em sistemas de membranas para a obtenção de água de reúso. Podem ser citados os casos do Parque Temático Hopi Hari, localizado no município paulista de Vinhedo, que produz água de reúso para rega de áreas verdes e limpeza de pisos, e a estação de tratamento de esgotos Jesus Neto da Sabesp, no bairro do Ipiranga em São Paulo, que produz água de reúso para fins industriais.

As membranas podem ser utilizadas submersas nos reatores biológicos ou em unidades justapostas.

Apesar da possibilidade de sua utilização para o pós-tratamento de esgotos, os processos que envolvem membranas ainda são muito caros o que torna sua utilização economicamente viável somente em casos especiais de tratamento. Além dos custos iniciais de implantação, os reatores de membrana também demandam operação e

manutenção especializada devido ao grau de mecanização empregado nesse tipo de reator e à possibilidade de entupimento dos poros das membranas.

Além da utilização dos sistemas de pós-tratamento para a remoção da matéria orgânica residual e nutrientes, também existe a necessidade de remoção de organismos patogênicos que passam imunes aos sistemas anaeróbios. Para isso os processos oxidativos e sistemas de desinfecção podem ser utilizados quando necessário. Os processos de desinfecção de esgotos, mesmo tratados, devem ser utilizados com bastante cuidado já que alguns compostos químicos usualmente utilizados para a desinfecção podem produzir, em contato com compostos presentes nos esgotos, substâncias nocivas à saúde humana como, por exemplo, os trihalometanos. As principais formas de desinfecção utilizadas em sistemas de esgoto sanitário são a aplicação de cloro ou seus compostos, a radiação ultravioleta e o ozônio (GONÇALVES, 2003).

Quando existe a disponibilidade de áreas para o pós-tratamento dos efluentes e a opção pelo uso de sistemas com baixo grau de mecanização, a alternativa que deve ser considerada para o pós-tratamento são os sistemas naturais.

4.4.2. Sistemas naturais

A maior parte dos sistemas empregados para o tratamento de efluentes deriva da otimização de processos que ocorrem na natureza, mas, com a busca ao aumento constante das eficiências das estações, cada vez mais os sistemas se tornaram complexos, mecanizados e auxiliados pela adição de substâncias químicas de forma a diminuir as áreas das estações de tratamento e o tempo necessário para o tratamento do efluente. Em contrapartida os sistemas se tornaram dependentes de fontes externas de energia e insumos além de demandarem operação cada vez mais complexa.

Esses sistemas mecanizados são a melhor opção para grandes metrópoles onde o espaço livre para a construção de ETEs é cada vez mais raro, mas em municípios menores ou comunidades isoladas a complexidade e dependência geradas por esse tipo de estação torna-se uma barreira, se não para sua implantação, ao menos para a sua operação que envolve elevados custos de manutenção e exigência de operação especializada, nem sempre disponível.

Em contraponto aos sistemas complexos cresce o interesse por sistemas mais independentes, mais próximos ao que ocorre na natureza, mas nem por isso ineficientes. Os sistemas naturais são sistemas que, assim como os sistemas mais complexos, são otimizações de processos que ocorrem na natureza, mas que contam como principal diferencial a menor necessidade de equipamentos mecânicos, menores gastos de energia elétrica e pequena necessidade de insumos químicos.

Segundo Reed et al (1995), sistemas naturais para tratamento de efluentes podem ser definidos como o conjunto de processos que dependem principalmente de componentes naturais para atingir o propósito pretendido.

São sistemas que se valem de processos físicos como sedimentação ou filtração e sistemas biológicos, principalmente facultativos ou anaeróbios para obter o máximo grau possível de tratamento sem a dependência de utilização de energia elétrica a não ser para o bombeamento dos efluentes para o interior do sistema.

Apesar da independência de fontes artificiais de energia e insumos químicos, segundo Kadlec & Knight (1995) a energia consumida para o tratamento dos efluentes nos sistemas naturais é equivalente àquela utilizada nos processos mecanizados, a diferença vem da fonte de energia utilizada. Enquanto os processos mecanizados se valem de energia elétrica e insumos industrializados, os sistemas naturais se valem da energia solar, ação dos ventos, equilíbrios gasosos entre meio líquido e aéreo, atividades bioquímicas de crescimento de biomassa, etc. Essa diferença nas fontes de energias empregadas faz com que os espaços requeridos por ambas as concepções sejam opostos. Enquanto os processos mecanizados ocupam pequenas áreas, os sistemas naturais, devido às características da matriz energética empregada, devem ocupar áreas significativamente maiores para tratar a mesma quantidade de efluente. Ou seja, sistemas mecanizados são intensos em energia, enquanto sistemas naturais são intensos em área.

São considerados sistemas naturais de tratamento de efluentes: o tratamento no solo, os sistemas solo-planta – onde podem ser incluídas os *wetlands*-construídos, os processos anaeróbios e os sistemas facultativos desde que não mecanizados.

4.4.2.1. Sistemas solo-planta

Considerados inicialmente como uma modalidade de reúso, os processos de aplicação controlada de esgotos tratados no solo e *wetlands*-construídos são atualmente reconhecidos e utilizados como sistemas de pós-tratamento de esgotos onde exista a disponibilidade de área.

Reed et al (1995) definem os sistemas solo-planta como a aplicação controlada de águas residuárias no solo para obter o tratamento de constituintes do esgoto.

Além de proporcionarem a melhoria da qualidade do esgoto, esse tipo de sistema pode, segundo Campos (1999), ter os seguintes propósitos:

- reúso;
- recarga de aquíferos, e;
- finalidades agrícolas;

Algumas modalidades de sistemas solo-planta também podem ser consideradas como alternativas de disposição final dos efluentes, como no caso dos sistemas de infiltração no solo.

O solo age como uma camada filtrante que possibilita ações de sorção e a atividade microbológica que mineraliza a matéria orgânica ainda contida no efluente, disponibilizando os minerais e nutrientes para a vegetação (CAMPOS 1999; REED et al 1995; CHERNICHARO 2001). Diferentes níveis de tratamento das águas residuárias podem ser atingidos com esses processos tanto para esgotos domésticos quanto para esgotos industriais (CRITIES & TCHOBANOGLOUS 1998).

Segundo Campos (1999), a possibilidade de utilização de sistemas solo-planta depende, principalmente, da existência de áreas adequadas e suficientes para a sua aplicação. Devem ser observados o relevo, a topografia, a capacidade de infiltração do solo, a espessura agriculturável e a vizinhança. Dependendo das condições de contorno obtidas pode-se optar por uma das modalidades de sistema solo-planta.

São três as principais configurações de sistemas solo-planta: infiltração, irrigação e escoamento superficial.

Nos processos de infiltração, a água a ser tratada escoar por uma superfície de porosidade média a alta, infiltrando pelos poros do solo. Esse método serve, além de pós-tratamento, como método de disposição final do efluente.

Os métodos de infiltração podem ser classificados como infiltração subsuperficial e infiltração rápida (CHERNICHARO, 2001).

A infiltração subsuperficial é empregada como método de polimento e disposição final, normalmente, de esgotos tratados em unidades de pequena vazão. As principais configurações desse tipo de sistema utilizadas são os sumidouros e as valas de infiltração. Ambas as configurações são regulamentadas no Brasil pela NBR 13969/97 (ABNT 1997).

A forma mais antiga e mais comum de infiltração no solo - a infiltração rápida - é feita em valas ou tanques estreitos e profundos, abertos na superfície do terreno, normalmente não vegetado, para proporcionar uma superfície de absorção elevada em relação ao volume de esgoto aplicado (Figura 4.1) ou em bacias de infiltração.

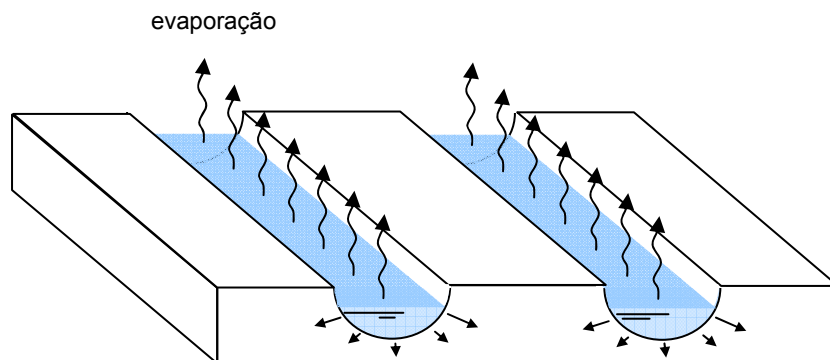


Figura 4.1 – Representação esquemática de sistema de infiltração

Nos processos de infiltração deve-se levar em conta a possibilidade de perda de capacidade drenante do solo e a contaminação do lençol freático, especialmente quanto a formas de nitrogênio que podem ter elevado grau de mobilidade no subsolo.

Nos processos de irrigação (Figura 4.2) que utilizam esgoto pré-tratado, além da ação física dos solos e bioquímica dos microrganismos, ocorre o aproveitamento dos nutrientes pelas plantas. Grande parte do líquido é perdida para a atmosfera na forma

de vapor d'água por evaporação e evapotranspiração, diminuindo o volume de efluente que é encaminhado às camadas profundas do solo.

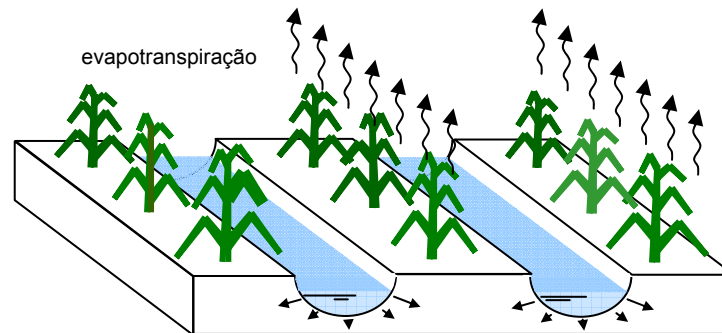


Figura 4.2 – Representação esquemática de sistema de irrigação

A aplicação do esgoto, além da descarga direta em sulcos, canais e tubulações perfuradas, também pode ser feita por aspersores, principalmente quando o processo de tratamento empregado é a irrigação.

Assim como nos outros sistemas de disposição controlada nos solos, os sistemas que empregam esgoto para irrigação devem ser intermitentes, obedecendo às necessidades das plantas nas quais está sendo aplicado.

Quando se realiza a irrigação com esgotos deve-se ter em conta a segurança sanitária da cultura irrigada e da região do entorno a essas culturas. Não se deve utilizar a irrigação de produtos vegetais que sejam consumidos crus, especialmente de plantas rasteiras ou quando a parte comestível possa ter contato direto com o esgoto. Os sistemas de irrigação para pós-tratamento de esgotos, tanto domésticos quanto industriais, podem ser utilizados para a irrigação de bosques, florestas e pastos, e, com algum cuidado, para a irrigação de pomares. Preferência deve ser dada a culturas perenes que não exijam preparação periódica de solo e replantio (CAMPOS, 1999; REED et al, 1995). As características do esgoto também devem ser cuidadosamente avaliadas de forma a não prejudicar o bom desenvolvimento das culturas e a contaminação do solo, como por exemplo, por metais pesados presentes em esgotos industriais.

Segundo Chernicharo (2001), a utilização de esgotos tratados para a irrigação pode propiciar o aumento na produtividade agrícola por unidade de área devido à presença de nutrientes, além de colaborar para a conservação das águas liberando vazões de água de melhor qualidade para usos mais exigentes como o abastecimento público.

Os sistemas de irrigação com efluentes permitem, além do tratamento da água residuária, diminuição de custos com adubação das culturas, mas seu uso deve ser controlado para que não promova o aumento excessivo da salinidade e a colmatação do solo.

Assim como os sistemas de irrigação, os sistemas de escoamento superficial (Figura 4.3) valem-se das propriedades proporcionadas pelo conjunto solo-planta. A grande diferença entre os sistemas de irrigação e os sistemas de escoamento superficial é a permeabilidade e a inclinação do solo. Enquanto no sistema de irrigação o foco principal do sistema é a infiltração da água residuária no solo e o seu aproveitamento pela vegetação que a perde por evapotranspiração, nos sistemas que empregam o escoamento superficial, o solo pouco permeável aliado a uma inclinação controlada do terreno, entre 2 e 8% (CAMPOS 1999, REED et al 1995), faz com que o esgoto, que percorre uma área superficial de solo vegetado, possa ser coletado, já tratado, na parte mais baixa do terreno.

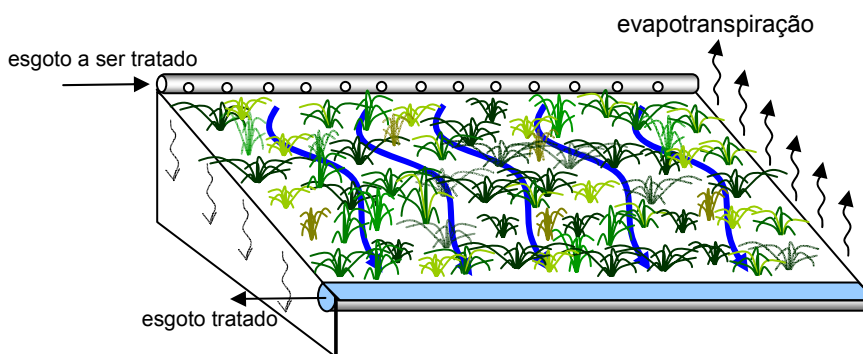


Figura 4.3 – Representação esquemática de sistema de escoamento superficial

Os sistemas de escoamento superficial são, normalmente, constituídos por uma série de rampas uniformes nas quais o esgoto é lançado controladamente por um sistema de distribuição, localizado na parte mais alta (CHERNICHARO 2001). O tratamento do esgoto se dá enquanto ele escoar pela superfície do terreno, por entre a vegetação.

No sistema de escoamento superficial o esgoto sofre evaporação, evapotranspiração, processos de infiltração no solo e estabilização por biofilme que se desenvolve aderido ao solo e às plantas.

A presença de vegetação, normalmente rasteira, além de evitar a erosão do solo, serve como meio suporte para o crescimento do biofilme (CAMPOS 1999).

O tipo de vegetação utilizada também é importante pela sua capacidade de consumir o nitrogênio e fósforo presentes no esgoto (REED et al, 1995).

Assim como para a infiltração e para a irrigação, quando se utiliza o processo de escoamento superficial deve-se tomar cuidado com a salinização e com a colmatção dos poros da matriz de solo. A intermitência de aplicação de esgotos no solo e o rodízio de áreas devem ser considerados para o projeto.

Ainda utilizando-se das propriedades de tratamento da matriz solo e planta, pode ser citado o sistema de *wetlands*-construídos, classificado pela maioria dos autores como um sistema a parte dos anteriores.

4.4.2.2. *Wetlands*-construídos

O termo *wetland*, cuja tradução literal do inglês é terra úmida, designa na natureza o conjunto de terrenos que permanecem saturados durante o ano, parcial ou permanentemente. São áreas de transição entre os ambientes aquáticos e terrestres. Os pântanos, brejos, charcos, várzeas, lagos muito rasos e manguezais são exemplos desse tipo de terreno.

Os *wetlands* como ecossistemas são reconhecidas como um rico habitat, algumas delas consideradas ilhas de diversidade de flora e fauna, locais reconhecidos como reservas da biosfera, sítios *Ramsar*¹ ou parte do patrimônio mundial natural.

¹ Zonas úmidas de importância internacional definidas pelo tratado da Convenção de *Ramsar*, firmado em 1971 e em vigor no Brasil a partir de 1993 onde são considerados como sítios *Ramsar* a Ilha do Bananal (TO), Lagoa do Peixe (RS), Mamirauá (AM), Pantanal Mato-grossense (MT) e Reentrâncias Maranhenses (MA).

São exemplos de ecossistemas alagados naturais no Brasil o pantanal mato-grossense e a planície amazônica central. Se considerarmos as águas salobras e salgadas, toda a região de manguezais do litoral brasileiro também pode ser enquadrada nessa categoria ambiental.

Além da importância como habitat e local de atração e reprodução de animais superiores, os *wetlands* são um complexo arranjo de água, substrato (ou meio suporte, dependendo do tipo de leito), plantas (incluindo algas), animais invertebrados e um grande conjunto de microrganismos dentre os quais arqueas e bactérias são os grupos mais importantes, que se inter-relacionam e colaboram na melhoria da qualidade das águas incluindo os mecanismos de (IWA 2000, CHERNICHARO 2001, USEPA 1988):

- retenção de material particulado suspenso;
- filtração e precipitação química pelo contato da água com o substrato/meio suporte;
- transformações químicas;
- sorção e troca iônica na superfície das plantas, substrato/meio suporte e sedimentos;
- quebra, transformação e metabolização de poluentes e nutrientes por microrganismos e plantas;
- predação e redução natural de organismos patogênicos.

Várias dessas características inerentes aos sistemas naturais dos ambientes alagados são de interesse ao tratamento de águas pluviais e esgotos o que levou ao desenvolvimento de sistemas específicos para o tratamento de águas residuárias baseados nos sistemas de banhados naturais aliados ao controle necessário para um sistema que receba resíduos.

Baseado nos conceitos dos *wetlands* naturais (Figura 4.4), foram concebidas os *wetlands*-construídos que podem ser definidas como um sistema, alagado ou saturado, de matriz solo, planta e microrganismos, construído especificamente para o controle de poluição ou tratamento de efluentes. São, portanto, sistemas controlados que simulam e aceleram as condições naturais encontradas nos terrenos alagados naturais.

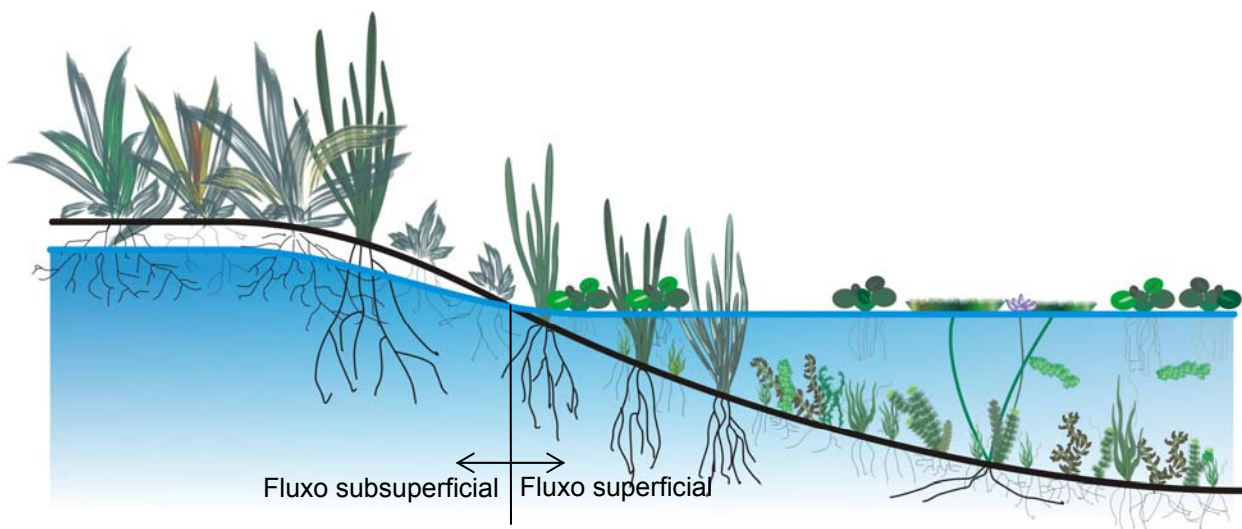


Figura 4.4 – Representação esquemática de um *wetland* natural

O processo de tratamento em *wetlands*-construídos recebeu no Brasil diversas denominações como: terras úmidas, alagados construídos, terras alagadas cultivadas, terras úmidas artificiais, banhados construídos, zona de raízes, zonas úmidas, leito de raízes, leitos de macrófitas, filtros plantados, tanques de macrófitas, fito-ETARs, fitolagunagem, fito-remediação, entre outros, o que acaba dificultando o reconhecimento das experiências e a consolidação do sistema como uma alternativa viável de tratamento nas diversas condições ambientais existentes no Brasil.

No presente trabalho será utilizado o termo – *wetland*-construído – para representar o sistema construído de tratamento de esgotos baseado em áreas alagadas, seguindo o exemplo do que ocorreu com os reatores UASB onde a sigla em inglês foi adotada para designar o sistema. Ressalta-se a necessidade de se estabelecer um consenso no âmbito acadêmico sobre a uniformidade de nomenclatura que deverá ser adotada de forma a facilitar o reconhecimento do sistema pelos pesquisadores, tomadores de decisão, construtores e público em geral.

Embora ainda não utilizado em grande escala no Brasil, os sistemas empregando plantas aquáticas no tratamento de esgoto são bastante antigos, segundo Phillipi & Sezerino (2004) os Astecas, no local onde hoje se situa a Cidade do México, já realizavam esse tipo de utilização. As primeiras investigações científicas sobre o uso de *wetlands* para o tratamento de esgotos datam da década de 1950, conduzidas pela bióloga alemã Käthe Seidel no Instituto Max Planck, confirmando a eficiência de áreas

alagadas naturais para o tratamento de esgotos domésticos e industriais (CAMPBELL & OGDEN 1999).

A partir da década de 1980 houve um significativo aumento no interesse de estudos de sistemas de tratamento com *wetlands*-construídos o que fez com que fossem testadas inúmeras configurações, formas e arranjos a partir dos sistemas naturais, inclusive com variações de meio suporte, plantas e características hidráulicas.

A partir das pesquisas e da observação de sistemas alagados naturais, algumas classificações foram criadas para os sistemas construídos de acordo com a posição do nível d'água em relação ao leito, de acordo com a direção do fluxo hidráulico e de acordo com o tipo de vegetação utilizado:

- Fluxo horizontal
 - Superficial
 - vegetação emergente
 - vegetação flutuante
 - vegetação fixa de folhas flutuantes
 - vegetação submersa
 - Fixa
 - Livre
 - Sub superficial
 - Combinado
- Fluxo vertical

Wetlands de fluxo superficial

Na maioria dos *wetlands* naturais pode ser encontrada a configuração conhecida como fluxo superficial, onde a superfície da água é exposta ao ar atmosférico, isso inclui brejos, pântanos e lagos rasos.

Os *wetlands* de fluxo superficial são lagos rasos e vegetados construídos para explorar os processos físicos, químicos e biológicos, que ocorrem naturalmente nos locais alagados, responsáveis pela redução nas quantidades de material orgânico, sólidos suspensos, nutrientes e organismos patogênicos presentes nas águas.

Essa configuração é utilizada em *wetlands*-construídos com duas finalidades principais:

- Formação de refúgios artificiais para a vida selvagem, e;
- Tratamento de efluentes.

Para atender ambas as finalidades, os *wetlands* de escoamento horizontal e fluxo superficial devem mimetizar as características presentes em *wetlands* naturais.

Quanto ao tratamento de esgotos, essa configuração de *wetland* pode ser utilizada tanto para o tratamento secundário de efluentes quanto para o polimento de efluentes já tratados visando o reúso (CRITES & TCHOBANOGLOUS 1998).

O esgoto que entra no sistema de *wetlands* de fluxo subsuperficial é difundido por uma grande área alagada de pequena profundidade, de poucos centímetros até cerca de 1,0 metro (IWA 2000), vegetada, capaz de reter e sedimentar o material sólido transportado, devido às baixas velocidades impostas ao sistema. Além dos sólidos, o esgoto pode conter matéria orgânica, compostos de nitrogênio e fósforo, metais e material recalcitrante que pode entrar nos ciclos biogeoquímicos na coluna d'água, no solo ou no biofilme aderido às plantas. A radiação solar também pode atuar nesse tipo de sistema permitindo o decaimento das populações de organismos patogênicos.

As águas residuárias normalmente possuem elevadas concentrações de nutrientes quando comparadas às águas naturais resultando em níveis mais elevados de produção biológica que aqueles que ocorrem naturalmente nos *wetlands* que recebem águas não contaminadas por esgotos.

Os *wetlands*-construídos de fluxo superficial guardam propriedades em comum com as lagoas facultativas, mas também contam com importantes diferenças estruturais e funcionais (USEPA 1999). Em ambos os sistemas os processos que ocorrem na coluna d'água são idênticos já que na porção mais próxima à superfície existe a formação de uma zona aeróbia de crescimento de algas que devido à penetração da luz solar e à exposição da lâmina d'água ao ar atmosférico que permite a troca gasosa entre o meio líquido e o ar. Como penetração da luz e do oxigênio advindo das trocas gasosas e da atividade das algas é limitada, na porção inferior da coluna d'água ocorre o desenvolvimento de uma zona anaeróbia como as encontradas no fundo das lagoas facultativas.

A principal diferença entre o funcionamento das lagoas facultativas e os *wetlands* de fluxo superficial está na presença de vegetação. Existe uma tendência de que as plantas utilizadas no sistema de *wetlands* promovam o sombreamento da superfície da

lâmina líquida reduzindo o crescimento das algas e limitando os processos de reaeração da água (USEPA 1999, IWA 2000). Por outro lado, as plantas auxiliam a retirada de matéria orgânica, nutrientes e pequenas quantidades de metal da água e a estrutura vegetal serve como meio suporte para o crescimento de biofilme. Nos sistemas de *wetlands* também existem diferenças nos ciclos biogeoquímicos devido à maior disponibilidade de carbono, quando comparado com as lagoas facultativas (IWA 2000).

Os sistemas que empregam *wetlands* com fluxo superficial são os que permitem a maior variabilidade de tipos de plantas, dando origem a cinco subclasses de acordo com a posição relativa das plantas no sistema:

***Wetlands* de fluxo superficial e vegetação emergente**

Vegetação emergente é aquela que possui parte de sua estrutura: caule, folhas, flores, frutos e sementes, em contato com o ar, mesmo que parte do caule e raízes encontrem-se abaixo do nível d'água.

Uma representação esquemática dessa configuração pode ser vista na Figura 4.5.

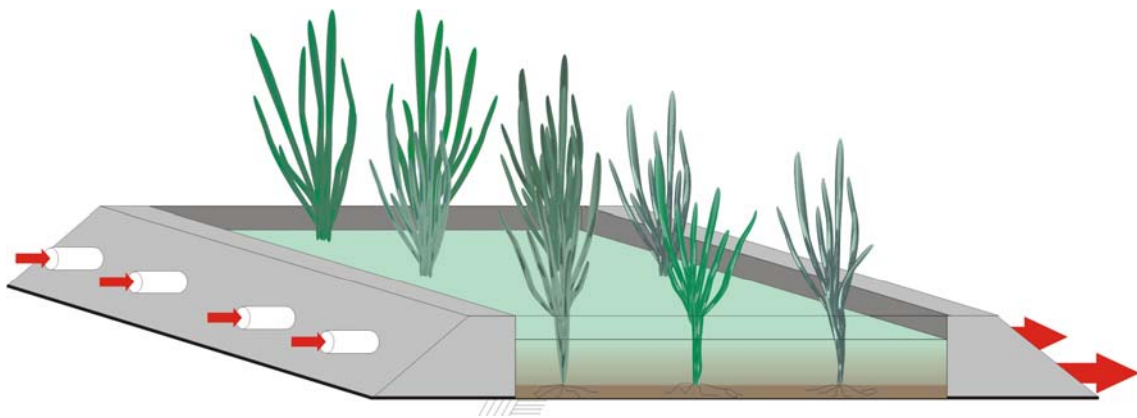


Figura 4.5 – Representação esquemática de *wetlands*-construídos de fluxo superficial e vegetação emergente

Essa configuração assemelha-se muito aos brejos naturais, servindo como atrativo e habitat para fauna local, além de proporcionar benefícios estéticos à estação de tratamento dependendo do tipo de vegetação escolhida.

As profundidades usuais para essa configuração variam de alguns centímetros até um metro (IWA 2000).

Para essa configuração, a maior fonte de oxigênio presente no processo de tratamento vem da reaeração promovida na superfície livre do líquido, em contato com o ar atmosférico. (VYMAZAL, 1998).

***Wetlands* de fluxo superficial e vegetação flutuante**

São tanques onde uma ou mais espécies de plantas aquáticas flutuantes livres são cultivadas (Figura 4.6) utilizando-se a matéria orgânica e os nutrientes contidos no esgoto.

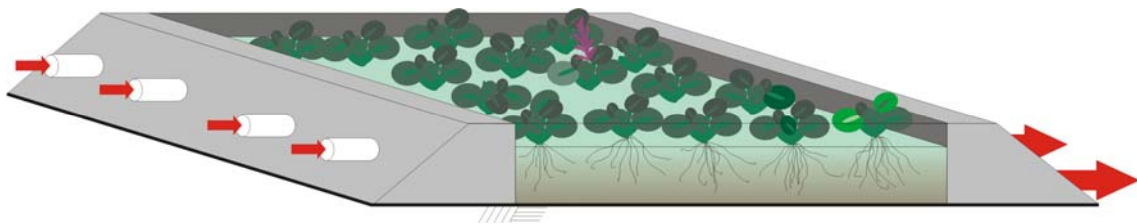


Figura 4.6 – Representação esquemática de *wetlands*-construídos de fluxo superficial e vegetação flutuante

A vegetação utilizada é composta de uma parte aérea, normalmente caule, folhas, flores e frutos e uma porção radicular que se estende pela coluna líquida. As raízes, além de permitir a retirada de nutrientes da água, proporcionam uma excelente estrutura de suporte para o crescimento de microrganismos e para a adsorção e filtração de sólidos presentes nas águas (IWA 2000).

A vegetação flutuante é muito diversificada em forma e habitat, variando de grandes plantas com folhas aéreas ou flutuantes e raízes bem desenvolvidas até pequenas plantas praticamente sem raiz (VYMAZAL 1998).

O desenvolvimento das raízes é função da relação entre as necessidades de nutricionais das plantas e a disponibilidade de nutrientes nas águas, portanto, a densidade e a profundidade atingida pelas raízes pode ser afetada pela qualidade do

tratamento inicial recebido pelo esgoto e por fatores ambientais como a temperatura e o manejo das plantas (IWA 2000).

As plantas flutuantes normalmente prejudicam a penetração de luz solar na coluna líquida e restringem as trocas gasosas fazendo com que a quantidade de algas presentes na água seja bastante reduzida e que a coluna d'água fique próxima da anaerobiose. Apesar da escassez de oxigênio, as plantas são capazes de transferir oxigênio molecular produzido pela fotossíntese para a zona radicular, permitindo a proliferação, nessas áreas, de organismos aeróbios.

Apesar da ação das plantas, a matéria orgânica presente no esgoto é retirada principalmente pela ação microbiana e sedimentação física do material particulado enquanto que a remoção de nutrientes é realizada, em sua grande parte, pela ação dos vegetais, principalmente quando se promove a constante poda ou retirada de biomassa agrícola do tanque (HAMMER 1989).

As principais espécies flutuantes utilizadas em sistemas de fluxo superficial são o aguapé (*Eichhornia crassipes*) e a lentilha d'água (*Lemna* spp.). Outras espécies como a alface d'água (*Pistia Stratiotis*) e a azola (*Azolla* spp.) também podem ser utilizadas sozinhas ou em conjunto embora menos empregadas atualmente. (IWA 2000).

Várias experiências utilizando-se aguapé foram levadas adiante no mundo, com opiniões divergentes quanto a seu uso, revelando alguma dificuldade no manejo desta planta que tem um rápido crescimento, podendo, inclusive, extrapolar os limites do sistema de tratamento, propagar-se pelos cursos d'água circunvizinhos e, onde se trata de espécie exótica, pode ocasionar problemas ecológicos e econômicos (KIVAISI, 2001).

Outro fator que merece atenção quando da utilização de vegetação flutuante é a possibilidade de proliferação de mosquitos facilitada pelas plantas que servem como abrigo para ovos e larvas.

Wetlands de fluxo superficial e vegetação fixa de folhas flutuantes

Algumas famílias de plantas aquáticas possuem características intermediárias às flutuantes e emergentes. São espécies fixas, com raízes subterrâneas, como as

encontradas nas plantas emergentes, mas que, assim como as plantas aquáticas flutuantes, contam com partes que se mantêm suspensas acima da lâmina d'água. A porção vegetal que permanece flutuante é formada pelas folhas, flores e frutos.

Alguns sistemas de tratamento de efluentes podem ser concebidos para receber esse tipo de vegetação como o representado na Figura 4.7.

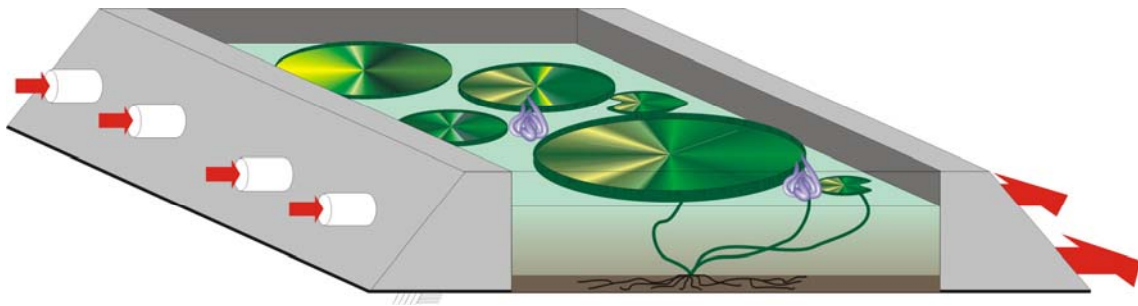


Figura 4.7 – Representação esquemática de sistema de *wetland*-construído com fluxo horizontal superficial e vegetação fixa de folhas flutuantes.

Algumas espécies que apresentam esse tipo de desenvolvimento são de grande apelo ornamental como a vitória régia e as ninféias.

***Wetlands* de fluxo superficial e vegetação submersa**

A vegetação empregada para essa configuração caracteriza-se por ter a maior parte da biomassa agrícola suspensa na lâmina líquida dos tanques de tratamento.

São duas as sub classificações dessa configuração de *wetland* de acordo com a mobilidade da vegetação:

- Vegetação fixa
- Vegetação livre

Entende-se por vegetação submersa fixa aquela que tem a porção radicular fixa a um meio suporte ou substrato junto ao fundo do tanque ou canal. Já a vegetação livre encontra-se solta dentro da coluna líquida, sem sistema de fixação da planta ao fundo.

Essa configuração de *wetland* (Figura 4.8) é a mais sensível entre todas já que o bom desenvolvimento da vegetação depende da penetração de luz solar na coluna líquida o que, muitas vezes pode ser dificultado pela turbidez do esgoto, por sombreamento excessivo causado por vegetação emergente.

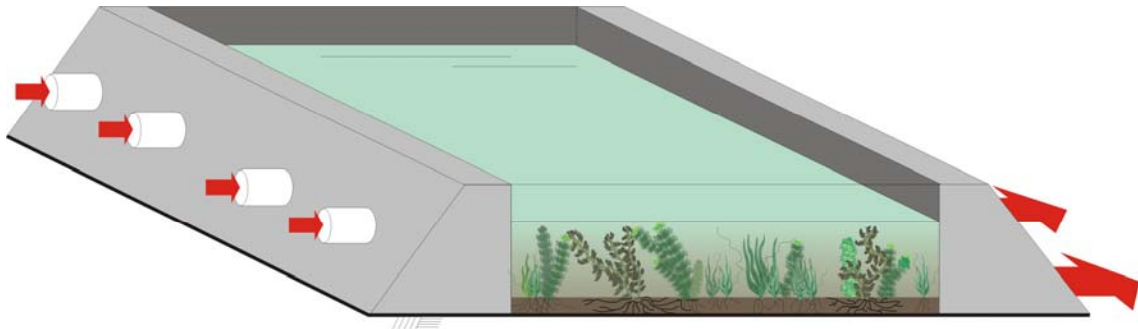


Figura 4.8 – Representação esquemática de *wetland*-construído com fluxo horizontal superficial e vegetação submersa fixa

Grande parte das espécies de vegetais submersas apenas se desenvolve bem em ambientes oxigenados, portanto não pode ser utilizada com águas residuárias que apresentem elevadas concentrações de matéria orgânica biodegradável já que a decomposição biológica dessa matéria orgânica cria condições anóxicas que prejudicarão o bom crescimento da vegetação (VYMAZAL, 1998).

Essa configuração, por outro lado, é indicada para a remoção de amônia do esgoto pré-tratado devido à intensa taxa fotossintética proporcionada por esse tipo de vegetação que é capaz, se em equilíbrio com o meio, de transferir significativa quantidade de oxigênio para o meio líquido facilitando a nitrificação e, simultaneamente, o consumo de CO_2 elevando os valores de pH, conduzindo a amônia à sua forma volátil não ionizada que pode mais facilmente ser difundida para a atmosfera (IWA 2000).

Apesar de indicado principalmente para sistemas de polimento, o tratamento primário de esgotos utilizando-se esse tipo de sistema foi conseguido quando do emprego de *Elodea nuttallii* (BISHOP & EIGHMY, 1989 apud VYMAZAL, 1998).

Ressalta-se que os sistemas de *wetlands* de fluxo superficial e vegetação submersa ainda são sistemas em estágio de desenvolvimento, apresentando ainda frágil equilíbrio e difícil controle e manutenção.

***Wetlands* de fluxo sub superficial**

Os *wetlands* de fluxo horizontal subsuperficial são constituídos por uma bacia, canal ou tanque raso preenchido por um meio suporte adequado onde a vegetação é plantada e pelo qual o efluente a ser tratado percola com fluxo horizontal.

Podem ser comparados aos filtros lentos de fluxo horizontal, onde o meio suporte do filtro também serve como meio suporte para as plantas que auxiliam no tratamento dos efluentes (USEPA, 1988).

Como, nessa configuração, a superfície da lâmina d'água é mantida abaixo do nível do leito, o risco de geração de odores, exposição das águas residuárias ao homem ou aos animais e a proliferação de vetores, como insetos, é minimizada. Além disso, o meio suporte proporciona superfície para a adesão de biofilme funcionando como área ativa no tratamento dos efluentes, culminando na utilização de menores áreas quando comparados com outras concepções de *wetlands* (USEPA 1993).

Essa configuração pode ser utilizada para tratamento secundário ou terciário de efluentes domésticos, agrícolas e alguns casos de efluentes industriais que não apresentem substâncias inibidoras ao tratamento.

O esgoto, enquanto atravessa o meio suporte, entra em contato com uma malha de zonas anaeróbias, aeróbias e anóxicas onde é tratado, pela ação, principalmente, dos microrganismos que ali se desenvolvem, além de processos físico-químicos. As zonas aeróbias ocorrem nas proximidades das raízes e rizomas que introduzem oxigênio retirado da atmosfera no meio suporte. Entretanto, algumas pesquisas têm sugerido que o oxigênio transportado pelas raízes não é suficiente para promover uma zona aeróbia bastante ativa para promover degradação de parte significativa da matéria orgânica presente no esgoto (VYMAZAL 1998).

Dentre as configurações de *wetlands*, as de fluxo subsuperficial são as mais efetivas na remoção de sólidos suspensos e de DBO. Uma representação esquemática pode ser vista na Figura 4.9.

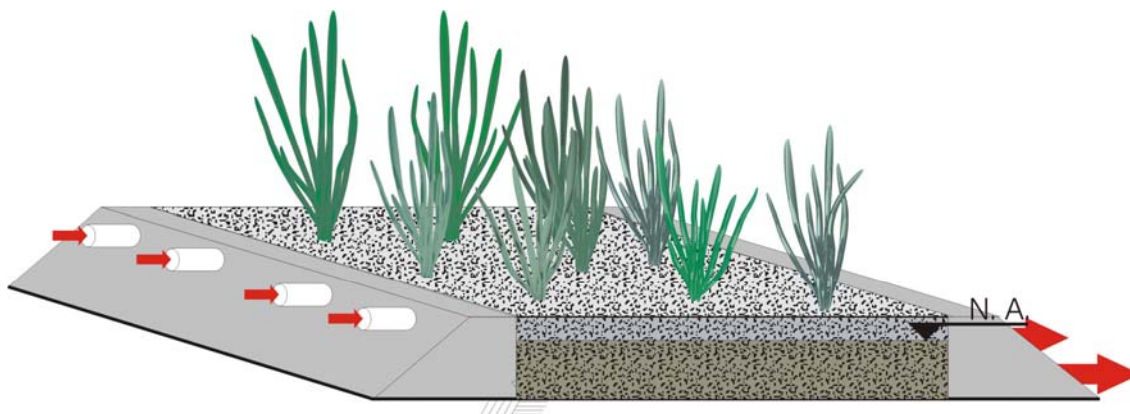


Figura 4.9 – Representação esquemática de *wetland*-construído de fluxo horizontal subsuperficial

Segundo Vymazal (1998) esses sistemas devem operar com tempos de detenção hidráulica (TDH) superior a 5 dias, contar com altura do leito de 0,6 a 0,8 m e porosidade do meio entre 0,3 e 0,45%.

A maioria das recomendações sobre projeto de *wetlands* para tratamento de esgotos refere-se a sistemas e estudos desenvolvidos nos Estados Unidos ou na Europa onde esse sistema é estudado há bastante tempo. Falta, para os países tropicais, um conhecimento mais apurado da ecologia dos alagados de climas quentes e uma exploração mais adequada das espécies vegetais nativas (KIVAI SI 2001).

Wetlands com fluxo horizontal combinado

Os *wetlands* com fluxo combinado contêm, no mesmo tanque, parte do sistema funcionando com fluxo superficial e parte com fluxo subsuperficial, permitindo uma variada gama de combinações de espécies vegetais e formas. Essa configuração procura unir a melhor eficiência dos *wetlands* de fluxo subsuperficial com a melhor capacidade de aeração possibilitada pelo contato entre a lâmina líquida e o ar, como ocorre nos sistemas de fluxo superficial (Figura 4.10).

O efeito da aeração do esgoto também pode ser auxiliado, quando permitido pela topografia, pela inserção de cascatas ou corredeiras artificiais entre tanques posicionados em série.



Figura 4.10 – *Wetland*-construído de fluxo horizontal combinado

Wetlands com fluxo vertical

A configuração dos *wetlands* com fluxo vertical se assemelha com as de fluxo subsuperficial horizontal a não ser pela direção do fluxo.

São canais, bacias ou tanques rasos preenchidos com material adequado que serve como suporte para vegetação. O esgoto que percola o leito é introduzido, intermitentemente, por toda a parte superior do leito e coletado por toda a parte inferior, junto ao fundo do tanque (Figura 4.11).

A intermitência na aplicação do esgoto faz com que ocorra uma penetração do ar atmosférico no leito, melhorando a oxigenação do meio, facilitando os processos de nitrificação e desnitrificação.

Assim como os sistemas de fluxo horizontal e escoamento sub superficial, a lâmina d'água nesse caso também permanece sob o leito, impossibilitando o contato direto com as pessoas ou animais e dificultando a proliferação de mosquitos.

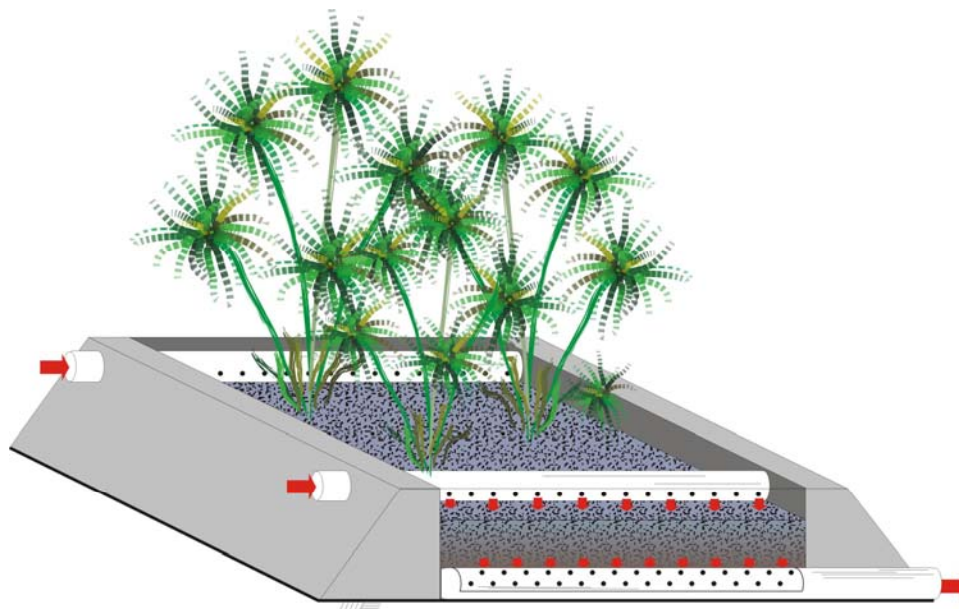


Figura 4.11 – Representação esquemática de *wetland*-construído de fluxo vertical

Entre todas as configurações de *wetlands*, são as de fluxo vertical que tem a menor exigência de área. Segundo Knight (1992) os *wetlands* naturais exigem 10 vezes mais área que os *wetlands*-construídos de fluxo superficial para o tratamento do mesmo volume de água. Os *wetlands* de fluxo superficial exigem 10 vezes mais área que os *wetlands*-construídos de fluxo subsuperficial, e estes, por sua vez, exigem 5 vezes mais área que os de fluxo vertical. Essa vantagem nos requisitos de área se deve à capacidade superior de oxigenação conseguida com essa configuração, principalmente devido ao regime intermitente de aplicação do esgoto que, a cada ciclo, promove a entrada de oxigênio da atmosfera para dentro do leito.

Qualquer que seja a configuração empregada, o sistema de *wetlands* tem como uma das vantagens que merece ser ressaltada, o fator estético proporcionado pela presença de vegetação.

4.4.2.3. Vegetação

Além do papel nos ecossistemas e do efeito estético, as plantas aquáticas e palustres podem ser utilizadas pelo ser humano para os mais diversos fins. São úteis para a alimentação, como é o caso do arroz que cresce em regiões alagadas e de algumas

espécies de algas marinhas tradicionais na culinária japonesa; foram essenciais até para a transmissão de cultura, como é o caso do papiro (*Cyperus papyrus*), suporte da escrita da civilização egípcia; e até para a construção de terreno e moradia como é o caso da utilização da Tatora (*Schoenoplectus californicus*), planta palustre que cresce em vários países andinos, em especial no lago Titicaca, entre Peru e Bolívia, onde é utilizada na construção de abrigos, barcos e até de ilhas artificiais que servem de moradia para a população (Figura 4.12).



Figura 4.12 – Ilha artificial e construções feitas com totora – lago Titicaca, Peru

A utilização de esgotos pré-tratados em conjunto com sistemas que utilizem plantas de interesse comercial vem ganhando espaço no meio acadêmico nos últimos anos. A grande maioria dos trabalhos emprega o sistema de “fertirrigação”, ou seja, a irrigação de campos plantados com efluentes de algum tipo de sistema de tratamento de esgotos. O foco dos trabalhos está na produção de alimentos como girassol (SANTOS et al, 2003), feijão (SOUSA et al, 2003b), alface (SOUSA et al, 2003a; TAVARES et al 2005), milho (MENDONÇA & PIVELLI, 2003), arroz (PEREIRA et al 2003), pimentão (HENRIQUE et al 2005), quiabo (FIGUEIREDO et al 2005), etc.

Para o tratamento de esgotos, várias espécies vegetais – também denominadas macrófitas – podem ser utilizadas em sistemas de *wetlands*. O tipo de crescimento e

fixação da vegetação dentro dos tanques dá origem a algumas das subclasses comentadas no item anterior.

Fundamentalmente, a vegetação utilizada em *wetlands*-construídos para tratamento de esgotos deve tolerar áreas permanentemente saturadas ou submersas e o fluxo constante de poluentes dos mais diversos tipos e concentrações, embora outros critérios também devam ser levados em conta na seleção das espécies.

Devem ser preferidas espécies nativas locais devido à maior facilidade de adaptação e crescimento nas condições climáticas existentes. Espécies exóticas podem ser utilizadas somente se já foram introduzidas na região ou se não forem suficientemente competitivas para que se tornem uma praga e que ocorra fuga da espécie do sistema de tratamento contaminando o ambiente circunvizinho.

A possibilidade de transmissão de doenças ou modificação da integridade genética do ecossistema natural ao redor da implantação também deve ser observada.

Campos (1999) ressalta que o impacto sobre o ambiente de espécies exóticas quando cultivadas em monocultura e em grande escala, na maioria das vezes é desconhecido. Fato esse que exige cuidados adicionais quando da escolha dessa categoria.

Quando se deseja mimetizar os alagados naturais, várias espécies vegetais podem ser utilizadas simultaneamente no mesmo tanque. Dependendo das espécies implantadas, pode ocorrer a dominância de algumas espécies, mais adaptadas às condições da instalação, e o desaparecimento ou redução significativa das demais até o estabelecimento do equilíbrio.

A função real da vegetação no tratamento de esgotos ainda é bastante discutida com pesquisas afirmando que a contribuição da vegetação para o tratamento do esgoto é pequena e outras afirmando que a vegetação exerce um fator importante no conjunto do processo.

Entre as principais funções reportadas na literatura (BRIX 1997, CAMPOS 1999, CHERNICHARO 2001, SUNDARAVADIVEL & VIGNESWARAN 2001) sobre o desempenho das plantas no sistema de *wetlands* estão:

- Utilização de nutrientes e metais pesados;
- Transferência de oxigênio para a rizosfera;

- Inibição da proliferação de algas, pela sombra causada pelas folhas;
- Suporte para o crescimento e ação de microrganismos;
- Melhoria da aparência do sistema;
- Redução dos riscos de erosão e ressuspensão de sólidos;
- Melhora das condições de sedimentação de sólidos;
- Auxílio à prevenção de colmatção do meio suporte.

Algumas das principais espécies de macrófitas utilizadas em *wetlands* para o tratamento de esgoto são enumeradas na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 – Principais espécies de macrófitas utilizadas em *wetlands**

Espécie	Nome popular	Crescimento
<i>Carex</i> spp	-----	emergente
<i>Colocasia esculenta</i>	-----	emergente
<i>Cyperus</i> spp	-----	emergente
<i>Eleocharis</i> spp	-----	emergente
<i>Glyceria</i> spp	-----	emergente
<i>Juncus</i> spp	juncos	emergente
<i>Nelumbo</i> spp.	lótus	emergente
<i>Phalaris arundinacea</i>	-----	emergente
<i>Phragmites</i> spp	caniço	emergente
<i>Schoenoplectus</i>	-----	emergente
<i>Scirpus</i> spp	-----	emergente
<i>Typha</i> spp	taboa	emergente
<i>Azolla</i> spp	-----	flutuante
<i>Eichhornia crassipes</i>	aguapé	flutuante
<i>Hydrocotyle umbellata</i>	-----	flutuante
<i>Lagrosiphon major</i>	-----	flutuante
<i>Lemna</i> spp	lentilha d'água	flutuante

Continua

Espécie	Nome popular	Crescimento
<i>Pistia Stratiotis</i>	alface d'água	flutuante
<i>Salvinia molesta</i>	salvinia	flutuante
<i>Spirodela polyrhiza</i>	erva de pato	flutuante
<i>Wolffia arrhiza</i>	-----	flutuante
<i>Nymphaea spp</i>	ninféia, lírio d'água	fixa de folhas flutuantes
<i>Nuphar spp</i>	-----	fixa de folhas flutuantes
<i>Ceratophyllum demersum</i>	-----	submersa
<i>Egeria spp</i>	-----	submersa
<i>Elodea spp</i>	elódea	submersa
<i>Hydrilla spp</i>	-----	submersa
<i>Myriophyllum aquaticum</i>	-----	submersa
<i>Potamogeton spp</i>	-----	submersa

*a tabela não pretende esgotar as espécies utilizadas em *wetlands*

Fonte: adaptado de Oliveira et al (2005), Chernicharo (2001), IWA (2000), Crites & Tchobanoglous (1998), Vymazal (1998), Reed et al (1995), Hammer (1989)

Também podem ser utilizadas espécies com interesse ornamental ou comercial que se adaptem a solos permanentemente saturados.

São exemplos desse tipo de planta:

- *Zantedeschia aethiopica*: popularmente conhecida como **copo de leite** (Figura 4.13), é uma planta perene de altura entre 45 e 90 cm com floração em ambiente natural em meados do verão a fim do outono. A flor é uma grande bráctea tubiforme que se abre para formar um funil assimétrico, as folhagens têm formato de espada, de 38 a 60 cm de comprimento e 8 a 12,5 cm de largura. De extremidades onduladas, carnosa, cor verde-médio. É uma planta tida como de resistência média. Seu cultivo deve ser em solo de úmido a encharcado já que a planta sofre com a seca. Pode ser cultivada em pleno sol ou meia sombra;



Figura 4.13 – Copo de leite (*Zantedeschia aethiopica*)

- *Cyperus papyrus*: conhecido também como papiro, **papiro** ou papiro gigante (Figura 4.14), é uma planta perene de altura entre 150 e 200 cm. De origem norte africana, é uma planta tida como de alta resistência, necessitando de sol pleno, clima quente e solo de úmido a encharcado para seu cultivo. Da sua haste trabalhada era originado o papiro utilizado pelos egípcios para a escrita também é muito apreciada em arranjos florais.



Figura 4.14 – Papiro (*Cyperus papyrus*)

- *Cyperus isoclados*: conhecido popularmente como **mini papiro** ou papiro anão (Figura 4.15), essa espécie de origem africana pode alcançar até 90 cm de altura, adapta-se bem a solos permanentemente úmidos a sol pleno ou meia-sombra. É utilizado com frequência em arranjos florais.



Figura 4.15 – Mini papiro (*Cyperus isoclados*)

- *Canna x generalis*: também sob o nome de *Canna indica* var. *hortensis* ou *Canna hortensis* é conhecido popularmente como **biri**, cana-índica, bananeira de jardim (Figura 4,16), nativa da América do Sul, é uma planta rizomatosa perene de até 1,5 m de altura que deve ser cultivada em pleno sol e em solo úmido e rico em matéria orgânica. Tem floração bastante vistosa, de forte apelo paisagístico, com ocorrência durante quase todo ano, em especial na primavera e verão.



Figura 4.16 – Biri (*Canna x generalis*)

- *Philodendron bipinnatifidum*: conhecido popularmente como **guaimbê**, imbê ou banana de macaco (Figura 4.17), é uma espécie nativa do Brasil, de porte arbustivo e folhagem ornamental bastante recortada, deve ser cultivada a sol pleno em solo rico em matéria orgânica e bastante úmido.



Figura 4.17 – Guaimbê (*Philodendron bipinnatifidum*)

Além das espécies de interesse ornamental citadas, Hammer (1989) cita a possibilidade de utilização de *Canna flaccida*, *Colocasia esculenta*, *Iris pseudacorus* e *Hedychium coronarium*. Cossu et al (2003) estendem a lista com a possibilidade de uso de: *Acorus calamus variegatus*, *Alisma plantago aquatica*, *Calla palustris*, *Canna indica*, *Eupatorium cannabinum*, *Lytrum salicaria*, *Lobelia sessifolia*, *Lysimachia vulgaris*, *Mentha aquatica rubra*, *Thalia dealbata*, *Typha latifolia*, *Lemna minor* e *Eichornia crassipes*.

Muitas outras espécies podem ser indicadas para testes em sistemas de *wetlands*. Somente no estado de São Paulo existem mais de 300 espécies selvagens de plantas aquáticas e palustres conforme levantamento² realizado pela equipe coordenada pelos pesquisadores Maria do Carmo E. Amaral e Volker Brtrrich, algumas delas com potencial para utilização ornamental.

Experiências com plantas ornamentais e efluentes já foram realizadas com girassol (SANTOS et al, 2003) utilizando-se irrigação com esgoto pré-tratado e obtendo-se bons resultados.

Fertirrigação também foi realizada para o cultivo de dália (*Dahlia pinnata*) utilizada com efeito paisagístico em Brasília – DF (SILVA & SOUZA, 2005). Foi experimentada a irrigação com 6 qualidades diferentes de água: efluente tratado em nível primário, secundário, terciário, água do lago Paranoá, água potável mais adubo industrializado (NPK) e somente água potável. Quanto ao crescimento da vegetação os melhores

² Disponível no endereço <http://www.ib.unicamp.br/plant-aq-SP/> acessado em 25/11/2005

resultados foram encontrados para a irrigação com água potável e adubo, seguido pelo esgoto primário. O sistema apresentou remoção de matéria orgânica bastante variável dependendo do tipo de efluente utilizado. Como principais conclusões da pesquisa, destacam-se: melhoramento das características do solo pela aplicação de águas residuárias em curto espaço de tempo, tendência ao acúmulo progressivo de sódio no solo, o maior potencial de contaminação do solo foi observado pela forma tradicional de cultivo (irrigação com água combinada com adubação do solo com NPK) devido às altas concentrações de nitrato que foram encontradas na água percolada.

Ainda utilizando-se de plantas ornamentais com valor comercial, Vaillant et al (2002) utilizaram sistema de hidroponia horizontal por filme nutriente com crisântemo (*Chrysanthemum cinerariaefolium*) para tratamento de esgotos. A espécie utilizada é a principal fonte de piretrina um importante inseticida natural biodegradável. Os resultados obtidos demonstram eficiência de remoção de sólidos suspensos de 95% e 91% de eficiência de remoção de DBO. O sistema, sem meio suporte, com 25 plantas e dimensões de 4 m de comprimento por 15 cm de largura e 10 cm de profundidade, foi capaz de tratar uma batelada de 30 L de esgoto em 48 h, permitindo aos autores, por extrapolação, estimar que uma comunidade com 100 pessoas poderá ter seu efluente tratado em uma pequena estação com 6 m² de área de produção de plantas.

O intuito de se utilizar plantas ornamentais no sistema de *wetlands* é possibilitar um uso mais nobre da biomassa agrícola gerada. Dependendo da espécie utilizada, varias atividades podem ser criadas em torno do cultivo e manipulação das espécies. Entre as possíveis atividades ressaltam-se a venda de flores de corte, confecção de papel artesanal, cestaria e artesanato com fibras.

A produção de plantas ornamentais no Brasil, sob diversas formas e tipos, está baseada em pequenas propriedades com média de 1,9 ha por produtor e conta com estimativas de faturamento em torno de R\$ 320 milhões por ano. A distribuição da área em categoria por técnicas de plantio está assim constituída: 50,4% - mudas e plantas ornamentais, 28,8% - flores de corte, 13,2% - flores em vaso, 3,1% folhagem em vaso, 2,6% - folhagem de corte e 1,9% outros produtos, sendo que, do total, menos de 26% refere-se a cultivos em estufas, 3% cultivos em telas, e a maior parte da produção, 71%, realizada a céu aberto.³

³ Fonte: <http://www.aprendendoaexportar.gov.br/flores/setor/perfil.asp> acessado em 30/07/2005

No primeiro semestre de 2007, a exportação brasileira de plantas ornamentais atingiu o valor de US\$ 17,28 milhões com a exportação de produtos de floricultura apresentando um crescimento de 5,38% sobre os números do mesmo período de 2006 e de 16,45% na comparação com 2005⁴.

A atividade de cestaria e produção de artesanato a partir de fibras naturais, relegadas anteriormente a um modo de vida simples de populações sem condição de adquirir produtos industrializados, passou por uma mudança de paradigma. Existe uma tendência de incorporação de materiais naturais e de produtos artesanais em itens de decoração e uso diário, assim como o resgate de símbolos e culturas tradicionais aliados a uma mudança no modo de encarar esses itens, agora vistos como peças únicas e exclusivas, utilizados em sua forma tradicional ou após sofrerem uma adaptação quando ao *design*. Os objetos artesanais e em fibras naturais vêm ganhando espaço em lojas sofisticadas de objetos de decoração, ganhando mercado externo e dando origem a lojas especializadas na sua comercialização.

Um exemplo recente de valorização do artesanato com fibras é a valorização dos objetos confeccionados com capim dourado, embora essa espécie ainda não seja cultivada visando o uso. Espécies cultiváveis devem ser preferidas em relação àquelas obtidas por extrativismo de forma a evitar o desequilíbrio no ecossistema por exploração predatória. Ressalta-se que a obtenção de matéria prima a partir do extrativismo pode ser considerado ilegal como, por exemplo, a vegetação sob proteção do Decreto Federal 750/93 que dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica.

Diversas entidades internacionais e nacionais, como diversas unidades do Sebrae, cooperativas e empresas possuem programas de desenvolvimento do setor de aproveitamento de fibras para artesanato e mobiliário e desenvolvimento de pequenas comunidades com base na exploração racional de atividades tradicionais.

Das espécies comumente utilizadas em sistemas de *wetlands*-construídos a *Typha sp.* já vem sendo utilizada na confecção de móveis e cestaria (Figura 4.18) e é alvo de linha de pesquisas como a desenvolvida pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul

⁴ Fonte: http://www.sebrae.com.br/setor/floricultura/integra_noticia?noticia=6489714 acessado em 10/11/2007

com o projeto Fibras Vegetais, que possui um sub-projeto que contempla o desenvolvimento da exploração das macrófitas aquáticas⁵.



a. rede, almofadas e esteiras de taboa



b. cadeira e cesta de taboa



c. potes e bolsas de “barba de bode”



d. mesa e pufes de taboa

Figura 4.18 – Artesanato e mobiliário confeccionado com fibras naturais

As imagens ilustradas nas Figuras 4.18a a 4.18c foram registradas na feira anual “Redescobrimdo São Paulo” que acontece na capital paulista no início de setembro e visa recuperar e divulgar a cultura das diversas regiões do estado, incluindo trabalho com fibras naturais.

Além da utilização em móveis e cestaria as fibras naturais também podem ser utilizadas para a confecção de papel artesanal. O papel artesanal tem emprego crescente na ornamentação de abajures e luminárias, elaboração de convites, cartões, capas de

⁵ <http://www.ufrgs.br/desma/fibrasveg1.htm> acessado em 10/11/2007

livros e cadernos, caixas de presente, divisórias, etc. Uma grande variedade de espécies pode ser utilizada para esse fim, cada qual proporcionando características próprias ao produto final. Algumas espécies de interesse são⁶: bainhas da folha de bananeira (*Musa paradisiaca*); folhas de espada-de-são-jorge (*Sansevieria trifasciata*); folhas de iuca (*Yucca elephantipes*); bainha das folhas de lírio do brejo (*Hedychium coronarium*); raízes de aguapé (*Eichornia crassipes*); fruto e folhas de coqueiro (*Cocos nucifera*); folhas de abacaxi (*Ananas comosus*); raízes de costela de adão (*Monstera deliciosa*); caule e frutos do quiabo (*Hibiscus esculentus*); casca do fruto do milho (*Zea mays*); caule de mamona (*Ricinus communis*); caule do papiro (*Cyperus papyrus*); fruto da bucha (*Luffa cilíndrica*); haste da cana de açúcar (*Saccharum officinarum*); fruto da paineira (*Chorisia crispiflora*); folhas, haste e flor de taboa (*Typha domingensis*); folhas de agave (*Agave sisalana*); casca de cebola (*Allium cepa*); entre outras.

Além da comercialização direta quando da utilização de plantas ornamentais e de interesse ao artesanato, a biomassa agrícola gerada em sistemas de tratamento de esgotos também pode ser aproveitada pela sua incorporação em tijolos de adobe, de forma análoga à pesquisa realizada por Faria & Espíndola (2004) no reservatório de Salto Grande, município de Americana, SP. O reservatório, embora não seja um sistema de tratamento de esgotos, recebe grande parte de efluentes urbanos e industriais, além da lixiviação de insumos agrícolas de propriedades do entorno, o que causou a contaminação da água inclusive com metais pesados. A presença abundante de nutrientes nas águas desse reservatório acarretou a proliferação descontrolada de macrófitas aquáticas, dentre elas aguapés (*Eichornia crassipes*), alface d'água (*Pistia stratiotes*) e braquiária (*Brachiaria arrecta*) que, por causa da contaminação por metais pesados e pesticidas presentes nas águas do reservatório são impróprias para a utilização como fertilizantes ou forragem. A utilização da biomassa agrícola nos tijolos de adobe apresentou como vantagem adicional a possibilidade da utilização do solo do entorno do reservatório, argiloso e não indicado para a confecção de adobe tradicional. Os resultados indicaram bons resultados principalmente com a adição de até 3,3% em massa de aguapés ao adobe sem a redução de resistência à compressão dos tijolos (cerca de 2,4 MPa), caso os tijolos sejam utilizados somente como vedação, sem função estrutural, os resultados indicam a possibilidade de incorporação de até 7,7% em massa de aguapé nos tijolos de adobe, o que corresponde a cerca de 70% em volume. O aguapé se mostrou o mais indicado à incorporação ao adobe além de ser a

⁶ <http://www.comofazerpapel.com.br/tecnicas.html> acessado em 05/08/2006

planta mais eficiente, entre as testadas, para a retirada de metais pesados da água. A braquiária se mostrou a menos indicada pela “rebeldia” das fibras produzidas que levam a produção de tijolos com superfície bastante irregular.

4.4.2.4. Material suporte

A seleção do meio suporte ou substrato para o sistema de *wetlands* é baseada, principalmente, nos custos desse material, na configuração de fluxo, vegetação empregada e nas necessidades de tratamento (HAMMER 1989).

As primeiras experiências com *wetlands* desenvolvidas na Alemanha utilizavam como material suporte o próprio solo do local onde o sistema era instalado. Entretanto, os sistemas baseados em solo, como resultado da baixa condutividade hidráulica da maioria dos solos naturais, apresentaram a formação de escoamento superficial, impedindo o contato do esgoto com a rizosfera (VYMAZAL, 1998). O problema foi solucionado com a utilização de meios-suporte mais porosos.

Segundo a USEPA (2000), o tamanho do material utilizado como suporte nos Estados Unidos varia de cascalho fino (0,6 cm) até pedra britada de grandes dimensões (superior a 15 cm), sendo que o mais utilizado é a combinação de cascalho com tamanhos entre 1,3 cm até 3,8 cm e são utilizados tipos de rochas que sejam duras, resistentes e capazes de manter sua forma e a permeabilidade do leito ao longo do tempo.

Como meio-suporte clássico, além da pedra britada também são utilizados areia e solo. Ressalta-se que, independentemente do meio suporte utilizado, os sistemas de tratamento de efluentes devem ter sua base cuidadosamente impermeabilizada para evitar a contaminação das águas subterrâneas com esgoto.

Em sistemas de escoamento superficial consegue-se melhor aderência das plantas ao leito quando utilizado como material suporte solo ou areia. Já para *wetlands* de fluxo subsuperficial é indicado material que permita mais facilmente a manutenção da permeabilidade do leito, dificultando a colmatção dos poros, onde se recomenda a pedra britada.

Roston & Collaço (2003) utilizaram pneu picado como meio suporte em *wetlands* de fluxo subsuperficial para pós-tratamento de efluentes domésticos. Dois tanques com mesmas dimensões, um preenchido com brita nº 3 e outro preenchido por pneus picados, ambos plantados com *Typha* spp. e funcionando com TDH de 2 dias, tiveram seus resultados comparados por aplicação de análise estatística tipo teste F. Os resultados obtidos indicaram a não existência de diferenças significativas a 1% e a 5% de significância para $\text{NH}_3\text{-N}$, enquanto que para os valores de sólidos em suspensão e pH, encontraram-se diferenças significativas a 1% e 5% de significância. Já para os valores de DQO, encontrou-se diferença significativa somente a 5% de significância. Os valores médios de DQO obtidos para o efluente dos leitos com brita e com pneu foram, respectivamente de 95 e 80 mg.L^{-1} resultando a taxa média de remoção de 72,4% para brita e 76,7% para o tanque com pneus. As remoções médias de sólidos suspensos foram de 36,2% e 73,3% respectivamente para o leito de brita e o de pneu picado, indicando que há potencialidade no uso de pneu em substituição aos materiais convencionalmente utilizados com meio suporte.

Vicznevski (2003) relata experiências com *wetlands* realizadas no município de Joinville, SC, tanto para tratamento de água de abastecimento quanto para esgoto. Para o sistema de tratamento de água o leito utilizado foi composto por brita nº 2, cacos de telhas, saibro e areia grossa enquanto que no tratamento de esgoto, foi composto de casca de arroz carbonizada, saibro ou cascalho e brita nº 4. O *wetland*-construído utilizada para o tratamento de água pode ser comparado a um filtro lento, onde a água percola por vários compartimentos, sendo o primeiro, correspondente a 16,67% da área da caixa, preenchido com 70% de caco de telha e 30% de brita nº 2. O segundo compartimento, que corresponde a 66,66%, foi preenchido com 70% de areia grossa e 30% de caco de telha distribuído em camadas. O terceiro compartimento, com área correspondente a 16,67%, foi preenchido com areia grossa. Em 83% da superfície do material filtrante foi plantado *Eleocharis elegans*, popularmente conhecido como junco manso, planta nativa da região. Para o tratamento de esgotos o leito do *wetland* foi preenchido com camadas alternadas de saibro ou cascalho, casca de arroz e brita nº 4. As plantas utilizadas nos sistemas implantados em Joinville foram *Eleocharis elegans* e *Zizania bonariensis* bras.

Já Brito et al (2005) utilizaram como substrato para um *wetland* de pós-tratamento uma camada de 0,50 m de altura constituída de rejeito de telha cerâmica lavado, com dimensões médias entre 12,5 a 25,0 mm. A unidade foi dimensionada para receber uma

vazão média diária de $30,0 \text{ m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$, com um volume útil de $210,0 \text{ m}^3$ ($15,0 \text{ m} \times 28,0 \text{ m} \times 0,50 \text{ m}$ de altura útil) e tempo de detenção hidráulico de aproximadamente 7 dias.

Em pesquisas realizadas por Sezerino et al (2005) no município de Florianópolis, SC, em sistema piloto de pós-tratamento de esgotos por *wetlands* de escoamento subsuperficial com fluxo horizontal, o material filtrante utilizado foi areia média-grossa, com as seguintes características, obtidas através do ensaio da curva granulométrica: diâmetro efetivo (d_{10}) de 0,20 mm, uniformidade (U) de 4,9 e percentual de areia grossa de 50,40%.

Leon (2003) utilizou como meio suporte um conjunto de materiais dispostos em camadas: pedrisco, feno, húmus, palha de arroz e terra vegetal de forma a favorecer o desenvolvimento de diversas famílias de microrganismos.

Hammer (1989) cita experiência de utilização de meio suporte plástico de 5 cm e 2,5 cm de diâmetro (baixa e média área superficial específica e alta porosidade) para *wetland*-construído em comparação com cascalho (elevada área superficial específica e baixa porosidade). Os leitos foram vegetados com *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Scirpus pungens* e *Sagittaria latifolia*. Todas as espécies cresceram no cascalho, mas resultados menos favoráveis foram encontrados para o meio suporte plástico onde a *Typha latifolia* não se desenvolveu. Os resultados para a remoção de NTK e DBO_5 indicam o cascalho como melhor opção no conjunto das espécies testadas.

Não foram encontrados relatos da utilização de bambu como meio suporte para sistemas de *wetlands*-construídos na literatura, embora esse meio suporte tenha sido utilizado com sucesso como preenchimento de filtros anaeróbios.

4.4.2.5. Experiências com wetlands

Além dos benefícios relativos à qualidade da água, os sistemas que empregam *wetlands* também podem ser projetados para servir de habitat para uma série de espécies da fauna selvagem. Muitos sistemas, especialmente os de fluxo superficial, funcionam como refúgios para a vida selvagem ou parques assim como parte do sistema de tratamento, reúso ou disposição de efluentes (USEPA 1999). Em alguns casos, *wetlands* de fluxo superficial podem se tornar áreas para educação pública e recreação ao ar livre. O projeto visando usos múltiplos pode ser um ponto positivo a

favor do sistema que permite diversas possibilidades de exploração. Alguns benefícios ecológicos e recreacionais podem ser acrescentados para todos os *wetlands* independente dos seus objetivos iniciais (BENYAMINE et al, 2002).

No município paulista de Bauru foi instalado um sistema de *wetlands* para o tratamento das águas geradas no jardim botânico da cidade. O volume total de esgoto tratado é de $5.000 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$ gerado por 11 funcionários permanentes, pela população flutuante e pela água de irrigação utilizada no orquidário (OLIVEIRA et al, 2005). O sistema é formado por um tanque séptico seguido por um *wetland*-construído de fluxo horizontal subsuperficial (64 m^2 e profundidade variando entre 0,60 a 0,76 m) e por uma lagoa facultativa (100 m^2 e profundidade média de 0,40 m). O TDH do primeiro tanque varia entre 3 e 7,6 dias, dependendo da utilização ou não da irrigação no orquidário, enquanto que para a lagoa, varia de 13 a 20 dias respectivamente. O sistema de fluxo subsuperficial utiliza como meio suporte areia grossa (0,6 a 2 mm) e foi vegetado utilizando-se *Typha* spp. Para o *wetland*-construído foram conseguidos valores médios de eficiência de remoção de 90% para DBO_5 , 83% para nitrogênio amoniacal.

Tomando parte do efeito ornamental possibilitado pelos *wetlands*, um pequeno número de experiências foi encontrado utilizando plantas de uso comercial ou ornamental em *wetlands*-construídos onde o fator estético era um dos principais benefícios desejados.

Nyakang'o & Van Bruggen (1999) utilizaram, em um “resort”, um sistema de tratamento de esgotos constituído de tanque séptico seguido por um *wetland* de fluxo subsuperficial com área total de 1.800 m^2 , tempo de detenção hidráulico de 32 dias, com leito de brita de 1 m de profundidade coberto por uma camada de 10 cm de solo onde é plantada *Typha* spp. Após o *wetland* de fluxo subsuperficial o sistema ainda conta com três *wetlands* de fluxo superficial em série com área total de 5.400 m^2 e profundidade de 60 cm com um poço central de 1,5 m de profundidade. Os *wetlands* de fluxo superficial foram vegetados com tipos locais de plantas (*Cyperus alternifolius* e *Cyperus latifolius*), *Hydrocotyle*, *Hydrocleis* e espécies ornamentais como *Cyperus papyrus*, *Arundo donax variegata*, *Pontederia cordata*, *Sagittaria*, *Ajuga remota* e *Aspilia mossambicensis*. Os resultados apresentados, para o sistema como um todo e levando em conta o balanço hídrico da região, indicam elevadas eficiências médias de remoção: 84,6% para sólidos em suspensão, 98,4% para DBO_5 , 96,5% para DQO, 90,4% para nitrogênio Kjeldal, 92,4% para NH_4 e remoção de 88,2% para PO_4 . As plantas dominantes foram a *Typha* spp. no *wetland* de fluxo subsuperficial, *Cyperus latifolius* no segundo tanque e *Hydrocleis* no último tanque. Resultado interessante também foi

obtido estudando-se as concentrações de N e P na massa vegetal das plantas utilizadas de onde se verificou que o *Cyperus papyrus* foi a espécie capaz de armazenar a maior quantidade de P dentro todas as espécies testadas (90 g.m⁻²).

Cossu et al (2003) estudaram a possibilidade de uso de várias plantas ornamentais em sistemas de *wetlands*-construídos de fluxo subsuperficial para tratamento de águas cinzas. Foram testadas as espécies: *Acorus calamus variegatus*, *Alisma plantago aquatica*, *Calla palustris*, *Canna indica*, *Eupatorium cannabinum*, *Iris pseudacorus*, *Lytrum salicaria*, *Lobelia sessifolia*, *Lysimachia vulgaris*, *Lytrum salicaria*, *Mentha aquatica rubra*, *Thalia dealbata*, *Typha latifolia*, *Lemna minor* e *Eichornia crassipes*. Exemplos de cada espécie foram acondicionados em recipientes que receberam cargas crescentes de águas cinzas (esgoto doméstico exceto urina e fezes) geradas na universidade de Pádua, Itália. As melhores eficiências combinadas para remoção de DQO, nitrogênio total, NH₃, fósforo total e comportamento agrônomo (germinação, resistência à doenças, resistência ao frio e densidade de raízes) foram registradas, respectivamente para *Alisma plantago aquatica*, *Iris pseudacorus*, *Thalia dealbata*, *Acorus calamus variegatus*, *Canna indica*, *Eichornia crassipes* e *Lemna minor*.

Utilizando as espécies selecionadas por Cossu et al (2003), Cossu et al (2004) implementaram na universidade de Pádua, um sistema de tratamento de águas cinzas e urina utilizando dois sistemas de *wetlands* de fluxo subsuperficial em paralelo. O primeiro sistema era vegetado com *Phragmites australis* enquanto o segundo sistema era vegetado com uma coleção de dez espécies de plantas ornamentais (*alisma*, *iris*, *typha*, *mentha*, *canna*, *thalia*, *lysimachia*, *lytrum*, *pontederia*, *preselia*). Cada *wetland* foi construído com 4,3 m² de área, profundidade média de 0,6 m e submetida a TDH de 7 dias. O meio suporte utilizado foi uma combinação de cascalho e areia e uma fina camada de composto orgânico foi colocada acima do leito para promover níveis iniciais adequados de nutrientes e isolamento térmico para as plantas jovens. Foram analisados: matéria orgânica (DQO, DBO), sólidos (ST, SS, SV), nutrientes (NTK, N-NH₃, N-NO₂, N-NO₃, P), metais (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn), alcalinidade, pH, surfactantes aniônicos, cloreto e sulfato. Os resultados obtidos para ambos os sistemas foram muito semelhantes quanto às características do esgoto tratado, mas o fator estético foi de importância fundamental na aceitação pública do sistema, com larga vantagem para aquele onde foram utilizadas as plantas ornamentais.

A verificação da adaptabilidade de espécies vegetais de interesse ornamental também foi realizada por Asmus et al (2007). O experimento realizado no horto florestal de

Campo Grande durante 12 semanas contou como unidade principal de tratamento um reator anaeróbio de fluxo ascendente seguido por dois *wetlands*-construídos com leito de areia fina, um sem vegetação e o outro vegetado com *Cyperus isocladius* (mini-papiro), *Heliconia psittacorum* e *Hedychium coronarium* (lírio do brejo), submetidos a pleno sol e elevadas temperaturas. O tempo de detenção hidráulico não foi informado. Os resultados indicaram uma boa adaptabilidade de todas as espécies pesquisadas às condições impostas pelo sistema. Como resultados médios referentes à qualidade do efluente tem-se remoção de turbidez de 92,8%; 80,44% para remoção de DBO; 75,8% para DQO, remoção de fósforo de 97,6% em contrapartida houve aumento na concentração de sólidos totais em 15% e intensa produção de nitrato e nitrito.

Zhang et al (2007) avaliaram seis espécies ornamentais para a utilização em *wetlands*-construídos. Foram selecionadas as espécies: *Reineckia carnea*, *Acorus gramineus*, *A. orientale*, *Acorus calamus*, *Iris pseudacorus* e *Lythrum salicaria*. Mudanças de tamanhos semelhantes foram plantas em recipientes de 20 cm de diâmetro por 23 cm de profundidade, como meio suporte foi utilizado cascalho lavado com ácido clorídrico e enxaguado em água destilada. Para a avaliação do sistema foram realizadas comparações entre recipientes sem vegetação e irrigados com esgoto, recipientes com vegetação e irrigados com esgoto e recipientes com vegetação irrigados com água destilada. Amostras foram retiradas após 5, 10 e 15 dias. Os resultados mostram que o tipo de vegetação tem interferência na remoção de nitrogênio, sendo *A. gramineus* e *I. pseudacorus* as mais eficientes, e a contribuição das plantas é significativamente maior para 10 dias embora a remoção de nitrogênio sofra acréscimo com o aumento do tempo. Os resultados médios obtidos para o efeito da vegetação sobre o nitrogênio foram 11,24% para 5 dias, 21,95% para 10 dias e 17,95% para 15 dias. Para a remoção de fósforo o comportamento médio foi diverso, 33,15% para 5 dias, 19,97% para 10 dias e 11,29% para 15 dias, o que sugere que a vegetação tem capacidade de rápida absorção de fósforo em um curto tempo, sendo a *I. pseudacorus* a espécie mais eficiente na remoção de fósforo. O comportamento para a remoção de matéria orgânica também mostrou importância significativa da ação das plantas em relação ao controle atingindo maior participação da vegetação para a remoção de DBO com TDH de 10 dias e aumento crescente com o TDH para a remoção de DQO. A comparação de todas as espécies pode ser vista na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 – Eficiência de remoção de DBO, DQO, P_{total} e N_{total} para diversas espécies vegetais em diferentes TDH

parâmetro	TDH (dias)	controle	<i>R. carnea</i>	<i>A. gramineus</i>	<i>A. orientales</i>	<i>A. calamus</i>	<i>I. pseudacorus</i>	<i>L. salicaria</i>
N_{total}	5	55,03	63,80*	70,79**	64,23*	66,55*	70,96**	61,26
	10	64,38	85,60**	88,63**	84,96**	84,90**	88,41**	85,50**
	15	71,91	88,14*	91,39**	88,53*	88,38*	91,55**	88,87*
P_{total}	5	52,12	73,60*	84,85*	69,51*	80,76*	86,90**	75,15*
	10	75,80	93,08*	94,72**	88,48*	93,90**	95,23**	91,34*
	15	86,94	97,04*	98,00**	97,21**	95,94**	98,49**	97,04**
DBO ₅	5	63,68	69,02	71,37*	69,34	70,09*	72,54*	69,98
	10	72,48	80,66*	84,08**	80,88**	81,73**	84,76**	82,37**
	15	81,84	90,60**	92,31**	91,17**	91,31**	93,16**	90,81**
DQO	5	52,81	58,64*	61,71**	58,39*	58,26*	61,15**	58,90**
	10	69,46	78,72**	80,44**	78,95**	79,51**	84,61**	80,58**
	15	78,21	87,29**	91,15**	88,27**	86,73**	91,99**	88,74**

* diferença significativa em relação ao controle ($P < 0,05$);

** diferença muito significativa em relação ao controle ($P < 0,01$)

Fonte: modificado de Zhang et al (2007)

No mesmo trabalho, Zhang et al (2007) também avaliaram a eficiência de cada uma das espécies testadas na remoção de metais: cromo, chumbo, cádmio, manganês e ferro. Os resultados sugerem que as espécies têm capacidades diferentes de absorção para cada um dos metais. A melhor eficiência de remoção foi obtida para *I. pseudacorus*, com resultados melhores para cromo, seguido por chumbo, cádmio, ferro, cobre e manganês, com remoção superiores ao controle em 24,58%, 21,30%, 15,37%, 1,94%, 1,54%, 0,5% respectivamente. Além da *I. pseudacorus*, a espécie *A. gramineus* e *A. calamus* apresentaram boas eficiências para a remoção de metais.

Plantas de uso comercial foram utilizadas em um sistema de tratamento de esgotos adaptado das técnicas hidropônicas de cultivo. Nessa experiência, Vaillant et al (2004) testaram as espécies *Digitalis tanata* Ehrh. e *Digitalis purpurea* L., ambas, relatadas pelos autores como produtoras de substâncias de uso farmacológico que auxiliam no tratamento de doenças cardíacas. O sistema, em escala de bancada, foi feito utilizando-se calhas de PVC de 4 m de comprimento, 0,15 m de largura e 0,10 m de profundidade e nível de água de 3 cm onde circulava-se 30 L de líquido trocados a cada 72 h. As

plantas, germinadas em sementeiras, eram transportadas ao canal de hidroponia 90 dias após a germinação. Além do sistema utilizando uma mistura de esgotos domésticos e água de chuva, um sistema foi alimentado com solução nutritiva utilizada convencionalmente em sistemas hidropônicos. Para servir de comparação para a eficiência de tratamento, um canal não vegetado também foi alimentado com esgoto. Percebeu-se um crescimento anormal das plantas quando utilizado o esgoto explicado pelos autores pela falta de nutrientes em quantidades adequadas. As plantas alimentadas com a solução nutritiva tiveram o crescimento esperado, enquanto que as alimentadas com esgoto tiveram um notável desenvolvimento radicular e o crescimento da parte aérea comprometido ou até interrompido. Para efeito de comparação pode-se tomar as concentrações de nitrogênio no sistema, enquanto o esgoto apresentou concentrações de 36 mg.L^{-1} , a solução nutritiva apresentou concentração de 196 mg.L^{-1} . Diferenças significativas nas soluções também puderam ser notadas para o potássio, cálcio e fosfato, enquanto que para cloretos a situação se inverte sendo que o esgoto possui concentrações 5 vezes superior àquela da solução nutritiva. Os sistemas plantados mostraram-se eficientes na remoção de DBO, DQO, SS e nitrogênio total, embora, após a morte de várias plantas (15ª semana), a eficiência na remoção de SS, e, indiretamente, de remoção de DBO e DQO, mostrou-se inalterada sugerindo que a comunidade de microrganismos e o efeito físico das raízes contribuam significativamente no processo de tratamento do efluente. Para SS o sistema atingia a eficiência total após 12 h de aplicação do esgoto no sistema. Efeito semelhante foi encontrado para DBO e DQO que, para 24 h após a aplicação atingiram as máximas eficiências de remoção. A remoção de nitrogênio foi significativamente influenciada pela espécie vegetal aplicada ao sistema, por exemplo, a remoção de amônia após 48 h era de 65% para o sistema que empregava *Digitalis tanata*, enquanto que para o sistema vegetado com *Digitalis purpurea* era de 95%.

Ainda utilizando vegetação de interesse comercial, Silva et al (2007) utilizaram arroz (*Oryza sativa* L.) em sistema de bancada de *wetlands*-construídos utilizando solo natural modificado (latossolo vermelho-amarelo misturado com areia média) como meio suporte em Brasília – DF. A alimentação foi realizada de forma intermitente e com taxa de aplicação variável. As eficiências médias de remoção variaram entre 93,3% a 99,6% para fósforo total e entre 88,3% a 94,3% para nitrogênio, entretanto o desempenho dos *wetlands* construídos com e sem vegetação para a remoção tanto de P quanto de N total foi semelhante indicando que o material utilizado como leito e o desenvolvimento microbiológico foram os responsáveis pelos resultados.

Belmont & Metcalfe (2003) utilizaram em um experimento em escala de bancada um *wetland* de fluxo subsuperficial para teste de viabilidade de utilização do copo de leite (*Zantedeschia aethiopica*) em sistemas de tratamento de esgotos. O experimento foi conduzido em Ontário, Canadá, com a utilização de efluente sintético aplicado em seis células de (240 x 38) cm² com 30 cm de profundidade preenchida por pedra britada de dimensões entre 3 e 5 cm. O sistema foi operado, em estufa com controle de luminosidade e temperatura, com tempo de detenção hidráulica de 1 e 2 dias e objetivava a remoção de nitrogênio. As plantas reagiram bem ao experimento apresentando rápido crescimento e floração em 6 semanas. O sistema não obteve significativa eficiência de remoção de DQO (em torno de 35% para TDH de 2 d) e a análise estatística feita pelo teste ANOVA indicou que não existe diferença entre os leitos vegetados e os não vegetados na remoção desse parâmetro. Já para a remoção de amônia os leitos vegetados mostraram-se superiores aos leitos de controle, fato comprovado pelo teste ANOVA ($P = 0,017$). A presença de vegetação também interferiu na remoção de NTK, $45,6 \pm 6,7\%$ para os leitos vegetados e $-7,3 \pm 13,7\%$ para os leitos sem plantas.

Prosseguindo as pesquisas, agora em escala piloto, Belmont et al (2004) instalaram na cidade mexicana de Santa Maria Nativitas, para pós-tratamento de uma lagoa de estabilização, um sistema que utiliza, em paralelo, dois *wetlands* de fluxo subsuperficial com leito de cascalho (dimensões entre 3 e 5 cm), um deles vegetado com *Typha angustifolia* (taboa) e o outro com *Zantedeschia aethiopica* (copo de leite) e *Canna flaccida*, seguidos por um *wetland* de fluxo vertical preenchido com areia e vegetado com *Phragmites communis*. Os tanques foram construídos com profundidade de leito de 60 cm, mantendo-se sempre o nível do efluente 10 cm abaixo do nível do leito. O sistema funcionou com vazão de 2 L.min⁻¹ na lagoa produzindo um TDH de 2,3 dias em cada um dos *wetlands* de fluxo horizontal. O crescimento da *Typha angustifolia* foi conforme o esperado embora as plantas apresentassem períodos de dormência durante as estações. No início do experimento as mudas de *Zantedeschia aethiopica* sofreram com o frio do inverno e com a luminosidade intensa, mas, passaram a ser protegidas do sol e do vento com o crescimento das mudas de *Canna flaccida*, desenvolvendo-se a contento pelo restante do experimento. Houve um abatimento de DQO de $84,9 \pm 1,3\%$ para o sistema como um todo. Nos *wetlands* de fluxo horizontal a remoção foi de $76,4 \pm 1,7\%$ para a de taboa e $80,0 \pm 1,1\%$ para aquele vegetado com flores. A remoção de nitrogênio total foi de $62,3 \pm 3,2\%$ nos *wetlands*, valor considerado muito bom, especialmente devido às elevadas concentrações dessas substâncias no

esgoto bruto ($162,9 \pm 14,3 \text{ mg.L}^{-1}$). Apesar do bom funcionamento do sistema, o *wetland* de fluxo vertical apresentou durante o acompanhamento vários problemas de entupimento do leito.

O copo de leite também foi avaliado por Gallegos (2002) como espécie emergente para utilização em *wetland*-construído de fluxo subsuperficial por um período de 3 meses, concluindo que sua utilização foi viável no sistema proposto. Em análise comparativa realizada com um *wetland*-construído não vegetado, os resultados encontrados foram ligeiramente superiores para o tanque vegetado. Os resultados encontrados foram 13% superiores para a remoção de DQO, 15% superiores para a remoção de DBO_5 , 18% superiores para fosfatos, 11% superiores para N-amoniaco, 10% superiores para SST, 11% superiores para remoção de turbidez e cerca de 1% melhor para a remoção de coliformes totais e termotolerantes. O estudo foi realizado utilizando-se efluente proveniente de uma granja de porcos, pré-tratado por digestor anaeróbio. Ambos os tanques contavam com leito de 1m de profundidade com solo arenoso obtido no local da implementação do sistema como meio suporte e o TDH utilizado foi de 2,5 dias. As mudas foram plantadas com espaçamento de 30 cm e passaram por período de adaptação ao sistema com regas com água limpa.

Ribas e Fortes Neto (2006) avaliaram um sistema de tratamento de esgotos composto de tanque séptico seguido de pós-tratamento com *wetlands*-construídos com leito misto de areia e brita nº2 e vegetado com copo de leite. O sistema foi dimensionado para tratar o esgoto de instalações sanitárias, chuveiros e pias, utilizados por 40 pessoas que trabalham no Viveiro Municipal de Mudas de Jacareí – SP. O TDH do pós-tratamento foi de 5 dias. A pesquisa demonstrou que a espécie utilizada foi capaz de se adaptar às condições locais impostas pelo sistema embora apresentasse podridão no colo das plantas durante os meses mais chuvosos, acarretando a redução na vigorosidade de sua parte aérea; ao final desse período as mudas retomaram seu vigor característico. A manutenção dada ao sistema envolveu a retirada de folhas velhas e a poda das plantas adultas após o período de floração, mantendo-se somente os brotos. O efluente do sistema de tratamento, incluindo o tanque séptico e o *wetland*-construído, apresentou valor médio de DBO de $74,0 \text{ mg.L}^{-1}$, alcançando mínimo de $3,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e redução média entre o esgoto bruto e o tratado de 86,6%. Para DQO, o valor médio efluente foi de $149,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e redução média total de 87,0%. Quanto aos nutrientes, o sistema utilizado conseguiu promover a redução média de nitrogênio amoniacal em 46,0% e redução média de nitrogênio total Kjeldahl de 40,0%; para

fósforo total o valor médio encontrado no efluente foi de $5,8 \text{ mg.L}^{-1}$ com redução média de 38%.

Testes com papiro foram conduzidos por Kyambadde et al. (2003) em um sistema de *wetlands*-construídos implantado na cidade de Kampala, Uganda, que recebia esgotos tratados na estação de tratamento de Bugalobi. Os leitos foram dispostos formando seis linhas de tratamento, cada linha com seis tanques de forma cilíndrica sendo os dois primeiros de cada linha com 0,58 m de diâmetro por 0,82 m de altura e os restantes de 0,58 m de diâmetro por 0,43 m de altura. As linhas 1a e 1b contavam com tanques não vegetados, enquanto que as linhas 2a e 2b os primeiros dois tanques de cada linha não eram vegetados, seguidos por tanques vegetados com *Cyperus papyrus*. As linhas 3a e 3b também contavam com os dois primeiros tanques não vegetados e os demais plantados com *Miscanthidium violaceum*. Em nenhuma das linhas os tanques contavam com meio suporte. O TDH empregado foi de 5 dias. Durante o andamento dos trabalhos foram monitorados: o crescimento das raízes, o peso verde (a planta era retirada do tanque, pesada e devolvida ao mesmo local), as características da água e a quantidade de microrganismos nitrificantes nas raízes. Os resultados obtidos demonstram que ambas as espécies testadas tem potencial para utilização no tratamento de esgotos. A redução nas concentrações de N-NH_4 e P para as linhas plantadas com papiro foi de 75,3% e 83,2% respectivamente, enquanto que para as linhas plantadas com *Miscanthidium* foi de 61,5% e 48,4%. Para as linhas não vegetadas a remoção foi de 27,9% para N-NH_4 e 10,3% para P, indicando que a vegetação tem grande importância na tomada de nutrientes de sistemas de tratamento de esgotos empregando *wetlands* e colocando em discussão a idéia sedimentada que a maior parte da remoção de fósforo em sistemas empregando *wetland* se dá pela sua sorção no meio suporte. O desenvolvimento radicular foi significativamente superior para o *Cyperus papyrus* proporcionando melhor área de fixação para os microrganismos e retenção de partículas suspensas. A quantidade de bactérias nitrificantes encontrada nas raízes foi maior para o papiro ($2,15 \times 10^6 \text{ NMP.g}^{-1}$) que para o *Miscanthidium* ($1,30 \times 10^4 \text{ NMP.g}^{-1}$) sugerindo maior facilidade de locais para fixação e melhor acesso ao alimento e oxigênio proporcionado pelas raízes do papiro.

Oito diferentes espécies de plantas foram utilizadas por Tanner (1996) em sistemas de *wetlands*-construídos de fluxo subsuperficial em escala de bancada para o pós-tratamento de efluente de lagoa anaeróbia que tratava esgoto proveniente de uma fazenda produtora de laticínios. As espécies testadas foram: *Schoenoplectus validus*,

Phragmites australis, *Glyceria maxima*, *Baumea articulata*, *Bolboschoenus fluviatilis*, *Cyperus involucratus*, *Juncus effusus* e *Zizania latifolia*. Os tanques, onde mudas de cada uma das espécies foi plantada individualmente, foram alimentados por 10 dias com água potável e depois, semanalmente, com bateladas de 60 L de efluente retirado da lagoa. O meio suporte utilizado foi cascalho riólito aluvial. Depois de 124 dias de crescimento, foi obtida biomassa entre 300 e 7432 g.m⁻² e relação de crescimento parte aérea/raiz entre 0,35 e 3,35. As maiores taxas de crescimento foram 3000 a 4000 g.m⁻², encontradas para a *Zizania* e *Glyceria*. Houve uma remoção de sólidos em suspensão entre 76 e 88%, 77 a 91% de remoção de DBO, 79 a 93% de remoção de fósforo total. A concentração de nitrogênio amoniacal foi reduzida de 65 a 92% e a concentração de nitrogênio total sofreu redução entre 59 e 90% dependendo da espécie empregada. Ressalta-se que essas espécies devem ser utilizadas em *wetlands* somente em áreas onde já tenham sido introduzidas devido à facilidade de propagação que possuem podendo tornar-se espécies invasoras. Entre as espécies testadas a *Zizania latifolia* foi a que apresentou um conjunto de resultados mais interessante para utilização em *wetlands*-construídos pelos critérios adotados pelo autor.

Com o intuito de verificar a potencialidade dos sistemas de *wetlands*-construídos em remover fósforo, DeBusk et al (1995) testaram várias espécies de plantas: *Eichhornia crassipes*, *Lemna obscura*, *Typha domingensis*, *Pontederia cordata*, *Canna flaccida*, *Sagittaria lancifolia*, *Sagittaria latifolia*, *Saururus cernuus*, *Peltandra virginica*, *Phragmites australis*, *Juncus effusus* e *Scirpus validus*. *Canna flaccida* e *Pontederia cordata* foram as duas espécies que proporcionaram as maiores taxas de retirada de fósforo pela folhagem (parte aérea) a partir da água residuária testada proveniente de fazenda de produção de laticínios (173 e 66 mg P.m⁻².dia⁻¹ respectivamente).

Ainda sobre a possibilidade de remoção de nutrientes, Vymazal (2007) afirma que a remoção de nitrogênio total nas várias configurações de *wetlands*-construídos varia entre 40 e 55% com carga removida entre 250 e 630 g N.m⁻².ano⁻¹ dependendo da configuração do reator e da carga de entrada. *Wetlands*-construídos com um único estágio não são capazes de remover nitrogênio total devido à dificuldade de proporcionar condições anaeróbias e aeróbias ao mesmo tempo. Os *wetlands* de fluxo vertical são indicados para a remoção de nitrogênio amoniacal, mas são muito limitados para proporcionar a desnitrificação, enquanto que os *wetlands*-construídos com fluxo horizontal fornecem boas condições para desnitrificação, mas dificilmente são capazes de promover a nitrificação da amônia. Resultados médios obtidos a partir de casos

estudados em diversas partes do mundo podem ser observados na Tabela 4.4. Já para fósforo a remoção total varia, em média, entre 40 e 60% com remoção de carga entre 45 e 75 g P.m⁻².ano⁻¹ dependendo da configuração empregada e da carga de entrada. As taxas de remoção de nutrientes pelas plantas variam de espécie para espécie e são influenciadas por fatores ambientais podendo atingir valores superiores a 50%.

Tabela 4.4 – Remoção média de nitrogênio total e fósforo total para diversas configurações de *wetlands*-construídos em diversas partes do mundo.

Configuração	Unidade	Afluente	Efluente	eficiência	Casos verificados
Nitrogênio total					
Concentração				%	
Vegetação flutuante	mg.L ⁻¹	14,6	6,6	54,8	14
Fluxo superficial	mg.L ⁻¹	14,3	8,4	41,2	85
Fluxo subsuperficial	mg.L ⁻¹	46,6	26,9	42,3	137
Fluxo vertical	mg.L ⁻¹	58,4	37,9	44,6	51
Carga				carga removida	
Vegetação flutuante	g.m ⁻² .ano ⁻¹	838	431	407	14
Fluxo superficial	g.m ⁻² .ano ⁻¹	466	219	247	85
Fluxo subsuperficial	g.m ⁻² .ano ⁻¹	644	394	250	113
Fluxo vertical	g.m ⁻² .ano ⁻¹	1222	592	630	42
Fósforo total					
Concentração				%	
Vegetação flutuante	mg.L ⁻¹	3,8	2,2	42,1	14
Fluxo superficial	mg.L ⁻¹	4,2	2,15	48,8	85
Fluxo subsuperficial	mg.L ⁻¹	8,75	5,15	41,1	149
Fluxo vertical	mg.L ⁻¹	10,5	4,25	59,5	78
Carga				carga removida	
Vegetação flutuante	g.m ⁻² .ano ⁻¹	200	127	73	14
Fluxo superficial	g.m ⁻² .ano ⁻¹	138	68	70	85
Fluxo subsuperficial	g.m ⁻² .ano ⁻¹	141	96	45	104
Fluxo vertical	g.m ⁻² .ano ⁻¹	126	54	72	42

Fonte: modificado de Vymazal (2007)

Foram produzidos na UNICAMP, no mesmo local onde se desenvolve a presente pesquisa, três trabalhos referentes à utilização de *wetlands*-construídos para pós-tratamento de esgotos predominantemente domésticos, dois deles desenvolvidos por Valentim (1999 e 2003) e um deles por Mazzola (2003).

Mazzola (2003) utilizou *wetlands*-construídos de fluxo vertical por batelada para o pós-tratamento de efluente proveniente de reator anaeróbio compartimentado de 2 câmaras com capacidade de tratamento de $4,6 \text{ m}^3.\text{dia}^{-1}$. Os *wetlands*-construídos utilizados, totalizando três tanques cilíndricos, construídos em ferro-cimento e preenchidos com brita, um deles não vegetado e os outros dois plantados com *Typha sp* e *Eleocharis sp*. A alimentação dos tanques era realizada, intermitentemente, por meio do bombeamento do esgoto tratado pelo reator compartimentado até a parte de cima do tanque. O esgoto permanecia nos *wetlands* por um tempo determinado, e então, era retirado pela parte inferior de cada tanque. Entre os ciclos foi utilizado um intervalo de 10 minutos para possibilitar o preenchimento do leito com ar atmosférico. Os tempos de reação utilizados no sistema foram de 96, 72, 48 e 24 h. Os melhores resultados para a remoção de turbidez foram para o tempo de reação de 72 h, atingindo 77,21%. Para a DQO, quanto maior o tempo de reação utilizado, maior a remoção média obtida, atingindo 73% para 96 h. A remoção de fósforo variou não somente com a variação do tempo de detenção, como com a vegetação utilizada, o melhor resultado foi obtido com *Typha sp* e tempo de reação de 72 h, obtendo 30% de remoção.

Valentim (1999) utilizou um sistema de tanque séptico modificado, de três compartimentos em série, seguido por seis *wetlands*-construídos em blocos de concreto. Três dos leitos foram construídos com base retangular e três com base quadrada, preenchidos com brita n° 2 (55 a 90 mm). Apesar da geometria diferente, a área superficial dos tanques era a mesma. Foi utilizado fluxo subsuperficial em todos os tanques e, de cada conjunto, um tanque foi mantido sem vegetação, um vegetado com *Typha sp* e um vegetado com *Eleocharis sp*. As melhores eficiências no tratamento foram obtidas para: tanque quadrado com *Eleocharis sp* com redução entre 91 e 97% para sólidos suspensos, 59 a 96% de remoção de coliformes totais, 35 a 90% de remoção de nitrogênio Kjeldahl e 41 a 65% de remoção de fósforo. O tanque não vegetado de base retangular alcançou as melhores eficiências na remoção de turbidez (87 a 98%) e nitrogênio amoniacal (35 a 87%). A melhor eficiência quanto a remoção de DQO foi para o tanque retangular plantado com *Eleocharis sp* atingindo eficiência entre

70 e 97%, que também atingiu a melhor eficiência quanto a remoção de coliformes (94 a 97%).

Valentim (2003) avaliou o desempenho do mesmo sistema utilizado em Valentim (1999) para diferentes TDHs: 1, 2, 3, 4, 5 e 6 dias. Como espécies vegetais foram utilizadas *Eleocharis sp*, *Typha sp* e *Scirpus sp*. A eficiência do sistema foi verificada em termos da relação entre a concentração efluente e a concentração afluenta, obtendo-se a relação entre 0,23 e 0,52 para DQO e 0,19 a 0,60 para SST.

Boa parte da água que adentra a um sistema vegetado de tratamento de efluentes acaba perdido por evapotranspiração. A porcentagem de água perdida é bastante considerável, embora praticamente nenhum trabalho cite essa influência. Esse efeito de redução do volume final do efluente pode ser de interesse quando a sua disposição foi um problema adicional ao sistema de tratamento. Em contrapartida, quando o foco do sistema é o reúso, a perda de efluente não é desejável.

Uma das poucas pesquisas encontradas na literatura onde a avaliação da quantidade de água perdida em um sistema de *wetland*-construído era alvo de estudo foi realizada por Giraldi et al (2006). Foram avaliados os efeitos da evapotranspiração com lisímetros simulando sistemas de *wetlands*-construídos de fluxo subsuperficial com escoamento horizontal e vertical vegetados com *Phragmites australis* e um sistema idêntico não vegetado. Todos os lisímetros contavam com uma camada inferior drenante de 20 cm de seixos, com granulometria entre 1 e 3 cm, e camada superior de 80 cm de cascalho, com granulometria entre 4 e 8 mm. O experimento foi realizado na cidade de Pisa – Itália, durante os primeiros meses do verão de 2005. Os autores afirmam que a evapotranspiração é um termo significativo do balanço hídrico para os sistemas de fitodepuração especialmente em regiões de clima quente e seco já que boa parte da água pode ser perdida do sistema devido a esse efeito. Conclusão semelhante à obtida por Zanella et al (2006). Giraldi et al (2006) ainda afirmam que os estudos realizados sobre perdas de água por evapotranspiração em relação a solos agrícolas não podem ser aplicados diretamente aos sistemas alagados para tratamento de efluentes já que as condições de utilização dos sistemas são bastante diversas, conforme mostra o resultado de sua pesquisa onde dois modelos, um simplificado e um mais complexo e estruturado derivado do setor agrônomo, foram aplicados às condições sob as quais os sistemas de *wetlands* experimentais estavam submetidos originando valores teóricos de perdas bastante inferiores ao verificado no sistema. Os resultados obtidos experimentalmente indicam que em ambas as configurações utilizadas a perda de água

é bastante significativa, especialmente para o sistema subsuperficial de fluxo horizontal devido às condições de saturação usuais para essa configuração e que a presença de vegetação aumenta, em média, cerca de 2,8 vezes a perda de água por evapotranspiração em relação a um sistema não vegetado. Os resultados experimentais médios de perdas de água foram de: $3,0 \pm 0,43 \text{ mm.d}^{-1}$ para o sistema não vegetado; $8,3 \pm 0,33 \text{ mm.d}^{-1}$ para o sistema de fluxo horizontal e $13,8 \pm 0,34 \text{ mm.d}^{-1}$ para o sistema de fluxo vertical, considerando que a carga de entrada para cada um dos lisímetros foi de 100 mm.d^{-1} , as perdas percentuais foram, respectivamente de 3%, 8% e 13%. Os autores ressaltam que, assumindo que as taxas de evapotranspiração variem pouco em relação à carga hidráulica aplicada, se a carga hidráulica de entrada fosse similar àquela utilizada na Europa para o projeto de sistemas de tratamento secundário (20 a 50 mm.d^{-1}), as perdas de efluente poderiam se próximas a 60%, dificultando a utilização desse sistema em uma estação de reúso onde não houvesse volume de água excedente.

5. Material e métodos

5.1. Sistema de tratamento de esgotos

O sistema de tratamento de efluentes utilizado foi construído nas dependências da UNICAMP, no campo experimental da Faculdade de Engenharia Agrícola – FEAGRI (latitude 22°49'06,70"S e longitude 47°03'45.50"O), situado próximo à Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo no campus principal da Universidade Estadual de Campinas, distrito de Barão Geraldo, município de Campinas - SP.

A intensidade média de radiação solar no verão para a região de interesse é de 763,17 W.m⁻² e 471,98 W.m⁻² no inverno (SILVA, 2004). O clima segundo a classificação de Köppen é uma transição entre os tipos Cwa (clima temperado úmido com inverno seco e verão quente) e Cfa (clima temperado úmido com verão quente), o que indica clima tropical de altitude com inverno seco e verão úmido. A precipitação média anual é de 1.382 mm, com o período chuvoso entre outubro e março (75% do total anual) e período mais seco entre junho e setembro (SENTELHAS et al, 2007).

O fornecimento de esgoto ao sistema é feito pelo coletor de esgotos responsável pelo afastamento dos efluentes gerados nas dependências de ensino e pesquisa da FEAGRI, incluindo salas de aula, salas de professores e laboratórios. As atividades desenvolvidas no local conferem ao esgoto características um pouco diferentes das características esperadas para um esgoto doméstico devido à diferença entre o tipo de atividades desenvolvido no local e aquele esperado em local com ocupação residencial comum. A variedade de atividades desenvolvidas nos laboratórios e dependências da

faculdade causa outro fenômeno que deve ser ressaltado, as características do esgoto variam fortemente e de maneira não previsível dependendo do conjunto de atividades desenvolvidos no momento da coleta. Essa variação será notada quando os dados referentes ao comportamento do sistema de tratamento de efluentes for comentado no item de resultados.

A caracterização preliminar do esgoto utilizado pode ser verificada na tabela 5.1.

Tabela 5.1 – Caracterização do esgoto bruto afluente ao sistema de tratamento entre os meses de março e maio de 2005

Parâmetro	Média $\pm$ desvio padrão	Amostras avaliadas
Temperatura ($^{\circ}\text{C}$)	$28,3 \pm 1,3$	março a maio de 2005
DBO (mg.L^{-1})	225 ± 86	3
DQO (mg.L^{-1})	453 ± 235	12
SST (mg.L^{-1})	288 ± 189	7
SSV (mg.L^{-1})	216 ± 140	7
SSF (mg.L^{-1})	72 ± 42	7
pH	$7,8 \pm 0,4$	15
Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	594 ± 96	15
OD (mg.L^{-1})	$3,5 \pm 1,1$	4
Cor aparente (mgPt.L^{-1})	757 ± 163	3
Turbidez (UNT)	47 ± 4	3
Alcalinidade total (mg.L^{-1})	190 ± 62	12
Ácidos Voláteis (mg.L^{-1})	60 ± 20	12
Coliformes totais (NMP/100mL)	$2,5.10^8 \pm 7,0.10^7$	4
Coliformes fecais (NMP/100mL)	$2,5.10^8 \pm 7,0.10^7$	4
Fósforo total (mg.L^{-1})	$5,6 \pm 1,6$	4
Nitrito (mg.L^{-1})	$1,0 \pm 0,5$	3
Nitrato (mg.L^{-1})	$2,5 \pm 0,5$	4
N-NH ₃ (mg.L^{-1})	$42,6 \pm 11,2$	6

O sistema experimental de tratamento de esgoto, cujo esquema geral está representado na Figura 5.1, conta com um reator compartimentado anaeróbio seguido

por um sistema de pós-tratamento formado por *wetlands*-construídos de fluxo subsuperficial, tanques de macrófitas (*wetlands*-construídos de fluxo superficial e vegetação submersa) e filtros lentos.

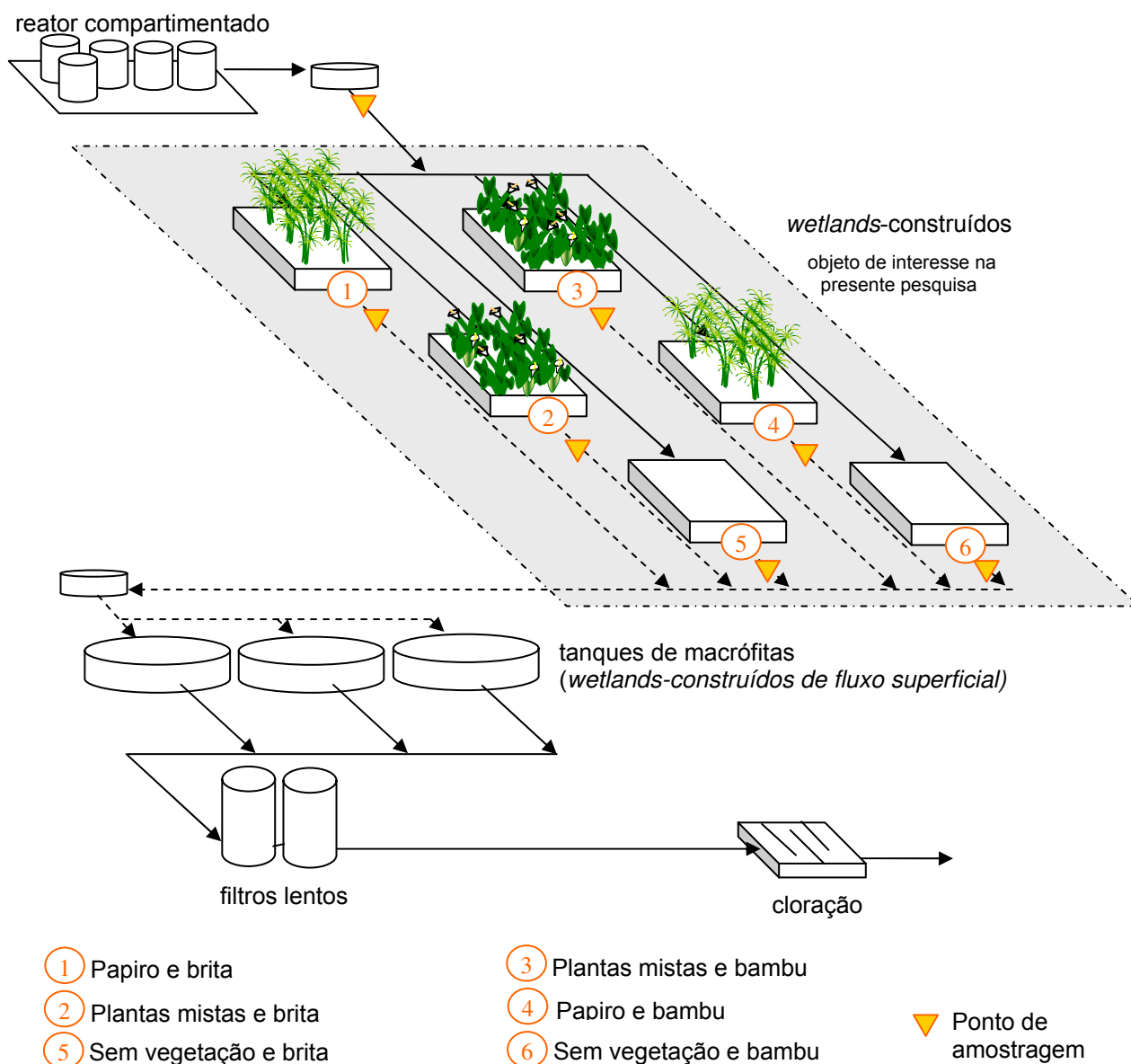


Figura 5.1 – Representação esquemática da planta geral de tratamento

O reator compartimentado anaeróbico é formado por quatro câmaras com volume total de 4,19 m³ sendo 1,68 m³ na primeira câmara e 0,84 m³ em cada uma das demais.

Durante a execução desta pesquisa, somente três das quatro câmaras do reator compartimentado estiveram em operação. O reator, responsável pelo tratamento secundário do sistema e apresentado na Figura 5.2, foi construído utilizando tubos de concreto de 1 m de diâmetro por 1,40 m de comprimento (1,20 m de comprimento útil) impermeabilizados internamente com Sikatop 107. Os tubos foram montados na posição vertical, sobre uma laje de concreto, com as bolsas voltadas para cima. Na parte inferior dos tubos foi moldado um fundo tronco-cônico invertido com ângulo de 30° com relação à horizontal e altura de 20 cm, de forma a facilitar a distribuição do esgoto por toda a área da seção horizontal e que também facilite a concentração do lodo no fundo em caso da necessidade de retirada de sólidos excedentes.



Figura 5.2 – Reator compartimentado anaeróbio

Após o reator compartimentado, o esgoto é encaminhado aos *wetlands*-construídos para pós-tratamento. O sistema de *wetlands*-construídos é composto por seis tanques retangulares de aproximadamente 2,3 m³ cada, com 2,7 m de comprimento por 1,7 m de largura por 0,50 m de profundidade.

Os *wetlands*-construídos serão descritos com mais detalhes no item 5.2 por se tratarem do alvo principal da presente pesquisa.

Após os *wetlands*-construídos o esgoto segue para um conjunto tanques com macrófitas (*wetlands*-construídos de fluxo horizontal superficial e vegetação submersa fixa), também montado em piscinas de fibra de vidro rígidas. Esses tanques têm dimensões de 3,2 m de comprimento por 1,75 m de largura por 0,55 m de altura com forma de feijão, conforme Figura 5.3.



Figura 5.3 – Tanque de macrófitas

Os tanques com macrófitas foram testados, em pesquisa simultânea à relatada no presente trabalho, com três tipos de plantas: Elódea (*Elodea densa*), Cabomba (*Cabomba caroliniana*) e Valisnéria (*Vallisneria spiralis*).

A finalização do tratamento é feita por um filtro lento de leito granular e desinfecção por cloro.

5.2. *Wetlands*-construídos

O sistema de tratamento utilizando plantas ornamentais foi concebido para ser construído de maneira o mais simples possível, com materiais facilmente encontrados no mercado visando a sua fácil aplicabilidade e replicabilidade inclusive em locais isolados ou zona rural. Optou-se pela utilização de piscinas construídas em resina

plástica reforçada com fibra vidro devido à facilidade construtiva, rapidez de execução das obras de implantação, garantia da estanqueidade do sistema e redução dos custos das obras civis (Figura 5.4). Em outras situações de implantação, os tanques poderão ser confeccionados como obras de terra, desde que se garanta a impermeabilidade do solo do fundo e lateral dos tanques.

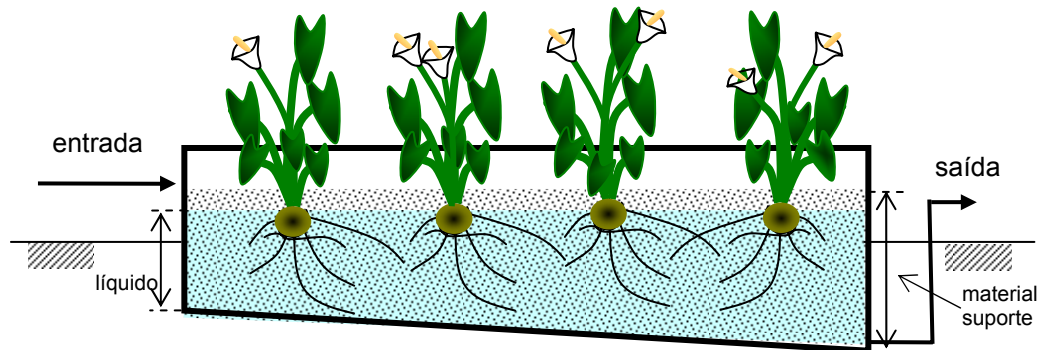


Figura 5.4 – Representação esquemática em corte de um *wetland* construído

Para o experimento foram utilizados tanques com dimensões com 2,7 m de comprimento por 1,7 m de largura por 0,50 m de altura. O formato retangular em planta foi utilizado de modo a facilitar as condições hidráulicas para o fluxo de esgoto a ser utilizado.

Os tanques foram assentados diretamente sobre o solo de forma semi-enterrada, com declividade aproximada de 1,85% (desnível de 5 cm).

A concepção do sistema de pós-tratamento foi realizada de forma que os tanques fossem assentados em níveis diferentes garantindo diferença de cota mínima de 20 cm entre as linhas, vislumbrando carga hidráulica suficiente para que as duas linhas instaladas possam ser operadas em série futuramente.

Para a distribuição do esgoto no interior dos *wetlands*, e a sua posterior coleta, foram instalados dispositivos de entrada e saída nos tanques de forma a oferecer condições de difusão adequada do líquido pelo meio suporte.

5.2.1. Dispositivos de entrada e saída

Em acordo com a característica de funcionalidade e simplicidade do sistema optou-se pela elaboração de dispositivos de entrada e saída que possam ser replicáveis, utilizando-se materiais facilmente encontrados em lojas de material de construção.

Devido às dimensões do sistema optou-se pela não utilização de área de entrada e saída com meio suporte de dimensões diferentes daquelas propostas para o corpo do tanque de forma a simplificar a execução da obra civil e a redução de custos.

O dispositivo de entrada foi elaborado a partir de um tubo de PVC de diâmetro 5 cm perfurado ao longo de toda a sua extensão. Os furos, com diâmetro 1,2 cm cada, foram feitos de modo a formar uma linha paralela à geratriz do tubo. O tubo perfurado foi colocado apoiado sobre o leito de meio suporte e nivelado de forma que a linha de furos ficasse acima da meia altura do tubo. A entrada do efluente se dá no ponto central do comprimento do dispositivo de entrada, por meio de uma conexão de redução que facilita a coleta de amostras e medidas de vazão, conforme visualizado nas Figuras 5.5 e 5.6.

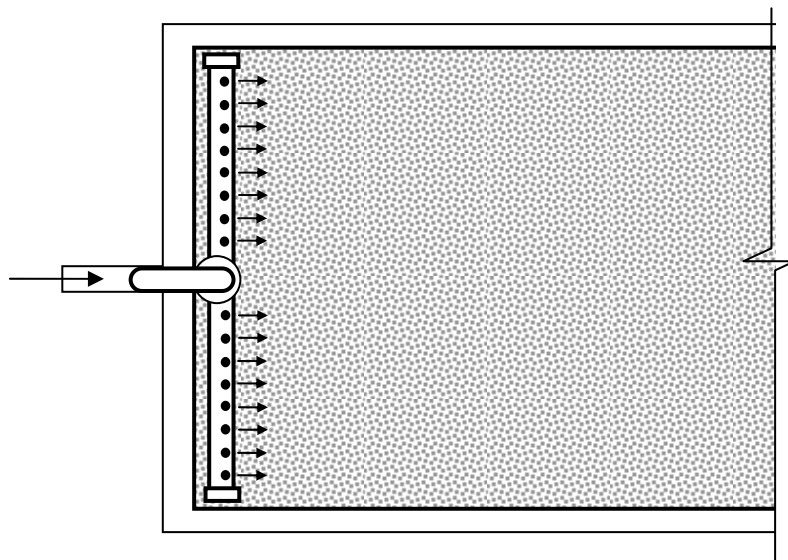


Figura 5.5 – Representação esquemática, em planta, do dispositivo de entrada dos *wetlands*.



Figura 5.6 – Dispositivo de entrada implantado no sistema.

De forma análoga foi elaborado o dispositivo de saída do sistema.

O dispositivo coletor, confeccionado a partir de um tubo de PVC de 5 cm de diâmetro foi colocado próximo ao fundo do tanque, aproveitando a furação existente no fundo da piscina. Foram feitos furos de 1,2 cm de diâmetro espaçados a cada 10 cm no tubo de modo a formar linhas paralelas à geratriz do tubo. Ao contrário do sistema de entrada, onde somente uma linha de furos foi feita, para a tubulação de saída foram feitas 2 linhas, com furos intercalados (Figuras 5.7 e 5.8). Assim como para o dispositivo de entrada, optou-se pela manutenção do meio suporte com as mesmas características do utilizado para todo o corpo do reator.

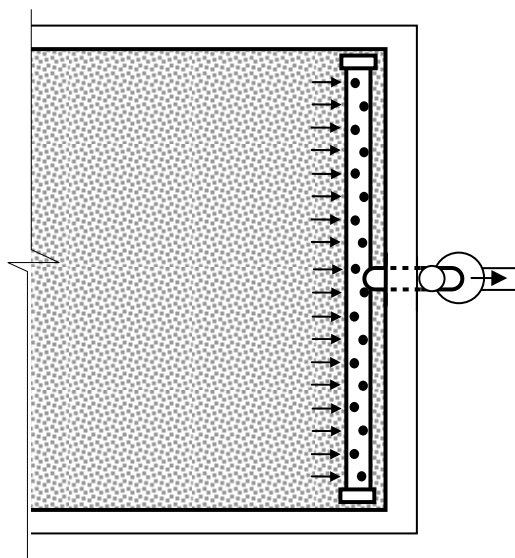


Figura 5.7 – Representação esquemática, em planta, do dispositivo de saída dos *wetlands*



Figura 5.8 – Detalhe do coletor implantado na saída do sistema.

O coletor de saída é conectado a um dispositivo externo de saída formado por um conjunto de redutores, acoplados uns dentro dos outros, e ligados a um sistema de tubulação que mantém a altura interna da lâmina líquida no nível necessário ao funcionamento do sistema. Esse dispositivo permite movimento de giro da tubulação externa no sentido vertical e horizontal (Figura 5.9).



Figura 5.9 – Sistema de saída e controle de nível instalado no sistema.

A parte interna do coletor de saída fica submersa no interior do tanque, junto ao fundo, coberta pelo meio suporte que sustenta as plantas.

5.2.2. Meio suporte

Foram utilizados dois materiais diferentes como meio suporte. Os tanques 1, 2 e 5 (indicadas na Figura 5.1) receberam pedra britada nº1, enquanto os tanques 3, 4 e 6 receberam anéis de bambu.

Ambos os materiais foram acondicionados de forma aleatória no interior das piscinas mantendo uma distância de 10 cm entre o nível do leito e a borda da piscina na parte anterior e cerca de 6 cm na parte posterior de forma a manter o nível do leito paralelo ao nível d'água para que a lâmina líquida não ficasse aflorante.

Os anéis de bambu têm dimensões médias aproximadas entre 4 e 6 cm de diâmetro por 4 cm de altura. Uma amostra do material pode ser observada na Figura 5.10.



Figura 5.10 – Anéis de bambu – detalhe

A espécie de bambu utilizada como meio suporte foi a *Bambusa tuldooides* (Figura 5.11), nativo do sudeste da Ásia (China) que pode ser encontrado em grande parte do

território nacional. O material utilizado no experimento foi coletado nas dependências do Instituto Agronômico de Campinas – IAC - e cortado com serra circular para a produção dos anéis.

A espécie foi escolhida por já ter sido utilizada com sucesso em experimentos conduzidos na Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo da Unicamp como meio suporte para tratamento de efluentes em filtro anaeróbio (CAMARGO 2000) e por ter diâmetro natural das hastes em torno de 5 cm, que as tornam adequadas ao desenho empregado no sistema.

O bambu utilizado no sistema não sofreu qualquer tipo de tratamento além do corte em anéis, que foram produzidos com as hastes ainda verdes. As hastes cortadas do bambuzal do Instituto Agronômico de Campinas (IAC) tiveram a parte superior descartada, em torno de 1 m a partir da ponta, de forma a possibilitar melhor uniformidade no diâmetro dos anéis.



Figura 5.11 – *Bambusa tuldooides* – espécie de bambu utilizada para a confecção de meio suporte.

Apesar da facilidade de encontrar o bambu em todo território nacional, o seu corte apresenta algumas dificuldades. O corte em forma de anel exige que as hastes sejam cortadas no sentido perpendicular às fibras do caule. A rigidez das fibras e a sua disposição paralela ao crescimento da haste fazem com que exista a possibilidade de que, no lugar do corte, ocorra a separação das fibras, “desfiando” ou esmagando o caule.

Acima do leito de bambu foi utilizada uma camada em torno de 5 cm de pedra britada, do mesmo tamanho utilizado como meio suporte nos demais leitos. Esse artifício foi necessário já que o bambu tende a flutuar quando submerso e não ofereceu resistência suficiente para sustentar eretas as hastes de papiro frente à força do vento logo após o plantio. A camada de brita, que pode ser substituída por seixo rolado se necessário, tem como função manter o leito de bambu no local desejado.

A pedra britada utilizada nas *wetlands* 1, 2 e 5 pode ser adquirida comercialmente em casas de material de construção e têm dimensões médias entre 9,5 e 19 mm. Para a sua utilização nos tanques, a brita não sofreu qualquer tipo de tratamento, nem mesmo a sua limpeza.

O meio suporte interfere diretamente, entre outros, no volume efetivo dos tanques que pode ser preenchido com esgotos para o tratamento. Quanto maior o índice de vazios proporcionado pelo material, maior o volume efetivo conseguido no sistema.

A verificação do índice de vazios foi feita com três amostras de cada um dos meios suportes, adotando-se como referência a média dos valores obtidos nas três amostragens, indicados na Tabela 5.2.

Tabela 5.2 – Valor médio do índice de vazios para os meios suportes utilizados nas *wetlands*

Meio suporte	Índice de vazios (%)
brita n°1	44,70
anéis de bambu	73,43

Para a determinação do índice de vazios de cada uma das amostras foi utilizado um becker de 4 L de volume nominal. O béquer foi calibrado, colocando-se com proveta graduada água até o preenchimento total do volume disponível, obtendo-se o valor do volume de água. O mesmo béquer foi preenchido, inicialmente, com amostra de anéis de bambu, retiradas dos tanques, até a borda. Então os vazios foram preenchidos com água e o volume anotado. O procedimento foi repetido com 3 amostras diferentes de anéis de bambu e três amostras diferentes de brita.

De posse do índice de vazios para cada material suporte foram calculadas as vazões necessárias para a manutenção dos tempos de detenção hidráulica requeridos ao funcionamento do sistema.

5.2.3. Vazões e tempo de detenção hidráulico

Assim como para os filtros, as vazões necessárias para a manutenção de tempos de detenção hidráulicas desejados para os *wetlands*-construídos de fluxo subsuperficial devem ser consideradas de forma a levar em conta apenas o volume útil dos tanques, descontado o volume do material inerte formador do meio suporte.

Para o conjunto de *wetlands*-construídos instalado foi proposta, inicialmente, a utilização de três diferentes tempos de detenção hidráulica (TDH): 3,5; 2 e 1 dia.

Com base nos índices de vazios listados na Tabela 5.2, foi elaborada a Tabela 5.3 que relaciona os valores de TDH pré-determinados e as vazões necessárias para sua manutenção.

Tabela 5.3 – Valores de TDH e vazões necessárias à sua manutenção

TDH (dia)	Vazão (mL.min ⁻¹)	
	brita	Bambu
3,5	171	281
2	229	492
1	598	983

O controle de vazões foi feito três vezes por dia, pela manhã, por volta do meio dia e no final da tarde.

Ressalta-se que o sistema de tratamento foi submetido a regime real de operação proporcionado pelas instalações da FEAGRI, provedora de efluentes para o tratamento. A ausência de atividades acadêmicas nos finais de semana, feriados e períodos de férias acarreta a interrupção de recebimento de efluentes pelo sistema que permanece ocioso durante esses dias. Por outro lado, a limpeza de salas e demais instalações e as atividades laboratoriais altera significativamente a qualidade do esgoto gerado, mesmo que de forma pontual, alterando as características médias admitidas para comparação.

Ressalta-se que esta característica operacional vem possibilitar a avaliação do sistema em regime de funcionamento próximo ao regime real de geração de efluentes que ocorre em diversas localidades.

5.2.4. Vegetação

Para a concepção desenvolvida para o presente sistema, a vegetação utilizada nos *wetlands*-construídos deverá, além de ser capaz de viver em áreas alagadas, ter algum interesse comercial ou ornamental e possibilitar a obtenção de efluente de qualidade. Para o plantio inicial foram selecionadas duas espécies (Figura 5.12):

- *Zantedeschia aethiopica*: popularmente conhecida como **copo de leite**;
- *Cyperus papyrus*: conhecido também como papiro, **papiro** ou papiro gigante.



(a) *Zantedeschia aethiopica*



(b) *Cyperus papyrus*

Figura 5.12 – Espécies em teste no sistema de pós-tratamento com *wetlands*

O papiro foi utilizado nos *wetlands* 1 e 4, enquanto o copo de leite foi utilizado nos *wetlands* 2 e 3. Os leitos 5 e 6 permaneceram sem vegetação para que sirvam de testemunha e possibilitem a verificação das alterações provocadas pelas plantas no sistema.

Além das espécies principais, mais quatro espécies foram submetidas a teste para verificação de viabilidade de crescimento sob as condições impostas pelo sistema de tratamento de esgotos. São elas:

- *Alpinia purpurata*, nome popular: alpínia (Figura 5.13a);
- *Alpinia zerumbet*, nome popular: alpínia listrada (Figura 5.13b);
- *Zingiber spectabile*, nome popular: gengibre ornamental (Figura 5.13c);
- *Iris germanica*, nome popular: íris azul (Figura 5.13d).

Duas mudas de cada uma das quatro espécies foram plantadas aleatoriamente junto às duas espécies principais de plantas em teste, sendo uma muda de cada espécie no *wetland*-construído 1 (brita com papiro) e mais uma muda de cada espécie no *wetland*-construído 2 (brita com copo de leite).



a. *Alpinia purpurata*



b. *Alpinia zerumbet*



c. *Zingiber spectabili*



d. *Iris germanica*

Figura 5.13 – Espécies vegetais utilizadas em teste paralelo quanto ao crescimento sob as condições impostas pelo sistema de tratamento de esgotos.

Durante a floração da espécie comprada como *Iris germanica* foi verificado que a espécie adquirida, embora muito semelhante quanto às folhas, era na verdade *Neomarica caerulea*, conhecida popularmente como pseudo-íris-azul ou falsa íris (Figura 5.14). Essa espécie é nativa do Brasil, atinge 120 cm de altura, tem boa resistência ao sol, mas é menos resistente a áreas alagadas que a espécie desejada.



Figura 5.14 – *Neomarica caerulea*

O plantio inicial do papiro foi realizado em 28 de abril de 2005 totalizando 40 mudas divididas em dois tanques. O copo de leite, inicialmente foi plantado em 29 de abril de 2005 totalizando 40 mudas divididas em dois tanques.

Foram abertas cavas no leito de material suporte onde foram colocadas as mudas, depois da retirada do excesso de solo, de forma que as raízes permanecessem submersas.

O plantio foi realizado em 4 linhas no sentido longitudinal dos tanques, cada linha com 5 plantas (Figura 5.15).

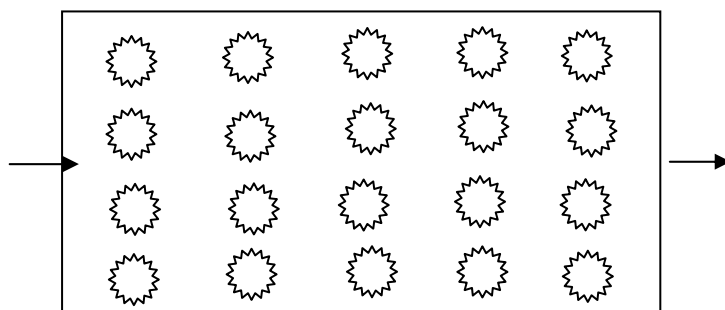


Figura 5.15 – Representação esquemática da distribuição das mudas no plantio inicial.

Como será discutido no item referente à vegetação nos resultados, o comportamento do copo de leite não foi como o esperado, exigindo que espécies adicionais fossem selecionadas e adicionadas ao sistema onde anteriormente havia somente copo de leite, são elas:

- *Canna x generalis*, nome popular: biri (8 mudas)
- *Canna indica var rubra*, nome popular: biri roxo (2 mudas)
- *Cyperus isoclados*, nome popular: mini papiro (4 mudas)
- *Nelumbo nucifera*, nome popular: lótus (4 mudas) (Figura 5.16a)
- *Agapanthus africanus*, nome popular: agapanto (8 mudas) (Figura 5.16b)
- *Heliconia psittacorum*, nome popular: helicônia papagaio (2 mudas) (Figura 5.16c)
- *Neomarica caerulea*, nome popular: falso-íris (16 mudas)
- *Dietes bicolor*, nome popular: moréia (8 mudas) (Figura 5.16d)



a. *Nelumbo nucifera*



b. *Agapanthus africanus*



c. *Heliconia psittacorum*



d. *Dietes bicolor*

Figura 5.16 – Espécies adicionais incluídas no sistema.

As mudas foram plantadas nos *wetlands*-construídos em posições aleatórias com o intuito de permitir que as diversas espécies selecionadas competissem entre si de forma que as mais aptas às condições impostas pelo sistema dominassem o tanque.

Depois de finalizada a etapa de verificação de qualidade de efluente, o tanque com leito de brita e sem vegetação foi utilizado para a verificação visual da adaptação de mais algumas espécies:

- *Monstera deliciosa*, nome popular: guaimbê (2 mudas)
- *Philodendron bipinnatifidum*, nome popular: costela de adão (1 muda)
- *Sansevieria trifasciata*, nome popular: espada de são Jorge (2 mudas)
- *Equisetum hyemale*, nome popular, cavalinha (2 mudas)
- *Heliconia rostrata*, nome popular: bananeira ornamental (1 muda)

5.3. Monitoramento do sistema e análise dos resultados

O monitoramento do sistema de pós-tratamento teve dois focos principais: a adaptação das espécies vegetais selecionadas ao ambiente imposto pelo sistema de pós-tratamento de efluentes e a verificação da qualidade do esgoto quando submetido ao pós-tratamento.

A verificação da qualidade do esgoto foi baseada em amostragem semanal realizada de forma composta durante as manhãs das quartas feiras, excetuando-se os dias chuvosos. A amostra utilizada para as análises era composta durante 3 horas, entre 9 e 12 da manhã.

Os pontos de coleta utilizados foram: a saída do reator compartimentado e a saída de cada um dos *wetlands*-construídos alvo de estudo do presente trabalho.

O efluente foi monitorado quanto aos parâmetros: cor, turbidez, pH, temperatura, série de sólidos, DBO₅, DQO, oxigênio dissolvido, nitrogênio e fósforo e coliformes conforme métodos previstos em APHA (1995).

Para a verificação da eficiência do sistema de tratamento com relação ao efluente, os resultados obtidos para os diversos parâmetros estudados são apresentados sob a forma de gráficos ou tabelas, para cada um dos parâmetros

Os resultados foram submetidos a testes estatísticos de forma a esclarecer possíveis distorções nos resultados referentes às diferenças existentes no número de amostras entre os tanques e estabelecer as reais influências do meio-suporte e da vegetação na eficiência de remoção dos parâmetros de controle.

A análise estatística descritiva, elaboração de gráficos e a aplicação do teste-t para comparação de médias a partir do universo amostral foram realizados utilizando-se o software Microsoft Excel com suplemento estatístico.

As análises estatísticas complementares aplicáveis ao experimento e que permitissem a verificação da contribuição da vegetação e do meio suporte na eficiência do tratamento foram realizadas pela Estat Jr Consultoria Estatística, empresa formada por alunos do curso de estatística da Unicamp com colaboração dos professores da área, utilizando como ferramenta o software Minitab 14. As análises sugeridas foram:

- gráfico de controle: delimita os dados considerados para as demais análises utilizando como limite de corte o valor de duas vezes o desvio padrão a partir do valor médio;
- análise de variância ANOVA: utilizada para a comparação entre os diversos conjuntos de dados simultaneamente de forma que seja possível verificar a existência de relação entre “meio suporte x vegetação” e a eficiência de remoção dos parâmetros testados;
- modelos de regressão: elaboração de modelo ajustado a partir dos dados disponíveis, na forma de equação, que indica a relevância percentual de cada fator - tipo de vegetação e tipo de meio suporte - na eficiência de remoção do substrato;

Além da verificação da eficiência de tratamento proporcionada pelo sistema, o comportamento das espécies selecionadas também foi alvo de acompanhamento e verificação, por meio de registro fotográfico visando traçar um perfil da evolução do sistema com o passar do tempo.

6. Resultados

Os *wetlands*-construídos foram operados por 470 dias (março de 2005 a julho de 2006) para verificação do desempenho do sistema de tratamento de efluentes e acompanhados por 865 dias (abril de 2005 a julho de 2007) para a verificação do crescimento e adaptação da vegetação.

6.1 Vegetação

As características de diversas espécies vegetais com interesse ornamental foram verificadas com base na literatura especializada (LORENZI E SOUZA, 2001), consulta com paisagistas, agrônomos e produtores de mudas, e baseado em experiências populares na ornamentação de residências e jardins com plantas em vasos com água e margem de lagos, dando origem a uma lista de espécies passíveis de testes conforme indicado na Tabela 6.1.

Tabela 6.1 – Espécies vegetais pré-selecionadas para teste em sistema de *wetlands*-construídos

Nome		Interesse	
científico	popular	Comercial*	ornamental
<i>Acrostichum danaeifolium</i>	Samambaia gigante do brejo		x
<i>Agapanthus africanus</i>	Agapanto	x	x
<i>Alocasia macrorrhizos</i>	Taioba		x
<i>Alpinia purpurata</i>	Alpinia	x	x
<i>Alpinia zerumbet variegata</i>	Alpinia concha listrada	x	x

continua

Nome		Interesse	
científico	popular	Comercial*	ornamental
<i>Begonia acotinifolia</i>	Begônia metálica		x
<i>Begonia coccínea</i>	Begônia asa de anjo		x
<i>Begonia cucullata</i>	Begônia do brejo		x
<i>Calathea burle-marxii</i>	Maranta de burle marx	x	x
<i>Canna x generalis</i>	Biri		x
<i>Cleome hassleriana</i>	Mussambê		x
<i>Colocasia esculenta aquatilis</i>	Inhame preto		x
<i>Colocasia esculenta illustris</i>	Inhame imperial		x
<i>Colocasia gigantea</i>	Inhame gigante		x
<i>Cyperus alternifolius</i>	Sombrinha chinesa		x
<i>Cyperus papyrus</i>	Papiro	x	x
<i>Cyperus isocladius</i>	Mini papiro		x
<i>Dieffenbachia amoena</i>	Comigo ninguém pode		x
<i>Dietes bicolor</i>	Moréia		x
<i>Eichhornia paniculata</i>	Rainha dos lagos		x
<i>Equisetum hyemale</i>	Cavalinha	x	x
<i>Erythrina speciosa</i>	Eritrinia		x
<i>Gynerium sagittatum</i>	Cana flecha		x
<i>Hedychium coccineum</i>	Gengibre vermelho	x	x
<i>Hedychium coronarium</i>	Lírio do brejo	x	x
<i>Heliconia acuminata</i>	caetê	x	x
<i>Heliconia bihai</i>	Pássaro de fogo	x	x
<i>Heliconia psittacorum</i>	Helicônia-papagaio	x	x
<i>Heliconia rostrata</i>	Bananeira ornamental	x	x
<i>Iris germânica</i>	Íris		x
<i>Limnocharis flava</i>	mureré		x
<i>Monstera deliciosa</i>	Guaimbê		x
<i>Montrichardia linifera</i>	Aninga-açu		x
<i>Neomarica caerulea</i>	Falso íris		x
<i>Nelumbo nucifera</i>	Flor de lótus	x	x
<i>Pachira aquatica</i>	Munguba		x
<i>Philodendron bipinnatifidum</i>	Costela de adão		x
<i>Philodendron undulatum</i>	Guaimbê ondulado		x

continua

Nome		Interesse	
científico	popular	Comercial*	ornamental
<i>Pontederia cordata</i>	Mururé		x
<i>Sansevieria trifasciata</i>	Espada de são Jorge		x
<i>Strelitzia reginae</i>	estrelitzia	x	x
<i>Typhonodorum lindleyanum</i>	Banana d'água		x
<i>Xanthosoma atrovirens</i>	Taia variegado		x
<i>Xanthosoma robustum</i>	Taioba	x	x
<i>Zantedeschia aetiopica</i>	Copo de leite	x	x
<i>Zingiber spectabile</i>	Gengibre ornamental	x	x

* entende-se por interesse comercial a possibilidade de utilização da espécie como flor de corte, confecção de artesanato ou alimento.

Fonte: LORENZI E SOUZA (2001), consulta a paisagistas, agrônomos e produtores de mudas e experiência popular

Dentre as espécies previamente selecionadas, duas foram escolhidas para o teste prático: o papiro (*Cyperus papyrus*) e o copo de leite (*Zantedeschia aetiopica*). Ambas com interesse ornamental e comercial e que atendem as necessidades de exposição à umidade e ao sol exigidas para o sistema.

O plantio inicial foi feito em 28 de abril de 2005 para o papiro e em 29 de abril de 2005 para o copo de leite.

O papiro, em 2 semanas, teve sua folhagem totalmente ressecada, mas em um mês já apresentava diversos brotos. No tanque com meio suporte de brita, nenhuma muda foi perdida. As mudas plantadas no tanque com leite de bambu, assim como no tanque com brita, também apresentaram perda da folhagem, mas, ao contrário da reação obtida com as plantas no tanque de britas, os brotos apareceram inicialmente em 3 das 20 mudas. Três meses após o plantio somente sete mudas haviam rebrotado, mas com capacidade de crescimento bastante afetada.

Reação semelhante foi obtida nos tanques com copo de leite. As mudas plantadas nos tanques com brita apresentaram menor índice de perda e melhor crescimento que as plantadas no tanque com meio suporte de bambu. No tanque de brita, das 20 mudas previstas, 9 sobreviveram, enquanto que para o tanque de bambu, das 20 mudas plantadas inicialmente, somente 4 mudas sobreviveram, mas com crescimento bastante frágil.

O aproveitamento das mudas poder ser verificado na Tabela 6.2

Tabela 6.2 – aproveitamento das mudas para o primeiro plantio realizado

Espécie	Leito de brita	Leito de bambu
Papiro	100%	35%
Copo de leite	45%	20%

Foi realizado um novo plantio do copo de leite em 15 de julho de 2005, totalizando 28 novas mudas. Para esse plantio foram conseguidas mudas maiores que as plantadas inicialmente.

Também para o papiro foi necessário um novo plantio, realizado no dia 11 de agosto de 2005. Diferentemente do ocorrido para o copo de leite, somente foram necessárias 7 novas mudas, todas para o *wetland*-construído com meio suporte de anéis de bambu.

Mais um plantio de copo de leite foi necessário. 13 mudas foram plantadas no dia 07 de outubro de 2005 para reposição das plantas mortas.

Várias das mudas de copo de leite floresceram, mas com flores em tamanho reduzido, O crescimento das mudas ainda estava comprometido, formando touceiras baixas, com folhas pequenas e caules curtos.

Devido ao crescimento precário do copo de leite tanto no *wetland*-construído de leito de brita quanto no *wetland*-construído com leito de bambu, em 14 de novembro de 2005, essa espécie foi abandonada como vegetação única nos tanques 2 e 3. As plantas que sobreviveram foram mantidas nos tanques e a eles foram acrescidas mudas de outras espécies de forma a proporcionar um ambiente competitivo entre as plantas, mais próximo ao que ocorre na natureza. As espécies utilizadas são indicadas na Tabela 6.3.

As mudas foram divididas igualmente entre os 2 tanques que abrigavam, inicialmente, o copo de leite e plantadas aleatoriamente nos espaços vazios onde se encontravam as mudas de copo de leite que não sobreviveram ao experimento.

A dificuldade de cultivo do copo de leite tem como explicação mais provável a intensa exposição ao sol a qual as mudas foram submetidas, que provocava intenso aquecimento, tanto das folhas quanto da brita que formava ou cobria o leito e, conseqüentemente, das raízes da planta prejudicando o desenvolvimento.

Tabela 6.3 – espécies vegetais utilizadas em complementação à cultura de *Zantedeschia aethiopica* nos *wetlands*-construídos 2 e 3

Nome científico	Nome popular	Quantidade de mudas
<i>Alpinia purpurata</i>	Alpínia	2
<i>Alpinia zerumbet variegata</i>	Alpínia concha listrada	2
<i>Zingiber spectabile</i>	Gengibre ornamental	2
<i>Cyperus isocladius</i>	Mini papiro	4
<i>Canna indica var rubra</i>	Biri de folha roxa	2
<i>Canna indica var hortensis</i>	Biri	8
<i>Agapanthus africanus</i>	Agapanto	8
<i>Dietes bicolor</i>	Moréia	8
<i>Heliconia psittacorum</i>	Helicônia-papagaio	2
<i>Neomarica caerulea</i>	Falso íris	16
<i>Nelumbo nucífera</i>	Flor de lótus	4 (rizomas)

A evolução das culturas foi acompanhada com registro fotográfico semanal de cada um dos tanques. Algumas das fotos podem ser vistas nas Figuras 6.1, 6.2, 6.3 e 6.4, relativas, respectivamente aos tanques 1, 2, 3 e 4, com indicação da data e tempo de operação do *wetland*-construído.



28/04/2005 07 dias



10/06/2005 50 dias



29/08/2005 130 dias

Figura 6.1 – Evolução da vegetação no *wetland*-construído com leito de brita e vegetado com papiro – tanque 1



17/06/2005 26 dias



29/08/2005 130 dias



17/02/2006 302 dias

Figura 6.2 – Evolução da vegetação no *wetland*-construído com leito de brita e vegetado com plantas mistas – tanque 2



17/06/2005 26 dias



29/08/2005 130 dias



17/02/2006 302 dias

Figura 6.3 – Evolução da vegetação no *wetland*-construído com leito de bambu e vegetado com plantas mistas – tanque 3



28/04/2005 07 dias



10/06/2005 50 dias



29/08/2005 130 dias

Figura 6.4 – Evolução da vegetação no *wetland*-construído com leito de bambu e vegetado com papiro – tanque 4

O crescimento vegetal foi visivelmente superior nos *wetlands*-construídos que utilizavam leito de brita.

A utilização de bambu verde nos leitos, como será comentado no tópico referente ao meio suporte, é a principal hipótese explicativa para a diferença de crescimento ocorrida para a vegetação plantada nos diferentes tanques.

Embora com crescimento inicial prejudicado, as espécies utilizadas, principalmente o papiro, o biri e o mini-papiro, adaptaram-se bem ao sistema com leito de bambu durante o tempo de acompanhamento. A partir de novembro de 2005, cerca de 200 dias após o início de operação do sistema, a aparência dos maciços formados por cada espécie vegetal eram idênticos àqueles formados nos leitos de brita.

Pode-se observar na Figura 6.5 o maciço vegetal formado pelo papiro em ambos os tanques.

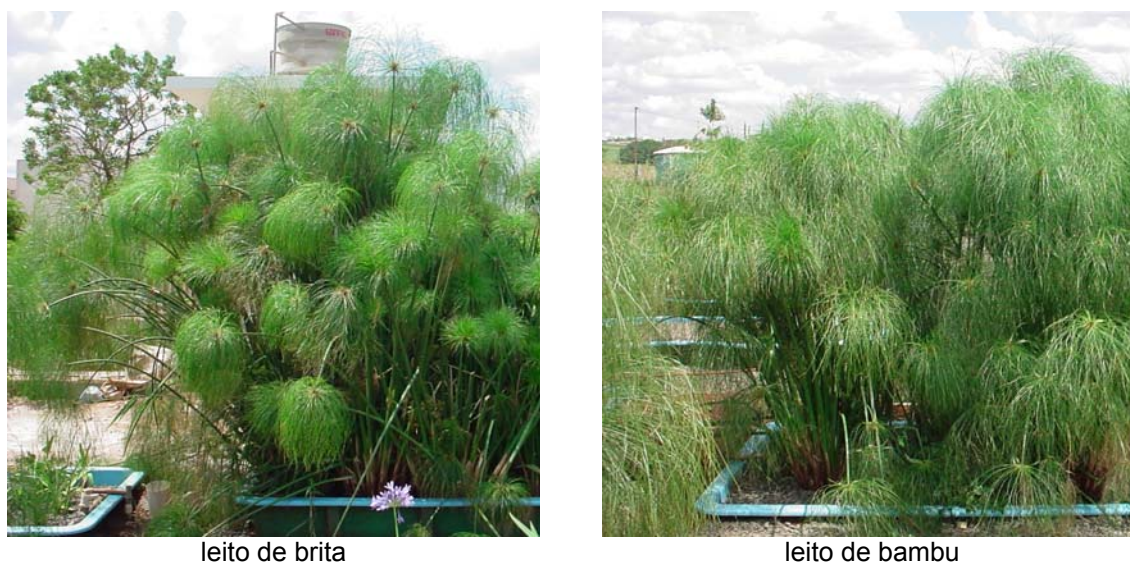


Figura 6.5 – Comparação entre o maciço vegetal formado pelo papiro nos *wetlands*-construídos com leito de brita e de bambu em 11 de novembro de 2005, 204 dias de operação

Devido ao seu crescimento vigoroso, o papiro se mostrou uma espécie adequada para ser plantada sozinha em um tanque. Ao final do acompanhamento do sistema (junho de 2007, mais de 800 dias de acompanhamento) porções das raízes das plantas haviam saído do tanque pela parte superior e se fixado no solo ao redor do *wetland*-construído.

O maciço vegetal formado apresenta características ideais para a utilização em estações de tratamento de efluentes que tenham acesso visual externo. As plantas atingiram alturas superiores a 2 metros formando um maciço denso e de visualização agradável.

A adaptação do papiro às condições impostas pelo sistema de pós-tratamento de efluentes foi total, o que proporcionou, inclusive a ocorrência de floração da espécie, embora sem importância no seu efeito ornamental.

O crescimento intenso do papiro permite extrapolar os resultados obtidos para a formação do maciço vegetal como fator estético de valor para uma estação de tratamento de efluentes para a possibilidade de exploração da biomassa vegetal gerada quanto ao aproveitamento das fibras do caule do papiro para a confecção de artesanato. O artesanato em fibra vegetal vem ganhando mercado rapidamente nos últimos anos e, concomitantemente, a organização dos artesãos que aproveitam as fibras. Casos de sucesso envolvem o artesanato com capim dourado, fibra de bananeira, fibra de sisal e confecção de papéis artesanais especiais, caso onde o papiro poderá ser incluído, gerando renda adicional, mesmo que pequena, aos moradores circunvizinhos de uma comunidade que recebesse esse tipo de sistema. Artesanato com papiro pode ter valor agregado investindo-se no desenho dos produtos e utilização em conjunto com outros materiais como bambu, ferro ou madeira. Para a confecção de “papel” de papiro deve-se retirar a casca esverdeada, que após seca pode ser utilizada para confecção de cestas, cortar a parte interna branca e porosa em finas lâminas. As lâminas devem ser mergulhadas em água ou água com vinagre onde devem permanecer por cinco ou seis dias. Após secas com um pano, as lâminas, com as bordas parcialmente sobrepostas, são dispostas em fileiras formando uma camada. Uma nova camada é montada sobre a primeira em ângulo diferente, repetindo o processo para tantas camadas quanto o desejável. A folha deve ser colocada entre dois pedaços de tecido de algodão e submetida à ação de uma prensa por seis dias.

Os tanques com papiros exigiram manutenção adicional por três vezes, uma devido a falta de efluente por defeito no sistema de alimentação que ficou inoperante por vários dias causando o ressecamento das hastes e a sua conseqüente quebra. As vezes seguintes, devido a tempestades ocorridas na região, os ventos quebraram boa parte das hastes. Para uma das ocasiões uma poda drástica foi necessária para que o efeito visual fosse recuperado, para a outra, somente uma poda leve.

Para o papiro, foi feita a verificação da biomassa vegetal produzida em janeiro de 2006. Toda a vegetação do *wetland*-construído com leito de brita foi cortada manualmente, e o material podado foi pesado. Uma amostra retirada aleatoriamente do material podado foi novamente pesada, levada a estufa para secagem e então pesada para que fosse estimada a produção de massa seca.

Os resultados obtidos foram:

- Massa total de papiros: 31,5 Kg
- Massa da amostra aleatória úmida: 1,1 kg
- Massa da amostra seca a 200 graus durante 90 minutos: 1.0 kg
- Massa seca total inferida: 28,4 Kg em 4,5 m² (6,3 kg.m⁻²)

O processo de secagem da amostra aleatória para a inferência da massa total seca para essa poda foi considerado inadequado. Em nova verificação realizada no final de março de 2006, o processo de secagem da amostra foi alterado, obtendo-se:

- Massa total de papiros: 74,1 Kg
- Massa da amostra aleatória úmida: 1,07 kg
- Massa da amostra seca a 105 graus durante 180 minutos: 0,38 kg
- Massa seca total inferida em: 24,7 Kg em 9,0 m² (2,7 kg.m⁻²)

Dentre as espécies plantadas nos *wetlands*-construídos mistas, duas se tornaram dominantes: o biri (*Canna x generalis*) e o mini papiro (*Cyperus isoclados*).

O biri possibilita a formação de um maciço vegetal denso, de conformação agradável e com inflorescência vistosa (Figura 6.6) de ocorrência praticamente em todas as épocas do ano, o que possibilitou a obtenção de um dos requisitos iniciais dessa pesquisa: aproveitar o efeito estético das plantas em sistemas de tratamento. Seu crescimento não é agressivo como do papiro e pode ser plantado em conjunto com outras espécies vegetais.



Figura 6.6 – Florada de biri (*Canna x generalis*) nos wetlands-construídos. Ao fundo, papiro

Após o plantio e desenvolvimento do biri, as mudas de copo de leite que restavam no sistema tiveram uma melhoria em seu desenvolvimento, voltando a florir (Figura 6.7) e desenvolvendo folhas grandes e caules de tamanho adequado (50 a 70 cm). O revigoramento das mudas de copo de leite foi devido à sombra provocada pelo biri que proporcionou ambiente adequado para seu crescimento.



Figura 6.7 – Florada de copo de leite (*Zantedeschia aethiopica*) nos wetlands-construídos.

O mini papiro apresentou crescimento semelhante ao papiro quanto a agressividade. Em pouco tempo parte do tanque estava tomada por novas mudas que formavam um emaranhado de galhos e folhas que impediam a penetração de luz para as camadas inferiores, matando as plantas ao redor. Essa espécie, embora muito agradável esteticamente quando pequena, depois de seu crescimento, perde parte das características estéticas desejáveis devido a ocorrência de brotamento de novos exemplares a partir das folhas mais antigas como pode ser visto na Figura 6.8. A melhor adaptação dessa espécie foi no wetland-construído 3, com leito de bambu.



Figura 6.8 – Mini papiro no *wetland*-construído com leito de bambu

As demais espécies testadas não apresentaram adaptação tão eficiente quanto ao biri e ao mini papiro.

A alpínia apresentou adaptação regular às condições impostas pelo sistema. Apresentou brotamento vigoroso, produção de novos galhos com tamanho inferior ao esperado, mas não floriu. Recomenda-se a execução de novos testes em ambientes

utilizando essa planta como única espécie, pois seu crescimento pode ter sido prejudicado pela competição causada pelo crescimento mais vigoroso das outras espécies envolvidas no experimento.

A alpínia-concha listrada teve seu crescimento inicial conforme o esperado. As mudas plantadas tornaram-se vistosas, mas seu crescimento não pode ser acompanhado porque foram retiradas indevidamente do sistema.

O gengibre ornamental, plantado nos tanques onde havia papiro, teve crescimento bastante lento e perdurou durante toda a realização do experimento.

A falsa íris, a helicônia-papagaio, a moréia e o agapanto tiveram um desenvolvimento inicial dentro do esperado, inclusive com a produção de flores, mas sua adaptação não foi suficiente para promover a formação de novas mudas, restando poucos exemplares dessas espécies ao final do experimento quando o biri e o mini papiro haviam dominado a área do tanque.

Após o período previsto para a obtenção dos dados referentes à eficiência do sistema quanto ao tratamento do efluente, ao tanque 5, com leito de brita e sem vegetação, foram acrescentadas algumas espécies vegetais para verificar a adaptação de mais algumas plantas com interesse ornamental ao sistema, sem o compromisso de verificação da eficiência de tratamento. As novas espécies introduzidas foram (Figura 6.9):

- Cavalinha (*Equisetum hyemale*)
- Guaimbê (*Monstera deliciosa*)
- Espada de São Jorge (*Sansevieria trifasciata*)
- Bananeira ornamental (*Heliconia rostrata*)



a. cavalinha (*Equisetum hyemale*)



b. espada de são jorge (*Sansevieria trifasciata*)



c. guaimbê (*Monstera deliciosa*)



d. bananeira ornamental (*Heliconia rostrata*)

Figura 6.9 – Espécies introduzidas ao final do experimento

Todas as espécies apresentaram algum grau de adaptação e resistência ao sistema com destaque para o guaimbê e a espada de são Jorge que produziram brotos e novas plantas de forma mais vigorosa que as outras espécies utilizadas. Todas as mudas perduraram até o final do experimento.

6.2 Material suporte

Um material para ser considerado como meio suporte adequado deve atender a alguns requisitos básicos como ser leve, biológica e quimicamente inerte, possuir grande área específica, possibilitar a colonização de microrganismos e vegetais, apresentar formato não achatado, ter preço reduzido, etc.

A busca por um material que atenda a todos esses requisitos tem dado origem a inúmeras pesquisas utilizando-se diversas configurações de reatores, sempre buscando a otimização de uma ou duas das principais características exigíveis para um material suporte.

Foram testados como material suporte nos sistemas de *wetlands*-construídos a brita nº1 e anéis de bambu diâmetro entre 4 e 6 cm e altura de 4 cm, como comentado no item 5.

A brita pode ser considerada um meio suporte tradicional para sistemas de tratamento de efluentes, um dos meios mais utilizados para filtros anaeróbios, filtros biológicos e comumente empregada em *wetlands*-construídos. Sua utilização é difundida graças à facilidade de obtenção desse material no mercado de construção civil, onde é empregada em larga escala, principalmente na confecção de concreto.

Como pontos negativos destacam-se seu peso, que exige estruturas civis robustas, e o custo de aquisição e transporte do material.

Um problema adicional, sentido principalmente na região norte do país, é a dificuldade de obtenção de pedra britada devido às características geológicas locais.

Como alternativa à brita, buscou-se a utilização de um material renovável, de origem vegetal, de farta distribuição geográfica no país, leve e barato. Para tanto o bambu foi utilizado, como descrito no item 5.

A hipótese inicial para a escolha do bambu foi o custo, imaginado como significativamente inferior ao da brita. Essa hipótese foi derrubada logo no início da pesquisa por um fator que, dependendo das condições de aplicação pode ser contornada tornando novamente o bambu como uma alternativa mais barata – a mão de obra. Apesar do custo do bambu ser nulo, já que estava disponível para retirada em um bambuzal no Instituto Agrônomo de Campinas – IAC, foi necessária a contratação de mão de obra para o corte e transporte das hastes e o corte do bambu em anéis.

O custo total para a obtenção dos anéis de bambu, para as três *wetlands*-construídos utilizadas com esse leito, foi de R\$ 1.720,00, sendo R\$ 720,00 para corte das hastes e transporte até o campus da unicamp e R\$ 1.000,00 para corte dos anéis. Já a brita,

adquirida em uma casa de material de construção nas proximidades do campus da Unicamp, teve custo total de R\$ 300,00. Valores referentes ao mês de março de 2005⁷.

As hastes de bambu, recém retiradas da touceira, foram cortadas em anéis com altura de 4 cm e acondicionados aleatoriamente nos tanques 3, 4 e 6, sem receber nenhum tratamento adicional.

A utilização do bambu verde, sem passar por um processo de secagem, é a explicação mais provável para a diferença de crescimento notada entre os tanques com mesma espécie vegetal. Substâncias liberadas pelo bambu verde em contato com o meio aquático causaram coloração esbranquiçada na água e, por algumas vezes, a formação de espuma nos coletores de saída dos tanques.

Embora não se tenha levado a cabo novos testes, recomenda-se, quando do uso de bambu como meio suporte no tratamento de efluentes, proceder a secagem das hastes antes de seu corte e emprego como meio suporte.

Nota-se a diferença significativa no crescimento e adaptação vegetal nos exemplos ilustrados nas Figuras 6.10 e 6.11. As espécies vegetais plantadas nos *wetlands*-construídos com leito de bambu apresentavam aparência frágil e crescimento mais lento que as espécies plantadas nos tanques com leito de brita.

A diferença no porte das plantas deixou de ser evidente por volta de novembro de 2005, 200 dias de operação do sistema quando o conjunto de tanques vegetados pela mesma espécie passou a apresentar ocupação total e o porte das espécies plantadas foi visualmente equivalente.

Ressalta-se que o tanque de papiro com brita sofreu alguns revezes durante a operação que obrigaram a poda do papiro por 3 vezes. Em duas ocasiões a estação experimental foi atingida por fortes ventos e granizo. Devido ao porte avantajado da vegetação, foi esse tanque o mais atingido por quebra das hastes pelo vento. Em outra ocasião, uma falha na bomba de alimentação do sistema reduziu o volume de entrada de efluente na linha de distribuição, como o tanque 1 situa-se no extremo da linha, foi o mais atingido pela falta de alimentação, provocando o ressecamento do papiro.

⁷ A título de comparação, valor médio para março de 2005: US\$ 1,00 = R\$ 2,70



Figura 6.10 – Comparação visual do crescimento do papiro utilizado nos leitos de brita e bambu.

Embora após alguns meses de operação a vegetação em ambas as linhas, de leito de bambu e de leito de brita, não apresentassem diferenças significativas no maciço formado, os tanques com leito de brita mostram-se mais favoráveis quando a manutenção do sistema foi necessária.

De forma análoga ao ilustrado na Figura 6.10, na Figura 6.11 pode-se verificar a evolução das plantas mistas para os *wetlands*-construídos com leito de brita e bambu.



a. 15.07.2005 (85 dias)



b. 30.09.2005 (162 dias)



c. 13.01.2006 (267 dias)

Figura 6.11 – Comparação visual do crescimento das plantas mistas utilizadas nos leitos de brita e bambu.

O plantio das mudas no leito de brita foi mais rápido de ser executado e pode ser feito de forma mais facilitada com a utilização de ferramentas como pás ou picaretas. Para os tanques com leito de bambu o plantio teve que ser realizado com a abertura das cavas no leito utilizando-se as mãos devido às características geométricas e dimensionais dos anéis que deslizavam das paredes para dentro das cavas quando do

uso de ferramentas. O plantio no leito de brita foi realizado em pouco mais de metade do tempo gasto para o plantio da vegetação no leito de bambu.

Além da dificuldade inicial quanto à abertura das cavas, as mudas de papiro, devido à sua altura, não ficaram estáveis no leito de bambu, sendo derrubadas pelo vento logo após seu plantio o que mostrou a necessidade de utilização de uma pequena camada de brita sobre o leito. Essa camada adicional de brita sobre o bambu tornou mais complicado o replantio das mudas, já que, durante a abertura das novas cavas, as camadas se misturavam.

A brita utilizada nos *wetlands*-construídos 1, 2 e 5 não sofreu nenhum tratamento adicional. Recomenda-se para próximas utilizações proceder a uma lavagem rápida da brita, mesmo ainda dentro do caminhão, para remover parte do pó de pedra que pode colaborar para o entupimento de tubulações quando dentro do sistema.

6.3 Dados meteorológicos

Durante o tempo em que o sistema de pós-tratamento de efluentes esteve sob análise, todas as condições climáticas possíveis para a região foram experimentadas: períodos de seca, períodos chuvosos, temperaturas superiores a 30°C e inferiores a 10°C, ventos fortes e chuvas de granizo.

Os dados pluviométricos e de temperatura do ar foram registrados pela estação meteorológica localizada a poucos metros da estação experimental de tratamento de efluentes no campus da Faculdade de Engenharia Agrícola. Os dados foram gentilmente cedidos pelo Centro de Pesquisas Meteorológicas e Climáticas Aplicadas a Agricultura (CEPAGRI – UNICAMP).

A variação de temperaturas ao longo do período de acompanhamento pode ser vista na Figura 6.12.

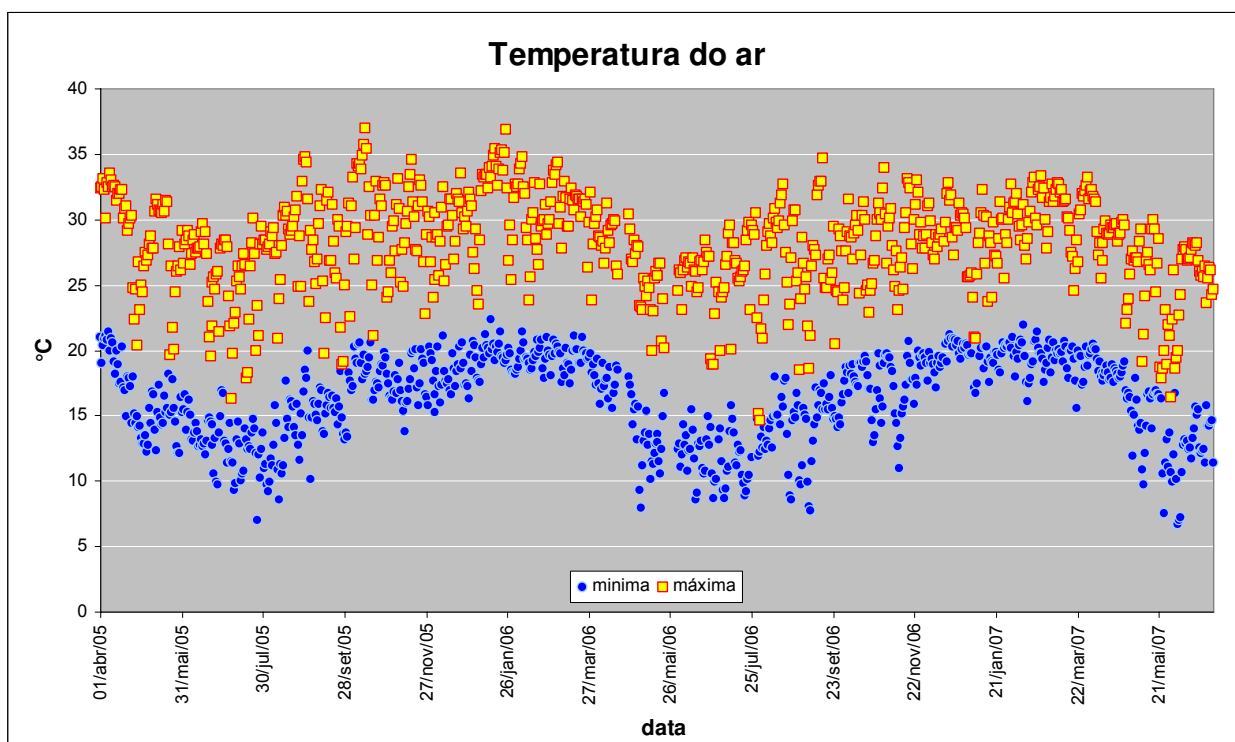


Figura 6.12– Temperaturas do ar, máxima e mínima, para o período de acompanhamento das *wetlands*-construídos.

As Figuras 6.13 e 6.14 ilustram as variações diárias e mensais de chuva, respectivamente.

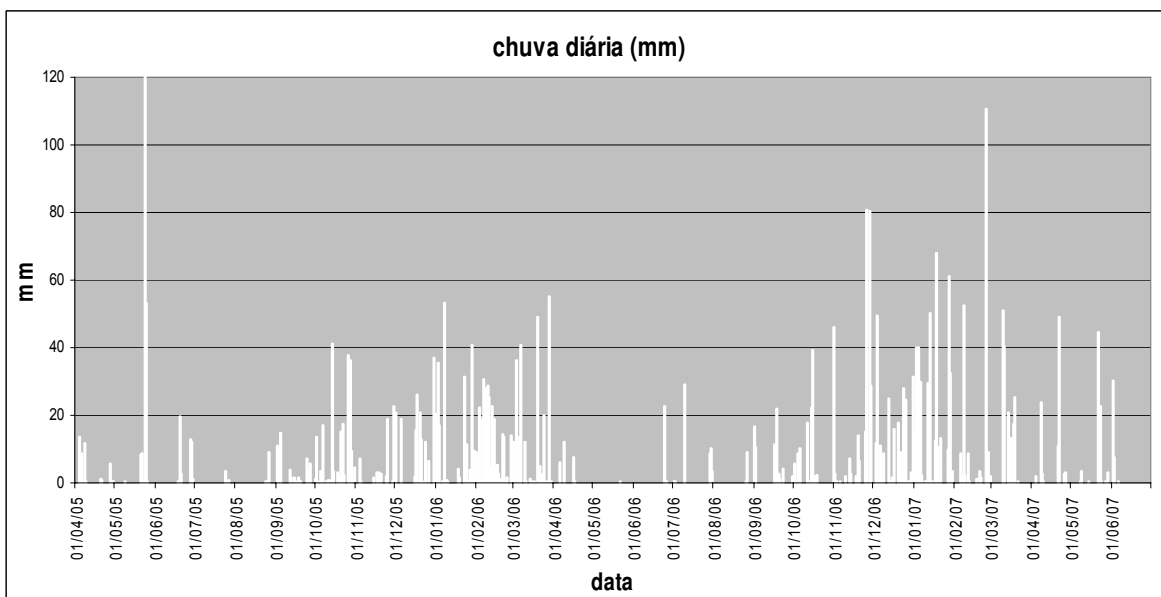


Figura 6.13 – Precipitação diária (mm) durante o tempo de acompanhamento do sistema.

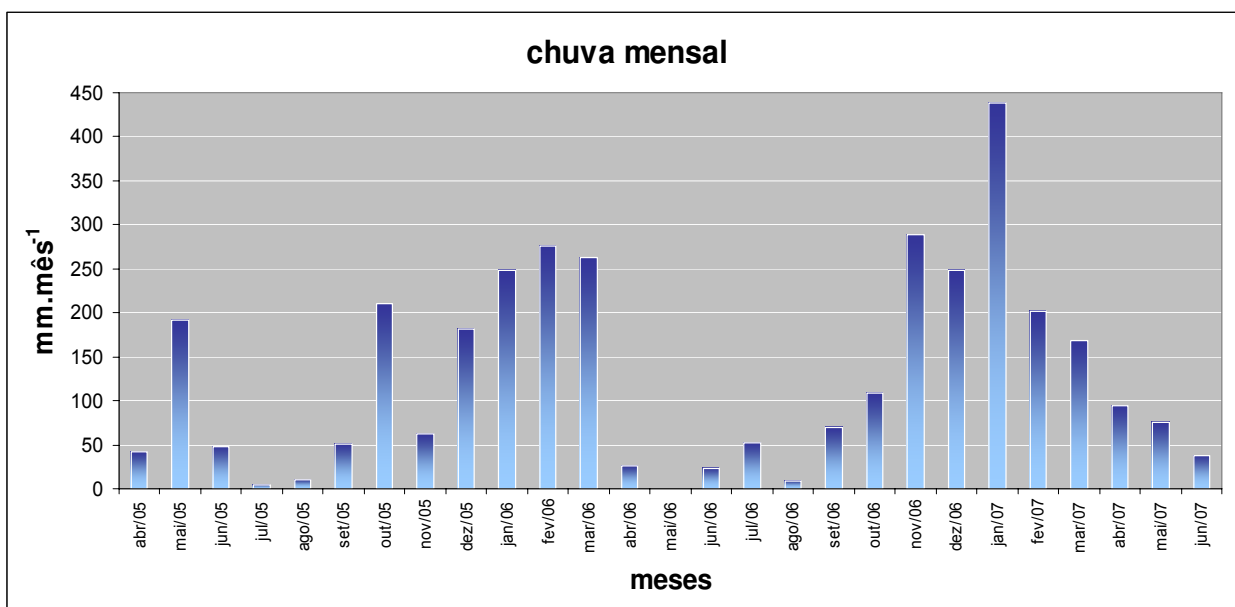


Figura 6.14 – Precipitação diária (mm) durante o tempo de acompanhamento do sistema.

O sistema suportou bem todas as variações climáticas. Os ventos fortes que atingiram a região onde o sistema estava instalado foram prejudiciais especialmente ao papiro, promovendo a quebra de muitas hastes o que levou à necessidade de poda das plantas. As chuvas de granizo atingiram de forma mais prejudicial as plantas de folhas largas como o copo de leite e o biri, perfurando as folhas e deixando o sistema visualmente prejudicado.

O sistema foi atingido por período de alta temperatura simultaneamente a uma quebra da bomba de alimentação, situação essa que culminou no ressecamento das plantas, mostrando-se a pior condição climática enfrentada pelo sistema: calor e falta de esgoto no leito.

O período de calor intenso também mostrou-se inadequado para a realização do plantio da vegetação no sistema. O calor excessivo proporcionado pela insolação intensa aquece o leito (meio suporte) e dificulta a adaptação das mudas às condições impostas pelo sistema. Depois do estabelecimento da vegetação, novas mudas podem ser plantadas a qualquer momento devido à proteção contra o vento e calor propiciada pela cobertura vegetal existente.

6.4 Controle do sistema e eficiência de tratamento

A verificação da eficiência do sistema pode ser feita sob diferentes focos:

- Eficiência global do sistema: quando o esgoto bruto é considerado como ponto base para a verificação da eficiência – essa análise leva em conta o efeito do reator compartimentado em conjunto com os *wetlands*-construídos na verificação da alteração da qualidade do esgoto;
- Eficiência do *wetland*-construído: tem como base de comparação o esgoto tratado pelo reator compartimentado, é a eficiência relativa ao sistema de pós-tratamento observado de forma isolada;
- Eficiência relativa: para alguns parâmetros é possível estimar a participação de cada um dos sistemas de tratamento – reator compartimentado e *wetlands*-construídos – na eficiência global do sistema, nesse caso a eficiência de tratamento, seja ela qual for, será representada como 100% e as eficiências relativas de cada um dos sistemas indicados como um valor percentual referente à sua contribuição para alcançar o resultado total proporcionado pelo conjunto.

6.4.1 Controle de vazão

O plano inicial de acompanhamento do sistema previa a operação dos reatores com três vazões diferentes, ou seja, com três tempos de detenção hidráulica distintos, respectivamente de 3,5, 2 e 1 dias, tempos estes já inferiores àqueles praticados em sistemas de *wetlands*-construídos de porte superior ou similar ao aqui empregado, conforme comentado no item 4.4.

A seleção dos tempos de detenção que seriam empregados derivou de estudos em sistemas de tratamento empregando a mesma tecnologia, *wetlands*-construídos, realizados por Valentim (1999) e Mazzola (2003).

Durante a operação do sistema, as vazões calculadas para TDH de 3,5 dias mostraram-se de difícil manutenção devido ao desenho do sistema de distribuição, feito por gravidade, em grelha, com uma barra de distribuição e saídas perpendiculares de alimentação a todos os seis *wetlands*-construídos utilizados no presente trabalho e outros tantos utilizados em trabalhos de execução paralela a esse. A variação na vazão

de qualquer um dos tanques interferia na vazão dos demais causando descontrole no TDH.

Além das dificuldades derivadas do sistema de distribuição, também ocorria com frequência a obstrução das tubulações por sólidos carregados com o esgoto do sistema principal de tratamento. As pequenas vazões utilizadas para a manutenção do TDH de 3,5 dias não eram suficientes para a remoção dos sólidos da tubulação. O TDH de 3,5 dias foi, então, rapidamente abandonado e o TDH de 2 dias foi adotado como padrão de operação do sistema, além da verificação e correção das vazões três vezes ao dia.

Ainda assim houve alguma dificuldade de manutenção da vazão adequada no sistema para impor o TDH de 2 dias, tempo este que foi a meta buscada até o término do acompanhamento dos *wetlands*-construídos, embora os valores médios de TDH verificados tenham sido inferiores à meta estipulada conforme pode ser observado na Figura 6.15.

A Figura 6.15 indica os valores de TDH máximo, mínimo, médio, para cada *wetland*-construído, além do intervalo entre o primeiro quartil e terceiro quartil onde estão localizados 50% dos dados para o intervalo de tempo de acompanhamento.

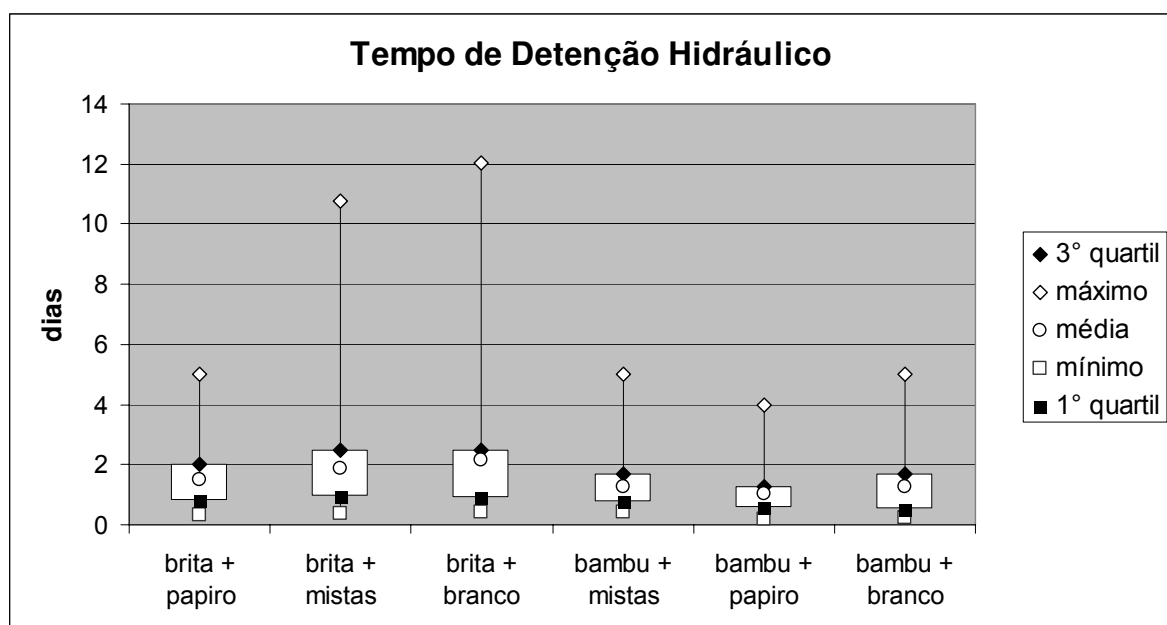


Figura 6.15 – Tempo de detenção hidráulica aplicado aos *wetlands*-construídos.

Os valores de TDH médios obtidos para os *wetlands*-construídos foram, para os tanques com meio suporte brita, de: 1,5 dias para o tanque vegetado com papiro, 1,9 dias o vegetado com plantas mistas e 2,1 para o tanque sem vegetação. Já para os tanques com leito de bambu: 1,0 dia para o tanque com papiro, 1,3 dias para o tanque com plantas mistas e 1,3 dias para o tanque sem vegetação.

As vazões superiores àquelas estipuladas inicialmente acabaram por prejudicar a eficiência do sistema. Recomenda-se, quando da utilização desse tipo de reator para tratamento de efluentes a utilização de TDH superiores a 4 dias.

Quando da tentativa de redução da vazão aplicada, o ajuste dado aos registros rapidamente era perdido o que acarretava, muitas vezes, a interrupção do fornecimento de efluente ao sistema.

O acompanhamento contínuo e rigoroso da vazão levou a uma observação da significativa diferença entre as vazões de entrada e saída do sistema de *wetlands*-construídos, fato esse de extrema importância e não relatado pela literatura até então consultada.

A constatação da diferença entre as vazões se deu próximo ao fim do acompanhamento do sistema, impedindo que um estudo mais apurado de quanto efluente é “perdido” durante a operação.

A variação da vazão entre a entrada e saída se deve à ocorrência de evapotranspiração e incorporação de água pela vegetação presente no *wetland*-construído. A perda de água pode variar de acordo com a vegetação empregada e com as condições climáticas locais e tamanho do sistema.

Os resultados médios encontrados para as perdas são superiores a 30% para todos os tanques, com valores médios de 48,4% de perdas para o *wetland*-construído de leito de brita vegetado com papiro, 52,5% de perda para o tanque de leito de brita e plantas mistas e 41,9% para o *wetland*-construído com leito de bambu e vegetado com papiro. O menor valor médio de perda foi registrado para o tanque com leito de bambu e vegetado com plantas mistas: 35,7%. Ressalta-se que os dados de vazão de saída são de baixa confiabilidade estatística devido ao pequeno número de observações realizadas e à estrutura empregada no dispositivo de saída em pescoço bi-articulado. Um pequeno movimento horizontal no dispositivo de saída muda o nível d'água

presente no leito, produzindo vazões de saída com erros em relação ao regime contínuo de vazão.

Embora exista grande imprecisão nos valores de perdas encontrados, foi notória a perda de água no sistema. Em muitas ocasiões, foi detectada a ausência de vazão de saída do sistema, mesmo ocorrendo vazão de entrada. Essas observações foram realizadas antes da manipulação do dispositivo de saída, o que encerra a possibilidade de erro quanto à variação de nível d'água.

Ressalta-se a necessidade de estudo dirigido à estimativa de quanto de efluente é perdido em um sistema de *wetlands*-construídos. Essa perda de efluente por evapotranspiração pode ser de interesse em locais onde a disposição do efluente se mostrar complicada ou quando for necessária a infiltração de efluente no solo. A perda pela evapotranspiração reduz o volume necessário para ser infiltrado. O inverso ocorre quando do uso do efluente tratado em sistema de reúso, o sistema de *wetlands*-construídos reduzirá o volume disponível para a utilização no fim desejado.

6.4.2 Análise por concentração x Análise por carga

A forma de análise dos resultados das eficiências dos *wetlands*-construídos pode ser completamente alterada devido à constatação da perda de volume de efluente no sistema por evapotranspiração. Os resultados medidos em concentração subestimam a real eficiência do sistema. Recomenda-se a verificação da eficiência do sistema também quanto à carga de poluente removida, conforme já relatado em Zanella et al (2006) e Zanella et al (2007).

As diferenças na avaliação da eficiência do sistema a partir de verificações calcadas nos resultados por concentração e por remoção de carga podem ser verificadas nas tabelas 6.4 e 6.5.

Os resultados apresentados nas Tabelas 6.4 e 6.5 referem-se a um universo amostral inferior àquele utilizado para as demais análises. O limitado número de dados estudados torna essa avaliação, em princípio, com baixa representatividade estatística, mas ressalta a necessidade de mudança na forma de análise dos dados para os próximos trabalhos na área, de forma a relatar melhor a eficiência de remoção de compostos de interesse proporcionada pelo sistema de *wetlands*-construídos.

Tabela 6.4 – Variação da eficiência do sistema de *wetland*-construído com leito de brita com base no tipo de análise dos dados.

Vegetação	Tipo de análise	Eficiência de remoção (%)					
		DBO	DQO	SST	SSV	Fósforo	Nitrogênio amoniacal
Papiro	Concentração	34,6	60,4	71,2	72,1	22,7	21,1
	Carga	72,9	79,2	87,2	90,9	76,2	68,5
Mistas	Concentração	38,5	50,3	70,4	78,5	2,7	14,6
	Carga	58,3	71,5	84,7	87,1	51,4	56,6
Branco	Concentração	42,0	36,8	72,5	75,7	8,1	26,5
	Carga	60,4	54,5	85,3	87,3	40,7	58,3

Tabela 6.5 – Variação da eficiência do sistema de *wetland*-construído com leito de bambu com base no tipo de análise dos dados.

Vegetação	Tipo de análise	Eficiência de remoção (%)					
		DBO	DQO	SST	SSV	Fósforo	Nitrogênio amoniacal
Papiro	Concentração	-13,2	17,4	54,1	69,5	1,5	14,6
	Carga	7,1	29,2	61,4	75,6	19,0	27,0
Mistas	Concentração	26,4	11,7	67,8	67,5	0,9	5,6
	Carga	41,9	45,1	76,3	76,4	31,3	29,6
Branco	Concentração	27,8	-19,3	69,6	64,2	-1,7	-3,7
	Carga	52,7	23,7	81,6	78,7	27,6	21,3

Apesar da avaliação em termos de carga removida ser mais adequada à verificação da real eficiência do sistema, a avaliação do sistema para fins legais quando em condições reais de operação é feita com base na concentração.

Devido ao reduzido número de amostras onde a vazão de saída do sistema foi avaliada, para o presente trabalho a verificação da eficiência do sistema foi realizada com base nas concentrações como poderá ser observado nos itens subseqüentes.

Entretanto, é possível verificar por estes resultados que o *wetland*-construído com leito de brita apresentou valores maiores de eficiência, independente do tipo de vegetação presente, ou mesmo na ausência de vegetação. Esta diferença é devida muito

provavelmente às características dos anéis de bambu utilizados, fato já comentado em itens anteriores.

6.4.3 Remoção de matéria orgânica

O comportamento do sistema em relação à DBO pode ser visualizado na Figura 6.16 que contém os valores das concentrações verificadas nos pontos de amostragem

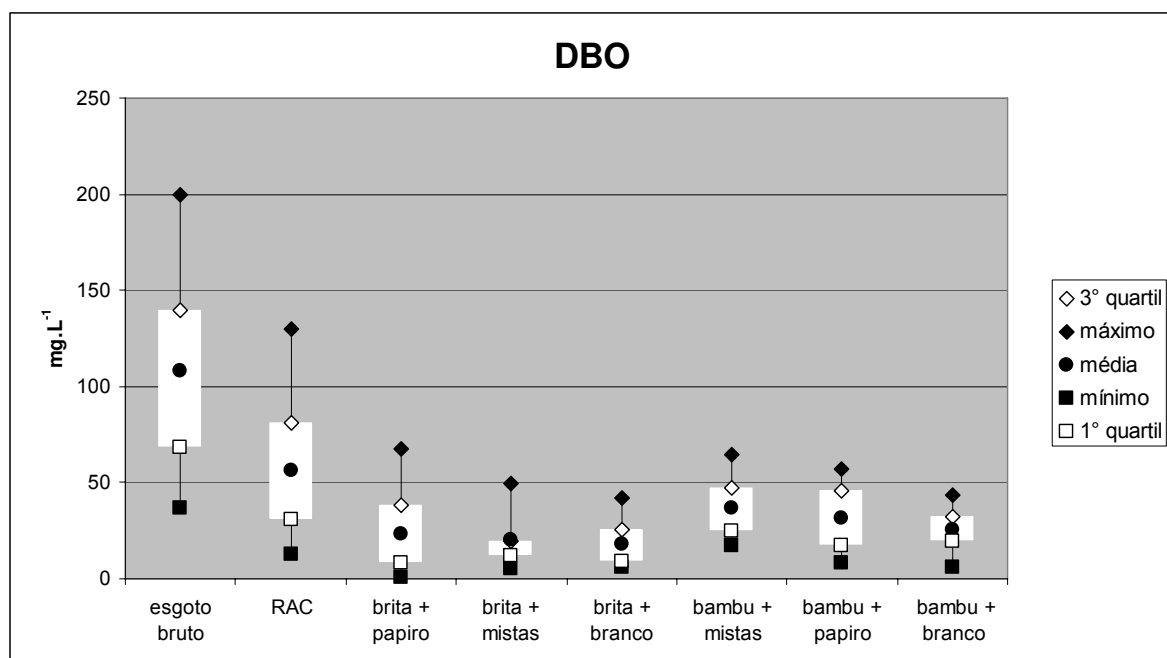


Figura 6.16 – Concentração de DBO verificada nos pontos de amostragem.

A eficiência global do sistema, considerando o sistema de tratamento, desde a entrada do esgoto bruto até a saída dos *wetlands*-construídos com leito de brita, para a remoção de DBO manteve-se na maior parte do tempo acima dos 80%, atingindo o valor máximo de 98% para o *wetland*-construído vegetado com papiro no 119º dia de operação e mínima de 62% para o mesmo tanque no 239º dia.

Ocorreu uma variação intensa dos valores de concentração de DBO para o esgoto bruto que adentrava ao sistema, alcançando o intervalo entre 200 e 37mg O₂.L⁻¹, variação incomum para um efluente convencional. Como principais hipóteses para a explicação dessa variação tem-se que o esgoto utilizado provém de uma instituição de ensino e pesquisa, a geração dos esgotos em um ambiente não doméstico é diferente daquela corriqueiramente encontrada para uma habitação podendo apresentar uma

grande variação na sua composição de acordo com o número de alunos presentes e o tempo de permanência das pessoas no ambiente, a fonte do esgoto geradora está próxima ao sistema de tratamento, caracterizando uma rede curta com esgoto fresco e, além disso, os laboratórios da FEAGRI utilizam a mesma rede coletora de esgotos que o prédio que abriga as salas de professores e de aula, as atividades realizadas nesses laboratórios podem interferir de forma significativa na qualidade do esgoto que chega até o sistema de tratamento. O esgoto gerado pelos laboratórios também é a principal explicação para variação na concentração de outros parâmetros como os compostos de nitrogênio presentes no esgoto.

A menor concentração de DBO de saída registrada durante o acompanhamento do sistema foi para o *wetland*-construído com leito de brita e vegetado com papiro: $0,9 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, embora o conjunto de dados com a menor variação nos valores de saída tenha sido para o *wetland*-construído com leito de brita e vegetado com plantas mistas com variação entre 5,6 a $49,6 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$ com a maioria dos resultados obtidos concentrada em torno dos $16 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$, valores considerados bons e inferiores aqueles exigidos pela legislação quando do lançamento em corpos d'água. Os resultados indicam que, mesmo ocorrendo grande variabilidade na qualidade do efluente bruto, os *wetlands*-construídos avaliados produziram efluentes em condições de lançamento, independente do regime de geração de efluentes e de suas características construtivas.

A eficiência dos *wetlands*-construídos quanto a remoção de DBO é mostrada na Figura 6.17.

Considerando-se somente a remoção de DBO para os *wetlands*-construídos, unidades de pós-tratamento, o valor máximo atingido de eficiência foi de 97% de remoção para o tanque com leito de brita e vegetado com papiro no 119º dia de operação e, entre os tanques com leito de bambu, 88% de remoção para o tanque vegetado com papiro, no 385º dia de operação.

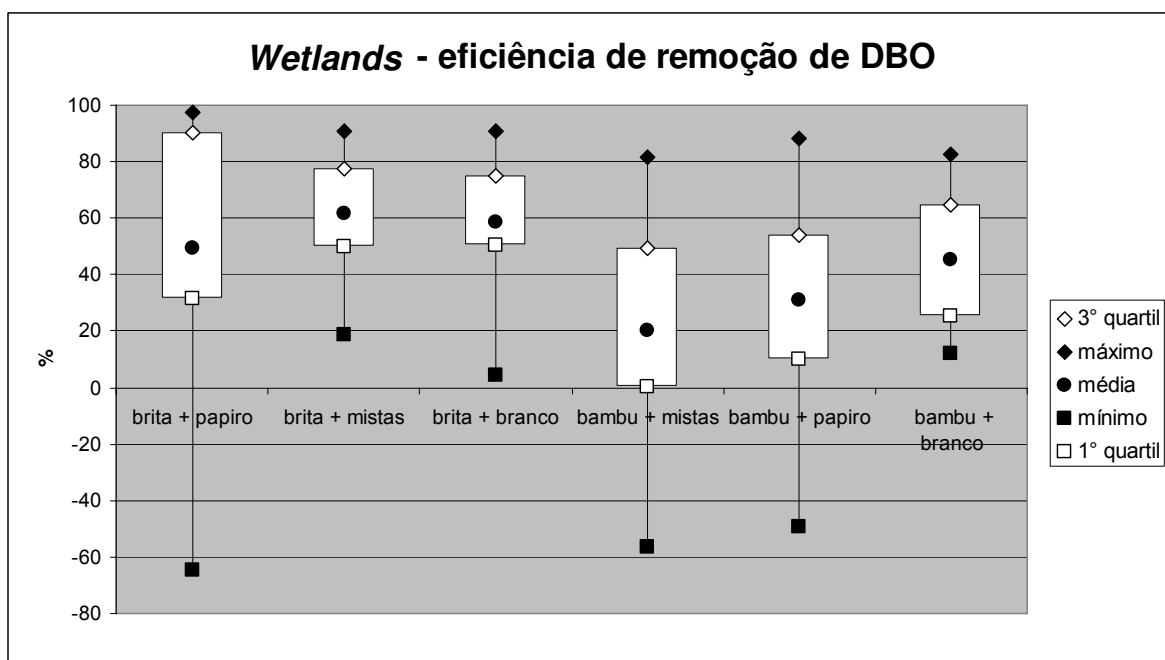


Figura 6.17 – Eficiência de remoção de DBO para os *wetlands*-construídos.

A grande variabilidade nas características do esgoto afluyente aliada ao tempo de detenção hidráulico superior ao tempo de composição da amostra podem ter levado à defasagem de características entre as amostras do esgoto afluyente e efluente no momento da coleta ocasionando distorções nos valores de eficiência obtidos, incluindo os valores negativos apresentados na Figura 6.17. De forma a evitar a ocorrência desse fenômeno a coleta do esgoto efluente ao sistema deveria ser realizada tempo depois da coleta do esgoto afluyente. Esse tempo de espera deveria ser equivalente ao tempo de detenção proporcionado pelo sistema, embora essa prática seja pouco usual já que dificulta a execução das campanhas de amostragem.

Aplicando-se análise de variância (ANOVA) aos dados referentes à eficiência na remoção de DBO conclui-se que existe uma relação baixa, mas significativa, entre as combinações “meio-suporte e vegetação” e a “eficiência de remoção de DBO”. Essa relação foi responsável por explicar aproximadamente 15% de toda a variabilidade da eficiência relativa de DBO considerando confiança de 95%.

A aplicação de um modelo de regressão linear para os dados de forma a refinar o resultado indicou que para a remoção de DBO, sob as condições impostas na presente pesquisa, a vegetação empregada não apresentou um papel estatisticamente significativo, sendo a maior importância referida ao tipo de leito utilizado. A eficiência relativa na remoção de DBO nas amostras que apresentam brita como meio-suporte foi

maior, em média, que nas que contam com bambu como meio-suporte a 95% de confiança. A utilização do meio-suporte brita tornou os *wetlands*-construídos 24,35% mais eficientes, em média, que quando da utilização de bambu como meio suporte para a remoção de DBO.

Na comparação dos tanques vegetados com os não vegetados, a análise, em princípio, induz à conclusão de que a presença de vegetação tende a piorar o resultado, embora essa indicação não seja estatisticamente significativa. É importante lembrar que a análise estatística foi realizada com base nos dados que levam em conta somente as concentrações dos parâmetros e, como já discutido, quando do trabalho com *wetlands*-construídos, principalmente em comparação a tanques não vegetados, a análise deve levar em conta a carga já que as vazões de saída são consideravelmente afetadas pela presença de vegetação.

A análise de médias indicou que apenas as combinações “brita + plantas mistas” e “bambu + plantas mistas” podem ser consideradas estatisticamente diferentes considerando confiança de 95%. Todas as outras combinações podem ser consideradas estatisticamente não diferentes com nível de significância de 95%.

Assim como para a DBO, houve uma variação significativa em relação aos valores encontrados para a DQO ao longo do tempo de operação do sistema como pode ser verificado nas Figuras 6.18 e 6.19.

Os valores para a concentração de DQO no esgoto bruto variaram entre 1.020,8 e 103,3 mg O₂.L⁻¹ para o período total de acompanhamento do sistema de tratamento e entre 661,8 e 103,3 mg O₂.L⁻¹ para o período referido na Figura 6.17, resultados baseados em amostragens semanais.

Os valores mínimos registrados para o esgoto tratado quanto á DQO foram de 0,4 mg O₂.L⁻¹ para o tanque com leito de brita e vegetado com plantas mistas no 448º dia de operação com concentração de entrada no tanque de 138 mg O₂.L⁻¹ e, para os tanques com leito de bambu, 20 mg O₂.L⁻¹ no 427º dia de operação com concentração de entrada no tanque de 253 mg O₂.L⁻¹.

A menor variabilidade nos valores de DQO da saída foi registrada para o *wetland*-construído com leito de brita e vegetado com papiro, cuja faixa de variação foi compreendida entre 1,0 e 153,3 mg O₂.L⁻¹, embora os melhores resultados médios

tenham sido obtidos para o *wetland*-construído com leito de brita e vegetado com plantas mistas, onde o valor médio de DQO no efluente foi de $57,5 \pm 40,5 \text{ mg O}_2\text{.L}^{-1}$.

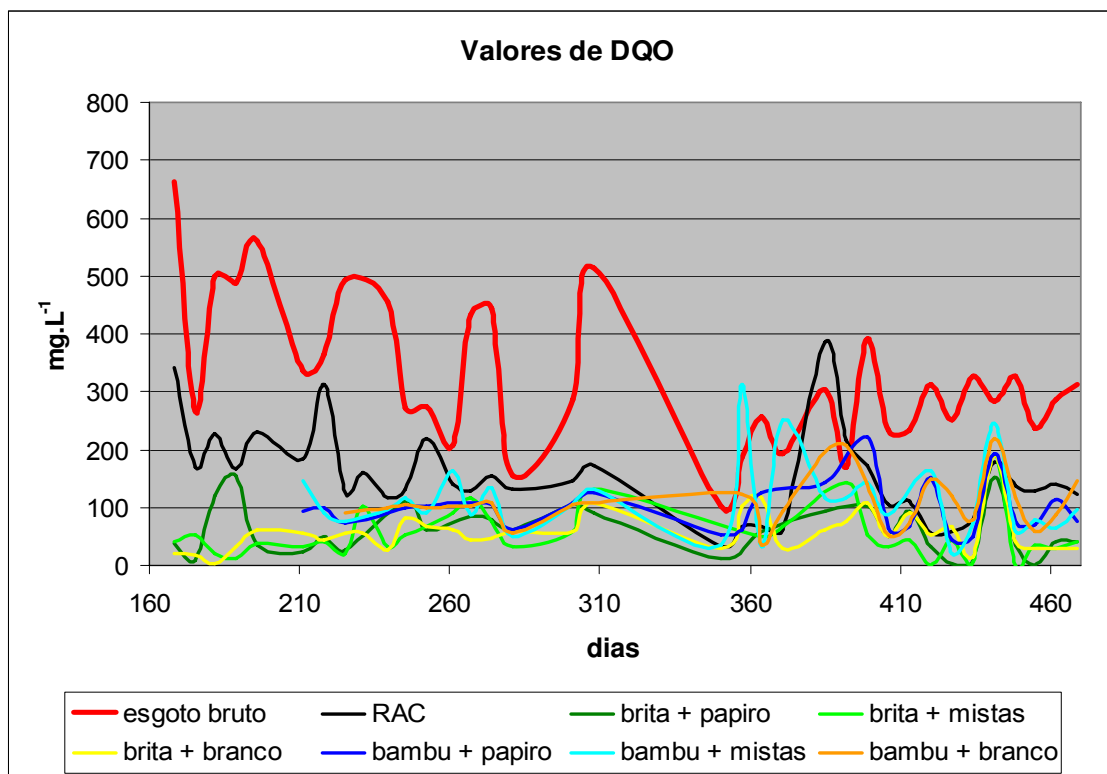


Figura 6.18 – valores de DQO ao longo dos últimos 300 dias de operação

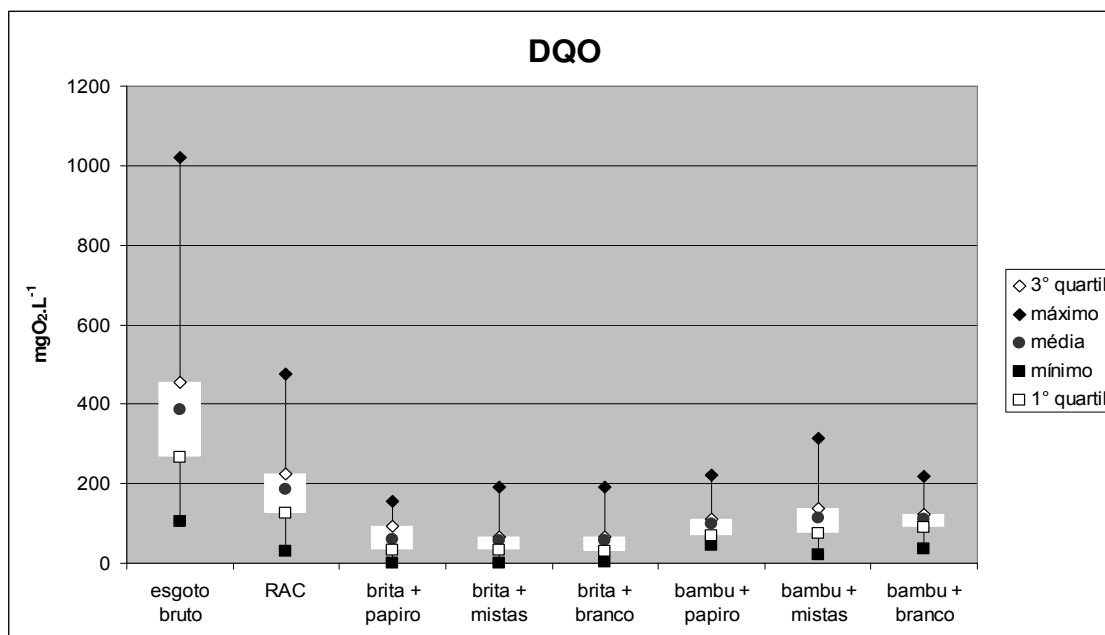


Figura 6.19 – concentração de DQO verificada nos pontos de amostragem

A eficiência de remoção de DQO, em termos de concentração, para o sistema de tratamento (RAC e *wetlands*-construídos) pode ser observada na Figura 6.20. Na Figura 6.21 registra-se o valor da eficiência de remoção de DQO, em termos de concentração, para os *wetlands*-construídos (unidades de pós-tratamento) avaliadas isoladamente.

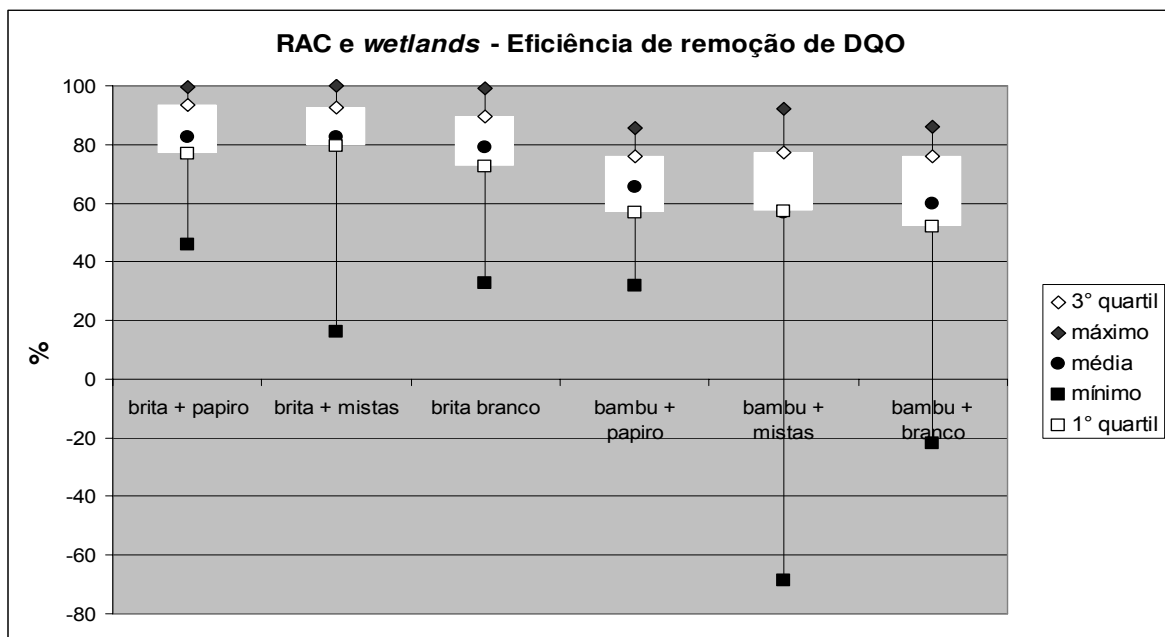


Figura 6.20 – Eficiência de remoção de DQO, em termos de concentração, para o sistema de tratamento de esgotos – RAC seguido de *wetlands*-construídos

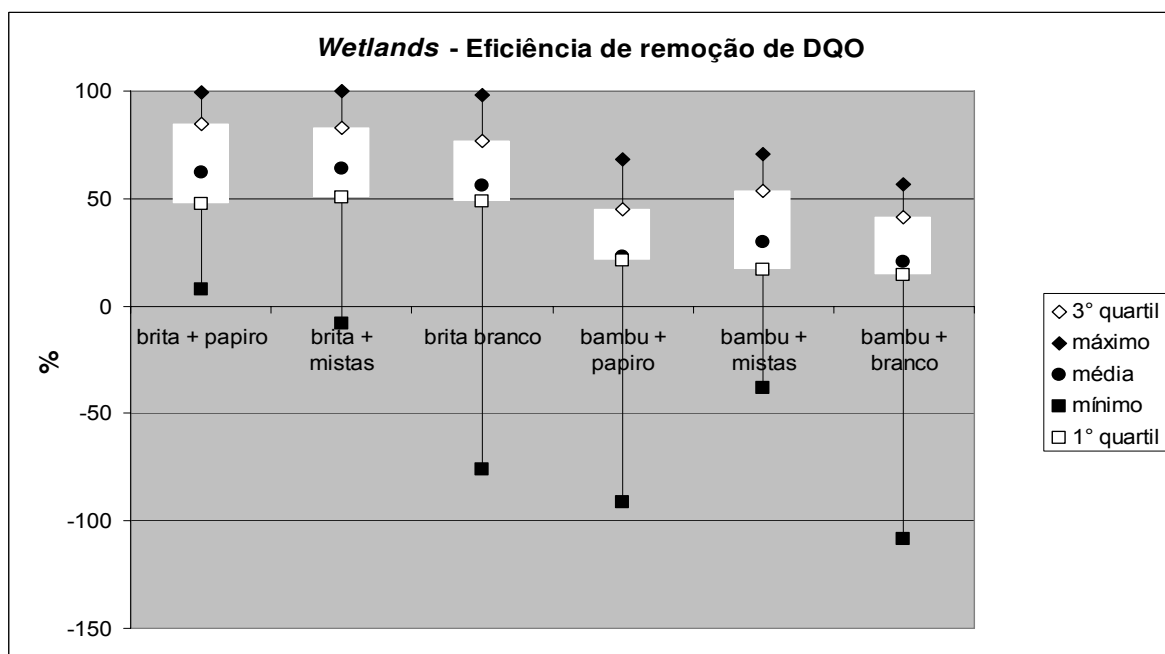


Figura 6.21 – Eficiência de remoção de DQO, em termos de concentração, para o sistema de pós-tratamento de esgotos – *wetlands*-construídos

A observação dos gráficos das Figuras 6.20 e 6.21 permite inferir que, para a remoção de DQO, o material de enchimento utilizado nos *wetlands*-construídos tem importância fundamental. Observa-se nitidamente a superioridade nos valores e intervalos obtidos para eficiência de remoção em concentração da DQO por parte dos tanques com leito de brita.

Os valores médios para as eficiências de remoção de DQO, em termos de concentração, são mostrados na Tabela 6.6.

Tabela 6.6 – Eficiência média de remoção de DQO, em termos de concentração, para o sistema global de tratamento de esgotos e para o sistema de pós-tratamento.

Configuração do leito	<i>DQO - Eficiência de remoção (%)</i>			
	<i>RAC + wetlands</i>		<i>Wetlands</i>	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Brita + papiro	82,6	13,0	62,1	27,3
Brita + mistas	82,3	16,9	63,9	25,6
Brita + branco	79,0	15,5	55,8	36,8
Bambu + papiro	65,7	13,7	23,1	37,9
Bambu + mistas	56,9	35,6	29,7	28,4
Bambu + branco	59,8	22,9	20,4	35,5

Os resultados médios para os tanques com leito de brita mostram-se superiores àqueles obtidos para os tanques preenchidos com bambu, em média, cerca de 30 pontos percentuais quando analisada somente a eficiência dos *wetlands*-construídos.

Uma maior estabilidade do sistema pode ser observada quando da análise dos desvios-padrão para o sistema global. Com exceção do *wetland*-construído vegetado com papiro, as demais que possuem leito de bambu apresentaram desvios bastante superiores em relação à média.

A eficiência média do reator anaeróbio compartimentado quanto à remoção de DQO foi de $49,3 \pm 23,6$ %, atingindo o melhor desempenho, 82,4%, no 420º dia de operação a partir de concentração de DQO para o esgoto bruto de $313 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ e, sua pior marca,

-27,3%, para o 385° dia de operação, com a concentração de $303 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ de DQO para o esgoto bruto.

A proximidade dos valores de concentração de DQO para o esgoto bruto na ocorrência do melhor e pior resultado para o reator compartimentado indica a existência de fatores a respeito da variação da qualidade do esgoto independentes da matéria orgânica que interferem nos resultados de sua eficiência.

A participação dos *wetlands*-construídos na eficiência global do tratamento pode ser analisada pela eficiência relativa de cada *wetland* em relação aos valores globais de eficiência alcançados. Considerando-se a eficiência alcançada pelo sistema de tratamento em determinada data como 100%, independente do valor obtido, pode-se calcular a porcentagem relativa ao RAC e a cada uma dos *wetlands*-construídos em relação ao total alcançado

Os valores médios encontrados para a eficiência relativa dos *wetlands*-construídos na eficiência global do sistema quanto a remoção de DQO foram de:

- $35,9 \pm 27,1\%$ para o *wetland* com leito de brita e vegetado com papiro;
- $40,8 \pm 42,8\%$ para o *wetland* com leito de brita e vegetado com plantas mistas;
- $34,4 \pm 38,6\%$ para o *wetland* com leito de brita sem vegetação;
- $17,9 \pm 41,7\%$ para o *wetland* com leito de bambu e vegetado com papiro;
- $36,5 \pm 91,9\%$ para o *wetland* com leito de bambu e vegetado com plantas mistas;
- $11,0 \pm 51,6\%$ para o *wetland* com leito de bambu e sem vegetação.

Nas Figuras 6.22a a 6.22e estão ilustradas a participação de cada um dos *wetlands*-construídos na eficiência global do sistema ao longo do tempo. Para a realização dos gráficos, os valores negativos de eficiência foram suprimidos do universo dos dados disponíveis.

Os resultados indicam que a utilização de um sistema de pós-tratamento tipo *wetland*-construído melhora significativamente a qualidade do efluente de saída do reator anaeróbio compartimentado, embora exista uma variação nos valores médios para esse ganho dependendo do tipo de meio suporte e vegetação utilizado. Além disso, chama a atenção o valor dos desvios-padrão obtidos para todos os experimentos indicando a

ocorrência de grandes flutuações na importância que cada sistema desempenha na eficiência global.

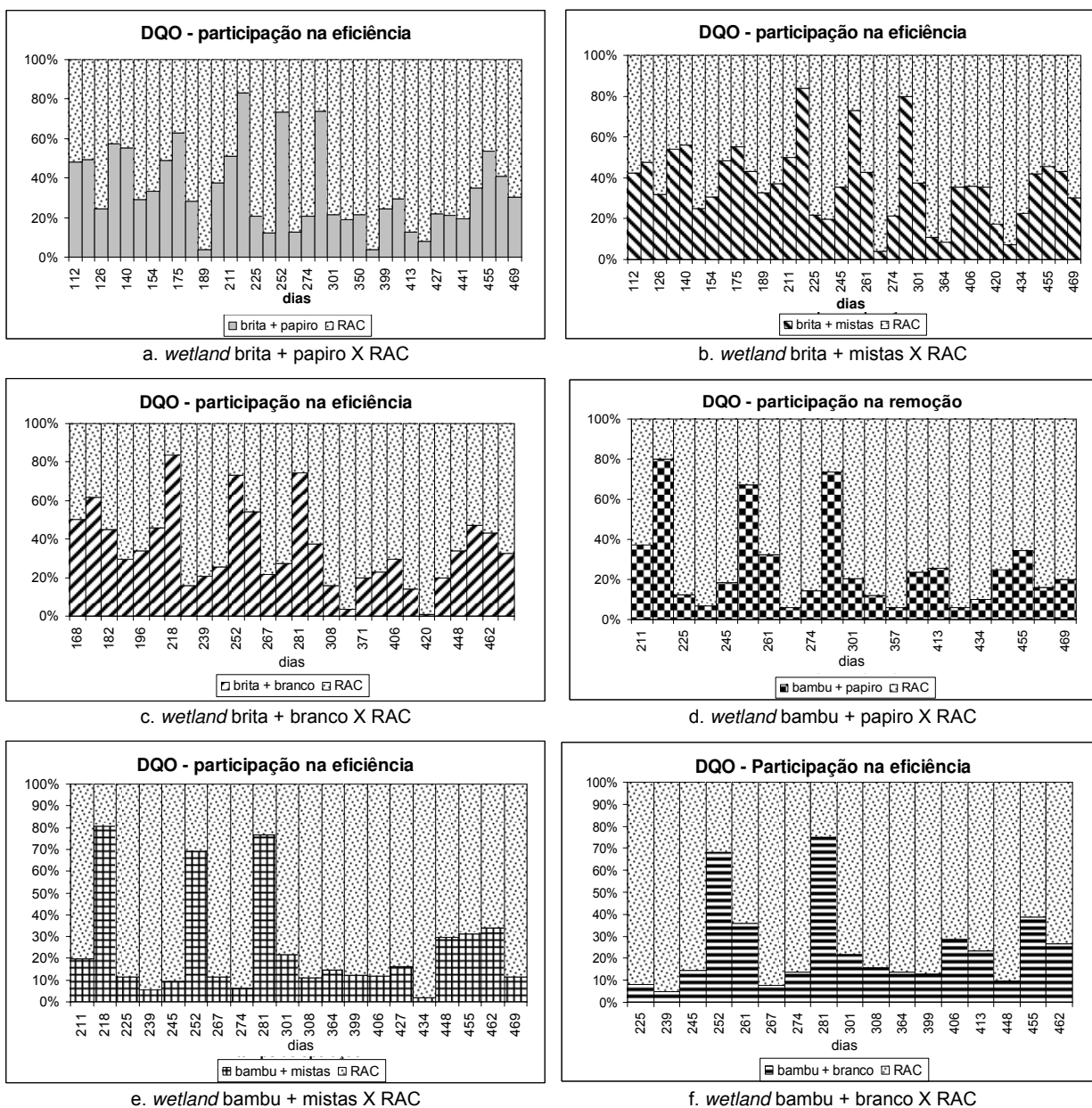


Figura 6.22 – Eficiência relativa de remoção de DQO para o sistema global – participação do wetland- construído X participação do RAC

A análise estatística realizada com os dados referentes à eficiência de remoção de DQO, em termos de concentração, de DQO levou a indicação da existência de alguns

valores discrepantes em relação aos demais. Os valores extremos foram retirados do conjunto de dados submetidos às análises ANOVA e ao modelo de regressão.

A análise ANOVA indicou a existência de uma forte relação entre as combinações “meio suporte e vegetação” e a “eficiência de remoção de DQO”. O conjunto “meio suporte e vegetação” é responsável por explicar aproximadamente 32% de toda a variabilidade da eficiência do sistema quanto à remoção de DQO para os *wetlands*-construídos no caso estudado.

Submetendo-se os valores à análise de regressão, o resultado indica que apenas o meio suporte tem interferência significativa para a eficiência de remoção de DQO, com indicação que o meio suporte brita é responsável por cerca de 32 pontos percentuais, em média, a mais que o bambu no total da eficiência relativa à remoção de DQO, a 95% de confiança.

Já em relação à vegetação, a incorporação de papiro ao sistema melhora a eficiência em média 2,5% e a incorporação das plantas mistas melhora a eficiência em cerca de 3,2% em relação aos tanques não vegetados, mas estas melhorias não são estatisticamente significativas. Ressalta-se que as análises foram realizadas em relação à concentração de DQO no esgoto, não levando em consideração a perda de efluente que ocorre nos sistemas vegetados por evapotranspiração.

6.4.4 Remoção de sólidos

Assim como para os demais parâmetros, a variação nas concentrações de sólidos no esgoto bruto utilizado no sistema de tratamento foi significativa, impedindo que se estabelecesse um comportamento padrão para o sistema.

As séries de sólidos obtidas para o esgoto bruto e para a saída do reator compartimentado anaeróbio são representadas nas Figuras 6.23 e 6.24, respectivamente.

A variação na concentração de sólidos em suspensão totais para o esgoto bruto foi entre 54,4 e 636,8 mg.L⁻¹, com valor médio de 194,3 ± 114,4 mg.L⁻¹. A magnitude do desvio padrão serve como indicativo de quão variável foi a concentração de sólidos ao longo do período estudado.

Ainda para o esgoto bruto, o intervalo de ocorrência dos sólidos em suspensão fixos foi de 3,0 a 163,5 mg.L⁻¹ com valor médio de 43,5 ± 32,3 mg.L⁻¹ e, para os valores de sólidos em suspensão voláteis, o intervalo encontrado foi de 0,7 a 473,2 mg.L⁻¹ com concentração média de 152,3 ± 90,9 mg.L⁻¹.

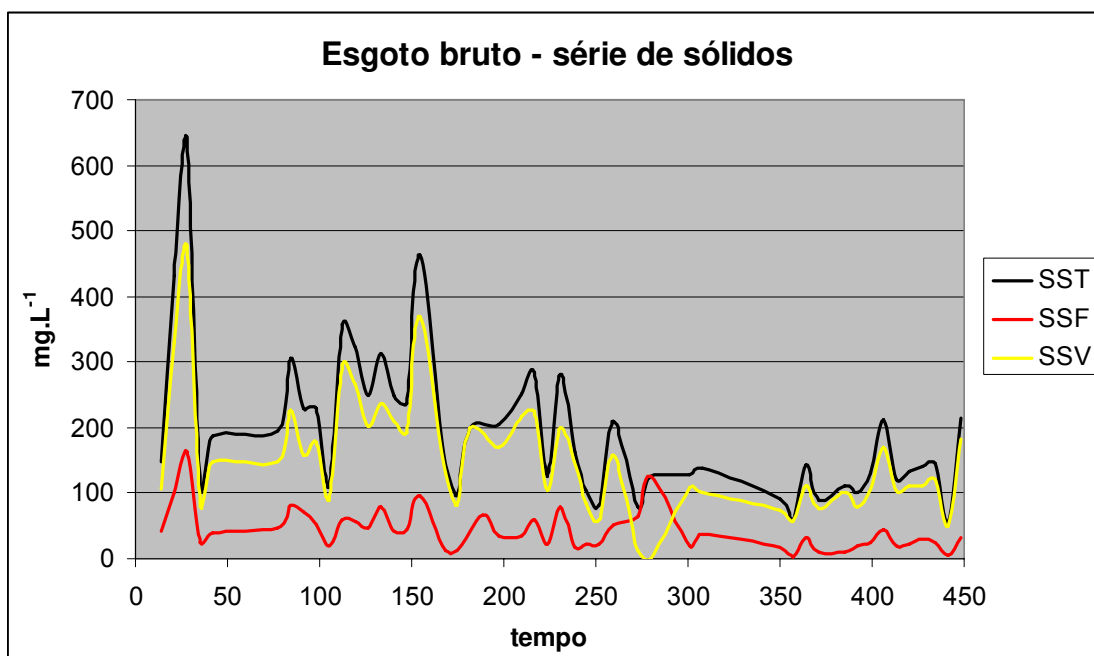


Figura 6.23 – Concentração de sólidos para o esgoto bruto ao longo do tempo

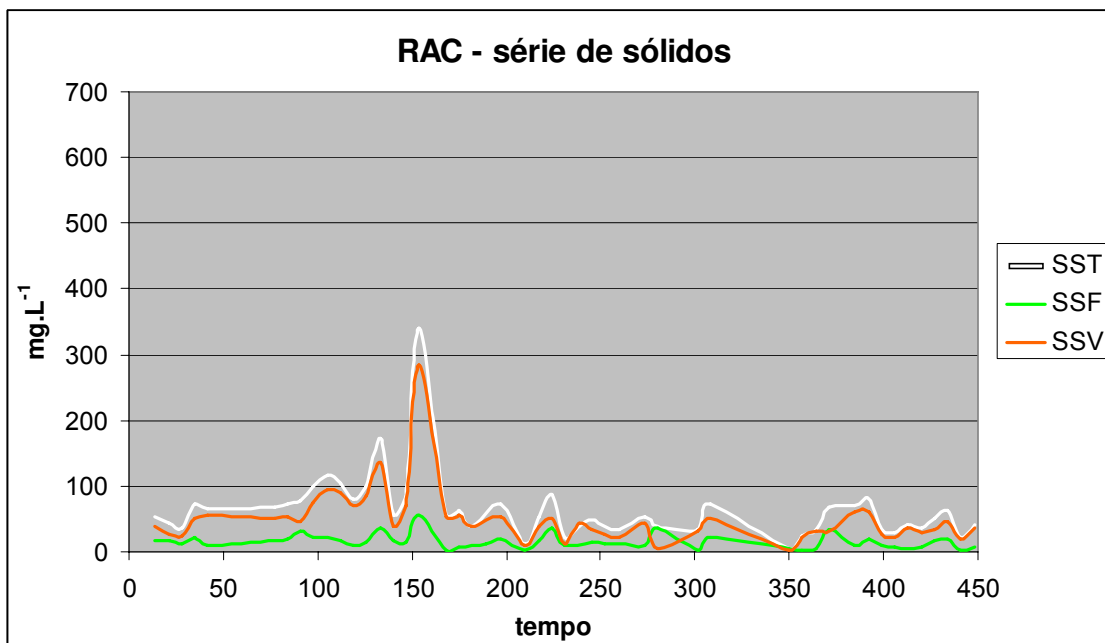


Figura 6.24 – Concentração de sólidos para o efluente do RAC ao longo do tempo

O RAC foi capaz de atenuar os grandes picos de sólidos provenientes do esgoto bruto, mas mesmo assim os picos na concentração de sólidos foram sentidos no esgoto efluente, atingindo os *wetlands*-construídos.

Para o esgoto tratado pelo reator compartimentado, o intervalo de ocorrência de concentrações de sólidos em suspensão foi de:

- 6,0 a 340,2 mg.L⁻¹ com média de $64,2 \pm 50,9$ mg.L⁻¹ para sólidos totais;
- 1,8 a 55,2 mg.L⁻¹ com média de $15,7 \pm 11,0$ mg.L⁻¹ para sólidos fixos, e;
- 2,3 a 285,0 mg.L⁻¹ com valor médio de $49,2 \pm 43,1$ mg.L⁻¹ para sólidos em suspensão voláteis.

A eficiência média de remoção de sólidos em suspensão totais para o sistema global girou em torno de 90%, com ligeira vantagem, de poucos pontos percentuais, para os *wetlands*-construídos com leito de brita.

A remoção de sólidos em suspensão fixos teve valores médios de remoção, em concentração, em torno de 80% para o sistema global de tratamento, com ligeiro destaque para as linhas vegetadas com papiro em relação às demais.

Para os sólidos em suspensão voláteis, os valores médios globais de remoção em concentração variaram entre 78 e 94%, com destaque para as linhas vegetadas com plantas mistas que atingiram médias de 94 e 88% de eficiência de remoção, para os tanques com leito de brita e bambu respectivamente.

Quando analisado somente o sistema de pós-tratamento, a eficiência média de remoção dos sólidos, medidos em concentração, obtida para os *wetlands*-construídos pode ser verificada na Tabela 6.7.

O *wetland*-construído com leito de brita e vegetado com plantas mistas foi a que apresentou os melhores resultados médios, embora a diferença seja de poucos pontos percentuais em relação às demais. Também foi esse tanque o que apresentou os menores desvios nos resultados obtidos indicando uma melhor estabilidade no processo de remoção de sólidos.

Tabela 6.7 – Eficiência média de remoção de sólidos, em concentração, para o sistema de pós-tratamento de esgotos.

Wetland-construído	Sólidos - Eficiência de remoção (%)					
	SST		SSF		SSV	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Brita + papiro	71,6	26,1	69,2	43,1	71,5	32,3
Brita + mistas	76,2	19,3	70,8	34,5	82,4	17,8
Brita + branco	74,8	22,6	51,3	46,4	77,9	27,3
Bambu + papiro	60,8	38,0	62,2	53,3	64,0	33,1
Bambu + mistas	52,0	39,4	39,9	48,9	56,0	43,8
Bambu + branco	62,5	23,6	54,3	53,7	64,1	24,9

Os resultados para a eficiência de remoção de SST para os *wetlands*-construídos podem ser visualizados na Figura 6.25.

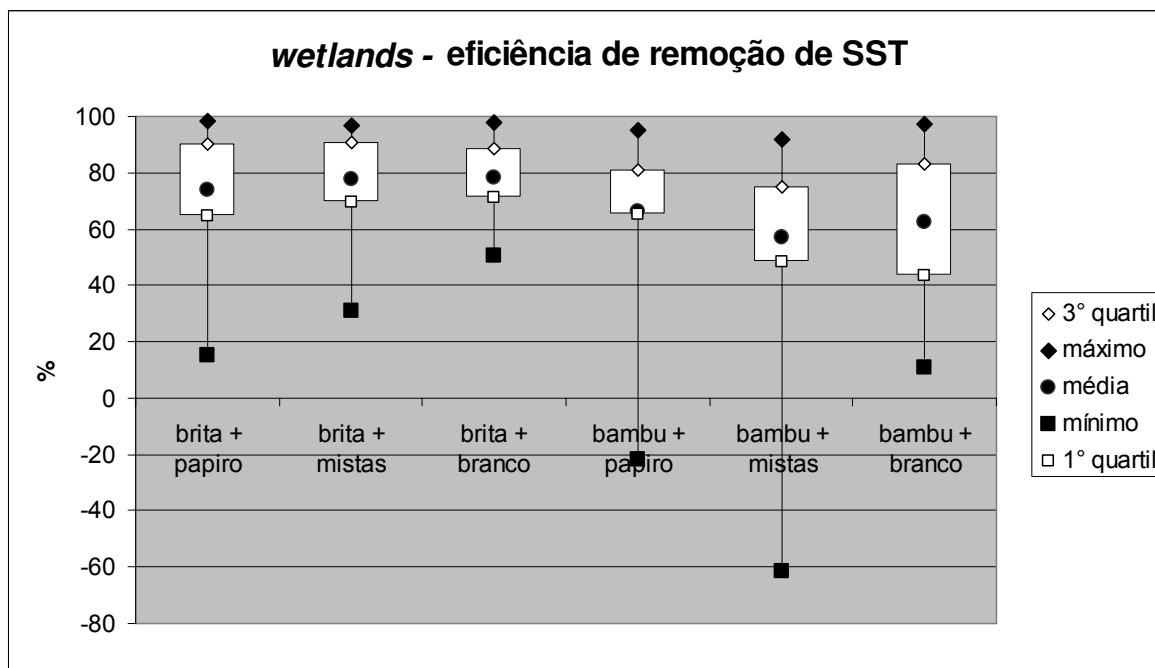


Figura 6.25 – Eficiência de remoção de SST, em termos de concentração, para o sistema de pós-tratamento de esgotos – *wetlands*-construídos

Os melhores resultados foram encontrados para os *wetlands*-construídos com leito de brita que atingiram valores máximos de remoção de SST próximos aos 100% embora a eficiência média de remoção não tenha superado os 80%.

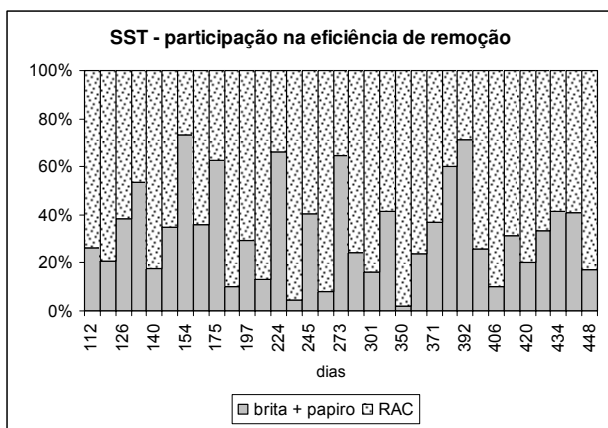
As concentrações de SST obtidas na saída do sistema de pós-tratamento mantiveram-se entre 0,2 e 60,1 mg.L⁻¹. Os valores médios referentes a concentração de SST para os sistemas operando com leito de brita foram de 12,9 ± 10,9 mg.L⁻¹, 10,8 ± 8,8 mg.L⁻¹ e 11,2 ± 8,8 mg.L⁻¹ respectivamente para os tanques vegetados com papiro, plantas mistas e sem vegetação. Já para os *wetlands*-construídos operando com leito de bambu, as concentrações médias conseguidas foram de: 14,5 ± 8,9 mg.L⁻¹, 17,9 ± 11,4 mg.L⁻¹ e 15,6 ± 12,0 mg.L⁻¹, respectivamente para os tanques vegetados com papiro, plantas mistas e sem vegetação.

Verifica-se influência preponderante do tipo meio suporte utilizado em relação a vegetação quanto aos valores de SST. O leito de brita produziu melhor desempenho na remoção de material particulado, resultado da característica física do meio suporte.

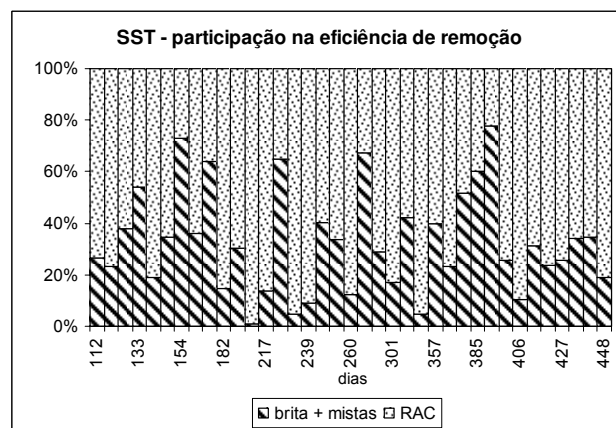
Os valores extremos de eficiência negativa encontrados podem ser resultados de problemas na amostragem como a captura de sólidos retidos na tubulação já que, para que a coleta fosse realizada, a tubulação de saída necessariamente deveria ser movimentada, podendo ocorrer a liberação de flocos de lodo ou material depositado em seu interior para o esgoto amostrado. Além disso, existe a possibilidade de variação brusca na qualidade do esgoto bruto e, conseqüentemente, variação na qualidade do esgoto que adentra ao sistema de pós-tratamento, variação essa não captada durante o prazo de amostragem.

A participação de cada um dos reatores na eficiência total do sistema quanto a remoção de SST pode ser vista na Figura 6.26.

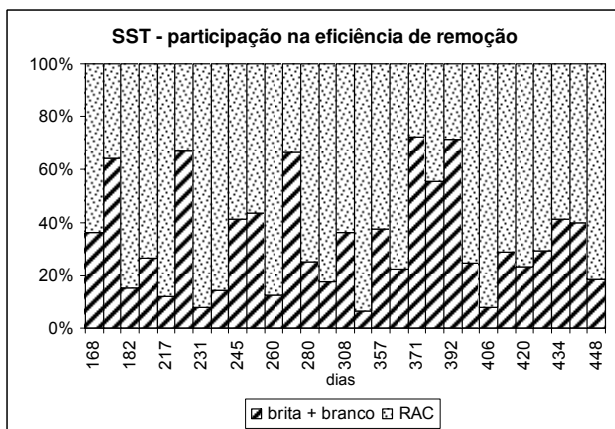
O sistema de pós-tratamento é responsável, em média, por cerca de 30% da remoção dos SST em relação aos resultados obtidos no sistema global de tratamento. Os resultados obtidos para a eficiência relativa foram: 33,2%, 32,7% e 33,3% de participação para os *wetlands*-construídos com leito de brita com papiro, plantas mistas e sem vegetação, respectivamente. Para os *wetlands*-construídos com leito de bambu os resultados médios obtidos foram: 29,2%, 31,5% e 29,3%, respectivamente para os tanques com papiro, plantas mistas e não vegetado.



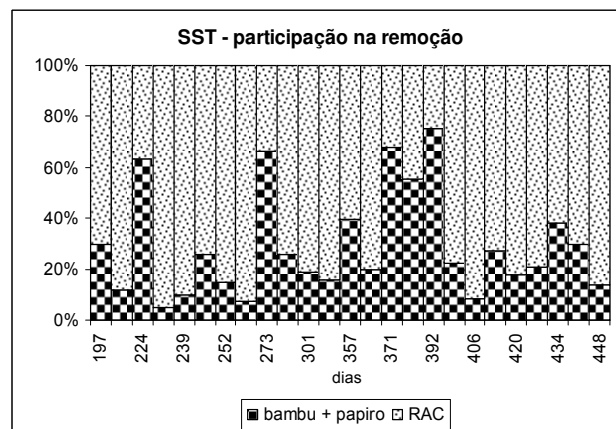
a. wetland brita + papiro X RAC



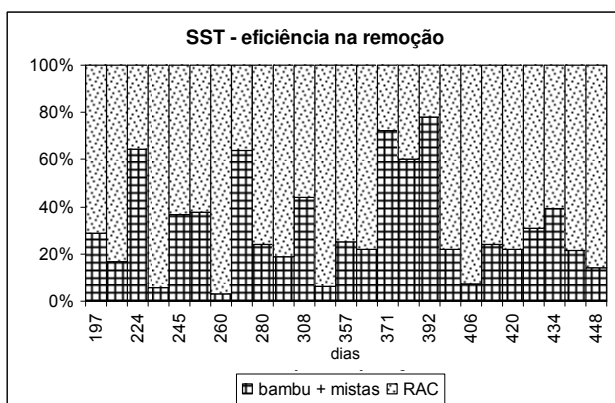
b. wetland brita + mistas X RAC



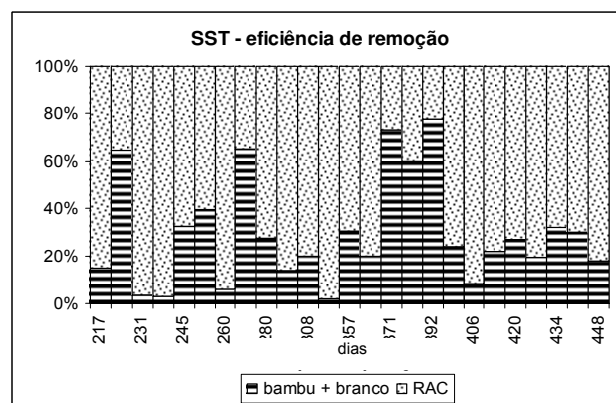
c. wetland brita + branco X RAC



d. wetland bambu + papiro X RAC



d. wetland bambu + mistas X RAC



e. wetland bambu + branco X RAC

Figura 6.26 – Eficiência relativa de remoção de SST para o sistema global – participação do wetland- construído X participação do RAC

Os resultados obtidos para a eficiência de remoção de SSF no sistema de pós- tratamento são apresentados na Figura 6.27.

Embora a Figura 6.26 denote a ocorrência de uma grande variação nos valores de eficiência para a remoção de SSF no sistema de pós-tratamento, as concentrações obtidas para o efluente ao sistema variaram, considerando o conjunto de *wetlands*-construídos, entre 0,0 e 30,1 mg.L⁻¹. A grande variação para o parâmetro deve-se, principalmente às variações na concentração dos SSF do esgoto bruto, parcialmente amortecidas pelo reator compartimentado, atingindo, respectivamente, intervalos de 3,0 a 163,5 mg.L⁻¹ e de 1,8 a 55,2 mg.L⁻¹.

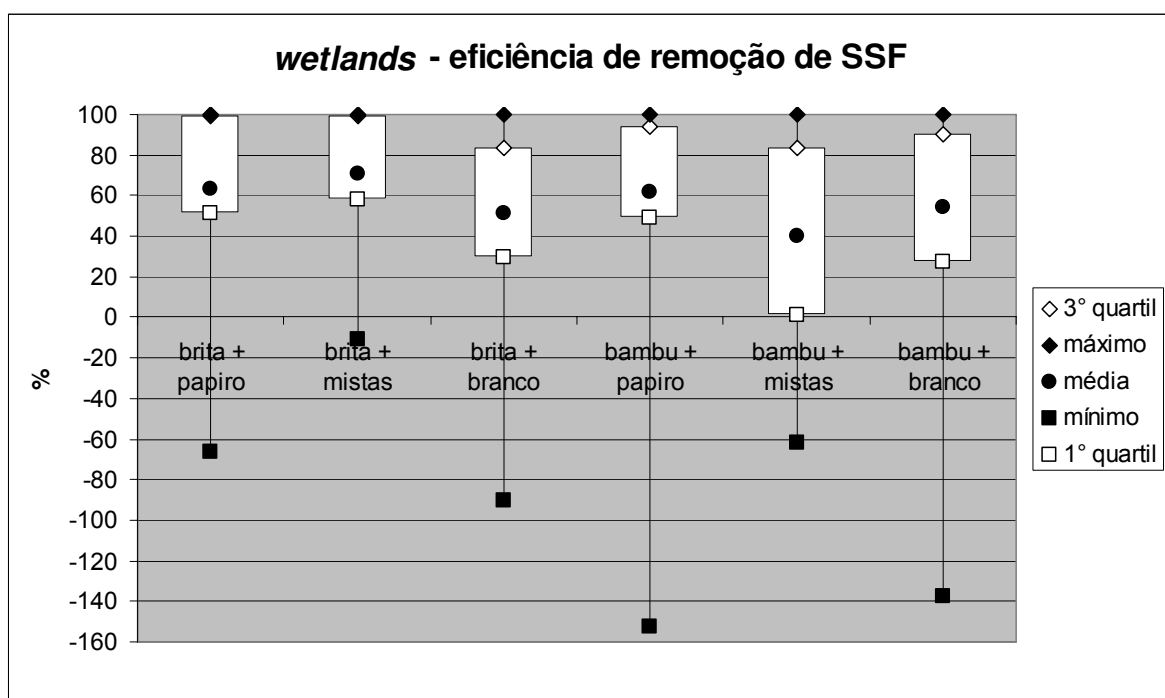


Figura 6.27 – Eficiência de remoção de SSF, em termos de concentração, para o sistema de pós-tratamento de esgotos – *wetlands*-construídos

O destaque quanto a remoção de SSF fica por conta dos tanques com leito de brita e vegetado com plantas mistas, com desempenho ligeiramente superior ao tanque com leito de bambu e vegetado com papiro. Para os tanques de leito de brita as eficiências médias obtidas, baseando-se nos dados de concentração, foram de: $69,2 \pm 43,1\%$ para o tanque vegetado com papiro; $70,8 \pm 34,5\%$ para o tanque vegetado com plantas mistas e $51,3 \pm 46,4\%$ para o tanque sem vegetação. Os valores médios obtidos para os *wetlands*-construídos com leito de bambu foram de: $62,2 \pm 53,3\%$ para o tanque

vegetado com papiro, $39,9 \pm 48,9\%$ para o tanque vegetado com plantas mistas e $54,3 \pm 53,7\%$ para o tanque sem vegetação.

As concentrações médias obtidas para SSF no efluente ao sistema de pós-tratamento situaram-se entre $3,8 \text{ mg.L}^{-1}$, para o *wetland*-construído com leito de brita e plantas mistas, e $6,9 \text{ mg.L}^{-1}$ para o *wetland* com leito de bambu e plantas mistas.

O comportamento do sistema quanto aos SSF pode ser acompanhado junto à Figura 6.28 onde nota-se a capacidade de amortecimento proporcionada pelo sistema.

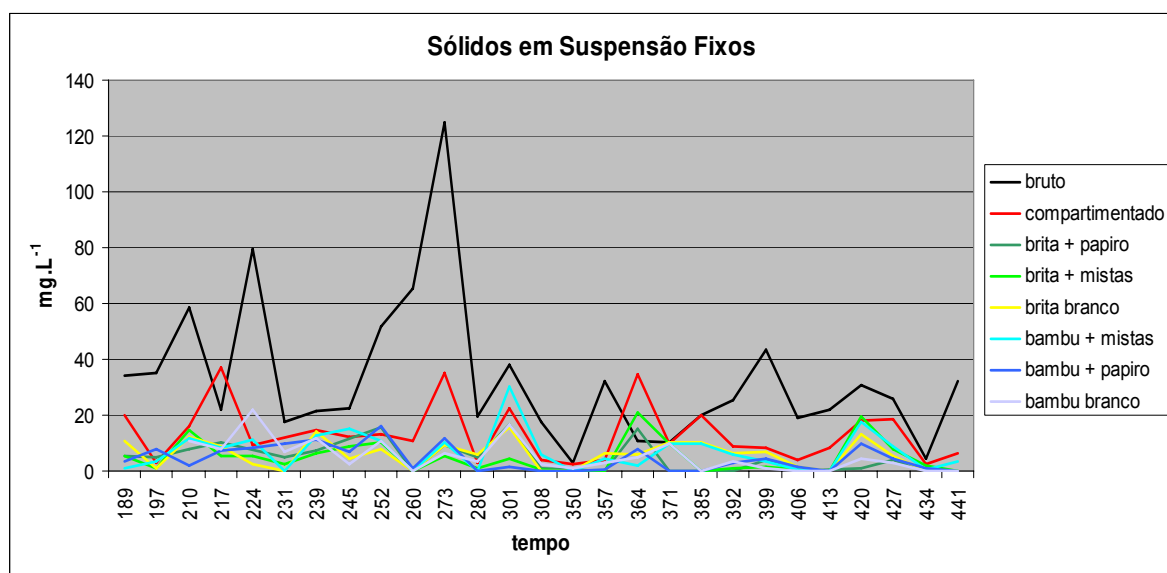


Figura 6.28 – Comportamento das várias unidades do sistema quanto à concentração de SSF

Assim como verificado para SST, a participação do sistema de pós-tratamento na eficiência global do sistema também foi avaliada para o parâmetro SSF conforme indicado na Figura 6.29.

Para a Figura 6.29, não foram plotados valores negativos de participação, embora esses valores tenham sido considerados nos cálculos para verificação da participação média dos *wetlands*-construídos na eficiência global de tratamento.

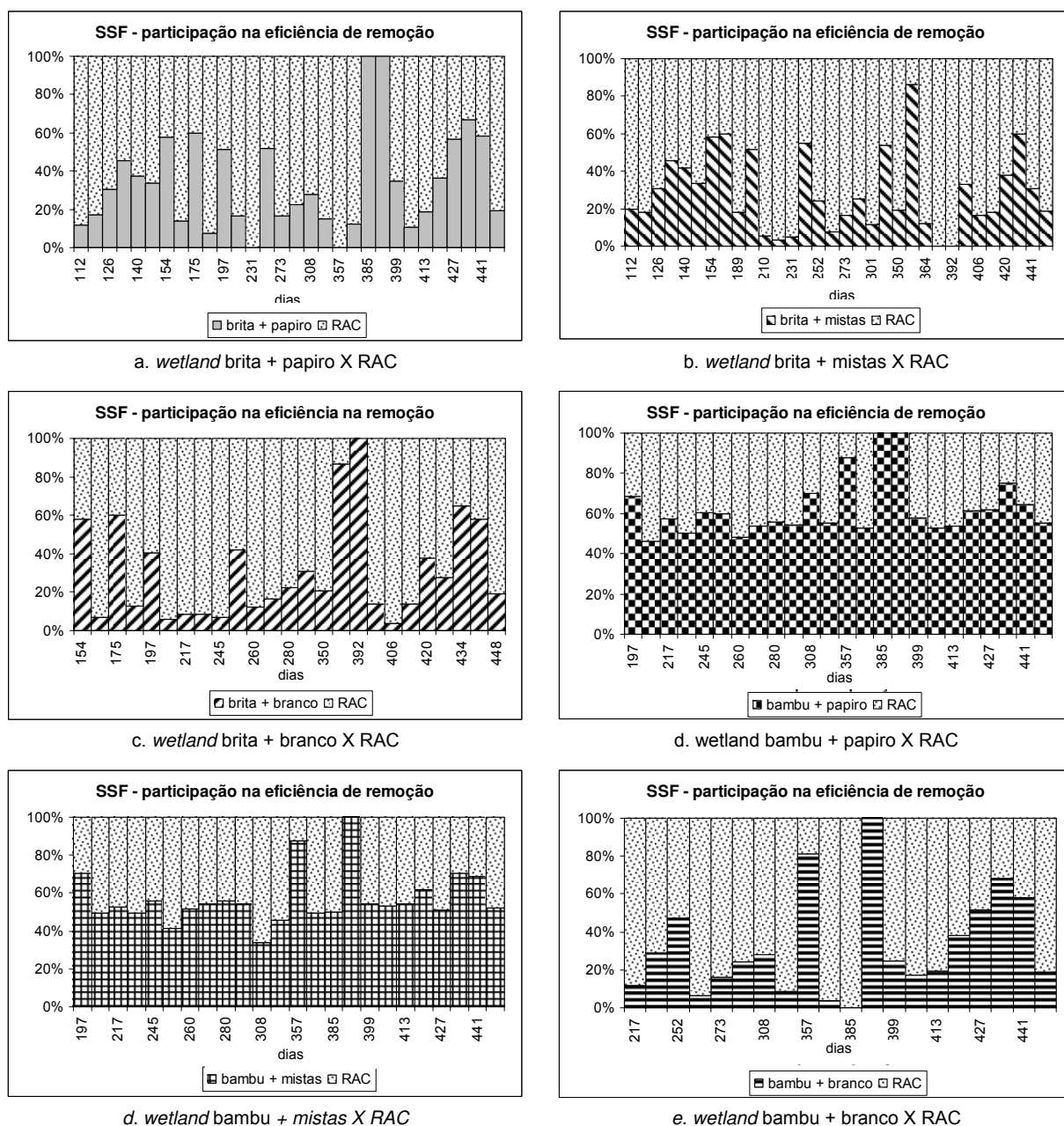


Figura 6.29 – Eficiência relativa de remoção de SSF para o sistema global – participação do *wetland*-construído X participação do RAC

A participação média dos *wetlands*-construídos na eficiência do sistema quanto à remoção de SSF foi de 45,6%, com destaque para os leitos com bambu como meio suporte. Os resultados obtidos para os *wetlands* com leito de brita foram: 34,4%, 31,8% e 31,1% respectivamente para os tanques com papiro, plantas mistas e não vegetados. Para os *wetlands*-construídos com leito de bambu os resultados médios obtidos para a

participação na remoção de SSF foram de 62,7%, 57,1% e 56,5% para os tanques com papiro, plantas mistas e sem vegetação, respectivamente. Baseado nos valores médios de participação, quando considerada a vegetação, os melhores resultados ficam por conta dos leitos vegetados com papiro.

Os valores de concentração de SSV podem ser visualizados na Figura 6.30. Todos os valores das concentrações de SSV no efluente dos *wetlands*-construídos situaram-se abaixo de 40 mg.L⁻¹, com valores médios próximos aos 10 mg.L⁻¹. O menor valor médio foi conseguido com o *wetland*-construído com leito de brita e vegetado com plantas mistas: 6,3 mg.L⁻¹.

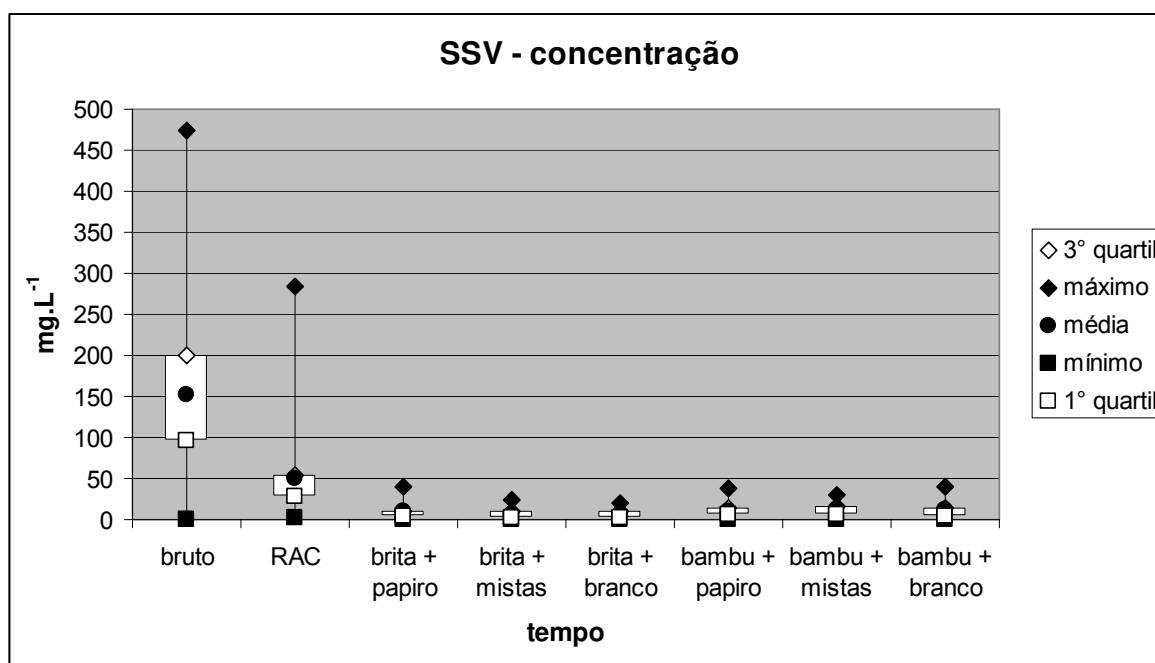


Figura 6.30 – Variação na concentração de SSV no efluente das diversas unidades de tratamento

A eficiência de remoção de SSV, em termos de concentração, para os últimos 150 dias de operação do sistema global pode ser vista na Figura 6.31.

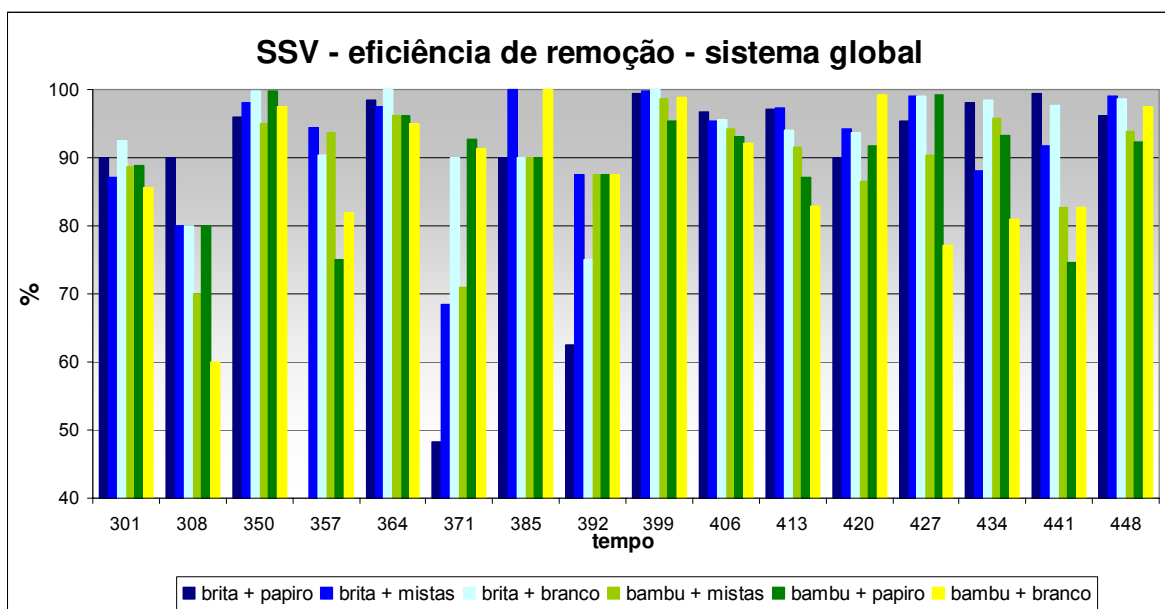


Figura 6.31 – Eficiência de remoção de SSV, em termos de concentração, para o sistema global de tratamento de esgotos – RAC + *wetlands*-construídos

A junção do reator compartimentado com o sistema de *wetlands*-construídos foi capaz de remover os SSV do esgoto com índices médios variando entre 78% (brita + papiro) e 94% (brita + mistas) para avaliação dos valores com base em concentração.

Os resultados globais obtidos a partir do tanque com leito de brita e vegetado com plantas mistas apresentou desvios-padrão bastante reduzidos quando comparados aos demais, o que indica uma melhor estabilidade no sistema quando da presença da cobertura vegetal utilizada em detrimento da ausência de vegetação e da cultura de papiro.

Os valores médios das eficiências de remoção de SSV para o sistema global de tratamento e para o sistema de pós-tratamento analisado isoladamente podem ser verificados na Tabela 6.8.

O sistema de pós-tratamento mostrou-se com uma boa capacidade de remoção/retenção de sólidos em suspensão voláteis mesmo trabalhando com tempos de detenção hidráulica bastante inferiores àqueles desejáveis para seu funcionamento ótimo.

Por diversas vezes a concentração de SSV no esgoto efluente ao sistema apresentou concentrações próximas a zero indicando que esse tipo de reator é indicado para sistema de pós-tratamento quando um dos objetivos principais é a remoção de sólidos.

Tabela 6.8 – Eficiência média de remoção de SSV, em termos de concentração, para o sistema global de tratamento de esgotos e para o sistema de pós-tratamento.

Wetland-construído	SSV - Eficiência de remoção (%)			
	RAC + wetlands		Wetlands	
	Média	Desvio padrão	Média	Desvio padrão
Brita + papiro	78,1	76,9	71,5	32,4
Brita + mistas	94,0	6,7	82,4	17,8
Brita + branco	84,2	47,8	77,9	27,3
Bambu + papiro	87,9	9,0	56,0	43,8
Bambu + mistas	82,2	30,9	64,0	33,1
Bambu + branco	80,7	31,8	64,1	24,9

Os resultados obtidos para o sistema de pós-tratamento quanto à remoção de SSV podem ser observados na Figura 6.32.

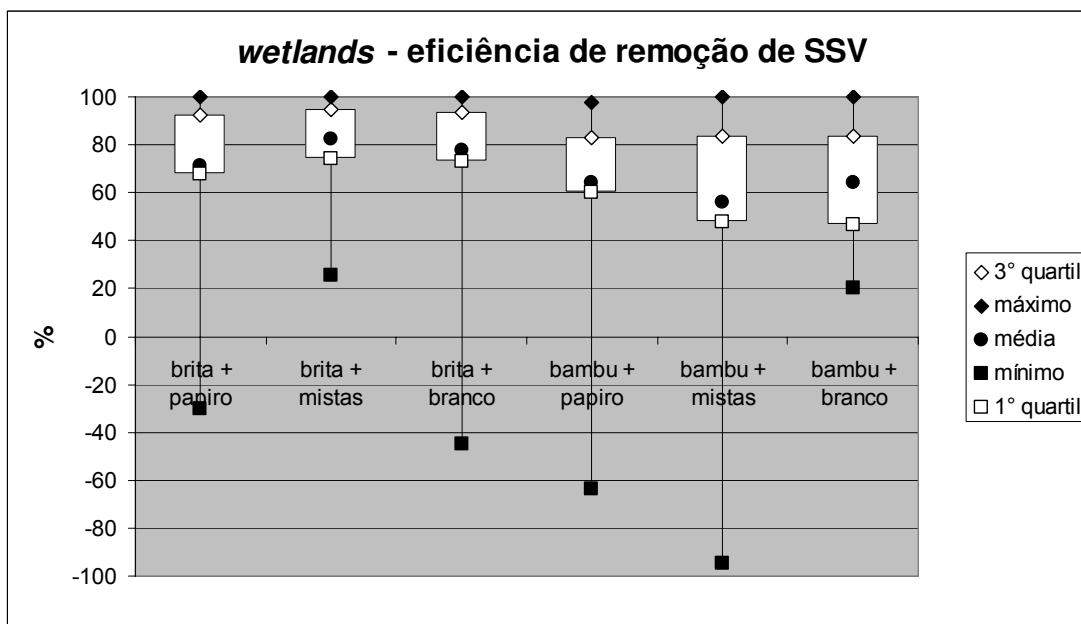


Figura 6.32 – Eficiência de remoção de SSV, em termos de concentração, para o sistema de pós-tratamento de esgotos – wetlands-construídos

As eficiências negativas obtidas para a remoção de SSV, ou seja, a geração de SSV no sistema podem ter sido ocasionada por picos nos valores de entrada um ou dois dias antes da coleta, não se refletindo na coleta do esgoto afluente ao sistema, mas sendo detectado no esgoto tratado devido ao TDH empregado.

Para o intervalo de tempo pesquisado, a eficiência do sistema quanto a remoção de SSV manteve-se acima dos 70% para mais de 75% das amostras coletadas na linha com leito de brita e acima dos 50% de remoção para a linha de bambu.

A participação do sistema de *wetlands*-construídos na eficiência global do sistema quanto à remoção de SSV pode ser vista na Figura 6.33.

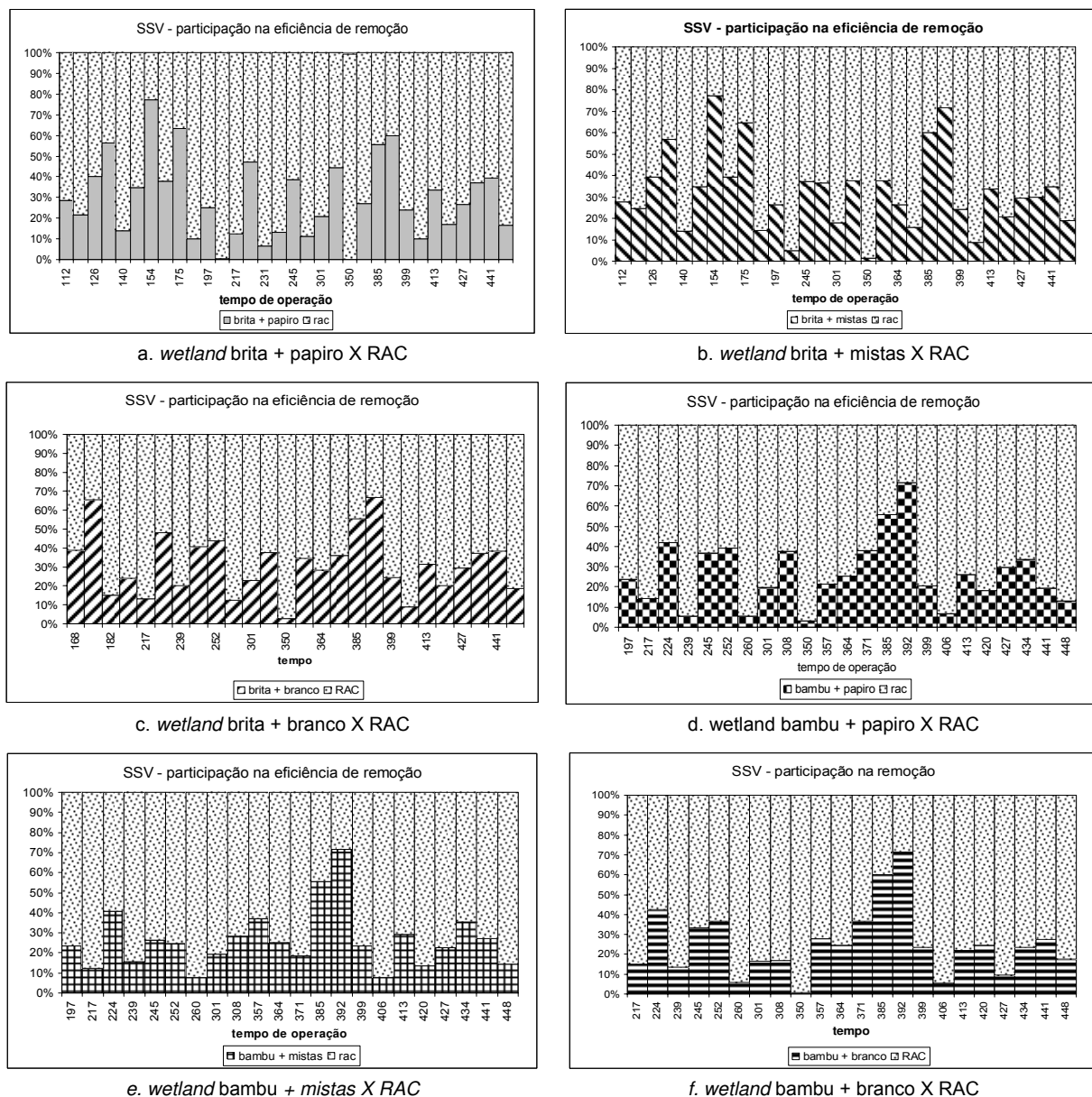


Figura 6.33 – Eficiência relativa de remoção de SSV para o sistema global – participação do *wetland*-construído X participação do RAC

O valor médio da participação dos *wetlands*-construídos na eficiência do sistema de tratamento foi de 28,3% para a remoção de SSV com base nos dados em concentração. A participação mais relevante foi a do *wetland*-construído com leito de brita e vegetado com plantas mistas que atingiu valor médio de 32,2% de participação na eficiência de remoção de SSV, seguida pelo tanque com leito de brita e sem vegetação com participação de 30,1%.

O comportamento apresentado pelos valores da concentração de SSV (Figura 6.33) foi semelhante ao ocorrido para a concentração de SST, indicando que o material constituinte do leito dos *wetlands*-construídos teve um papel importante e definitivo na remoção física do material particulado de origem orgânica presente no efluente tratado pelo RAC.

As variáveis sólidos em suspensão totais e sólidos em suspensão voláteis foram submetidas à análise estatística de forma a verificar se existe relação estatisticamente significativa entre o conjunto “meio suporte e vegetação” e as eficiências de remoção.

O conjunto de dados para as eficiências de remoção de sólidos em suspensão voláteis foi analisado para verificar a consistência dos dados e alguns resultados considerados como estatisticamente discrepantes foram retirados do conjunto para a realização dos demais testes.

Submetendo-se o conjunto de dados restantes à análise ANOVA, tem-se a indicação que 13% da variabilidade da eficiência relativa na remoção de SSV deve-se ao fator “meio-suporte X vegetação”.

O modelo ajustado de regressão linear para o conjunto de valores de eficiências de remoção de SSV, indica que apenas o meio-suporte exerce um papel importante na eficiência de remoção com destaque para o leito de brita que causa um maior impacto na redução de SSV no esgoto, tendo uma eficiência média relativa de cerca de 14,45 pontos percentuais maior que a obtida quando o meio suporte considerado é o bambu.

Quanto à vegetação, a incorporação de papiro ao sistema melhora a eficiência em média 0,7 pontos percentuais enquanto que a incorporação das plantas mistas melhora a eficiência em cerca de 1,4 pontos percentuais em relação à ausência de vegetação, mas essas melhorias não são estatisticamente significativas. Ressalta-se que a análise foi elaborada com dados referentes à concentração, não levando em conta a perda de

efluente ocasionada pela evapotranspiração das plantas, subestimando a eficiência dos sistemas vegetados.

O conjunto de dados referentes a sólidos em suspensão totais também apresentou alguns valores considerados estatisticamente discrepantes com o conjunto de dados. Essas incongruências ocorridas em praticamente todos os conjuntos de dados pesquisados não tiveram uma origem identificada, mas têm como principais hipóteses para sua explicação a ocorrência de problemas durante as coletas como o carreamento de sólidos depositados nas tubulações de coleta ou a interferência de fatores externos ao sistema que fogem do conjunto de parâmetros analisados ou ainda a variação de parâmetros de controle do sistema que não foram detectados durante a amostragem como uma variação brusca na qualidade do esgoto bruto ou variação involuntária no TDH do sistema.

Pelo método de análise de variância ANOVA, o conjunto de dados analisados para a eficiência de remoção de SST indica que ocorre a relação entre a combinação “meio suporte X vegetação” e eficiência relativa à remoção dos sólidos do composto com relevância aproximada de 10% de toda a variabilidade da eficiência encontrada.

O modelo de regressão para os dados de eficiência quanto à remoção de SST indica que, novamente, apenas o meio-suporte contribui na explicação da eficiência de remoção do parâmetro SST. A presença do meio suporte brita aumenta a eficiência de remoção de SST em aproximadamente 11,9 pontos percentuais, em média, quando comparado com o leito de bambu e essa diferença pode ser estatisticamente considerada com 95% de confiança.

A presença de vegetação não altera com significância estatística a eficiência de remoção de SST, embora a adição de papiro incrementa a eficiência do meio suporte brita enquanto que a adição de plantas mistas tende a diminuir sua eficiência, mas esses efeitos não são estatisticamente significativos. Para o leito de bambu a presença do papiro também apresenta uma tendência em melhorar a eficiência na redução de SSV, porém, assim como para o leito de brita, essa melhoria não é estatisticamente relevante.

6.4.5 Cor e turbidez

As variáveis cor e turbidez estão diretamente ligadas à percepção de “limpeza” que um usuário tem da água, muitas vezes tornando-se fator fundamental na aceitação do sistema de tratamento embora não retrate especificamente a qualidade e segurança sanitária da água.

A avaliação das variáveis cor e turbidez foi realizada somente para o esgoto efluente ao sistema de pós-tratamento com amostragem na saída de cada um dos *wetlands*-construídos, portanto não serão apresentados resultados de eficiência na remoção desses parâmetros, mas os valores de concentração encontrados em cada ponto analisado.

Os resultados obtidos quanto à cor aparente do efluente ao sistema de pós-tratamento pode ser observado nas Figuras 6.34 e 6.35.

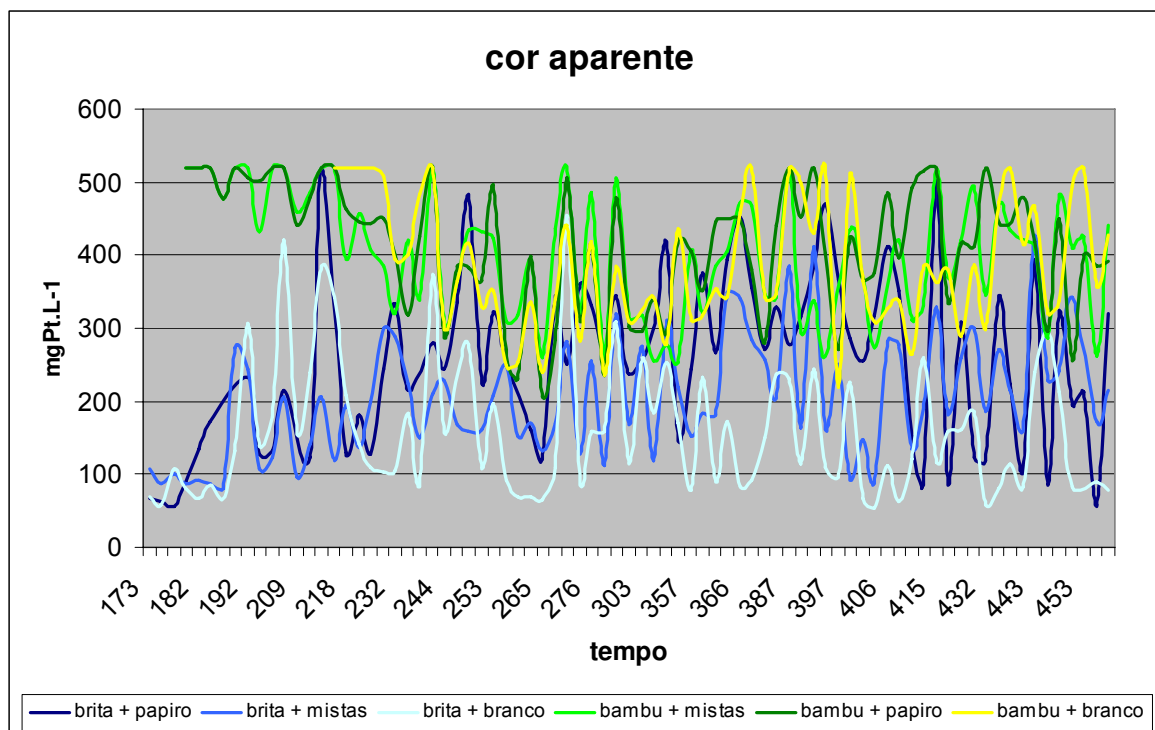


Figura 6.34 – Cor aparente ao longo do tempo para o efluente do sistema de pós-tratamento de esgotos

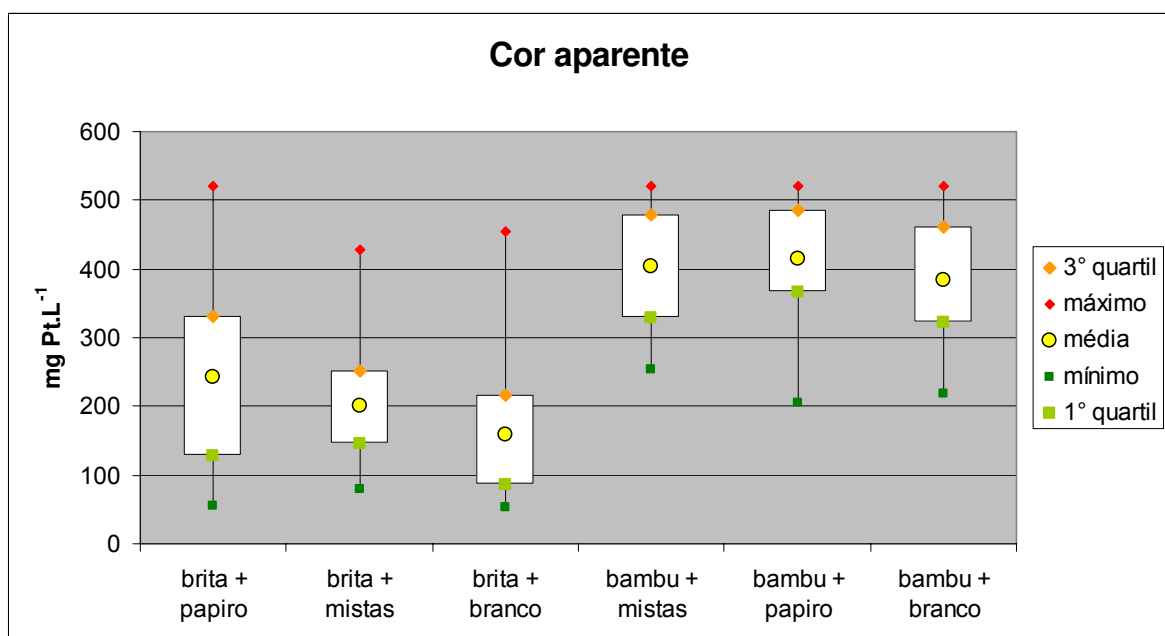


Figura 6.35 – Cor aparente para o efluente do sistema de pós-tratamento de esgotos

Ocorreu uma variação intensa nos valores dos resultados obtidos para todas as *wetlands*-construídos, com resultados significativamente melhores obtidos para os tanques com leito de brita ao longo de todo o tempo de verificação, com destaque para o tanque não vegetado (branco).

Os tanques com leito de bambu produziram durante os primeiros meses de operação efluente com coloração amarelada bastante acentuada, possivelmente advinda da dissolução de compostos presentes nos anéis de bambu utilizados. A hipótese é reforçada pelo fato de o bambu utilizado ainda estar verde. A utilização de bambu verde foi decorrente da necessidade de cumprimento de prazos pré-estabelecidos junto ao PROSAB (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico), programa onde esta pesquisa foi parte integrante. Para futuras aplicações recomenda-se fortemente a utilização de bambu seco, a forma mais adequada para prevenir possíveis interferências indesejáveis.

Além da coloração, o efluente dos *wetlands*-construídos que contavam com leito de bambu apresentou a formação de espuma esbranquiçada junto ao dispositivo de saída quando o efluente passava por uma pequena queda e conseqüente aeração, outro sinal qualitativo da presença de compostos solúveis, não presentes no afluente, incorporados pela presença dos anéis de bambu verde.

Os valores médios, máximos e mínimos obtidos para a variável cor aparente podem ser verificados na Tabela 6.9.

Tabela 6.9 – Valores de cor aparente obtidos para o sistema de pós-tratamento.

Wetland-construído	Cor aparente (mgPt.L⁻¹)		
	Máximo	Média $\pm$ desvio	Mínimo
Brita + papiro	520	242 $\pm$ 120	56
Brita + mistas	428	201 $\pm$ 78	80
Brita + branco	455	159 $\pm$ 92	54
Bambu + papiro	520	404 $\pm$ 86	254
Bambu + mistas	520	415 $\pm$ 86	206
Bambu + branco	520	385 $\pm$ 88	219

Os valores apresentados identificam claramente a influência do meio suporte na eficiência da obtenção de valores baixos de cor para o efluente tratado no sistema, neste caso, como comentado anteriormente, o meio suporte bambu, que foi utilizado ainda verde, apresentou a dissolução de substâncias no efluente colaborando para o aumento de sua cor. A diferença entre a coloração dos efluentes pode ser visualizada na Figura 6.36.

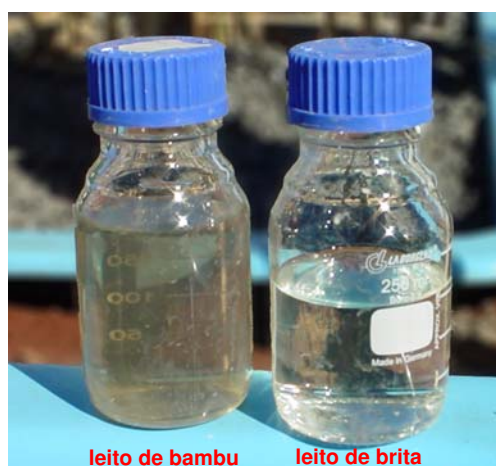


Figura 6.36 – Efluente dos *wetlands*-construídos com leito de bambu e brita em 06/10/2005

A presença de vegetação também contribui para o aumento da cor em valores médios, constatação que pode ser feita comparando-se os valores médios para os tanques vegetados em relação aos tanques sem vegetação (branco).

A contribuição da vegetação quanto aos valores de cor mais altos em relação aos tanques não vegetados conta com duas hipóteses explicativas distintas, uma relacionada à própria presença da vegetação no tanque já que parte dessa vegetação como folhas ou pedaços de raízes podem entrar em processo de decomposição e produção de ácidos húmicos e fúlvicos que conferem coloração às águas. A outra hipótese estaria relacionada ao efeito da evapotranspiração e conseqüente redução na quantidade de água no esgoto, tornando-o mais concentrado em compostos que poderiam fornecer cor à água. Ambas as hipóteses podem ter atuação simultânea no sistema e devem ser mais exploradas em outros experimentos para sua confirmação ou rejeição.

Para a avaliação da contribuição quanto ao efeito da vegetação no parâmetro cor, sugere-se a elaboração de um experimento em condições controladas onde a parte aérea da vegetação fique permanentemente isolada do leito por meio de uma tela, impedindo que folhas mortas se desfaçam junto ao leito, dessa forma permitindo avaliar o efeito da parte subterrânea das plantas no tocante a esse parâmetro. Pode-se também utilizar um *wetland*-construído em escala laboratorial com meio suporte de esferas de vidro ou gel para que a visualização do sistema radicular permita a identificação dos processos envolvidos. Experimentos laboratoriais também são mais facilmente controláveis quanto à quantidade de água perdida pelo sistema possibilitando um refinamento na qualidade das respostas obtidas.

Os resultados encontrados para a turbidez levam à conclusões semelhantes às obtidas para a cor aparente, ou seja, houve uma influência significativa quanto ao tipo de meio suporte utilizado na obtenção dos resultados, com destaque para os tanques preenchidos com brita.

Os resultados quanto à vegetação mostraram-se ambíguos para os casos estudados. Em termos médios para os *wetlands*-construídos preenchidas com leito de bambu, a presença e o tipo de vegetação alteraram pouco os resultados, enquanto que para os *wetlands*-construídos que contavam com leito de brita a presença e o tipo de vegetação tiveram grande influência nos resultados como pode ser visto na Figura 6.37.

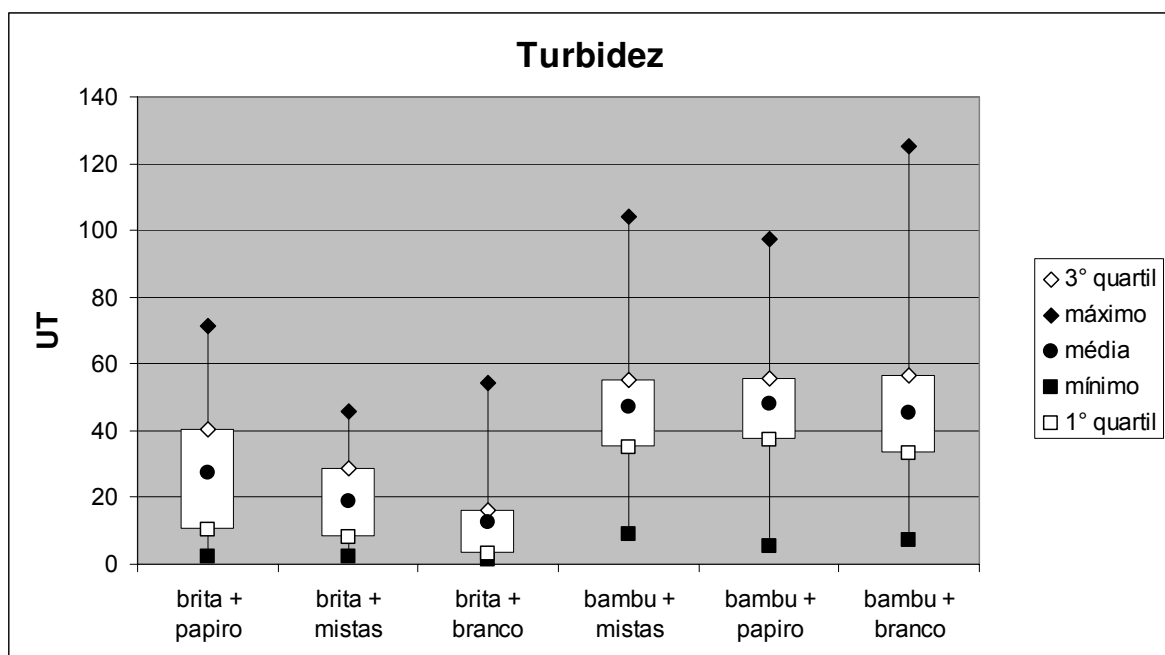


Figura 6.37 – Turbidez para o efluente do sistema de pós-tratamento de esgotos

Para os tanques com leito de brita os melhores resultados quanto à turbidez foram para aquele não vegetado, as hipóteses para explicar tal fato são as mesmas levantadas para o parâmetro cor aparente.

A remoção de turbidez do esgoto, assim como a retenção de sólidos, embora tenha um componente advindo da atuação biológica, pode ser relacionado à capacidade física de filtração do leito empregado. Essa capacidade está relacionada ao índice de vazios (ou porosidade) do leito, quanto menor o índice de vazios, melhor será a retenção de sólidos e conseqüentemente, menor a turbidez da água. O índice de vazios do leito de bambu é bastante superior àquele encontrado para o leito de britas, com maiores espaços vazios a capacidade filtrante do leito é menor. Essa diferença pode ser significativa a ponto de a presença ou não de vegetação no leito de bambu não ser capaz de interferir nos resultados. Além dessa hipótese ainda deve ser ressaltada a utilização de bambu verde como leito, ainda não estável suficiente para ser considerado um meio inerte.

Os valores médios, máximos e mínimos obtidos para a turbidez podem ser verificados na Tabela 6.10.

Tabela 6.10 – Valores de turbidez obtidos para o sistema de pós-tratamento.

Wetlands- construídos	Turbidez (UNT)		
	Máximo	Média $\pm$ desvio	Mínimo
Brita + papiro	71,5	27,5 $\pm$ 18,7	2,3
Brita + mistas	45,9	19,0 $\pm$ 12,5	2,1
Brita + branco	54,2	12,5 $\pm$ 12,4	1,3
Bambu + papiro	104,0	47,1 $\pm$ 17,3	9,0
Bambu + mistas	97,4	48,1 $\pm$ 17,8	5,3
Bambu + branco	125,0	45,3 $\pm$ 19,6	7,2

Os valores de turbidez junto à entrada do sistema de *wetlands*-construídos foram obtidos para um pequeno conjunto de amostras, desta forma, uma estimativa sem significância estatística relevante pode ser obtida. O intervalo de tempo no qual ocorreu o acompanhamento da turbidez junto à entrada dos tanques foi de 15 a 19 de agosto de 2005. Para as amostras coletadas os valores médios de turbidez são organizados na Tabela 6.11.

Tabela 6.11 – Valores de turbidez obtidos para o sistema de pós-tratamento entre 15 e 19 de agosto de 2005.

Wetlands- construídos	Turbidez (UNT) – 15 a 19 de agosto de 2005			
	Máximo	Média $\pm$ desvio	Mínimo	Eficiência* (%)
Entrada das <i>wetlands</i>	31,9	26,0 $\pm$ 7,9	17,0	
Brita + papiro	11,8	9,1 $\pm$ 2,8	6,3	62,6 $\pm$ 15,9
Brita + mistas	3,4	3,0 $\pm$ 0,4	2,7	87,8 $\pm$ 3,5
Brita + branco	2,0	1,7 $\pm$ 0,4	1,3	93,3 $\pm$ 0,8
Bambu + papiro	65,0	55,1 $\pm$ 13,3	40,0	-136,4 $\pm$ 128,9
Bambu + mistas	90	82,3 $\pm$ 9,3	71,9	-249,3 $\pm$ 159,6
Bambu + branco	<i>não avaliado</i>			

* sem significância estatística

Os valores obtidos para uma pequena amostra no intervalo de tempo pesquisado refletem o melhor desempenho quanto a eficiência de remoção de turbidez para os *wetlands*-construídos com leito de brita. Enquanto para os tanques com leito de brita ocorreu a redução nos valores de turbidez com relação ao encontrado na entrada, nos tanques com leito de bambu ocorreu o inverso denotando a piora na qualidade do efluente para o limitado universo amostral considerado. Não obstante em ser um resultado conclusivo e estatisticamente significativo, o fato confirma as observações realizadas a partir do conjunto completo dos dados quando à importância do meio suporte na obtenção de valores baixos de turbidez para as condições impostas ao sistema pela presente pesquisa.

Quanto à vegetação, ressalta-se que as análises não levaram em conta a variação na vazão da saída ocasionada pela perda de água do sistema por evapotranspiração e incorporação. A utilização de TDH maiores ou mudança do tipo de leito utilizado podem interferir significativamente nos resultados obtidos.

6.4.6 Oxigênio dissolvido

Uma das grandes preocupações quanto ao uso de reatores anaeróbios para o tratamento de efluentes é a ausência de oxigênio dissolvido no esgoto tratado, exigindo sua aeração antes do lançamento final.

A capacidade da vegetação presente nos *wetlands*-construídos em auxiliar nessa aeração ainda é bastante discutida no meio acadêmico, sem a ocorrência de um consenso.

Para o sistema de *wetlands*-construídos empregado no presente estudo, os dados referentes às concentrações de oxigênio dissolvido podem ser observados na Tabela 6.12.

A representação gráfica dos valores obtidos durante todo o tempo de acompanhamento do sistema podem ser observadas na Figura 6.38.

Os valores extremos obtidos para a concentração de oxigênio dissolvido nos efluentes das diversas unidades do sistema de pós-tratamento aconteceram para o *wetland*-

construído com leito de brita e sem vegetação, com uma ocorrência de oxigênio próximo a zero e outra de 7,1 mg.L⁻¹.

Tabela 6.12 – Valores de concentrações de oxigênio dissolvido nos efluentes das diversas unidades do sistema de pós-tratamento.

Valores	Wetlands-construídos – Oxigênio Dissolvido (mg O ₂ .L ⁻¹)					
	Brita			Bambu		
	<i>papiro</i>	<i>mistas</i>	<i>branco</i>	<i>papiro</i>	<i>mistas</i>	<i>branco</i>
Média	3,3	2,5	2,7	1,8	1,8	1,4
Desvio	1,3	1,3	1,5	0,9	0,8	0,8

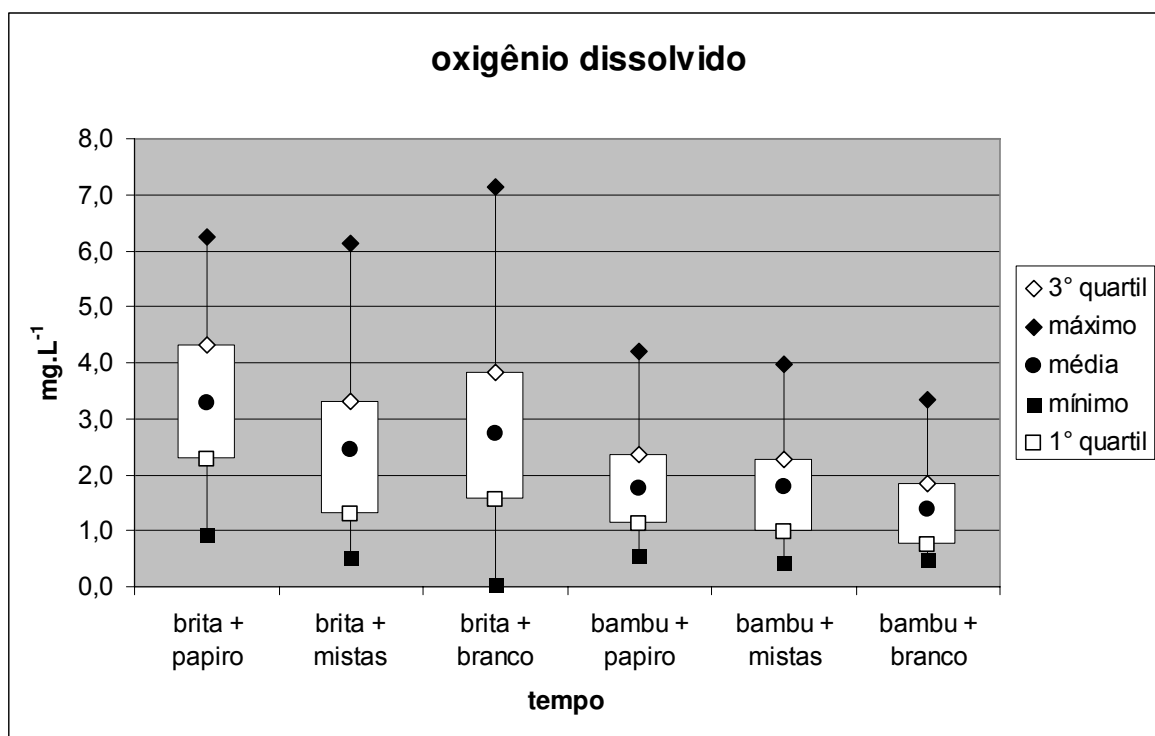


Figura 6.38 – Concentração de oxigênio dissolvido para os efluentes das diversas unidades do sistema de pós-tratamento de esgotos

Os resultados obtidos indicam que existe influência do conjunto “meio suporte X vegetação” na obtenção de concentrações maiores de oxigênio, com destaque para os tanques com leito de brita onde os valores alcançados foram, em média 40% superiores àqueles encontrados para os tanques com leito de bambu.

Observando-se somente os tanques com leito de bambu, existe a indicação que a presença de vegetação auxilia a melhoria da taxa de oxigenação do sistema, embora esse aumento seja pequeno. Já a observação dos *wetlands*-construídos com leito de brita os resultados médios mostram-se inconclusivos a respeito da importância da vegetação já que os valores médios obtidos para o leito não vegetado superam aqueles obtidos para o leito vegetado com plantas mistas, embora o leito vegetado com papiro ultrapasse significativamente os resultados médios alcançados para todos os demais.

Parte da concentração de oxigênio encontrada nas amostras pode ser devida ao sistema de distribuição e aos dispositivos de entrada do esgoto nos *wetlands*-construídos. O sistema de distribuição recebia o esgoto tratado pelo reator compartimentado em um conjunto de reservatórios para que seja distribuído entre todo o sistema de *wetlands*-construídos em operação no campus experimental da FEAGRI/Unicamp. Assim que o esgoto chegava aos tanques, sofria uma pequena queda de alguns centímetros no interior do tanque possibilitando uma pequena aeração. Ação semelhante ocorre no sistema de alimentação das *wetlands* previamente descrito no capítulo 5.

6.4.7 pH, condutividade, alcalinidade e ácidos orgânicos

O esgoto produzido na Faculdade de Engenharia Agrícola da Unicamp tem algumas características diferentes dos esgotos domésticos tradicionais, dentre elas o pH que, em relação aos valores médios, situa-se em condição mais alcalina que o esperado para um esgoto doméstico.

Os valores de pH para o sistema de tratamento global de tratamento de efluentes, com raras exceções, manteve-se acima de 7,0 por todo o tempo de acompanhamento do sistema. O valor mínimo registrado foi de 6,11 em 06 de março de 2006 e aconteceu no *wetland*-construído vegetado com papiro em leito de brita.

Os valores obtidos para o pH podem ser visualizados na Figura 6.39.

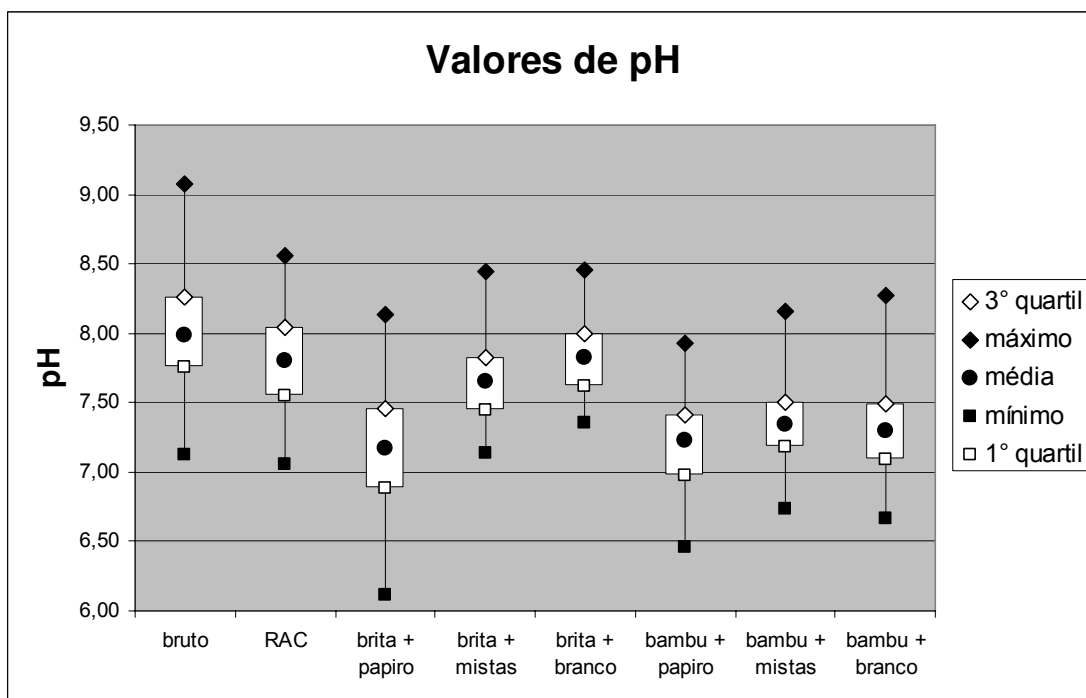


Figura 6.39 – Valores de pH para o sistema global de tratamento de efluentes

O leito de brita pode ser considerado como praticamente inerte quanto a alterações nos valores de pH, fato confirmado pela comparação entre os valores obtidos para o efluente ao RAC e a saída do *wetland*-construído com leito de brita e não vegetado, mantidos, em valores médios, praticamente idênticos.

Os *wetlands*-construídos com leito de brita e vegetados tiveram valores médios ligeiramente mais neutros que os encontrados para o leito não vegetado, indicando que a vegetação exerce um papel na redução do pH.

Os valores médios mais próximos ao pH neutro foram registrados para ambos os tanques vegetados com papiro, embora toda a linha de tanques com leito de bambu tenha apresentado também valores médios ligeiramente mais neutros que os demais denotando que o bambu, da forma que foi utilizado não pode ser encarado como um meio-suporte inerte, tendo ação na mudança nos valores de pH.

O comportamento dos *wetlands*-construídos em relação ao efluente do RAC quanto ao pH para os últimos 250 dias de acompanhamento pode ser verificado na Figura 6.40.

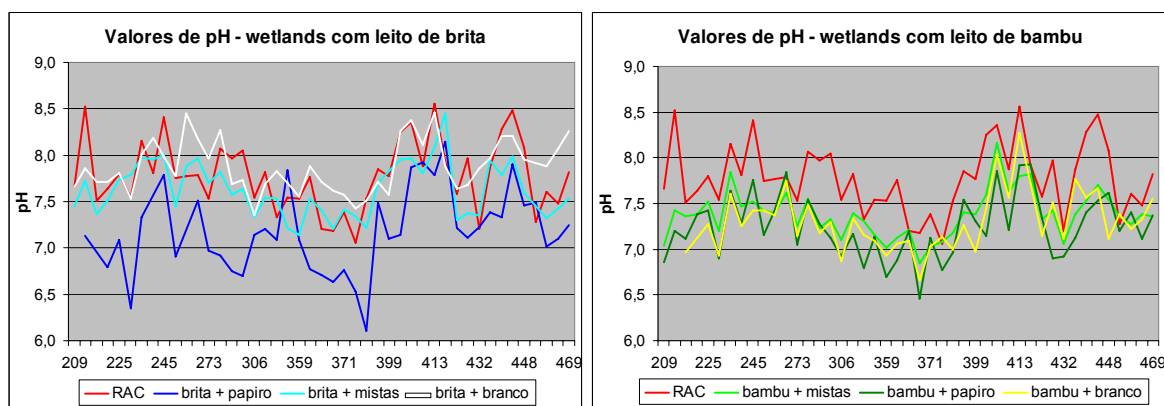


Figura 6.40 – Comportamento do pH para o sistema global de tratamento de efluentes

A análise dos dados referentes ao valor de pH revelou que existe uma relação forte entre as combinações “meio suporte X vegetação” e os valores de pH obtidos e essa relação é responsável por explicar aproximadamente 39% de toda a variabilidade relativa ao pH.

A partir de um modelo de regressão ajustado aos dados, após descarte de dados estatisticamente discrepantes, verifica-se que a ausência de vegetação aumenta, em média, cerca de 0,25 os valores do pH enquanto que, quando vegetados com papiro ocorre a redução, em média, de cerca de 0,38 para os valores absolutos de pH, aproximando-os do valor neutro, indicando que para o pH tanto o leito quanto a vegetação têm influencia significativa nos resultados.

Quanto aos tanques vegetados com plantas mistas, ocorreu a redução do valor de pH em cerca de 0,08, em média, em direção à neutralidade, mas esse resultado não é estatisticamente significativo.

No caso de sistemas de *wetlands*-construídos a interferência do pH na vegetação é similar àquela que ocorre em sistemas de cultura hidropônica, em especial quando da utilização de meio suporte bastante poroso, já que o que ocorre é o crescimento das plantas em uma solução nutritiva de esgoto.

Valores de pH menores que 4,0 ou acima de 9,0 afetam o crescimento radicular já que existe uma ação direta dos íons H^+ ou OH^- sobre as membranas das células das raízes. Baixos valores de pH acarretam interferência na integridade e permeabilidade das membranas celulares retardando o crescimento das raízes, permitindo a perda de nutrientes já absorvidos e dificultando o crescimento satisfatório. Já para valores elevados de pH, há evidências de alteração na estrutura de vacúolos e paredes

celulares e da alteração na solubilidade de nutrientes como a precipitação de cálcio, fósforo, ferro e manganês (ANDRADE NETO et al, 2002).

Para sistemas de tratamento que utilizam o processo anaeróbio, além do pH, a alcalinidade é um parâmetro de controle de grande importância ao sistema já que é responsável pela estabilidade do metabolismo anaeróbio frente às quedas de pH provocadas pela geração dos ácidos orgânicos, compostos intermediários formados no processo. O acompanhamento da alcalinidade também foi feito para o sistema de pós-tratamento conforme ilustrado na Figura 6.41.

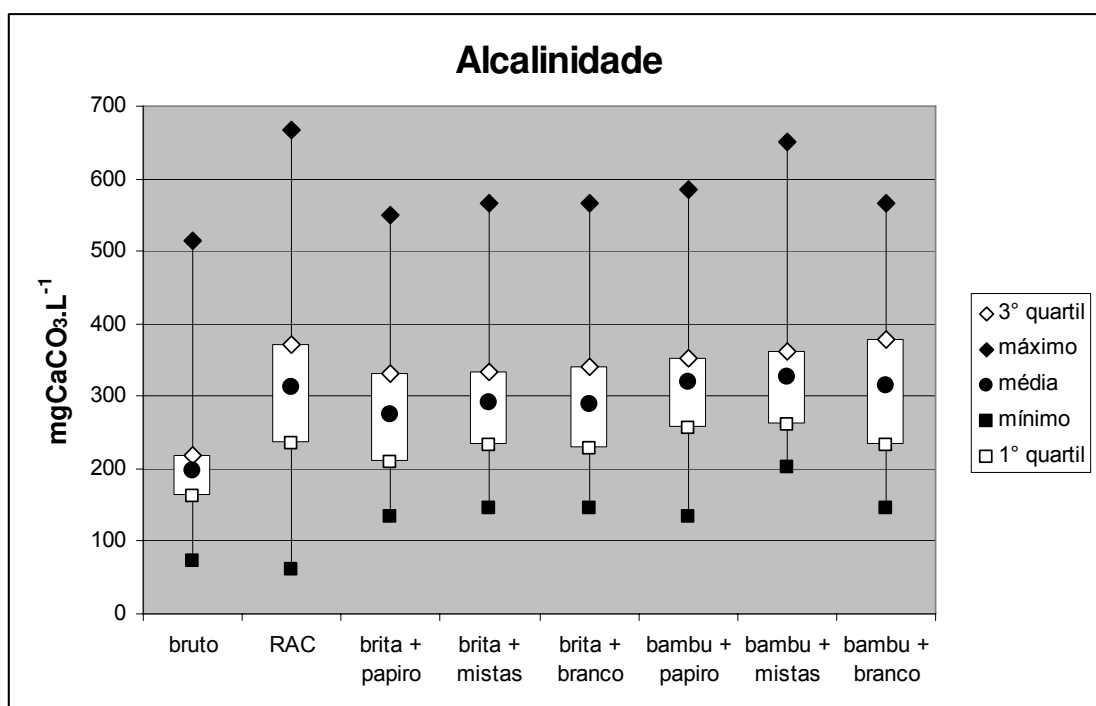


Figura 6.41 – Valores de alcalinidade para o sistema global de tratamento de efluentes

Não foi encontrada variação significativa dos valores de alcalinidade em relação àqueles obtidos para o esgoto tratado pelo reator compartimentado anaeróbio. A comparação entre os *wetlands*-construídos mostra uma pequena variação, em termos médios, ocorrida entre os tanques sem interferência significativa quanto ao tipo de meio suporte ou vegetação utilizado.

Os valores médios obtidos para o sistema de tratamento global podem ser verificados na Tabela 6.13.

Tabela 6.13 – Valores de alcalinidade nos diversos efluentes coletados ao longo do sistema de tratamento.

Valores	Alcalinidade (mg CaCO ₃ .L ⁻¹)							
	<i>bruto</i>	<i>RAC</i>	<i>Brita</i>			<i>Bambu</i>		
			<i>papiro</i>	<i>mistas</i>	<i>branco</i>	<i>papiro</i>	<i>mistas</i>	<i>branco</i>
Média	197	312	276	290	289	320	326	315
Desvio	68	107	93	89	99	99	109	105

Assim como para alcalinidade, para os valores obtidos quanto à concentração de ácidos orgânicos também não ocorreu resposta diferenciada, em valores médios, para o comportamento dos *wetlands*-construídos com relação ao tipo de vegetação ou meio suporte utilizado, não apresentando diferença estatística quando comparados pelo teste-t para médias ($\alpha = 0,05$).

Quando o mesmo tipo de comparação é realizado entre o afluente e o efluente de cada um dos *wetlands*-construídos percebe-se a existência de diferença estatisticamente significativa entre as médias indicando que os *wetlands*-construídos removem parcela dos ácidos gerados no reator compartimentado.

Os dados encontrados para os ácidos orgânicos podem ser visualizados na Figura 6.42. Já na Tabela 6.14 são apresentados os resultados médios das eficiências no consumo de ácidos orgânicos pelo sistema de pós-tratamento.

Apesar dos valores de concentração de saída serem considerados estatisticamente idênticos, os valores de eficiência se mostraram com alguma variação quando às médias são comparadas, com ligeira vantagem para o sistema com leito de brita e para os sistemas vegetados em relação ao sistema não vegetado quando comparado o mesmo tipo de leito.

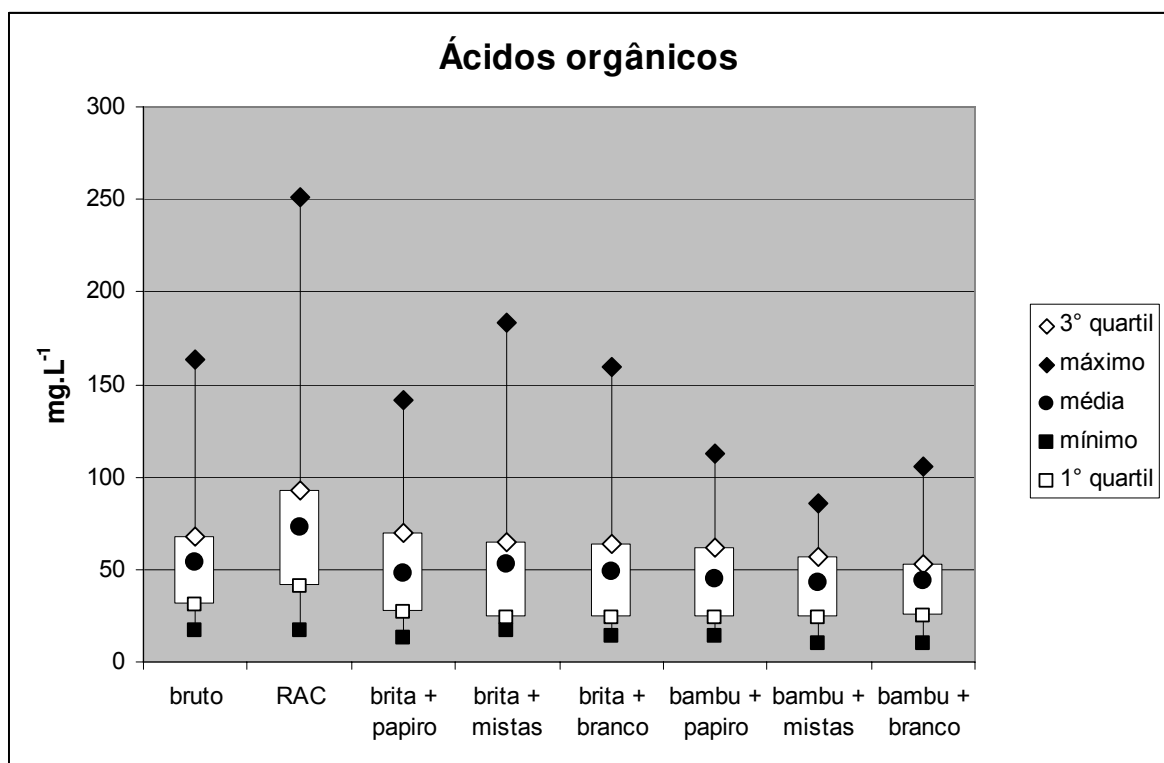


Figura 6.42 – Concentração de ácidos orgânicos nos efluentes coletados no sistema global de tratamento

Tabela 6.14 – Eficiência de remoção de ácidos orgânicos, em termos de concentração, para os efluentes das unidades do sistema de pós-tratamento.

Valores	Eficiência de remoção (%)					
	<i>Brita</i>			<i>Bambu</i>		
	<i>papiro</i>	<i>mistas</i>	<i>Branco</i>	<i>papiro</i>	<i>mistas</i>	<i>branco</i>
Média	25	23	13	11	13	3
Desvio	27	38	27	31	34	54

O teste-t para comparação das médias a partir das eficiências de remoção quando aplicado aos valores de eficiência também indica que as médias de todos os resultados podem ser consideradas estatisticamente não diferentes ($\alpha = 0,05$) apesar das variações aparentes.

Assim como para os ácidos orgânicos, os valores de condutividade não são significativamente afetados pela ação dos *wetlands*-construídos. Os valores obtidos para a condutividade das águas nos pontos de amostragem podem ser visualizados na Figura 6.43.

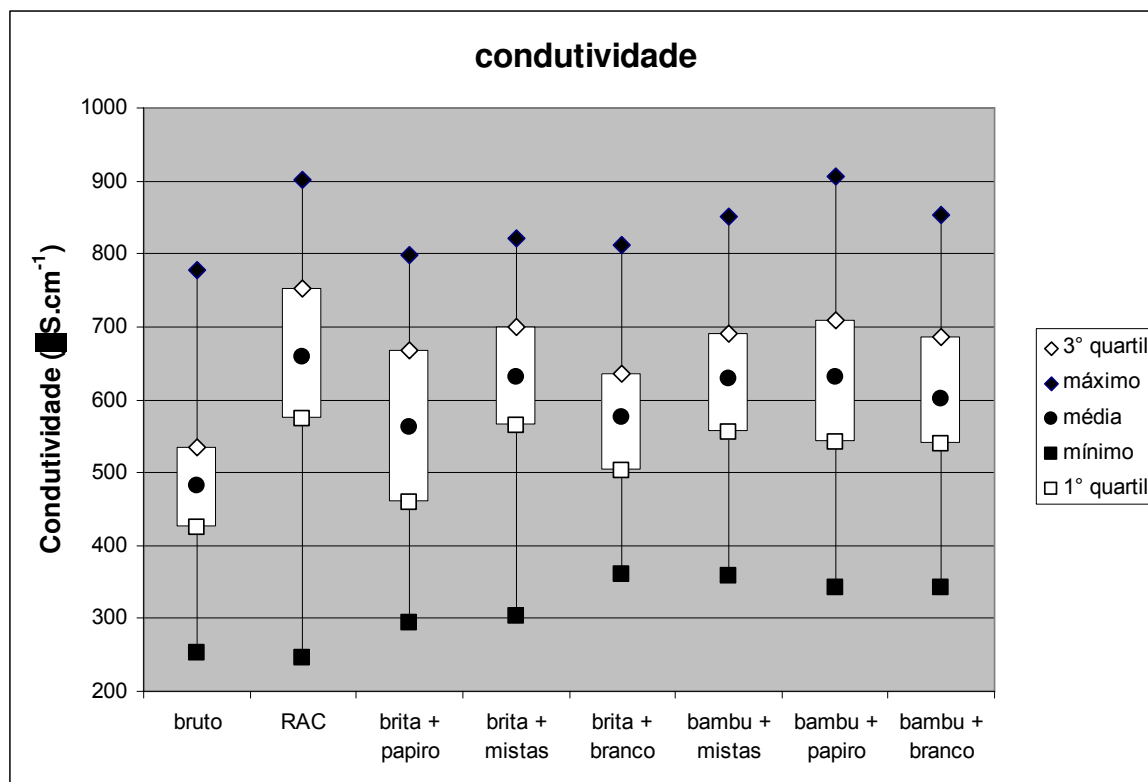


Figura 6.43 – Valores de condutividade verificados nos pontos de amostragem

Os valores das médias e os desvios-padrão para a condutividade podem ser observados na tabela 6.15.

Submetidos a testes estatísticos de comparação de médias (teste-t com $\alpha = 5\%$), os valores encontrados para a saída do sistema são considerados estatisticamente idênticos àqueles do afluente ao sistema de tratamento para todos os tanques vegetados com exceção do *wetland*-construído com leito de brita e vegetado com papiro. Os tanques não vegetados também proporcionam variação nos valores de condutividade estatisticamente significantes.

Tabela 6.15 – valores médios de condutividade nos pontos de amostragem

Valores	Condutividade ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)							
	Esgoto bruto	RAC	Brita			Bambu		
			papiro	mistas	branco	papiro	mistas	branco
Média	482	659	561	630	576	629	632	601
Desvio	99	144	125	103	104	104	122	115
Máximo	777	901	799	822	813	851	907	854
Mínimo	253	245	295	303	361	359	343	341

No caso do *wetland*-construído com leito de brita e vegetado com papiro a variação média na condutividade proporcionada pelo sistema foi de 10,7% sob a forma de redução nos valores de entrada. Já para os tanques não vegetados, houve uma redução média nos valores de condutividade de 6,5% para o tanque de brita com relação ao esgoto afluente e um aumento médio de 2,8% nos valores de condutividade para o tanque com leito de bambu.

A condutividade elétrica é diretamente proporcional à quantidade de sais que uma solução contém e possui reflexos diretos na capacidade de crescimento da vegetação especialmente quando solo é utilizado como leito para sistema de *wetlands*-construídos ou quando a água tratada é utilizada para irrigação já que os sais contidos no esgoto podem se acumular no solo.

Os dados indicam que a influência do fenômeno da evapotranspiração não alterou significativamente a concentração de sais no efluente tratado pelos *wetlands*-construídos nas suas várias configurações. Isso pode parecer um resultado não concordante com o esperado, ou seja, o processo de evapotranspiração diminuiria a volume de água e conseqüentemente aumentaria a concentração de sais e por conseqüência a condutividade. Também a mineralização dos compostos orgânicos presentes no esgoto seria um fator contribuinte para este aumento. Contudo o não aumento significativo da condutividade tem como uma das prováveis causas a absorção/utilização de cátions e ânions pela vegetação durante sua atividades metabólicas, como por exemplo o fosfato, íon amônio, e precipitação de sais de fosfato.

As concentrações ideais e os limites de salinidade, e conseqüentemente de condutividade, permitidos para o esgoto tratado dependem do tipo de vegetação utilizado no sistema de tratamento ou na cultura irrigada já que a tolerância às concentrações salinas varia consideravelmente de espécie para espécie e a capacidade de retenção de sais também é função do tipo de solo irrigado.

6.4.8 Nutrientes

São diversas as configurações possíveis de sistemas de *wetlands*-construídos, como ressaltado no item 4, cada qual projetada para trabalhar em condições diversas e com objetivos parcialmente distintos. Algumas configurações são submetidas a regimes predominantemente aeróbios, outras a regimes anaeróbios ou anóxicos. O processo predominante tem influência direta no tipo de composto mais facilmente removido. Existem formas adequadas de projeto do sistema de *wetlands*-construídos quando o objetivo principal é, por exemplo, a remoção de nutrientes, especialmente os compostos nitrogenados, com a utilização da seqüência de processos anaeróbio, aeróbio e anóxico.

Os processos envolvidos no tratamento de efluentes por *wetlands*-construídos de fluxo vertical são predominantemente aeróbios, característica devida, principalmente, à aplicação de esgoto de forma intermitente proporcionando a cada ciclo de esvaziamento do leito o contato de ar atmosférico com os microrganismos presentes no leito. Já os *wetlands*-construídos de fluxo horizontal, o fluxo contínuo e a saturação permanente do leito dificultam a penetração de ar atmosférico nos interstícios do meio suporte, embora uma porção de oxigênio possa ser transferida ao meio líquido pelas raízes das plantas.

Para a remoção específica de fósforo, o tipo de vegetação e a composição química do material suporte podem ter interferência significativa. Os processos de remoção incluem a precipitação química, a adsorção, a assimilação pelos vegetais e biofilme. Além disso o fósforo solúvel é facilmente absorvido pelos sistemas radiculares da vegetação, em contrapartida, a fração pouco solúvel pode associar-se ao ferro, ao alumínio e ao cálcio, dificultando sua assimilação pelas plantas e pelos microrganismos. (SOUZA et al 2004)

Os resultados obtidos para as concentrações de fósforo ao longo do sistema de tratamento utilizado podem ser visualizados na Tabela 6.16.

Tabela 6.16 – Concentração média de fósforo observada ao longo do sistema de tratamento.

	Fósforo total (mg.L ⁻¹)							
	<i>bruto</i>	<i>RAC</i>	<i>Brita</i>			<i>Bambu</i>		
			<i>papiro</i>	<i>mistas</i>	<i>branco</i>	<i>papiro</i>	<i>mistas</i>	<i>branco</i>
Média	7,4	7,5	5,7	7,3	7,3	7,0	7,0	7,5
Desvio	2,4	2,6	2,9	2,0	1,7	1,5	1,5	1,9

Realizando-se comparação de médias por teste-t ($\alpha = 0,05$) entre as concentrações de fósforo total para a entrada e as saídas dos diversos *wetlands-construídos*, verifica-se que o tanque com meio-suporte de brita e vegetado com papiro é o único onde as médias de entrada e saída não podem ser estatisticamente consideradas idênticas. Fato que indica a capacidade real do conjunto “brita x papiro” na remoção de fósforo do esgoto.

Uma melhor análise pode ser efetuada observando-se a Figura 6.44 onde são apresentados os valores referentes à remoção de fósforo, em concentração, para os *wetlands-construídos*.

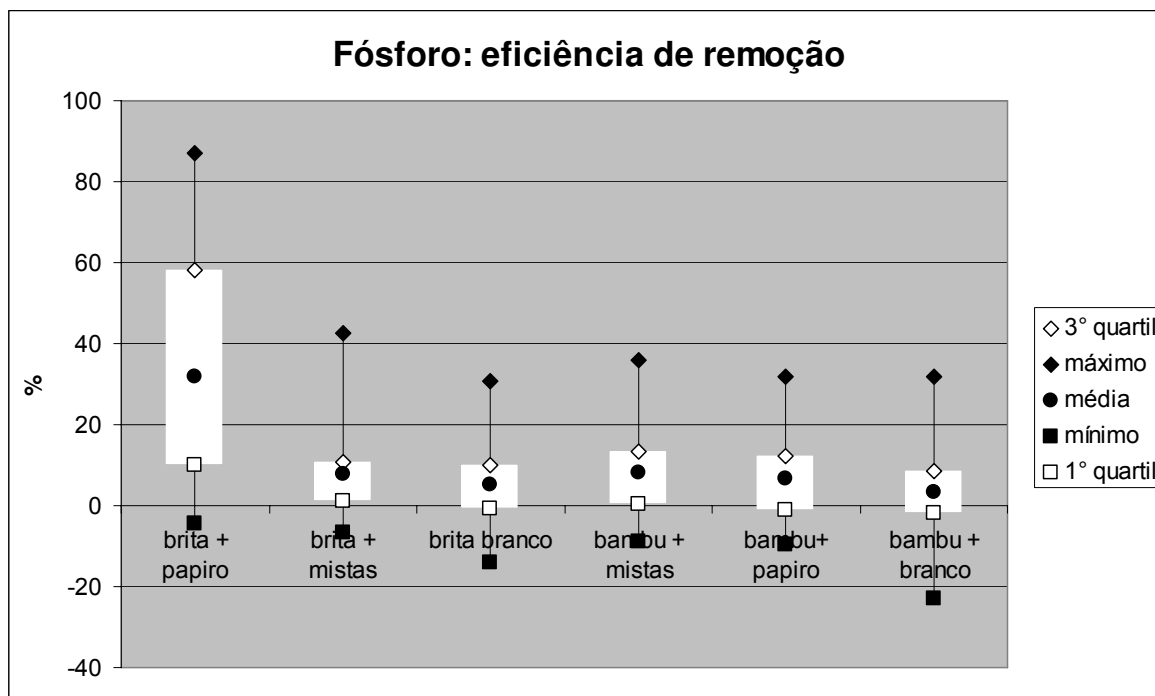


Figura 6.44 – Eficiência de remoção de fósforo total nas unidades do sistema de pós-tratamento de efluentes

Aplicando-se o teste ANOVA aos dados referentes à remoção de fósforo total, em concentração, para os *wetlands*-construídos verifica-se a indicação que existe uma relação entre as combinações “meio-suporte X vegetação” e a eficiência relativa de remoção de fósforo. Essa relação é responsável por aproximadamente 23% de toda a variabilidade da eficiência ocorrida.

Fazendo-se uma análise de regressão, o modelo ajustado indica que apenas a presença do papiro exerce um papel importante na eficiência de remoção de fósforo, cerca de 12,37 pontos percentuais, em média, na eficiência de remoção. A utilização das plantas mistas melhora a eficiência, em média, em 3,3 pontos percentuais, mas esse valor não é estatisticamente significativo.

Analisando-se a contribuição do meio-suporte, a utilização de brita causa algum impacto na redução do fósforo no esgoto tendo uma eficiência relativa de cerca de 7,9%, em média, quando comparado ao uso do bambu, mas este incremento não é considerado estatisticamente significativo.

Os valores encontrados para cada um dos *wetlands*-construídos para a remoção de fósforo, em concentração, são apresentados na Tabela 6.17.

Tabela 6.17 – Eficiência de remoção de fósforo total, em termos de concentração, para o sistema de pós-tratamento.

Valor	Eficiência de remoção (%)					
	<i>papiro</i>	<i>Brita mistas</i>	<i>branco</i>	<i>papiro</i>	<i>Bambu mistas</i>	<i>branco</i>
Média	27,7	7,9	5,1	8,3	5,6	3,4
Desvio	30,4	12,8	12,0	13,3	11,4	16,1
Máximo	87,1	42,5	30,8	36,0	31,8	32,0
Mínimo	-4,4	-6,8	-14,3	-8,7	-9,6	-22,8

A verificação das médias deixa claro que a melhor eficiência para a remoção de fósforo total acontece no *wetland*-construído de leito de brita e vegetado com papiro,

confirmando a interferência do conjunto “meio-suporte X vegetação” no comportamento do sistema.

Ressalta-se que a análise foi realizada tendo como base os dados referentes às concentrações de fósforo no efluente, não levando em conta a perda de água pelo sistema vegetado o que subestima a real eficiência do sistema quanto a capacidade de remoção dos compostos de interesse.

Além do fósforo, os compostos nitrogenados situam-se entre os nutrientes mais importantes para o crescimento e desenvolvimento de vegetais sendo requeridos em quantidades superiores às exigidas para os demais nutrientes e, de forma análoga ao fósforo, a remoção de compostos nitrogenados dos esgotos é uma dificuldade adicional a ser enfrentada pelos sistemas de tratamento de efluentes.

O nitrogênio que provém dos esgotos, assim como o fósforo, apesar de considerados grandes problemas, podem também ser considerados os compostos que mais facilmente agregarão valor às águas residuárias. Sob a visão do saneamento ecológico, esses compostos são facilmente disponíveis para as plantas, especialmente o nitrato e o nitrogênio amoniacal que, aliado às diminutas reservas de fósforo mineral existentes no mundo, podem ser explorados como fertilizante desde que tomados alguns cuidados quanto à segurança sanitária das culturas aos quais serão destinados. A irrigação com esgotos tratados e o aproveitamento dos nutrientes tanto do esgoto tratado como da urina humana pré-tratada é uma realidade crescente no meio acadêmico que deve vencer alguns paradigmas culturais para que seja largamente difundida e utilizada como prática agrícola. A remoção de grandes quantidades de nutrientes do esgoto pode não ser interessante quando o objetivo do tratamento é o reúso agrícola.

Eficiências de remoção de nitrogênio acima de 85% podem ser alcançadas pela utilização de sistemas de pós-tratamento por reatores tipo *wetland*-construído de fluxo vertical (KANTAWANICHKUL *et al.*, 1999), bastante superiores às alcançadas quando da utilização de *wetlands*-construídos de fluxo horizontal, 30% a 50% segundo Laber *et al.* (1997). Como mencionado anteriormente, quando se deseja a remoção de compostos nitrogenados do esgoto pelo sistema de *wetlands*-construídos deve-se lançar mão da elaboração de projeto específico a esse fim, considerando regiões com processos anaeróbios seguidas de regiões com processos anóxicos. A máxima eficiência de remoção de N, portanto, poderá ser atingida em sistemas mistos ou

compostos, onde o sistema de fluxo vertical pode ser utilizado para a nitrificação e o de fluxo horizontal para a desnitrificação.

A remoção de nutrientes não foi o alvo principal do sistema utilizado para o presente trabalho, um sistema de *wetlands*-construídos com escoamento horizontal subsuperficial com predominância de áreas anaeróbias e anóxicas por concepção. Além disso, os reduzidos TDH utilizados no presente trabalho dificultam o processo de remoção de compostos nitrogenados.

Os resultados obtidos para o nitrogênio orgânico podem ser observados na Tabela 6.18.

Tabela 6.18 – Concentração de nitrogênio orgânico observada nas amostras coletadas ao longo do sistema de tratamento.

Valor	Nitrogênio orgânico (mg.L ⁻¹)							
	<i>bruto</i>	<i>RAC</i>	<i>Brita</i>			<i>Bambu</i>		
			<i>papiro</i>	<i>mistas</i>	<i>branco</i>	<i>papiro</i>	<i>mistas</i>	<i>branco</i>
Média	7,0	4,8	4,3	4,2	2,8	4,5	4,6	2,4
Desvio	4,4	5,3	4,2	4,7	2,7	7,4	6,8	1,8

Apesar dos resultados médios indicarem melhor eficiência para os tanques não vegetados, a verificação estatística realizada a partir do teste-t ($\alpha = 0,05$) para as médias, comparando o valor da concentração de entrada ao valor da concentração da saída indica que não existe diferença estatisticamente significativa entre os resultados.

Como os resultados são baseados nas concentrações, o fato dos tanques não vegetados apresentarem resultados menores para o nitrogênio pode ser advindo da diferentes taxas de perda de água por evaporação e evapotranspiração entre os tanques. Ressalta-se que a vegetação nos tanques necessita de nutrientes para seu desenvolvimento, e como a biomassa-vegetal gerada pelo sistema foi significativa, acredita-se que em uma análise mais detalhada que venha a ser realizada para os compostos de nitrogênio e fósforo em efluentes tratados por sistemas de *wetlands*-construídos, as remoções sejam bastante significativas.

Para o nitrogênio orgânico, a variação na eficiência de remoção obtida para cada um dos *wetlands*-construídos é ilustrada na Figura 6.45.

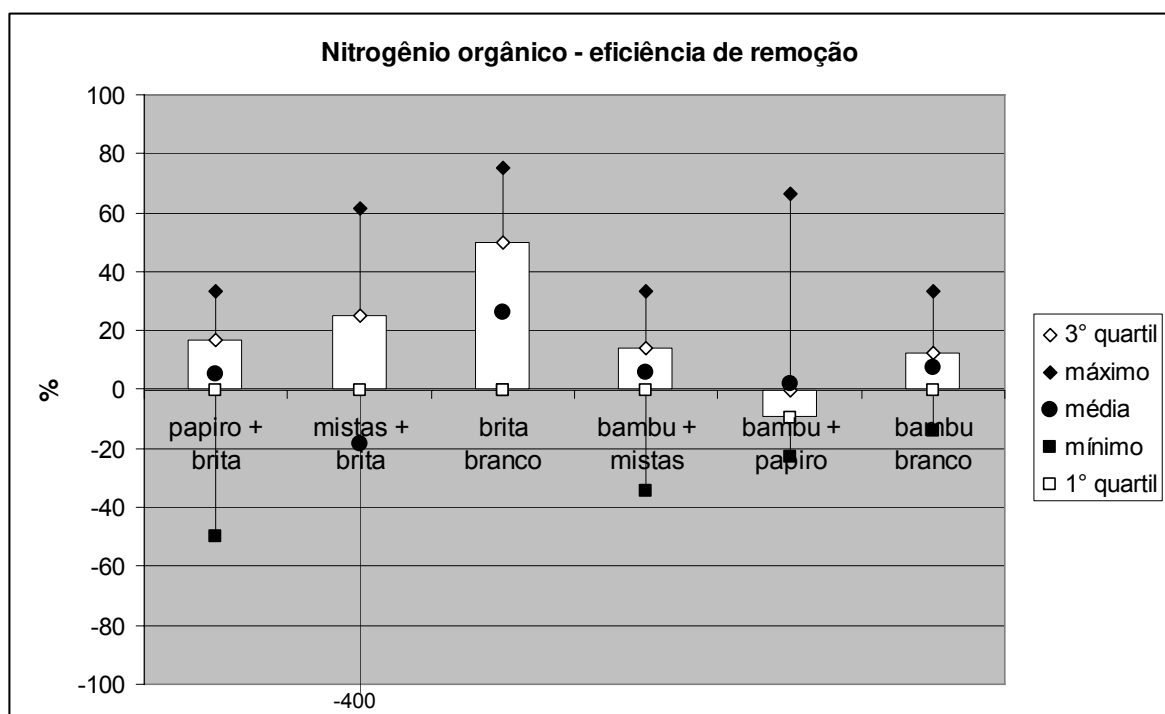


Figura 6.45 – Eficiência de remoção de nitrogênio orgânico nas unidades do sistema de pós-tratamento de efluentes

Problemas analíticos ocorreram durante a execução de algumas das verificações laboratoriais de nitrogênio orgânico o que torna os resultados frágeis devido a baixa confiabilidade.

Os dados referentes ao nitrogênio amoniacal podem ser vistos na Tabela 6.19.

Tabela 6.19 – Concentração média de nitrogênio amoniacal observada ao longo do sistema de tratamento.

Valor	Nitrogênio amoniacal (mg.L ⁻¹)							
	bruto	RAC	Brita			Bambu		
			papiro	mistas	branco	papiro	mistas	branco
Média	48,1	101,1	85,4	100,7	90,9	107,3	116,0	105,9
Desvio	27,3	76,0	47,3	52,0	57,8	64,2	77,2	66,9

Apesar dos dados médios contidos na Tabela 6.19 apresentarem diferenças aparentes, a aplicação do teste-t ($\alpha = 0,05$) aos dados de concentração de nitrogênio amoniacal no esgoto afluente e efluente a cada um dos *wetlands*-construídos indicou que o sistema de pós-tratamento não é estatisticamente efetivo na remoção desse composto para as condições de trabalho impostas, já que as concentrações médias de entrada e saída podem ser consideradas estatisticamente não diferentes. Ressalta-se que para esta avaliação não foi levada em conta a perda de água por evapotranspiração.

A variação dos resultados obtidos para a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal pode ser verificada na Figura 6.46.

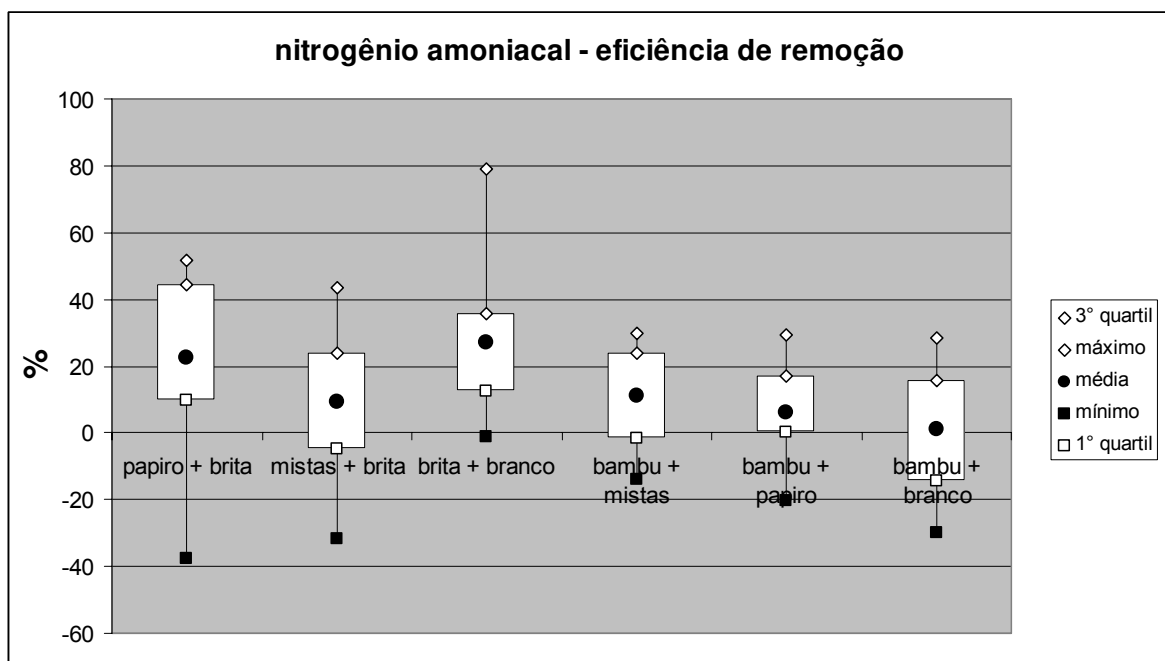


Figura 6.46 – Remoção de nitrogênio amoniacal nas unidades do sistema de pós-tratamento de efluentes

Os resultados indicam que houve variação para todos os *wetlands*-construídos entre a produção e o consumo de nitrogênio amoniacal ao longo do tempo, caracterizando, em parte, um sistema instável quanto a esse parâmetro. Parte da variação encontrada é reflexo das flutuações causadas pelo reator compartimentado e pela própria variação das concentrações desse parâmetro no esgoto bruto que não pôde ser amortecida pelo sistema de pós-tratamento.

Quando o sistema de tratamento é avaliado em seu conjunto verifica-se que existe a produção de nitrogênio amoniacal no reator compartimentado e, como verificado pelo teste-t, via de regra esse parâmetro não é significativamente afetado pelas *wetlands* e

quando da ocorrência de variação no sistema de pós-tratamento, como esperado, essa variação é no sentido de consumo de nitrogênio amoniacal.

Apesar do resultado obtido pelo teste-t, a observação da Figura 6.46 indica melhores resultados de remoção para os tanques com leito de brita em relação àqueles com leito de bambu, e entre os tanques de brita destaca-se o vegetado com papiro e o tanque sem vegetação.

Os resultados médios para a variação da concentração de nitrogênio amoniacal, tomando como referência o esgoto bruto, são resumidos na Tabela 6.20

Tabela 6.20 – eficiência global de remoção de nitrogênio amoniacal ao longo do sistema de tratamento a partir do esgoto bruto

Valor	Nitrogênio amoniacal (%)						
	<i>RAC</i>	<i>papiro</i>	<i>Brita mistas</i>	<i>branco</i>	<i>papiro</i>	<i>Bambu mistas</i>	<i>branco</i>
Média	-117,1	-82,7	-122,2	-81,2	-138,8	-148,8	-158,2
Desvio	104,2	66,3	97,5	62,4	99,1	118,9	112,5

Assim como o nitrogênio amoniacal, os resultados obtidos para nitrito acompanham a tendência dos compostos nitrogenados já citados quando submetidos ao teste-t para comparação de médias entre a entrada e a saída dos tanques, os resultados indicam que as médias podem ser consideradas idênticas com grau de significância de 5% embora exista uma variação considerável entre os valores obtidos como pode ser visualizado na Figura 6.47.

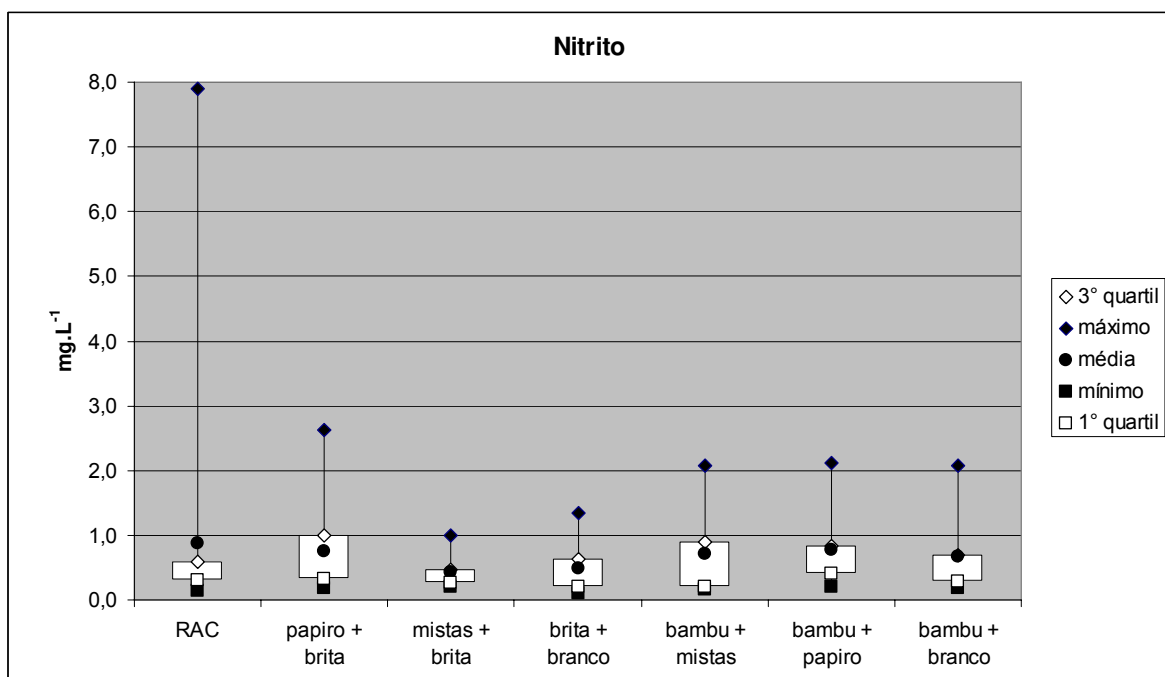


Figura 6.47 – Concentração de nitrito verificada nos pontos de amostragem

O valor médio da concentração de nitrito para o esgoto bruto pode ser observado na Tabela 6.21.

Tabela 6.21 – Concentração média de nitrito nos pontos de amostragem

Valor	Nitrito (mg.L ⁻¹)							
	Esgoto bruto	RAC	Brita			Bambu		
			papiro	mistas	branco	papiro	mistas	branco
Média	7,8	0,9	0,8	0,4	0,5	0,7	0,8	0,7
Desvio	8,2	1,7	0,7	0,2	0,4	0,7	0,6	0,7

A aplicação do teste ANOVA aos resultados referentes ao nitrito indica que não existe uma relação entre as combinações de “meio-suporte X vegetação” e a eficiência relativa de transformação do nitrito já que as diferentes combinações têm participação de apenas 3% em toda a variabilidade da eficiência, o que é estatisticamente não significativo.

Os valores médios para a eficiência na remoção de nitrito tanto para o sistema global de tratamento, quanto para o sistema de pós-tratamento analisado isoladamente podem ser observados na Tabela 6.22.

Tabela 6.22 – Eficiência de remoção média de nitrito nos pontos de amostragem considerando o sistema global de tratamento e o sistema de pós-tratamento isolado

Valor	Nitrito – eficiência de remoção (%)						
	Sistema completo						
	<i>RAC</i>	<i>papiro</i>	<i>Brita mistas</i>	<i>branco</i>	<i>papiro</i>	<i>Bambu mistas</i>	<i>branco</i>
Média	57,7	46,6	72,6	74,2	62,7	64,1	72,0
Desvio	50,8	94,5	37,9	53,8	73,7	66,7	70,1

Valor	Unidades de pós-tratamento					
	<i>papiro</i>	<i>Brita mistas</i>	<i>branco</i>	<i>papiro</i>	<i>Bambu mistas</i>	<i>branco</i>
Média	-89,5	-15,8	-27,3	-57,9	-79,2	-49,8
Desvio	183,8	73,2	158,9	144,2	147,2	141,7

A observação dos valores médios aparenta contradizer as informações obtidas pelo cálculo estatístico, mas uma observação mais detalhada dos desvios-padrão obtidos indica que o valor da média para esses casos pode ter uma relevância pequena quando confrontada com o conjunto de dados obtidos e sua dispersão.

Finalizando a verificação para os compostos nitrogenados, os resultados obtidos para o nitrato nos diversos pontos de acompanhamento do sistema estão agrupados na Figura 6.48.

A verificação dos resultados de entrada e saída de cada um dos tanques pelo teste-t ($\alpha = 0,05$) para comparação de médias indicou que as médias de entrada e saída não podem ser consideradas semelhantes para nenhum dos seis *wetlands*-construídos testados, ou seja, ocorre diminuição da concentração de nitrato que pode ser

considerada estatisticamente válida para o número de amostras e sob as condições às quais o sistema foi submetido ao longo de sua verificação.

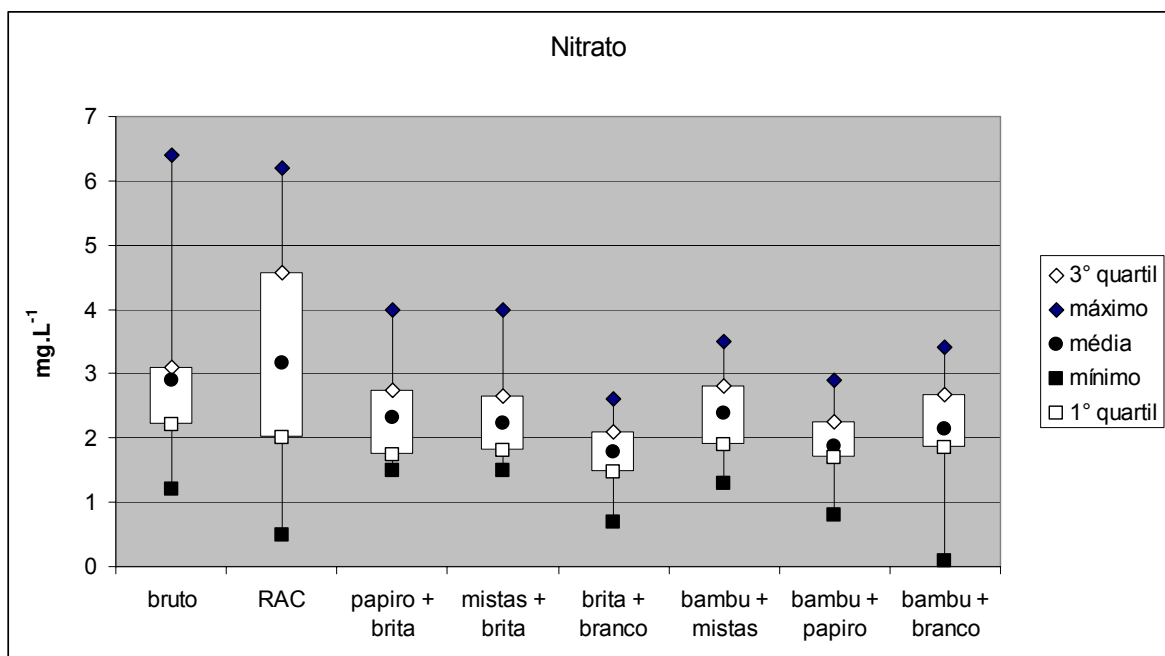


Figura 6.48 – Concentração de nitrato verificada nos pontos de amostragem

Os valores de eficiência de remoção para o sistema de pós-tratamento são apresentados na Tabela 6.23.

Tabela 6.23 – Eficiência de remoção de nitrato, em termos de concentração, para as unidades do sistema de pós-tratamento.

Valor	Eficiência de remoção (%)					
	Brita			Bambu		
	<i>papiro</i>	<i>mistas</i>	<i>Branco</i>	<i>papiro</i>	<i>mistas</i>	<i>branco</i>
Média	21,1	29,5	38,5	17,3	31,1	13,0
Desvio	46,3	28,4	31,2	25,3	41,0	64,2

A verificação dos valores médios obtidos não é conclusiva quanto ao melhor sistema para remoção de nitrato. Existe uma pequena vantagem para os *wetlands*-construídos com leito de brita quando o conjunto é observado.

A aplicação do teste ANOVA aos resultados leva à conclusão que não existe uma relação entre as combinações “meio-suporte X vegetação” e a eficiência de remoção de nitrato sendo que apenas 4% de toda a variabilidade quanto à eficiência de remoção pode ser relacionada à combinação “meio suporte X vegetação”, o que não é estatisticamente significativo.

O modelo de regressão para os dados indica que não ocorre interferência isolada nem do meio suporte, nem da vegetação, na eficiência de remoção de nitrato o que indica que a contribuição desses fatores na eficiência do sistema pode ser considerada estatisticamente igual a zero.

Os resultados obtidos, principalmente para nutrientes, podem ter sofrido interferência de fatores externos que não estavam sob o controle por se tratar de um sistema piloto submetido às condições reais de uso. Parte dessa interferência pode ser advinda do tipo de atividade desenvolvida nos laboratórios que contribuem para a formação do esgoto coletado e encaminhado ao sistema. As atividades acadêmicas, de pesquisa e de prestação de serviços desenvolvidas na FEAGRI envolvem diretamente o manejo de espécies vegetais e seus produtos, incluindo a utilização de agroquímicos e fertilizantes químicos e naturais. Parte desses fertilizantes e agroquímicos pode chegar às redes coletoras de esgoto e interferir de forma significativa nos resultados obtidos no sistema de tratamento inviabilizando uma conclusão mais apurada sobre o comportamento dos *wetlands*-construídos quanto à remoção de nutrientes.

6.4.9 Grupo coliforme

A capacidade de remoção de microrganismos do sistema de pós-tratamento foi baseada na verificação dos indicadores: coliformes totais e coliformes termotolerantes.

Devido a dificuldades laboratoriais, a investigação de coliformes para o sistema de pós-tratamento foi realizada com frequência esporádica, e conta com um número reduzido de amostras válidas o que dificulta a extrapolação dos valores à realidade do sistema em operação.

Assim como ocorre para nutrientes, um *wetland*-construído pode ter seu projeto realizado especificamente para a melhor remoção de coliformes, isso acontece, segundo a literatura, quando do uso de sistemas de fluxo horizontal superficial, tomando proveito da ação da luz do sol para a desinfecção.

O resultado médio obtido tanto para a remoção de coliformes totais quanto para a remoção de coliformes termotolerantes foi de cerca de 1 log de decaimento, valor abaixo do esperado.

Os valores obtidos para coliformes totais são apresentados na Figura 6.49.

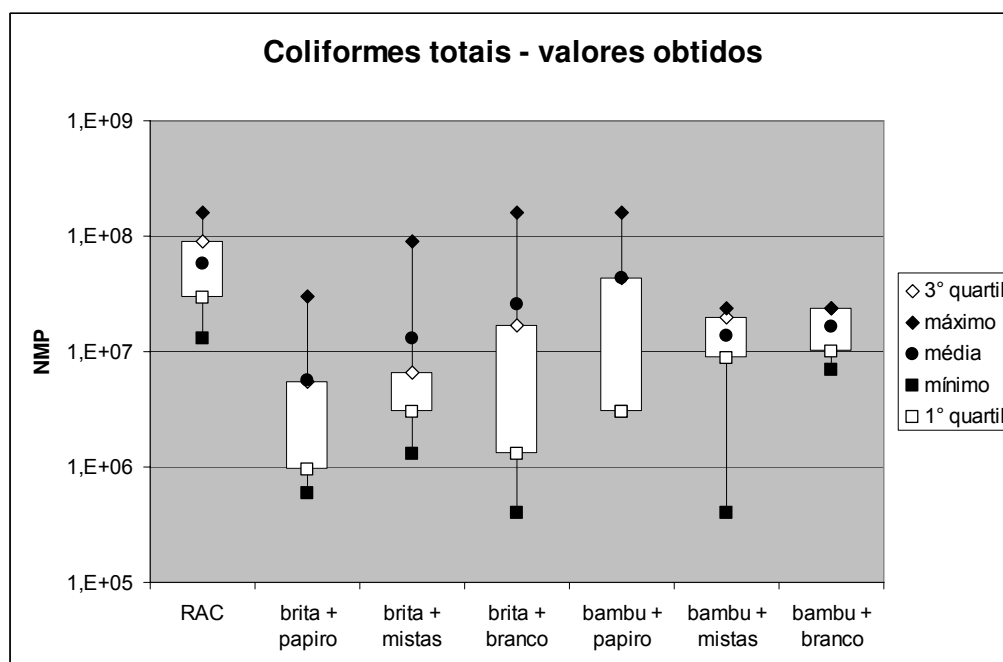


Figura 6.49 – Valores obtidos para coliformes totais nos pontos de amostragem

Os resultados mínimos alcançados para o esgoto tratado foram: $6,0 \times 10^5$ para o *wetland*-construído com leito de brita e vegetado com papiro, $1,3 \times 10^6$ para o *wetland* de leito de brita com plantas mistas e $4,0 \times 10^5$ para o tanque sem vegetação. Para os tanques com leito de bambu os resultados mínimos alcançados foram: $3,0 \times 10^6$ para o tanque vegetado com papiro, $4,0 \cdot 10^5$ para o vegetado com plantas mistas e $7,0 \cdot 10^6$ para o tanque sem vegetação.

Ainda pela observação da Figura 6.48 nota-se a ocorrência de grande variação nos resultados com o espalhamento dos valores obtidos não apontando para uma tendência

média de comportamento, fato facilmente verificado quando comparados os valores médios com os intervalos formados pelo 1° e 3° quartis da amostra. Para mais de metade dos *wetlands*-construídos, o valor médio obtido para a concentração de coliformes totais encontra-se fora do intervalo onde estão os 50% centrais dos valores obtidos, indicando a ocorrência de uma distribuição de valores bastante discrepante em relação a uma distribuição normal.

Embora o sistema apresente alguma eficiência na remoção de contaminação microbiológica, o abatimento conseguido foi inferior a 1 log para todos os tanques. Os valores de remoção são apresentados na Figura 6.50.

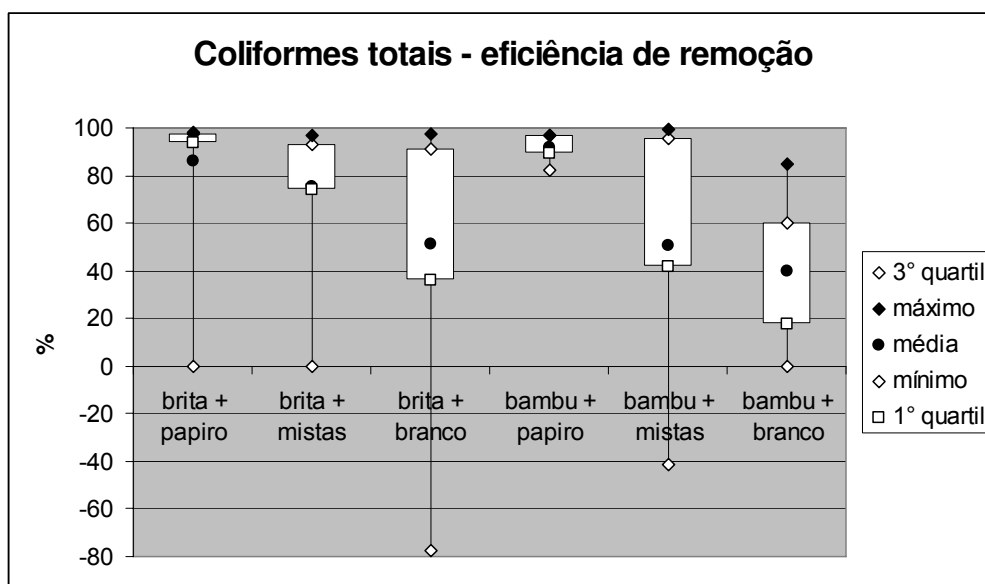


Figura 6.50 – Valores obtidos para eficiência de remoção de coliformes totais nos pontos de amostragem

A verificação isolada dos valores médios de remoção de coliformes totais pode ser visualizada na Figura 6.51.

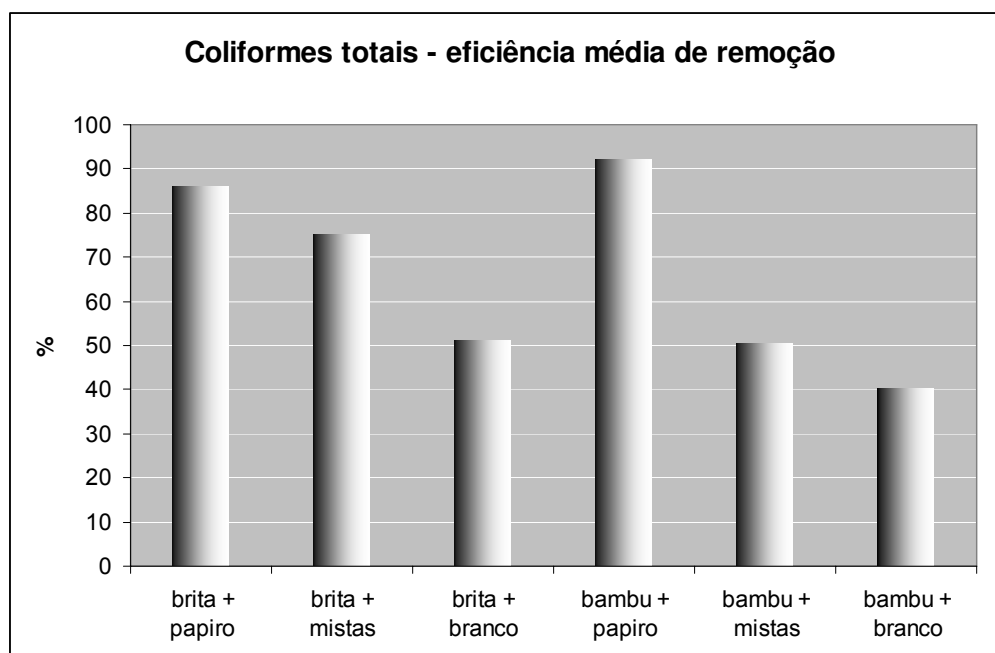


Figura 6.51 – Valores médios de eficiência de remoção de coliformes totais

A observação dos resultados plotados na Figura 6.49 sugere a existência de contribuição da vegetação em relação da capacidade do sistema em remover coliformes totais e a independência desse parâmetro quanto ao meio suporte utilizado. Os sistemas vegetados com papiro mostraram-se mais estáveis quanto a remoção desse parâmetro apresentando faixas mais estreitas entre o 1° e o 3° quartis, além de alcançarem os melhores resultados médios, seguidos pelos *wetlands*-construídos vegetados com plantas mistas. Os tanques não vegetados foram os que apresentaram piores resultados médios e menor estabilidade nos valores de eficiência.

Os valores absolutos verificados para coliformes termotolerantes podem ser visualizados na Figura 6.52.

Os resultados obtidos indicam, assim como para os coliformes totais, a ocorrência de variação e dispersão dos valores encontrados em relação aos valores médios e o decaimento em torno de 1 log para os coliformes termotolerantes no sistema de pós-tratamento tomando como base os resultados obtidos na saída do reator anaeróbio compartimentado.

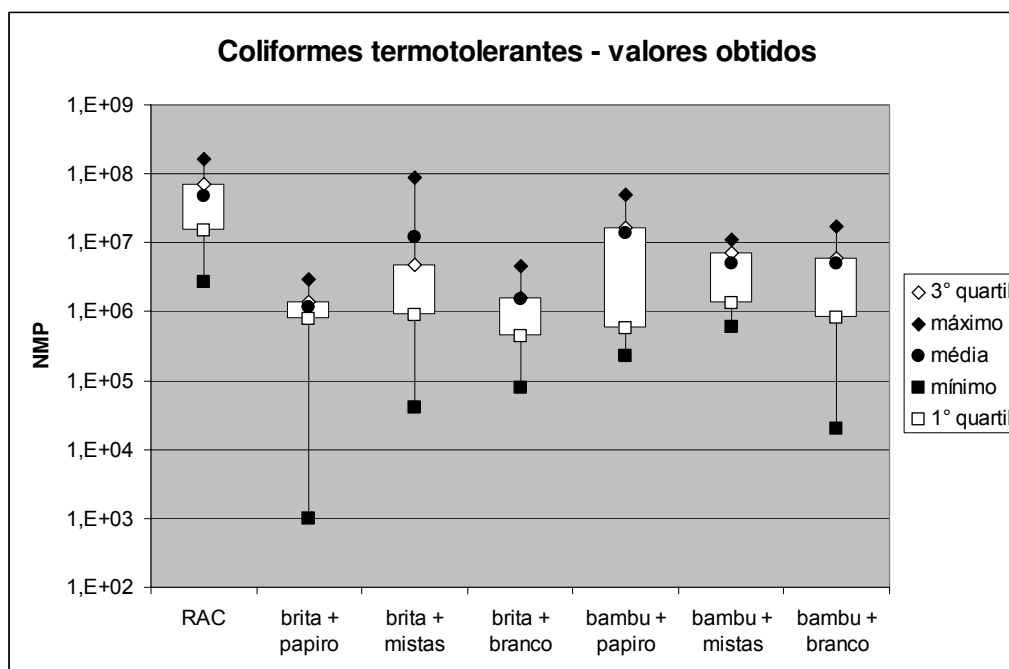


Figura 6.52 – Valores obtidos para coliformes termotolerantes nos pontos de amostragem

Os resultados mínimos encontrados para coliformes termotolerantes para os *wetlands*-construídos com leito de brita foram: $1,0 \times 10^3$, $4,0 \times 10^4$ e $8,0 \times 10^4$, respectivamente para os tanques vegetados com papiro, brita e sem vegetação. Já para os *wetlands*-construídos com leito de bambu os resultados mínimos encontrados foram: $2,3 \times 10^5$ para o tanque vegetado com papiro, $6,0 \times 10^5$ para o tanque com plantas mistas e $2,0 \times 10^4$ para o tanque sem vegetação.

A eficiência de remoção de coliformes termotolerantes pode ser verificada na Figura 6.53.

Os resultados sugerem não haver relação entre o meio suporte utilizado e a eficiência de remoção de coliformes termotolerantes. A influência da vegetação mostra-se não conclusiva já que os resultados médios obtidos para os tanques vegetados com papiro são ligeiramente melhores que aqueles tanques não vegetados e significativamente superiores àqueles obtidos com os tanques vegetados com plantas mistas.

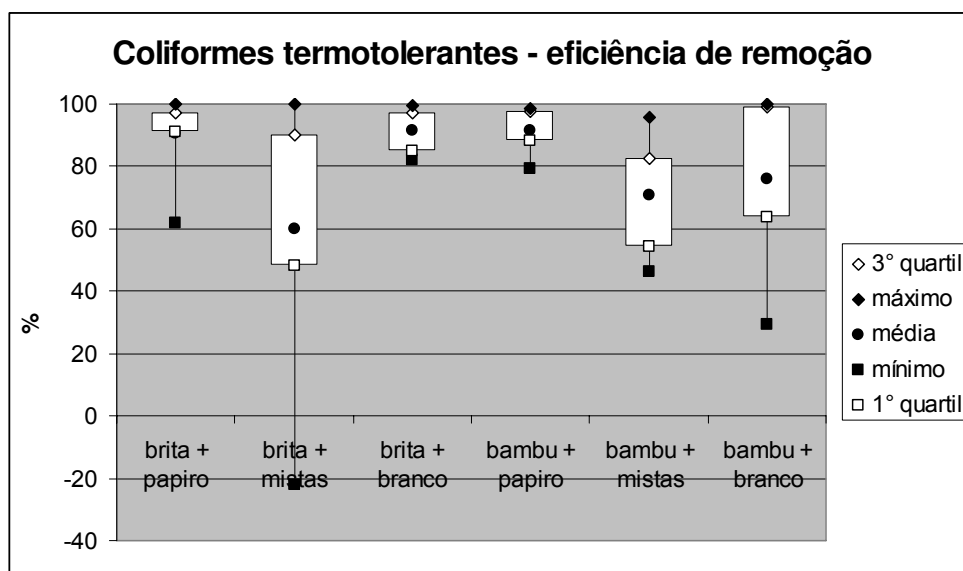


Figura 6.53 – Valores obtidos para eficiência de remoção de coliformes termotolerantes nos pontos de amostragem

Os resultados médios para a remoção de coliformes termotolerantes podem ser visualizados isoladamente na Figura 6.54.

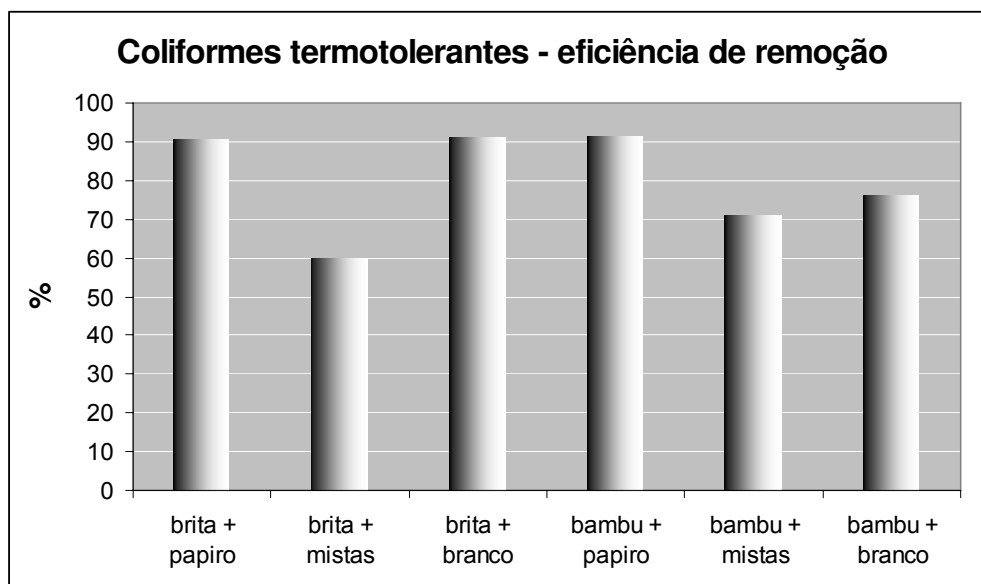


Figura 6.54 – Valores médios de eficiência de remoção de coliformes totais

Os resultados indicam que a utilização de um processo de desinfecção pode ser necessária dependendo-se da utilização que seja dada ao efluente após o tratamento, já que o sistema tem baixa eficiência na remoção dos indicadores avaliados.

7. Conclusões

- Os reatores tipo *wetland*-construído de fluxo subsuperficial vegetados com plantas ornamentais mostraram-se adequados como sistema de pós-tratamento de esgotos domésticos advindos de tratamento biológico anaeróbio proporcionando melhorias na qualidade e na aparência do esgoto tratado;
- A utilização de sistemas vegetados implica na ocorrência de perdas de água por evapotranspiração. O resultado médio encontrado para a perda de água foi de 44,8%, com valores médios de 48,4% de perda para o *wetland*-construído de leito de brita vegetado com papiro, 52,5% de perda para o tanque de leito de brita e plantas mistas, 41,9% para o *wetland*-construído com leito de bambu e vegetado com papiro e 35,7% para o tanque com leito de bambu e vegetado com plantas mistas;
- A ocorrência de perda de água por evapotranspiração ou incorporação na massa vegetal leva a leituras diferentes da eficiência do sistema quanto à remoção de diversos compostos quando a verificação é feita quanto à concentração e quanto à carga removida;
- O emprego tanto de brita nº1 quanto de anéis de bambu mostrou-se viável para sistemas de *wetlands*-construídos, embora as eficiências do sistema obtidas quando da utilização do bambu sejam inferior às aquelas obtidas quando da utilização de brita como meio suporte;
- Para os tanques preenchidos com brita o plantio, replantio e manejo das espécies vegetais foi mais ágil em comparação àqueles onde os anéis de bambu foram utilizados como meio-suporte;

- O leito de bambu dificulta a utilização de ferramentas para o plantio devido às características geométricas e dimensionais dos anéis que deslizam das paredes para dentro das cavas;
- O desenvolvimento das espécies vegetais foi mais rápido para os *wetlands*-construídos preenchidos com leito de brita, embora após 200 dias do início do experimento não houvesse diferença significativa entre os maciços vegetais formados;
- A utilização de plantas ornamentais como vegetação em sistemas de *wetlands*-construídos é perfeitamente viável, agregando efeito estético ao sistema de tratamento o que permite tirar proveito paisagístico para o sistema proposto;
- São diversas as plantas adaptadas às áreas úmidas que podem ser utilizadas em sistemas de *wetlands*-construídos como pós-tratamento de reatores anaeróbios. Dentre as espécies avaliadas destacam-se, pela adaptação ao sistema, o papiro (*Cyperus papiros*), o mini papiro (*Cyperus isoclados*) e o biri (*Canna x generalis*);
- O copo de leite (*Zantedeschia aethiopica*) não se mostrou uma espécie indicada para cultivo em monocultura, sob as condições utilizadas na presente pesquisa, sendo abandonada no 270º dia de operação quando outras espécies foram introduzidas no sistema;
- Quando utilizados o papiro e o mini-papiro, o sistema deve prever a possibilidade de fuga dessas espécies dos limites do sistema já que ambas apresentam crescimento bastante agressivo, sendo indicadas para áreas confinadas e em sistema de monocultura;
- O tempo de detenção hidráulico utilizado durante a operação do sistema – 1,5 dia, em média – foi significativamente inferior ao ideal, superior aos 4 dias. Os baixos tempos de detenção empregados são responsáveis pela baixa eficiência encontrada para a remoção de alguns parâmetros de interesse;
- De maneira geral, as análises estatísticas realizadas indicaram que, para as condições impostas ao sistema, o meio suporte apresentou influência superior àquela exercida pela vegetação na eficiência de remoção de diversos parâmetros;

- Os valores de DBO no esgoto efluente aos *wetlands*-construídos, apesar dos baixos tempos de detenção hidráulico utilizados mantiveram-se, em média, próximos aos 20 mgO₂.L⁻¹ para os tanques com leito de brita e próximos aos 35 mgO₂.L⁻¹ para os *wetlands*-construídos com leito de bambu. A análise estatística dos dados denota que a vegetação não tem um papel estatisticamente significativo na eficiência de remoção de DBO, ficando a cargo do tipo de meio suporte a principal influência para esse parâmetro sob as condições de trabalho utilizadas;
- De forma análoga aos valores conseguidos para DBO, a análise estatística realizada para os resultados obtidos para DQO indica que o meio suporte exerce influência significativa no desempenho dos *wetlands*, com vantagem para o leito de brita, enquanto que a vegetação tem pequena interferência positiva, mas essa interferência não é estatisticamente significativa. Os resultados médios obtidos para a eficiência de remoção de DQO para os *wetlands*-construídos foram de 62,1%, 63,9% e 55,8% para os *wetlands* com leito de brita e vegetados respectivamente com papiro, plantas mistas e sem vegetação enquanto que para os *wetlands*-construídos com leito de bambu os resultados foram, respectivamente, 23,1%, 29,7% e 20,4%;
- Os *wetlands*-construídos têm participação relativa na remoção total de DQO, considerando o sistema global de tratamento, de 35,9%, 40,8% e 34,4% para os *wetlands*-construídos com leito de brita e vegetados com papiro, plantas mistas e sem vegetação, respectivamente e 17,9%, 36,5% e 11,0% para os *wetlands*-construídos com leito de bambu e vegetados com papiro, plantas mistas e sem vegetação;
- O sistema de pós-tratamento foi responsável, em média, por cerca de 30% da remoção dos sólidos em suspensão totais em relação aos resultados obtidos no sistema global de tratamento. A análise estatística realizada para os valores de eficiência de remoção de SST indica que, para as condições utilizadas no sistema de pós-tratamento, o meio suporte tem influência estatisticamente significativa na eficiência de remoção. Embora a variação das espécies vegetais acarrete variação na eficiência, os valores obtidos não são estatisticamente significantes;

- As eficiências médias de remoção de sólidos em suspensão fixos para os tanques de leito de brita foram de: 69,2%, 70,8% e 51,3% para os tanques com leito de brita e vegetados com papiro, plantas mistas e sem vegetação. Para os *wetlands*-construídos com leito de bambu os valores médios obtidos foram de: 62,2%, 39,9% e 54,3% para os *wetlands* com papiro, plantas mistas e sem vegetação, respectivamente. A participação média do sistema de pós-tratamento na eficiência global do sistema foi de 45,6% para a remoção de SSF;
- As eficiências médias do sistema de pós-tratamento quanto a remoção de sólidos em suspensão voláteis foram de 71,5%, 82,4% e 77,9% para os tanques com leito de brita e vegetados com papiro, plantas mistas e sem vegetação, e de 56,0%, 64,0% e 64,1% para os tanques com leito de bambu e vegetados com papiro, plantas mistas e sem vegetação, respectivamente. O valor médio da participação dos *wetlands*-construídos na eficiência global do sistema foi de 28,3%;
- Os tanques com leito de brita produziram efluente com menor valor de cor aparente em comparação àqueles com leito de bambu e a presença de vegetação prejudica ligeiramente os valores desse parâmetro em todos os tanques;
- De forma análoga ao ocorrido com a cor aparente, os valores obtidos para turbidez indicam melhores resultados para os tanques com leito de brita;
- O oxigênio dissolvido medido para a saída dos *wetlands*-construídos indicou maiores concentrações para os tanques com leito de brita. A importância da vegetação na transferência de oxigênio para o esgoto mostrou-se inconclusiva com resultados médios bastante superiores para o tanque vegetado com papiro em relação aos demais com leito de brita e resultados ligeiramente superiores para os tanques vegetados em relação ao não vegetado quando do uso de bambu como meio suporte;
- Os valores de pH situaram-se em quase sua totalidade dentro de limites aceitáveis para a manutenção de culturas vegetais, variando em uma faixa de 6,5 a 8,5. O pH do esgoto bruto mostrou-se em desacordo com o esperado para um esgoto doméstico, apresentando valor médio de 8,0;

- Análises estatísticas realizadas para os dados referentes à remoção de fósforo indicam que a vegetação tem influência significativa para esse parâmetro, onde o papiro mostrou-se bastante superior ao sistema com plantas mistas. O *wetland*-construído de leito de brita e vegetado com papiro alcançou valores médios de remoção de fósforo total de 27,7%, com superioridade de aproximadamente 20 pontos percentuais em relação às demais;
- A eficiência na remoção de nitrogênio orgânico, em valores médios, foi superior para os tanques não vegetados, embora análise estatística denote que as diferenças não são estatisticamente significantes;
- A remoção de nitrogênio amoniacal foi ligeiramente superior para os tanques com leito de brita, embora com valores médios bastante baixos e, segundo análise estatística realizada por teste-t ($\alpha = 0,05$) o sistema de pós-tratamento não é estatisticamente efetivo na remoção desse composto para as condições de trabalho impostas, já que as concentrações médias afluente e efluente ao sistema podem ser consideradas estatisticamente iguais;
- Para os resultados obtidos para a eficiência de remoção de nitrito, a análise estatística indica que não existe relação entre as combinações “meio suporte X vegetação” e a eficiência de remoção deste parâmetro, resultado obtido principalmente em função da instabilidade dos resultados obtidos nos *wetlands*-construídos em relação a esse parâmetro;
- Para nitrato, sob as condições estudadas, existe uma pequena relação estatística entre a combinação “meio suporte X vegetação” e a remoção de nitrato, mas essa interferência não ocorre isoladamente nem quanto ao meio suporte, nem quanto à vegetação;
- O resultado médio obtido tanto para a remoção de coliformes totais quanto para a remoção de coliformes termotolerantes foi de cerca de 1 log de decaimento, indicando a necessidade da utilização de um sistema auxiliar de desinfecção dependendo da qualidade desejada para o efluente tratado.

8. Recomendações e sugestões

- Os resultados obtidos no presente trabalho foram prejudicados pelo baixo TDH utilizado, recomenda-se o prosseguimento do presente trabalho com alterações no sistema de alimentação dos wetlands-construídos de forma que seja possível a aplicação e manutenção de TDH mais próximos aos utilizados nas diversas experiências relatadas na literatura de forma a verificar a real capacidade do sistema;
- Além das espécies vegetais utilizadas, existe uma série de outras espécies vegetais de interesse comercial ou ornamental que podem ser adaptadas aos sistemas de wetlands-construídos, merecendo estudos específicos para cada uma delas de forma a possibilitar a inclusão do efeito paisagístico nas estações de tratamento de efluentes;
- Dar continuidade a avaliação das possibilidades de utilização de espécies vegetais de interesse comercial em sistemas de tratamento de efluentes com wetlands-construídos avaliando a possibilidade de utilização da biomassa vegetal e o comportamento social da população em contato com esses sistemas e aceitação de produtos que empreguem fibras obtidas a partir de espécies cultivadas com o auxílio de efluentes
- A avaliação das quantidades de água perdidas por evapotranspiração em sistemas de wetlands-construídos deve ser alvo de estudo em ambiente controlado sob as condições climáticas ocorridas no Brasil de forma que se possa estimar com mais propriedade o volume de água resultante quando da

utilização desse tipo de sistema de pós-tratamento e a real eficiência de tratamento proporcionada por essa configuração de reator;

- Recomenda-se a realização de testes adicionais para a utilização de bambu como meio suporte ou meio filtrante em sistemas de pós-tratamento, procedendo-se a secagem das hastes antes de sua utilização;
- Avaliar a possibilidade de uso de wetlands-construídos com plantas ornamentais para a melhoria de qualidade de rios urbanos. Wetlands-construídos com plantas ornamentais implantadas às margens de rios urbanos necessitariam de um sistema de bombeamento para levar parte da água do rio para dentro do sistema de tratamento que, depois de tratada escoaria por gravidade para dentro do rio novamente;

Referências bibliográficas

- ANDRADE NETO, C. O.; MELO FILHO, C. P.; MOURA, L. R. B.; MIRANDA, R. J. A.; PEREIRA, M. G.; MELO, H. N. S.; LUCAS FILHO, M.; Hidroponia com esgoto tratado – forragem hidropônica de milho. In: **VI Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Anais Eletrônicos, ABES, Vitória – ES, 2002
- ASMUS, A. F.; OLIVEIRA, A. S.; BEZERRA, L. P.; SANTOS, L. S.; IDE, C. N., Estudo da adaptabilidade de plantas ornamentais e da sua eficiência no tratamento em sistemas de banhados construídos. In **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Belo Horizonte – MG. Anais eletrônicos. 2007
- APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19ª edição, Washington DC - USA. 1995
- BACHMANN, A.; BEARD, V. L.; McCARTY, Perry L., Comparison of Fixed-film Reactors with a Modified Sludge Blanket Reactor, 1982, apud NOUR, E. A. A., Tratamento de Esgoto Sanitário Empregando-se Reator Anaeróbio Compartimentado. Tese (Doutorado) – São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 266 p. 1996.
- BACHMANN, A.; BEARD, V. L.; McCARTY, Perry L., Performance Characteristics of the Anaerobic Baffled Reactor. **Water Research**, v.19, n. 1, p. 99 – 106, 1985.
- BARBER, W. P.; STUCKEY, D. C., The Use of Anaerobic Baffled Reactor (ABR) for Wastewater Treatment: A Review. **Water Research**. v. 33, n. 7. p.1559 – 1578, 1999.
- BELMONT, M. A.; METCALFE, C. D., Feasibility os using ornamental plants (*Zantedeschia aethiopica*) in subsurface flow treatment *wetlands* to remove nitrogen, chemical oxygen demand and nonylphenol ethoxylate surfactants – a laboratory scale study. **Ecological Engineering**, n. 21, p. 233 – 247, 2003.
- BELMONT, M. A.; METCALFE, C. D.; CANTELLANO, E.; THOMPSON, S.; WHILLIAMSON, M.; SÁNCHEZ, A., Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. **Ecological Engeneering**, n. 4-5, v. 23, p. 299 - 311, 2004.
- BENEAMYNE, M.; BÄKSTRÖM, M.; SANDÉN, P., Multi-objective environmetal management in constructed wetlands. **Environmental Monitoring and Assessment**, n. 90, p. 171 – 185, 2004.

- BISHOP, P. L & EIGHMY, T. T. "Aquatic wastewater treatment using *Elodea nutalli*". **J. Water Pollut. Control.**, 1989, 4, 13-19 apud Vymazal, J.; 1988
- BOOPATHY, R.; TILCHE, A., Anaerobic Digestion of High Strength Molasses Wastewater Using Hybrid Anaerobic Baffled Reactor. **Water Research**, v. 25, n. 7, p. 785 – 790, 1991.
- BRITO, L. P.; ANDRADE NETO, C. O.; LUCAS FILHO, M.; SILVA, D. A.; LIMA, A. D., Estudo Comparativo da Eficiência de um Wetland e um Filtro Biológico Anaeróbio na Remoção de Sólidos Suspensos, DBO e DQO, In **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005 – Campo Grande – Mato Grosso do Sul. Anais eletrônicos.
- BRIX, H. "Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?" **Water Science & Technology**. v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997
- CAMARGO, S. R., **Filtro Anaeróbio com Enchimento de Bambu para Tratamento de Esgotos Sanitários: Avaliação da Partida e Operação**. Dissertação (Mestrado) – Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP, 2000. 181 p.
- CAMPBELL, C. S. & OGDEN, M. H. **Constructed wetlands in the sustainable landscape**. John Wiley & Sons Inc. 1999. 270p.
- CAMPOS, J. R. (coordenador), **Tratamento de Esgotos Sanitários por Processos Anaeróbios e Disposição Controlada no Solo, Rio de Janeiro**, ABES, Projeto PROSAB, (1999), 464 p.
- CHERNICHARO, C. A. L. (coordenador) **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte-MG, PROSAB 2, 2001. 544p.
- CHERNICHARO, C. A. L., **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1997. v. 5, 245 p.
- COSSU, R.; BORIN, M.; LAVAGNOLO, M. C.; SPINATO, P. "Screening of species suitable to be used in subsurface flow vegetated bed as a tool for integrated wastewater management" Anais eletrônicos: Proceeding of the **II International Conference on Efficient Use and Management of Urban Water Supply**, Tenerife Spain 2003.

- COSSU, R.; LAVAGNOLO, M. C.; BORIN, M.; GANDINI, M. "Phytotreatment of greywater with yellow water addition from an aesthetic approach" Anais eletrônicos: **5º Simpósio ítalo-brasileiro de engenharia sanitária e ambiental**, Taormina - Itália 2004.
- COUTO, L. C. C., **Filtro anaeróbio com bambu para tratamento de esgotos domésticos**. Dissertação (mestrado). Campinas: Faculdade de Engenharia Civil – Unicamp, 1992.
- CRITIES, R. & TCHOBANOGLOUS, G. **Small and decentralized wastewater management systems**. McGraw Hill. 1998. 1084p.
- DEBUSK, T. A.; PETERSON, J. E.; REDDY, K. R. "Use of aquatic and terrestrial plants for removing phosphorus from dairy wastewaters". **Ecological Engineering**. n. 5. 1995. p. 371-390
- FARIA, O. B., ESPÍNDOLA, E. L. G. A., Produção de Adobe com Biomassa de Macrófitas Aquáticas: Uma Alternativa para Retirada e Encapsulamento de Poluentes de Lagos e Reservatórios. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n. 1, outubro de 2004, p. 07 – 17.
- FIGUEIREDO, A. M. F.; ARAÚJO, H. W. C.; CEBALLOS, B. S. O.; SOUZA, J. T.; SANTOS, K. D. "Aspectos sanitários de efluentes tratados utilizados na cultura do quiabo (*Abelmoschus esculentus*)". In: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Anais eletrônicos. Campo Grande – Mato Grosso do Sul, setembro 2005.
- GALLEGOS, J. A. F.; Evaluacion de *Zantedeschia aethiopica* como planta emergente en pantanos de flujo horizontal de subsuperficie para el tratamiento de aguas residuales. In: **XIII Congreso Nacional (mexicano) de Ingeniería Sanitaria Y Ambiental**, Guanajuato – Gto. México. Anais eletrônicos. 2002 (<http://www.femisca.org/publicaciones/XIII-CongresoNal.html> acessado em 06/11/2007)
- GIRALDI, D.; LUCARINI, F.; IANNELLI, R.; L'evapotraspirazione nei sistemi di fitodepurazione a flusso subsuperficiale: analisi sperimentale ed implementazione modellistica. In: **VIII Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Anais eletrônicos. Fortaleza – 2006
- GONÇALVES, R. F. (Coordenador). **Desinfetante de efluentes sanitários**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2003. 438 p.
- HAMMER, D. A. (editor); **Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural**, 831p. Lewis Publishers, 1989

- HENRIQUE, I. N.; SOUZA, J. T.; LEITE, V. D.; FIDELIS FILHO, J.; DANTAS, J. P. "Utilização de esgotos tratados no desenvolvimento da cultura pimentão (*Capsicum annuum* L.)". Anais eletrônicos: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Campo Grande – Mato Grosso do Sul, setembro 2005.
- IWA Specialist group on the use of macrophytes in water pollution control, **Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation – scientific and technical report n.8**. London – UK. IWA Publishing. 2000. 156p.
- KADLEC, R. H. & KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. Lewis Publishers. 1995. 893p.
- KANTAWANICHKUL, S.; PILAILA, S.; TANAPIYAWANICH, W.; TIKAMPORNPITTAYA, W.; KAMKRUA, S.; Wastewater treatment by tropical plants in vertical-flow constructed wetlands. **Water Science e Technology**, v.40, n.3, p.173-178, 1999.
- KIVAISI, A. K., "The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review". **Ecological Engineering**. N.16, p. 545 – 560, 2001.
- KYAMBADDE, J.; KANSIIME, F.; GUMAELIUS, L.; DALHAMMAR, G., "A comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum*-based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate". **Water Research**. n.38, p. 475 – 485, 2004.
- LABER, J.; PERFLER, R.; HABEL, R.; Two strategies for advanced nitrogen elimination in vertical flow constructed wetlands. **Water Science e Technology**, v.35, n.5, p.71-77, 1997.
- LEON, P. H.; "tratamiento de aguas residuales por medio de humedales artificiales". Anais eletrônicos: **II Conferencia Internacional: Uso y Gestión Eficiente del Agua en los abastecimientos urbanos**, Tenerife - Islas Canarias - España, 2003.
- LORENZI, H.; SOUZA, H. M.; **Plantas ornamentais no Brasil: arbustivas, herbáceas e trepadeiras**. 3ª edição, Nova Odessa, SP, Instituto Plantarum, 2001, 1088p.
- MAZZOLA, M., **Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluentes de reator anaeróbio compartimentado** Dissertação (Mestrado) – Campinas: Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, 2003. 98 p.
- McCARTY, P. L.; SMITH, D. P., Anaerobic Wastewater Treatment. **Environmental Science Technology**, v.20, n. 12, p. 1200 – 1206, 1986.

- MENDONÇA F. C.; PIVELI, R. P. “Uso de esgotos tratados em lagoas de estabilização para fertirrigação nas culturas do milho e girassol”. Anais eletrônicos: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Joinville – Santa Catarina, setembro 2003.
- NOUR, E. A. A., **Tratamento de Esgoto Sanitário Empregando-se Reator Anaeróbio Compartimentado**. Tese (Doutorado) – São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 1996. 266 p.
- NYAKANG'O, J. B.; VAN BRUGGEN, J. J. A., Combination of a well functioning constructed wetland with a pleasing landscape design in Nairobi, Kenya. **Water Science Technology**, v.40, n. 3, p. 249 – 256, 1999.
- OLIVEIRA, L. O.; TALAMONI, J. L. B.; ENOKIBARA, M.; CASTILHO FILHO, G. S.; ALMEIDA NETO, L. C., Alagados Construídos no Tratamento de Águas Residuárias do Jardim Botânico Municipal de Bauru/SP, In **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005 – Campo Grande – Mato Grosso do Sul. Anais eletrônicos.
- PEREIRA, M. G.; MELO, H. N. S.; ANDRADE NETO, C. O.; SILVA, D. A.; OLIVEIRA, F. K. D. “Reúso de águas residuárias no cultivo de arroz (*Oryza sativa*)”. Anais eletrônicos: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Joinville – Santa Catarina, setembro 2003.
- PHILLIPI, L. S. & SEZERINO, P. H. **Aplicação de Sistemas Tipo Wetlands no Tratamento de Águas Residuárias: Utilização de Filtros Plantados com Macrófitas**. Florianópolis-SC 2004. 1ª edição , 444 p.
- PICANÇO, A. P.; VALLERO, M. V. G.; GIANOTTI, H. P.; ZAIAT, M., BLUNDI, C. E.; Influence of Porosity and Composition Supports on the Methanogenic Biofilm Characteristics Developed in a Fixed Bed Anaerobic Reator In: **IV Oficina e Seminário Latino Americano de Digestão Anaeróbia** – Recife, 2000.
- POVINELLI, S. C. S., **Estudo da Hidrodinâmica e Partida de Reator Anaeróbio com Chicanas Tratando Esgoto Sanitário**. Dissertação (Mestrado) – São Carlos: Escola de Engenharia de São Carlos, USP, 1994. 128 p.
- REED, S. C.; CRITIES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J. **Natural Systems for Waste Management and Treatment**; McGraw Hill, 1995. 2ª edição. 433p.
- RIBAS, T. B. C. & FORTES NETO, P.; Sistema combinado tanque séptico seguido de leito de raízes: uma tecnologia apropriada de saneamento básico para pequenas comunidades. In: **IV Congresso de Saúde e Qualidade de Vida do Cone Leste**

Paulista - Universidade do Vale do Paraíba (UNIVAP) - São José dos Campos - SP, 2006

ROSTON, D. M.; COLLAÇO A. B., Leitões Cultivados: Pneu Picado Como Meio Suporte, In **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2003 - Joinville - Santa Catarina. Anais eletrônicos.

SANTOS, C. G. F.; VAN HAANDEL, A.; GHEYI, H. R.; BELTRÃO, N. E. M.; MOREIRA, E. A. “Efeito do uso de lodo e água residuária tratada sobre a cultura do girassol (*Helianthus Annuus L.*)”. Anais eletrônicos: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Joinville – Santa Catarina, setembro 2003.

SCHNEIDER R. P. & TSUTIYA, M. T., **Membranas filtrantes para o tratamento de água, esgoto e água de reúso**, 1ª edição – 2001 – Abes, São Paulo 234p.

SENTELHAS, P. C.; PEREIRA, A. R.; MARIN, F. R.; ANGELOCCI, L. R.; ALFONSI, R. R.; CARAMORI, P. H.; SWART, S. **BHBRASIL**: Balanços hídricos climatológicos de 500 localidades brasileiras. <http://www.lce.esalq.usp.br/BHBRASIL/BHBRASIL.DOC>, acesso em 05/02/2007.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; LOBO, M. A.; LAPOLLI, F. R.; PHILIPPI, L. S., Sistemas Naturais Aplicados ao Tratamento Descentralizado de Esgotos: Uso Combinado de Lagoas de Estabilização e Filtros Plantados com Macrófitas (Wetlands), In **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2005 – Campo Grande – Mato Grosso do Sul. Anais eletrônicos.

SILVA, A. N. S. & SOUZA, M. A. A., “Verificação dos efeitos do reúso paisagístico no cultivo de *Dahlia pinnata*”. Anais eletrônicos: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Campo Grande – Mato Grosso do Sul, setembro 2005.

SILVA, G. H. R., **Reator Compartimentado Anaeróbio/Aeróbio Tratando Esgoto Sanitário: Desempenho e Operação**. Dissertação (Mestrado) – Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP, 2001. 166 p.

SILVA, G. H. R., ZANELLA, L., NOUR, E. A. A., Comportamento de um Reator Compartimentado Híbrido Anaeróbio/Aeróbio Submetido a um Período de Operação Precária: Estabilidade do Sistema, In **XVII Congresso Interamericano de Ingeniería Sanitária y Ambiental**, Porto Alegre, 2000. Anais Eletrônicos.

SILVA, M. J. M., **Desinfecção de água utilizando energia solar (SODIS)**. Dissertação (Mestrado) – Campinas: Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, 2004.

- SILVA, S. C.; BERNARDES, R. S.; RAMOS, M. L. G.; Remoção de nutrientes (P e N) em sistemas “*wetlands* construídos” no tratamento de esgotos domésticos. In **24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Belo Horizonte – MG. Anais eletrônicos. 2007
- SOUSA, J. T.; FIDELES FILHO, J.; HENRIQUE, I. N.; LEITE, V. D.; OLIVEIRA, J. B. “Utilização de esgotos tratados na irrigação do feijoeiro”. Anais eletrônicos: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Joinville – Santa Catarina, setembro 2003.
- SOUSA, J. T.; DANTAS, J. P.; LIMA, S. M. S.; CEBALLOS, B. S. O.; FIGUEIREDO, A. M. F. “Tratamento e utilização de esgotos sanitários na irrigação da cultura da alface (*Lactuca sativa* L)” Anais eletrônicos: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Joinville – Santa Catarina, setembro 2003a.
- SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N.; Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vol. 9 - Nº 4 285-290p. out/dez 2004,
- SUNDARAVADIVEL, M. & VIGNESWARAN, S. “Constructed wetlands for wastewater treatment”. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**. n. 31. v. 4. 2001. p. 351-409
- TANNER, C. C., “Plants for constructed wetland treatment systems - A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species”. **Ecological Engineering**. n.7, p. 59 – 83, 1996.
- TAVARES, T. L.; KONIG, A.; CEBALLOS, B. S. O.; PORTO, A. L.; AZEVEDO, M. R. Q. A. “A contaminação do solo e da alface (*Lactuca sativa*, L.) após irrigação com água residuária tratada por lagoa de estabilização”. Anais eletrônicos: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Campo Grande – Mato Grosso do Sul, setembro 2005.
- USEPA, **Design Manual: Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment**. Cincinnati, EUA, Center for Environmental Research Information, 1988. 92 p.
- USEPA, **Free water surface wetlands for wastewater treatment: A technology assessment**. Washington - EUA, Office of Water, 1999. 154p.
- USEPA, **Subsurface Flow Constructed Wetlands For WasteWater Treatment – A Technology Assessment**. EUA, Office of Water, 1993. 87 p

- USEPA, **Wastewater technology fact sheet wetlands: Subsurface flow**. Washington - EUA, Office of Water, 2000. 9p.
- VAILLANT, N.; MONNET, F.; PHILIPPE, V.; SALLANON, H.; COUDRET, A.; HITMI, A., Urban wastewater treatment by a nutrient film technique system with a valuable commercial plant species (*Chrysanthemum cinerariaefolium* Trev.). **Environmental Science Technology**, n. 36, p. 2101 – 2106, 2002.
- VAILLANT, N.; MONNET, F.; SALLANON, H.; COUDRET, A.; HITMI, A., Use of commercial plant species in a hydroponic system to treat domestic wastewaters. **Journal of Environmental Quality**, n. 33, p. 695 – 702, 2004.
- VALENTIM, M. A. A., **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluentes de tanque séptico modificado**. Dissertação (Mestrado) – Campinas: Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, 1999. 119 p.
- VALENTIM, M. A. A., **Desempenho de leitos cultivados (onstructed wetland”) para tratamento de esgoto: contribuição para concepção e operação**. Tese (Doutorado) – Campinas: Faculdade de Engenharia Agrícola, UNICAMP, 2003. 148 p.
- VICZNEVSKI, I. S., Tratamento Biológico de Esgoto com Zona de Raízes – Experiência da Prefeitura Municipal de Joinville, Anais eletrônicos: **22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, 2003 – Joinville – Santa Catarina.
- VYMAZAL, J.; Types of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment. **Proceedings: 6th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, CEA/UNESP e IAWQ, Águas de São Pedro/SP, 27 set. a 02 de out. 1998. V. 1, pp. 150-166.
- VYMAZAL, J.; Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, n. 380, p. 48 – 65, 2007.
- ZANELLA, L.; **Partida de um reator Compartimentado Híbrido Anaeróbio/Aeróbio Tratando Esgoto Sanitário**. Dissertação (Mestrado) – Campinas: Faculdade de Engenharia Civil, UNICAMP, 1999. 118 p.
- ZANELLA, L.; NOUR, E. A. A.; CAMARGO, S. A. R.; *Cyperus Papyrus* em sistemas de wetlands como pós-tratamento de esgotos: resultados preliminares. In: **VIII Simpósio Italo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Anais eletrônicos do VIII SIBESA, Fortaleza – CE. 2006.
- ZANELLA, L.; NOUR, E. A. A.; CAMARGO, S. A. R.; *Wetland*-construída vegetada com *Zantedeschia aethiopica* como pós-tratamento de esgotos: resultados

preliminares. In: **I Conferência Internacional em Saneamento Sustentável: Segurança alimentar e hídrica para a América Latina**. Anais eletrônicos do I Ecosan-LAC, Fortaleza – CE. 2007

ZHANG X., LIU P., YANG Y., CHEN W.; Phytoremediation of urban wastewater by model wetlands with ornamental hydrophytes. **Journal of Environmental Sciences**, n. 19, p. 902 – 909, 2007.