

**UNIVERSIDADE FEDERAL DA PARAÍBA  
PRÓ-REITORIA PARA ASSUNTOS DO INTERIOR  
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL  
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL**

**ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: RECURSOS HÍDRICOS  
SUB-ÁREA: ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL**

**DESEMPENHO DE UM SISTEMA WETLAND NO  
TRATAMENTO DE UM CÓRREGO AFLUENTE AO  
AÇUDE DE BODOCONGÓ: SEGUNDO ANO DE  
FUNCIONAMENTO**

**José Raimundo Sobrinho**

**Campina Grande**

**Março / 2002**

---

JOSÉ RAIMUNDO SOBRINHO

DESEMPENHO DE UM SISTEMA WETLAND NO  
TRATAMENTO DE UM CÓRREGO AFLUENTE AO  
AÇUDE DE BODOCONGÓ: SEGUNDO ANO DE  
FUNCIONAMENTO

---

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-  
Graduação em Engenharia Civil da Universidade  
Federal da Paraíba (UFPB), Campus II, em  
cumprimento às exigências para obtenção do  
grau de Mestre.

ÁREA DE CONCENTRAÇÃO: ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL

ORIENTADORA: Profa. Dra. Beatriz S. O. Ceballos

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. José Tavares de Sousa

José Raimundo Sobrinho

Campina Grande

Março / 2002

---



Ficha catalográfica

R153d  
2002

Raimundo Sobrinho, José

Desempenho de um sistema wetland no tratamento de um córrego afluente ao açude de Bodocongó: segundo ano de funcionamento / José Raimundo Sobrinho. – Campina Grande: UFPB, 2002.

160p. : il.

Dissertação (Mestrado). UFPB / CCT  
Inclui bibliografia

1. Wetland construído 2. Macrófitas 3. Plantas aquáticas  
4. *Typha spp* 5. Remoção de matéria orgânica, nutrientes e  
bactérias de águas poluídas I. Título

CDU: 628.357.4

José Raimundo Sobrinho

DESEMPENHO DE UM SISTEMA WETLAND NO TRATAMENTO DE  
UM CÓRREGO AFLUENTE AO AÇUDE DE BODOCONGÓ: SEGUNDO  
ANO DE FUNCIONAMENTO

JOSÉ RAIMUNDO SOBRINHO

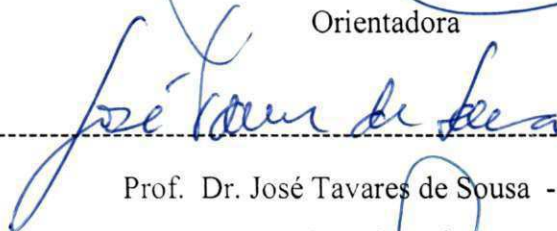
DISSERTAÇÃO APROVADA EM 15 / 03 / 2002

COMISSÃO EXAMINADORA:



Prof. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos - UFPB

Orientadora



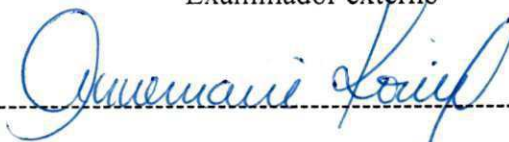
Prof. Dr. José Tavares de Sousa - UEPB

Co-orientador



Prof. Dr. Flávio Luiz Honorato da Silva - UFPB

Examinador externo



Prof. Dra. Annemarie König - UFPB

Examinadora interna

Campina Grande - Paraíba

Março / 2002



AO SENHOR DEUS,

- Por nossas vidas,
- pelo amparo aos nossos familiares,
- por todas as lições e ensinamentos,
- pela força e coragem para enfrentar, com dignidade, os desafios e obstáculos que surgem em nosso caminho...

OBRIGADO Ó PAI!

### Gratidão Especial

À minha mãe e ao meu pai (*in memoriam*), pelos inúmeros e incansáveis exemplos de amor, dedicação e carinho, os quais constituem a grande pilastra da base que ajuda a formar um cidadão.

À minha esposa Élide e aos meus filhos (Fídias, Taciana e Jéssica) pela ajuda, força, apoio, paciência, compreensão e tolerância em todos os momentos.

À minha irmã Iris, sobrinhas (Islane e Ghislaine) e demais familiares que dirigiram-me importantes palavras de incentivo para que esse trabalho pudesse ser concluído com êxito.

## AGRADECIMENTOS

A realização deste trabalho foi possível graças à colaboração direta e indireta de muitas pessoas. Manifesto aqui minha gratidão a todas elas e de forma particular:

- à Profa. Dra. Beatriz Susana Ovruski de Ceballos, pela orientação e apoio durante o desenvolvimento deste trabalho;
- ao Prof. Dr. José Tavares de Sousa, pela colaboração como co-orientador;
- à Profa. Dra. Annemarie Konig, pelo apoio no decorrer da fase experimental;
- ao Prof. Juarez Fernandes de Oliveira, UEPB, pela atenção e valiosa colaboração no tratamento estatístico dos resultados;
- aos Profs. Dr. Rui de Oliveira (DEC) e Dr. Francisco de Assis Santos e Silva (DEAG) pelas sugestões inerentes à análise dos dados;
- aos colegas professores do Departamento de Engenharia Química, pelo apoio e incentivo para o estudo deste tema;
- aos amigos Herbert Cardoso e Jorge Cravo pelas palavras de incentivo;
- a Alisson Oliveira Guimarães, aluno de Iniciação Científica, sempre presente nos trabalhos de coletas e análises no laboratório e na organização dos dados;
- a Celeide Maria B. S. Meira, aluna do Curso de Doutorado em Recursos Naturais, pela colaboração nas análises químicas;
- aos técnicos e alunos do Programa de Iniciação Científica: Simone, Thaís, Marcílio, Ana Flávia, Valéria e Erika, engajados no Projeto Nordeste II do CNPq da Área de Engenharia Sanitária, pela contribuição na realização das análises durante o período experimental;
- às funcionárias da UFPB, em especial, a Valmária, Cristina e Josete, pela colaboração e atendimento sempre gentil

## RESUMO

O tratamento por métodos simples e de baixo custo de águas superficiais poluídas, tem se tornado cada vez mais necessário para a sobrevivência de rios e açudes bem como para propiciar o reuso dessas águas na irrigação. Com estas finalidades foi realizada no Campus II da Universidade Federal da Paraíba (Campina Grande, Paraíba, Brasil) a presente pesquisa para se avaliar um sistema de wetland artificial (ou construído) usando *Typha spp.* O sistema foi montado em 10 tanques brasilit de 250L, enchidos com brita (19mm) e alimentados em bateladas com água do córrego que atravessa o Campus II dessa Universidade, com vazões calculadas para tempo de detenção hidráulica de 5 e 10 dias, através de fluxo subsuperficial. Em 8 desses tanques se plantaram 8 propágulos de *Typha spp.* (densidade de 20 propágulos/m<sup>2</sup>) enquanto os outros 2 tanques sem macrófitas foram usados como controle. A eficiência do sistema foi avaliada com base nos parâmetros físicos, químicos e microbiológicos de qualidade da água, medidos no afluente e nos efluentes dos tanques. A análise estatística dos resultados foi feita sobre dois conjuntos de dados: os obtidos ao longo dos seis meses da presente pesquisa (janeiro a junho de 2001) e os referentes ao 1º ano de funcionamento (janeiro a dezembro de 2000), perfazendo um total de dezoito meses. Os resultados mostraram que o sistema apresentou eficiência significativa na purificação da água. Para os dois tempos de detenção hidráulica, as remoções verificadas nos últimos seis meses foram, em média: 82 e 89% da turbidez; 83 e 88% da DBO<sub>5</sub>; 100% do nitrogênio amoniacal; 84 e 86% do fósforo total; 96% do ortofosfato solúvel e 99,9% de coliformes e estreptococos fecais. A temperatura e o pH permaneceram praticamente constantes, enquanto outros parâmetros apresentaram grandes acréscimos como: condutividade elétrica (83 e 106%), bicarbonatos (64 e 90%), cloretos (194 e 220%), sódio (165 e 228%), cálcio (96 e 114%), magnésio (103 e 141%), alcalinidade total (67 e 92%) e dureza total (92 e 111%). Comparando os resultados deste período com os dados dos 12 meses anteriores, especialmente os correspondentes ao período de mesma

climatologia (semestres I), constata-se que o desempenho do sistema aumentou ao longo do tempo, com o crescimento das plantas e do seu sistema radicular. A análise de variância ao nível de 5% de significância, mostrou diferenças dentro dos tratamentos para os parâmetros: sólidos totais, nitrogênio amoniacal, nitrato, fósforo, coliformes fecais e estreptococos fecais. O teste de Tukey, aplicado também aos dados desses dois períodos, não identificou diferenças significativas nos efluentes dos tanques vegetados com tempo de detenção hidráulica de 5 e 10 dias para as variáveis: condutividade elétrica, turbidez, pH, alcalinidade, dureza, DBO<sub>5</sub>, nitrogênio amoniacal, fósforo total, coliformes fecais e estreptococos fecais. Estes efluentes, comparados aos dos tanques controles, apresentaram diferenças significativas para: condutividade elétrica, bicarbonato, sódio, cálcio, magnésio, dureza, coliformes e estreptococos fecais. Conclui-se que águas superficiais contaminadas por esgotos domésticos, podem ser tratadas em wetlands construídos com 5 dias de detenção hidráulica. Estes sistemas se caracterizam pela simplicidade de construção e manutenção e podem ser apresentados como uma alternativa para o melhor aproveitamento dos escassos recursos hídricos no semi-árido do nordeste brasileiro.

## ABSTRACT

The treatment of polluted surface water by simple and economic methods is becoming more and more necessary for the survival of rivers and lakes as well as it presents an opportunity of reusing these waters for irrigation. With this purpose the present research was carried out at Campus II of the Federal Paraíba University (Campina Grande, Paraíba, Brazil), to evaluate an artificial wetland system using *Typha spp.* The system consisted of 10 Brasilit tanks of 250 L, filled with small stone pieces ( 19 mm) and was fed in batch with stream water, that passes through Campus II of this University, with calculated discharge for a hydraulic detention of 5 and 10 days and having a subsurface flow. In 8 of these tanks 8 *propágulos* of *Typha spp* were planted while the other two tanks having no *macrofitas* were used as controls. The efficiency of the system was evaluated in terms of physical, chemical and biological water quality parameters measured for affluent and effluent water of the tanks. The statistical analysis of the results was made on two data groups: one that obtained along with six months of the preset research work ( January to June 2001) and the other obtained during first year of the work ( January to December 2000 ), making a total of eighteen months. The results showed that the system presented significant efficiency for the water purification. For the two periods of the water hydraulic detention the verified mean removals in the last six months were: 82 and 89% turbidity; 83 to 88% biochemical demand of oxygen BOD<sub>5</sub>; 100% ammoniacal nitrogen; 84 to 86% total phosphorus; 96% of the soluble ortophosphate and 99% of fecal coliforms. The temperature and the pH stayed practically constant, while other parameters suffered higher increments as: electric conductivity (83 to 106%), bicarbonates (64 to 90%), chlorates (134 to 220%), sodium (165 to 228%), calcium (96 to 114%), magnesium (103 to 141%), total alkalinity (67 to 92%) and total hardness (92 to 111%). A comparison of these results with those of previous 12

months, especially corresponding to similar climatic period (first semester) it can be said that the performance of the system improved along with time with the growth of the plants and their radicle system. The variance analysis at 5% level of significance showed differences for the following parameters: total solids, ammoniacal nitrogen, nitrates, phosphorous, fecal coliforms and estreptococos coliforms. The Tukey test also applied to these two periods did not indicate any significant difference for the effluents of the vegetated tanks for the hydraulic detention time of 5 and 10 days on the variables as: electrical conductivity, turbidity, pH, alkalinity, hardness, BOD<sub>5</sub>, ammoniacal nitrogen, total phosphorous; fecal coliforms and estreptococos coliforms. These effluents when compared with those of controle tanks, showed significant differences for: electrical conductivity, bicarbonate, sodium, calcium, magnesium, hardness, coliforms and estreptococos feecal. It is concluded that the surface waters contaminated with domestic drain can be treated through the constructed wetlands use with 5 days hydraulic detention time. These systems are characterized by their construction simplicity and maintenance and presents an alternative for the better utilization of the scarce hydraulic resources of semi-arid region of Northeast of Brazil

## SUMÁRIO

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS	
LISTA DE FIGURAS	
LISTA DE TABELAS	
LISTA DE ANEXOS	
1 – INTRODUÇÃO	24
2 – OBJETIVOS	26
2.1 – Geral	26
2.2 – Específicos	26
3 – REVISÃO DE LITERATURA	27
3.1 – Disponibilidade de recursos hídricos	27
3.2 – Degradação da qualidade da água	30
3.2.1 – Principais causas	30
3.2.2 – Conseqüências - eutrofização	31
3.3 – Tratamento de águas poluídas	34
3.3.1 – Wetlands naturais	36
3.3.2 – Wetlands construídos	38
3.3.2.1 – Wetlands de fluxo superficial	42
3.3.2.2 – Wetlands de fluxo subsuperficial	43
3.4 – Principais parâmetros de qualidade das águas superficiais	45
3.4.1 – Parâmetros físicos e químicos	46
3.4.1.1 – Condutividade elétrica	46
3.4.1.2 – Temperatura	47
3.4.1.3 – Turbidez	48
3.4.1.4 – Potencial hidrogeniônico	49
3.4.1.5 – Alcalinidade (carbonatos e bicarbonatos)	50
3.4.1.6 – Dureza	52

3.4.1.7 – Potássio	53
3.4.1.8 – Nitrogênio	53
3.4.1.9 – Fósforo	55
3.4.1.10 – Oxigênio dissolvido	56
3.4.1.11 – Demanda bioquímica de oxigênio	57
3.4.1.12 – Demanda química de oxigênio	58
3.4.2 – Parâmetros microbiológicos	59
3.4.2.1 – Coliformes fecais e estreptococos fecais	59
4 – MATERIAL E MÉTODOS	62
4.1 – Localização e descrição do sistema experimental	62
4.2 – Coleta das amostras	67
4.2.1 – Identificação dos pontos de coleta	68
4.2.2 – Período, frequência e horários das amostragens	68
4.2.1 – Procedimento de coleta e preservação das amostras	68
4.3 – Parâmetros analisados e métodos analíticos	70
4.4 – Fases da pesquisa	72
4.5 – Parâmetros meteorológicos	73
4.6 – Análises estatísticas	73
5 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS	76
5.1 – Dados meteorológicos	76
5.2 – Parâmetros físicos e químicos	80
5.2.1 – Condutividade elétrica	80
5.2.2 – Temperatura	83
5.2.3 – Turbidez	84
5.2.4 – pH	85
5.2.5 – Íons	86
5.2.6 – Alcalinidade e dureza	88
5.2.7 – DBO <sub>5</sub> e DQO	92



5.2.8 – Nitrogênio (amoniaco e nitrato)	96
5.2.9 – Fósforo total e ortofosfatos solúveis	98
5.2.10 – Sólidos totais e suspensos	103
5.3 – Parâmetros microbiológicos	107
5.3.1 – Considerações gerais	107
5.3.2 – Coliformes e estreptococos fecais	107
6 – CONCLUSÕES	113
7 – SUGESTÕES	117
8 – REFERÊNCIAS	118
9 – ANEXOS	129

## LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

- AESA- Área de Engenharia Sanitária e Ambiental  
CCT – Centro de Ciências e Tecnologia  
CE – Condutividade elétrica  
CESP – Companhia de Eletrificação do Estado de São Paulo  
CF – Coliformes fecais  
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente  
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio  
DEC – Departamento de Engenharia Civil  
d.m.s – Diferença mínima significativa (estatística)  
DQO - Demanda química de oxigênio  
DT - Dureza total  
*E. coli* – *Escherichia coli*  
EF – Estreptococos fecais  
EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária  
G.L - Graus de liberdade (estatística)  
LMRS-PB – Laboratório de Meteorologia Recursos Hídricos e Sensoriamento  
Remoto da Paraíba  
mg/L – Miligrama por litro (concentração)  
N – Nitrogênio  
N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> - Nitrogênio na forma amoniacal  
N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> - Nitrogênio na forma de nitrato  
OD – Oxigênio dissolvido  
OMS - Organização Mundial da Saúde  
OPAS - Organização Pan-Americana da Saúde  
P – Fósforo  
P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> - Fósforo na forma de ortofosfato

pH – Potencial hidrogeniônico

QMR – Quadrado médio residual (estatística)

SABESP – Saneamento Básico do Estado de São Paulo

SANEPAR – Saneamento do Estado do Paraná

ST – Sólidos totais

STD – Sólidos totais dissolvidos

STF - Sólidos totais fixos

STV - Sólidos totais voláteis

SS - Sólidos suspensos

SSF - Sólidos suspensos fixos

SSV - Sólidos suspensos voláteis

T – Temperatura

TDH – Tempo de detenção hidráulica

UFC – Unidade formadora de colônia

UFPB – Universidade Federal da Paraíba

UNESCO – United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

(Organização Cultural, Científica e Educacional das Nações Unidas)

## LISTA DE FIGURAS

Figura 3.1	– Wetland natural na área rural do município de Campina Grande, PB	37
Figura 3.2	– Wetland construído de fluxo subsuperficial, com destaque para seus principais componentes	44
Figura 4.1	– Vista do Campus II da UFPB destacando-se a lagoa (wetland natural) formada a partir do córrego efluente do açude de Bodocongó	62
Figura 4.2	– Esquema simplificado do sistema experimental construído no Campus II da UFPB, destacando-se a distribuição dos diferentes tratamentos	63
Figura 4.3	– Esquema de uma unidade do sistema wetland. Destaca-se o sistema de alimentação e saída do efluente	64
Figura 4.4	– Visualização do sistema de alimentação de um tanque controle do sistema wetland construído no Campus II da UFPB	65
Figura 4.5	– Detalhe do tubo extravasor situado nos tanques do sistema wetland, mostrando a torneira usada para coleta de amostras	66
Figura 4.6	– Vista geral do sistema wetlands construído no Campus II da UFPB	66
	(a) – Wetland construído ao lado da lagoa, após 12 meses de funcionamento	66
	(b) – Wetland construído ao lado da lagoa, após 18 meses de funcionamento	66
Figura 4.7	– Detalhes dos pontos de coleta para o sistema de wetlands construído no Campus II da UFPB (AES/DEC/CCT):	69
	(a) – Coleta da amostra no ponto P2	69
	(b) – Coleta da amostra em um dos tanques	69

Figura 5.1	– Precipitação média mensal (posto pluviométrico da EMBRAPA) e climatológica da cidade de Campina Grande, PB	79
Figura 5.2	– Percentagens de variação da temperatura, condutividade elétrica, turbidez e pH nos tanques controles e nos tanques vegetados, com relação ao afluente – P2	82
Figura 5.3	– Distribuição temporal da alcalinidade e da dureza na água de alimentação e nos tanques controles	89
Figura 5.4	– Distribuição temporal da alcalinidade e da dureza nos tanques vegetados	90
Figura 5.5	– Percentagem de remoção de DBO e DQO nos tanques controles e nos tanques vegetados, com relação ao afluente– P2	94
Figura 5.6	– Distribuição temporal do nitrogênio nas formas de amônia e nitrato na água de alimentação e nos tanques controles	97
Figura 5.7	– Distribuição temporal do nitrogênio nas formas de amônia e nitrato nos tanques vegetados	98
Figura 5.8	– Distribuição temporal fósforo total e ortofosfatos solúveis nos tanques vegetados	99
Figura 5.9	– Percentagem de remoção fósforo total e ortofosfatos solúveis nos tanques controles e nos tanques vegetados com TDH de 5 e 10 dias, com relação ao afluente – P2.	100
Figura 5.10	– Distribuição temporal de coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF) no afluente do sistema e nos tanques vegetados com TDH de 5 e 10 dias	109
Figura 5.11	– Percentagem de remoção de coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF) – em unidades log de UFC/100ml – nos tanques controles e nos tanques vegetados com TDH de 5 e 10 dias, com relação ao afluente – P2	110

## LISTA DE TABELAS

Tabela 4.1	– Características do sistema wetland construído no Campus II da UFPB na UFPB	67
Tabela 4.2	– Parâmetros analisados nas amostras de água e métodos analíticos empregados no sistema wetland construído no Campus II da UFPB	70
Tabela 5.1	– Dados pluviométricos e climatológicos de Campina Grande, PB	78
Tabela 5.2	– Valores mensais da condutividade elétrica, temperatura, turbidez e pH, determinados no afluente (P2) e nos efluentes do sistema wetland nos últimos seis meses (fase experimental)	81
Tabela 5.3	– Concentrações de bicarbonatos, cloretos, sódio, potássio, cálcio e magnésio no afluente (P2) e nos efluentes do sistema wetland nos últimos seis meses	87
Tabela 5.4	– Concentrações da alcalinidade e da dureza no afluente (P2) e nos efluentes do sistema wetland nos últimos seis meses	91
Tabela 5.5	– Resumo do teste de Tukey, ao nível de 5% de significância, aplicado aos resultados da alcalinidade e da dureza nos semestres I e III	91
Tabela 5.6	– Concentrações da DBO <sub>5</sub> e da DQO no afluente (P2) e nos efluentes do sistema wetland nos últimos seis meses	93
Tabela 5.7	– Desempenho (%) do sistema wetland quanto a remoção da DBO <sub>5</sub> e da DQO nos últimos seis meses	93
Tabela 5.8	– Resumo da análise da variância para a DBO <sub>5</sub> e DQO no sistema wetland construído no Campus II da UFPB nos períodos Janeiro a Junho de 2000 e de 2001	95

Tabela 5.9 – Resumo do teste de Tukey, ao nível de 5% de significância, aplicado para os resultados da DBO <sub>5</sub> e DQO, nos semestres I e III	96
Tabela 5.10 – Concentrações do fósforo total e dos ortofosfatos no afluente (P2) e nos efluentes do sistema wetland nos últimos seis meses	101
Tabela 5.11 – Desempenho (%) do sistema wetland quanto a remoção do fósforo total e dos ortofosfatos nos últimos seis meses	101
Tabela 5.12 – Resumo da análise da variância para o fósforo total no sistema wetland construído no Campus II da UFPB nos períodos Janeiro a Junho de 2000 e de 2001	102
Tabela 5.13 – Resumo do teste de Tukey, ao nível de 5% de significância, aplicado para os resultados do fósforo total nos semestres I e III	102
Tabela 5.14 – Concentrações mensais dos sólidos totais e suspensos (fixos e voláteis), no afluente (P2) e nos efluentes do sistema wetland na fase experimental	105
Tabela 5.15 – Resumo da análise da variância para os sólidos totais (ST), sólidos suspensos (SS) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no sistema wetland construído no Campus II da UFPB nos períodos Janeiro a Junho de 2000 e de 2001	106
Tabela 5.16 – Resumo do teste de Tukey, ao nível de 5% de significância, aplicado para os resultados dos sólidos totais (ST), sólidos suspensos (SS) e sólidos suspensos voláteis (SSV) nos semestres I e III	106
Tabela 5.17 – Resumo da análise da variância para coliformes fecais e estreptococos fecais no sistema wetland construído no Campus II da UFPB nos períodos Janeiro a Junho de 2000 e	

de 2001	111
Tabela 5.18 – Resumo do teste de Tukey, ao nível de 5% de significância, aplicado para os resultados dos coliformes fecais e estreptococcus fecais nos semestres I e III	111
Tabela 5.19 – Determinação de coliformes fecais e estreptococos fecais no afluente (P2) e nos efluentes do sistema durante a fase experimental	112
Tabela 5.20 – Desempenho (%) do sistema wetland na remoção de coliformes fecais e estreptococos fecais durante a fase experimental	112



## LISTA DE ANEXOS

Anexo I	– Precipitações diárias em Campina Grande, PB (posto pluviométrico da EMBRAPA), no período janeiro de 2000 a junho de 2001.	130
Anexo II	– Resumo da análise da variância (ANOVA) para os dados do sistema wetland construído no Campus II da UFPB, em dois períodos (janeiro a junho de 2000 e janeiro a junho de 2001)	131
Anexo III	– Resumo do teste de Tukey ao nível de 5% de significância, aplicado para os resultados das variáveis nos semestres I e III, nos cinco pontos amostrados	132
Anexo IV	– Valores médios mensais e semestrais da condutividade elétrica, temperatura, turbidez e pH, determinados no afluente (P2) e nos efluentes do sistema wetland construído no Campus II da UFPB (AES/DEC/CCT), no período entre janeiro de 2000 a junho de 2001.	134
Anexo V	– Valores médios mensais e semestrais do bicarbonato, cloreto, sódio, potássio, cálcio e magnésio, determinados no afluente (P2) e nos efluentes do sistema wetland construído no Campus II da UFPB (AES/DEC/CCT), no período entre janeiro de 2000 a junho de 2001.	135
Anexo VI	– Valores médios mensais e semestrais da alcalinidade, dureza, OD, DBO e DQO, determinados no afluente (P2) e nos efluentes do sistema wetland construído no Campus II da UFPB (AES/DEC/CCT), no período entre janeiro de 2000 a junho de 2001.	136
Anexo VII	– Valores médios mensais e semestrais da amônia, nitrato,	

- fósforo total, ortofosfatos solúveis, coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF), determinados no afluente (P2) e nos efluentes do sistema wetland construído no Campus II da UFPB (AES/DEC/CCT), no período entre janeiro de 2000 a junho de 2001. 137
- Anexo VIII – Valores médios mensais e semestrais dos ST, STF, STV, SS, SSF e SSV, determinados no afluente (P2) e nos efluentes do sistema wetland construído no Campus II da UFPB (AES/DEC/CCT), no período entre janeiro de 2000 a junho de 2001. 138
- Anexo IX – Variação percentual (\*) dos valores médios da condutividade elétrica, temperatura, turbidez e pH, nas amostras de água efluentes dos tanques não vegetados (T5 e T10) e dos tanques vegetados (5R e 10R) referentes a água de alimentação do sistema (P2), determinadas no período entre janeiro de 2000 e junho de 2001. 139
- Anexo X – Variação percentual (\*) das concentrações médias dos íons cloreto, sódio, potássio, cálcio e magnésio, nas amostras de água efluentes dos tanques não vegetados (T5 e T10) e dos tanques vegetados (5R e 10R) referentes a água de alimentação do sistema (P2), determinadas no período entre janeiro de 2000 e junho de 2001. 140
- Anexo XI – Variação percentual (\*) das concentrações médias da alcalinidade, da dureza, do OD, da DBO<sub>5</sub> e da DQO, nas amostras de água efluentes dos tanques não vegetados (T5 e T10) e dos tanques vegetados (5R e 10R) referentes a água de alimentação do sistema (P2), determinadas no período entre janeiro de 2000 e junho de 2001. 141

- Anexo XII – Variação percentual (\*) das concentrações médias do nitrogênio amoniacal, do nitrato, do fósforo total, do ortofosfato solúvel, dos coliformes e estreptococos fecais das amostras de água efluentes dos tanques não vegetados (T5 e T10) e dos tanques vegetados (5R e 10R) referentes a água de alimentação do sistema (P2), determinadas no período entre janeiro de 2000 e junho de 2001. 142
- Anexo XIII – Variação percentual (\*) das concentrações médias dos sólidos: totais, totais fixos, totais voláteis, suspensos, suspensos fixos e suspensos voláteis das amostras de água efluentes dos tanques não vegetados (T5 e T10) e dos tanques vegetados (5R e 10R) referentes a água de alimentação do sistema (P2), determinadas no período entre janeiro de 2000 e junho de 2001. 143
- Anexo XIV – Desempenho operacional do sistema com base nas variações dos parâmetros: condutividade elétrica, temperatura, turbidez, pH, bicarbonatos, cloretos, sódio, potássio, cálcio, magnésio e alcalinidade, determinadas semestralmente nos efluentes dos tratamentos vegetados e não vegetados. 144
- Anexo XV – Desempenho operacional do sistema com base nas variações dos parâmetros: dureza, OD, DBO<sub>5</sub>, DQO, amônia, nitrato, fósforo total, ortofosfatos solúveis, ST, STF e STV, determinadas semestralmente nos efluentes dos tratamentos vegetados e não vegetados. 145
- Anexo XVI – Desempenho operacional do sistema com base nas variações dos parâmetros: SS, SSF, SSV, CF e EF, determinados semestralmente nos efluentes dos tratamentos vegetados e não vegetados. 146

Anexo XVII	– Distribuição temporal da temperatura, condutividade elétrica, turbidez e pH na água de alimentação e nos tanques controles.	147
Anexo XVIII	– Distribuição temporal da temperatura, condutividade elétrica, turbidez e pH nos tanques vegetados.	148
Anexo XIX	– Distribuição temporal dos íons: bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ), cloretos ( $\text{Cl}^-$ ), sódio ( $\text{Na}^+$ ), potássio ( $\text{K}^+$ ), cálcio ( $\text{Ca}^{++}$ ) e magnésio ( $\text{Mg}^{++}$ ) na água de alimentação e nos tanques controles.	149
Anexo XX	– Distribuição temporal dos íons: bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ), cloretos ( $\text{Cl}^-$ ), sódio ( $\text{Na}^+$ ), potássio ( $\text{K}^+$ ), cálcio ( $\text{Ca}^{++}$ ) e magnésio ( $\text{Mg}^{++}$ ) na nos tanques vegetados.	150
Anexo XXI	– Percentagens de remoção dos íons: bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ), cloretos ( $\text{Cl}^-$ ), sódio ( $\text{Na}^+$ ), potássio ( $\text{K}^+$ ), cálcio ( $\text{Ca}^{++}$ ) e magnésio ( $\text{Mg}^{++}$ ) nos tanques controles e nos tanques vegetados.	151
Anexo XXII	– Percentagens de remoção da alcalinidade e da dureza nos tanques controles e tanques vegetados.	152
Anexo XXIII	– Distribuição temporal de $\text{DBO}_5$ e $\text{DQO}$ na água de alimentação e nos tanques controles.	153
Anexo XXIV	– Distribuição temporal de $\text{DBO}_5$ e $\text{DQO}$ nos tanques vegetados	154
Anexo XXV	– Percentagens de remoção do nitrogênio nas formas de amônia e nitrato nos tanques controles e nos tanques vegetados.	155
Anexo XXVI	– Distribuição temporal de fósforo total e ortofosfatos solúveis na água de alimentação e nos tanques controles com TDH de 5 e 10 dias.	156

- Anexo XXVII – Distribuição temporal de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos (SS), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspenso voláteis (SSV) na água de alimentação e nos tanques controles com TDH de 5 e 10 dias. 157
- Anexo XXVIII – Distribuição temporal de sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos (SS), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspenso voláteis (SSV) nos tanques vegetados. 158
- Anexo XXIX – Percentagens de remoção dos sólidos totais (ST), sólidos totais fixos (STF), sólidos totais voláteis (STV), sólidos suspensos (SS), sólidos suspensos fixos (SSF) e sólidos suspenso voláteis (SSV) nos tanques controles e tanques vegetados. 159
- Anexo XXX – Distribuição temporal de coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF) na água de alimentação e nos tanques controles com TDH de 5 e 10 dias. 160

## 1 – INTRODUÇÃO

No Nordeste do Brasil, especialmente na região semi-árida, a escassez de chuvas e, principalmente, a irregularidade destas, trazem repercussões negativas para a maioria das atividades econômicas desenvolvidas pela população desta região. As pessoas que trabalham ou dependem diretamente de atividades primárias como os agricultores e os pecuaristas, são as que mais sofrem com a escassez de água. Dentre as principais conseqüências ou impactos imediatos decorrentes desses fenômenos, constata-se o grande êxodo rural com o conseqüente aumento da população nas zonas urbanas. O crescimento de aglomerados urbanos sem infraestrutura de saneamento básico e, em particular, esgotamento sanitário inadequado, traz como resultado a deterioração da qualidade das águas superficiais que deságuam em rios e em açudes.

O aproveitamento racional dos escassos recursos hídricos do Nordeste brasileiro é quase inexistente. É uma prática bastante comum nas periferias das cidades o uso de águas poluídas sem qualquer tratamento na irrigação de forrageiras e hortaliças. Estas últimas, por serem na maioria das vezes consumidas cruas (a exemplo do alface, pimentão, couve, tomate, coentro, etc), trazem muitos problemas de saúde para significativa parcela da população. A prática do reuso de águas residuárias tratadas é comum em diversas regiões do mundo e vem nas últimas décadas merecendo atenção porque a disponibilidade de água de boa qualidade é cada vez menor. O alto potencial fertilizante dessas águas residuárias, devido as concentrações de nutrientes importantes para o desenvolvimento das plantas, desperta muito interesse para os irrigantes de uma forma geral. Entretanto, as informações

sobre a grande diversidade de doenças cujas causas são o uso de águas contaminadas impedem a aplicação de esgotos sem tratamento.

Segundo a Organização Pan-americana de Saúde, quase a metade da população dos países em desenvolvimento padece de problemas de saúde vinculados com a insuficiência ou a contaminação da água. Mais de três milhões de crianças, menores de cinco anos, morrem por problemas de diarreia causada, principalmente, por águas contaminadas (OPS, 1996).

Diversas são as causas de contaminação das águas, principalmente as descargas de esgotos, daí a importância de se procurar técnicas de tratamentos de águas residuárias que visem melhorar sua qualidade antes de serem despejadas nos corpos d'água receptores. Estas técnicas para serem viáveis devem ter um baixo custo de implantação e ser de fácil operação e manutenção.

Nos últimos anos, vários estudos vêm sendo realizados em todo o mundo para tratar águas residuárias com o objetivo de possibilitar sua reutilização sem comprometer a qualidade de vida dos trabalhadores e usuários do produto final. Várias alternativas têm sido pesquisadas a exemplo de reatores anaeróbios de fluxo ascendente, lagoas de estabilização, filtros biológicos, etc..

Constata-se que técnicas que envolvam materiais ou produtos complexos, consumo elevado de energia, que dependam de difíceis e/ou constantes operações de manutenção, vêm sendo preteridas em relação às que estimulam o aproveitamento racional dos recursos naturais renováveis.

Nesse contexto, os wetlands construídos têm demonstrado em várias partes do mundo, independentemente das condições climáticas, serem sistemas merecedores de destaque por apresentarem grande eficiência na remoção de poluentes, produzindo efluentes com qualidades adequadas aos padrões ou normas vigentes nessas regiões.

Este trabalho, teve por objetivo, avaliar o desempenho de um sistema de wetlands construído no Campus II da Universidade Federal da Paraíba, no tratamento de águas superficiais poluídas com esgotos domésticos, tendentes como proposta para seu uso em irrigação sem riscos para a saúde humana.

## 2. OBJETIVOS:

### 2.1 Geral:

- Avaliar, no segundo ano de funcionamento, o desempenho de um sistema “wetland” construído, de fluxo subsuperficial, cultivado com *Typha spp*, no tratamento de águas superficiais poluídas com águas residuárias domésticas, considerando-se dois tempos de detenção hidráulica (5 e 10 dias).

### 2.2 Específicos:

- Analisar a redução de DBO<sub>5</sub> e formas de nitrogênio (N) e fósforo (P) nos efluentes de wetlands construídos, com tempos de detenção hidráulica de 5 e 10 dias.
- Avaliar as alterações da condutividade elétrica, do pH, da alcalinidade e da dureza nos efluentes dos wetlands construídos.
- Estudar o comportamento de coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF) nesses sistemas.
- Comparar os resultados deste trabalho com os dados do primeiro ano de funcionamento do sistema.



### 3 REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1 – Disponibilidade dos recursos hídricos

Diversos são os problemas sociais, políticos e econômicos relacionados à disponibilidade de água em algumas regiões do planeta. Todas as evidências apontam para uma competição cada vez maior entre os usos domésticos, industriais e agrícolas dos recursos hídricos, o que poderá contribuir para aumentar a necessidade destes recursos e, em conseqüência, agravar-se-á a atual crise de escassez (Salati, Mattos e Salati, 1999).

A escassez da água já é uma realidade em várias partes do planeta, especialmente na Ásia Ocidental e na África este problema afeta áreas cada vez mais extensas, podendo resultar em problemas de segurança regional, conflitos e migrações em larga escala como a verificada no início dos anos 80 na Etiópia, quando grande parte da população migrou para o Sudão em busca de comida e água, aumentando a disputa pelos recursos já escassos. Prognósticos da comunidade científica mundial convergem para a conclusão de que a disputa pelos recursos hídricos, aumentará os conflitos internos de determinadas nações e entre países que compartilham uma mesma bacia hidrográfica (Salati, Mattos e Salati, 1999).

O documento “**A Água no Mundo: Há o Bastante?**”, elaborado pela Organização Cultural, Científica e Educacional das Nações Unidas (UNESCO) e pela Organização Meteorológica Mundial, divulgado ao final do I Fórum Mundial sobre

Água, realizado em Marrocos, em março de 1997, concluiu que a diminuição dos recursos hídricos, associada a uma maior demanda por água potável, ameaça transformar-se em uma explosiva questão geopolítica, já que aproximadamente 200 bacias hidrológicas se localizam em áreas de fronteiras de vários países. Turquia, Síria e Iraque (compartes das bacias dos rios Tigre-Eufrates), Israel, Jordânia e Síria (rio Jordão) e Índia e Bangladesh (rio Ganges) são exemplos de conflitos internacionais que há décadas se arrastam alternando progressos e retrocessos nas suas negociações pela paz. A segurança do Egito, por exemplo, depende de oito países africanos que utilizam a bacia do Rio Nilo (Salati, Mattos e Salati, 1999).

Sem gerenciamento que integre as causas desfavoráveis dos balanços hídricos locais e internacionais, à medida que a água for se tornando cada vez mais escassa, menores possibilidades de desenvolvimento, mais conflitos e guerras surgirão pela sua posse, e não por petróleo ou motivos políticos (IRC, 1997).

Urge o reconhecimento de que os recursos hídricos em nível mundial são limitados, que se trata de um bem de valor econômico, esgotável e fator limitante das poucas possibilidades de desenvolvimentos social e econômico de vários países. Assim, certas práticas de uso devem ser coibidas ou até mesmo punidas. Deve-se buscar otimizações de técnicas de irrigação, fazer revisões nas redes de distribuição de água nas cidades para evitar desperdícios por vazamento, promover o uso e/ou reciclagem de águas servidas para certos fins compatíveis com a sua qualidade, realizar o tratamento ou despoluição de rios, lagos, açudes e afluentes de corpos aquáticos em geral. Estes são exemplos de medidas que, ao lado de outras que tenham como objetivo educar a população sobre a importância e necessidade de preservar a qualidade dos mananciais, podem e devem ser difundidas para ajudar a minimizar o problema da escassez em muitas regiões (Salati, Mattos e Salati, 1999).

Um outro exemplo de medida que pode ajudar a poupar a quantidade de água dos mananciais, é o uso de águas residuárias na agricultura. Essa prática tem sido ao longo do tempo bastante difundida em muitos países, especialmente em regiões áridas e semi-áridas a exemplo de Israel e Jordânia, onde reservatórios contendo milhões de

metros cúbicos de águas residuárias vêm sendo utilizados há muitos anos (Mancini, Indelicato e Vagliasindi, 2000). Em outras regiões de países como: México, Espanha, Alemanha e Itália, a sobrevivência de parte da população depende de água residuária, a qual representa hoje a reserva hídrica para fins de irrigação (Mancini, Indelicato e Vagliasindi, 2000).

Do ponto de vista global não existe hoje escassez de água. Tomando-se por base a atual população da terra (6 bilhões) e considerando que 41.000 km<sup>3</sup>/ano de água doce são descarregados nos rios do mundo, constata-se matematicamente que o volume de água *per capita* disponível é cerca de 7 vezes a estimada como razoável pelas Nações Unidas (1000 m<sup>3</sup>/hab.ano). Todavia, essa quantidade está muito mal distribuída. Um exemplo é o Brasil. Este, destaca-se mundialmente pela grande quantidade de água doce dos seus rios, com uma produção hídrica de 177.900 m<sup>3</sup>/s, o que representa 53% da produção de água doce do continente Sul Americano e cerca de 12% do total mundial. No entanto, aproximadamente 78% da produção hídrica nacional (promovida pelos rios Amazonas e Tocantins) situa-se numa região (Amazônica) cuja densidade demográfica é apenas 2 a 5 hab/km<sup>2</sup>, enquanto que na bacia do rio São Francisco essa densidade varia de 5 a 25 hab/km<sup>2</sup> e a produção hídrica representa apenas 1,7% do total (Rebouças, 1999).

Além dos problemas dessa distribuição irregular, são essas regiões de alta densidade demográfica as que mais água necessitam e as que mais quantidades de resíduos líquidos e sólidos produzem, o que terminam contaminando os corpos de água. Só uma mudança dessa realidade pode, num futuro próximo, viabilizar o desenvolvimento sustentável dessas regiões. Segundo Selig et al. (2000), há necessidade de uma mudança profunda nos paradigmas que sempre nortearam a civilização ocidental: crescimento, competição, produção de novos materiais e produtos, que invariavelmente promoveram degradação ambiental, para novas metodologias que integrem desenvolvimento, conhecimentos e valores como: ecologia e produção, educação e consumo.

## 3.2 - Degradação da qualidade da água

### 3.2.1 – Principais causas

Vários autores têm observado que a degradação acelerada da qualidade da água nos últimos 50 anos, a nível global, é devida principalmente às atividades antrópicas tais como os desmatamentos das bacias hidrográficas, a mineração, a emissão de substâncias tóxicas para a atmosfera, o uso intensivo de insumos agrícolas e o lançamento de esgotos (domésticos e/ou industriais) não ou só parcialmente tratados nos corpos de água (Rebouças, 1999; Salati, Mattos e Salati, 1999).

No Brasil observa-se hoje uma concentração de 70% da população nas áreas urbanas, onde também se concentram importantes pólos industriais. Os dejetos dessas atividades são as causas fundamentais da rápida deterioração da qualidade da água (Tundisi, 1999). São exemplos os Rios Tietê e Pinheiros em São Paulo, que recebem forte impacto antrópico (Branco, 1986).

Além da poluição antropogênica direta, de impacto imediato como são as descargas de esgotos, vários autores destacam a importância das mudanças climáticas globais sobre a qualidade das águas, em especial o aquecimento do planeta (efeito estufa) e as chuvas ácidas (Houghton, 1996; Salati, Mattos e Salati, 1999; Rebouças, Braga e Tundisi, 1999).

Sobre o efeito estufa, Houghton et al.(1996), observaram que desde 1750 (era pré-industrial) até 1992 (era industrial) as concentrações atmosféricas dos principais gases responsáveis por esse fenômeno aumentaram significativamente (o gás carbônico aumentou 30%; o metano 145% e o dióxido de nitrogênio 15%), retendo maior quantidade de calor, devido suas capacidades de absorverem radiação infravermelha, o que favorece a evaporação e com isso a concentração dos sais nos corpos de águas superficiais. Outras conseqüências são: a diminuição dos estoques de água das geleiras, o aumento da umidade do ar em algumas regiões, o aumento do número

de tufões e furacões e variações da quantidade e qualidade de água potável nas regiões litorâneas devido o aumento do nível do mar (Salati, Mattos e Salati, 1999).

Entre as medidas para preservar e/ou melhorar a qualidade de alguns corpos aquáticos receptores, assim como para regular e diminuir o consumo de água de boa qualidade, Salati, Mattos e Salati (1999), citam que nos Estados Unidos o aumento do preço cobrado pela água e as taxas referentes a efluentes finais, fizeram com que as indústrias investissem em reciclagem e conservação de água. O resultado, observam eles, é que num período de 40 anos (1950 a 1990) embora a produção industrial americana tenha crescido quase quatro vezes, nesse mesmo período o consumo de água para fins industriais foi reduzido em 36 %.

Um grande número de contribuições sobre a recuperação e gerenciamento de lagos e represas, ocorreu devido o conhecimento de processos (tais como sucessão fitoplanctônica, transferência de energia, estratificação e transporte vertical de nutrientes, distribuição de espécies, biodiversidade e os fatores que as regulam) e mecanismos de funcionamento de ecossistemas em nível de interações entre os seus componentes geográficos, climatológicos, hidrológicos e seus efeitos na produtividade primária e nos ciclos biogeoquímicos (Tundisi, 1999). Neste campo, ele também observa o progresso dos estudos sobre lagos rasos (profundidade média inferior a 3m), colonizados por macrófitas aquáticas e submetidos a constantes oscilações devido às flutuações de nível e efeitos climatológicos como vento e radiação solar, e com grandes interações entre os sedimentos e a coluna de água.

### **3.2.2 – Conseqüências – eutrofização**

Corpos aquáticos submetidos a impactos antropogênicos, rapidamente tornam-se eutrofizados. De acordo com Meybeck et al. (1989), a eutrofização é definida como o enriquecimento de águas com nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio,

indispensáveis para o crescimento de algas e plantas, resultando numa visível floração algal e/ou aglomerações de macrófitas.

O lançamento de dejetos humanos em corpos aquáticos e sua posterior biodegradação pela ação bacteriana, implica na liberação de nutrientes (principalmente N e P) nesses ambientes, propiciando o desenvolvimento do fitoplâncton o qual consome rapidamente o oxigênio existente na água. Como consequência inicia-se a decomposição anaeróbia da matéria orgânica, com o predomínio das condições redutoras no meio, o que propicia a formação e liberação de substâncias indesejáveis como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{CH}_4$ ,  $\text{H}_2\text{S}$  (Meybeck et al., 1989). Estas, solubilizam certos metais dos sedimentos, especialmente ferro (Fe) e manganês (Mn). Na forma solúvel, estes metais trazem problemas ao abastecimento de água; o fosfato, também na forma solúvel, representa uma fonte interna de fósforo para as algas; o gás sulfídrico causa problemas de toxicidade e mau odor (Sperling, 1996). Sob essas condições, a maioria das formas de vida aquática morrem.

Este fenômeno, conhecido por eutrofização, é comum em corpos aquáticos ou rios que atravessam grandes centros urbanos em todo o mundo. Rios como o Tietê e Pinheiros em São Paulo; Sena, Danúbio e Tâmisia na Europa, estes últimos já tratados e recuperados, são exemplos de mananciais vítimas de esgotos domésticos, despejos sólidos e líquidos, muitos dos quais de natureza orgânica e, portanto, biodegradáveis, passíveis de serem decompostos biologicamente com o consequente consumo de oxigênio dissolvido na água, podendo este chegar à concentrações muito baixas ou até a total ausência, ocasião em que se instalam atividades fermentativas anaeróbias, geralmente com forte exalação de maus odores. O Rio Tâmisia por exemplo, no passado, chegou a motivar a suspensão das sessões do Parlamento inglês. O seu teor de oxigênio dissolvido decresceu ao nível de provocar a morte de peixes e demais organismos de respiração aeróbia levando à putrefação. A propagação de doenças causadas por bactérias, vírus e helmintos é a consequência mais grave desse fenômeno (Branco, 1999).

A eutrofização de mananciais incide negativamente no processo de potabilização da água, com problemas estéticos causados pelo aumento da turbidez e cor, dificultando e elevando os custos do tratamento a exemplo da filtração (lavagens mais frequentes dos filtros), floculação (maior consumo de produtos químicos) e da sedimentação. Ainda associado a esse fenômeno, as algas produzem toxinas e substâncias que conferem odor e sabor desagradáveis (Sperling, 1996).

Os limnologistas, segundo Hammer (1979), classificam os corpos de água de acordo com o estágio de eutrofização em: oligotróficos, mesotróficos ou eutróficos, conforme sejam, respectivamente, pobres, moderados ou ricos em nutrientes.

Apesar de outros elementos (p.ex.: C, S, Ca, Mg, K, Fe, Mn, Al, etc.) também serem necessários ao desenvolvimento das plantas, o nitrogênio e o fósforo são indiscutivelmente os maiores responsáveis pela eutrofização dos corpos receptores de águas poluídas. Demonstra-se que para a formação de biomassa de fitoplâncton, são requeridos  $31 \text{ mg/m}^3$  de P ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) e  $224 \text{ mg/m}^3$  de N ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ) para produzir uma massa seca de fitoplâncton de aproximadamente  $3000 \text{ mg/m}^3$ . Isto mostra que se a razão N/P for menor que 7, o N é o fator limitante; do contrário, se é maior, o P torna-se o fator limitante para essa mineralização. O "Co-operative Programme on Eutrophication" (OECD), que inclui centenas de lagos e reservatórios na Europa, América do Norte e Japão tem mostrado que na maioria dos casos o fósforo é o fator controlador (Meybeck et al., 1989).

A eutrofização afeta sobretudo as massas de águas paradas, especialmente as lagoas e açudes que apresentam uma relação muito alta entre as superfícies da bacia e da água, o que implica num maior aporte de nutrientes.

A redução de nitrogênio e fósforo, principais nutrientes das águas residuárias, não se dá de forma suficiente nos tratamentos convencionais, são necessários tratamentos terciários complementares que, em geral, supõem altos custos com instalações e manutenções. De acordo com Hammer (1979), o custo do tratamento terciário para remoção de fósforo, se situa na faixa de 50 a 100% do custo do tratamento secundário convencional. Os processos para remoção do nitrogênio são

ainda mais dispendiosos. A implementação de tratamentos terciários de baixos custos que sejam capazes de reduzir os teores destes nutrientes a níveis que não impactem os corpos aquáticos receptores, é uma realidade que as autoridades governamentais têm que enfrentar. Esses níveis ou padrões, são estabelecidos pelas autoridades sanitárias dos países, utilizando referências de valores defendidos pela Organização Mundial de Saúde (OMS). No caso do Brasil, esses padrões estão estabelecidos pela RESOLUÇÃO CONAMA nº 20, de 18/06/1986.

### 3.3 - Tratamento de águas poluídas

A engenharia ambiental procura identificar e aplicar processos que tenham a capacidade de evitar, controlar, minimizar e/ou remediar problemas de poluição, através de técnicas que potencializem a capacidade de processos naturais na busca de soluções com menores custos e o mais independente possível de outros recursos como por exemplo, da energia, uso de produtos químicos, etc.

Nesse sentido, observações sobre sistemas naturais capazes de tratar águas poluídas têm sido objeto de estudos e pesquisas experimentais em nível nacional e internacional. Dentre estes, os sistemas wetlands vêm se consolidando como uma alternativa tecnológica factível para vários climas e regiões do planeta, para atender a alguns dos principais objetivos dos tratamentos de águas poluídas em geral, notadamente na capacidade de transformar o problema causado por estas em uma saída para fins de irrigação e usos industriais. Essa transformação de água poluída em água tratada e com padrão aceitável para certos fins sócio-econômicos, é uma forma de aumentar o potencial de atendimento às necessidades humanas não só hoje mas, também, no futuro. Este processo é entendido como uma ação de desenvolvimento sustentável (World Commission on Environment and Development, 1990).

Wetlands são sistemas que possuem um elevado potencial depurador de águas poluídas, em particular a capacidade de degradar a matéria orgânica, remover



nutrientes e microrganismos indicadores de contaminação fecal (Gopal,1999). A combinação de processos físicos (filtração através do sistema radicular, sedimentação e adsorção), químicos (oxidação, produção de biocidas pelas plantas) e biológicos (biofilme que é formado no sistema radicular da macrófita), segundo Rivera et al. (1995), confere a esses sistemas a capacidade de reduzir a quantidade de microrganismos fecais. Entre os fatores mais influentes nos mecanismos de remoção, destacam-se a temperatura e a radiação solar (Khatiwada e Polprasert, 1999).

Os sistemas wetlands, segundo Lakatos, Magdolna e Juhász (1997), Haberl (1999), Marques (1999) entre outros, apresentam como principais vantagens:

- baixo custo de implantação e manutenção;
- ausência de odores;
- não apresentam problemas como a proliferação de moscas ou mosquitos (a menos que a superfície da água seja exposta);
- propiciam melhoria ambiental, devido os incrementos quantitativos e qualitativos da flora e da fauna;
- apresentam eficiência depurativa em todas as regiões, climas ou estações do ano;
- pouca modificação de desempenho com as variações da carga afluyente;
- grande produção de biomassa (que pode ser usada como ração animal ou até humana, produção de energia e biofertilizantes)

As principais limitações dos sistemas wetlands construídos, ainda estão relacionadas a conhecimentos insuficientes dos critérios de projeto e funcionamento, bem como dos mecanismos que intervêm no processo depurativo. A transferência de conhecimento entre países, devido as experiências e trabalhos científicos desenvolvidos nos institutos de pesquisa e universidades, contrapõe-se a essas dificuldades e viabiliza uma horizontalização dos conhecimentos (Haberl, 1999).

Por se tratar de tecnologia de baixo custo e de fácil implantação e manutenção, capaz de solucionar problemas de poluição aquática que afeta praticamente todas as regiões do planeta, os sistemas de wetlands construídos vêm se consolidando como uma alternativa de grande interesse social, econômico e ambiental em muitos países. Inúmeras informações sobre os resultados alcançados em pesquisas sobre tratamentos de águas poluídas são publicadas por diversos autores. Lakatos, Magdolna e Juhász (1997), utilizando wetlands construídos no tratamento de águas residuárias de indústrias petroquímicas na Hungria, obtiveram eficiências médias de 60, 40 e 35%, na remoção de DQO, fósforo e nitrogênio respectivamente; Guimarães et al. (2000), usando *Juncus sellovianus* em leito constituído por duas camadas: uma de 10cm de casca de arroz e outra de 40cm de uma mistura de casca de arroz e solo, conseguiram tratando água residuária doméstica significativas remoções da DQO, ST, SSV, detergentes, óleos e gorduras. Usando plantas do gênero *Juncos spp* para o tratamento de esgotos sanitários pré-tratados em reator tipo UASB, Sousa et al. (2000), constataram a eficiência do sistema wetland na remoção de nitrogênio, fósforo e coliformes fecais.

### 3.3.1- Wetlands naturais

O termo “wetland” é utilizado para caracterizar ecossistemas naturais que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano. Devido esta característica, também podem ser chamados “terrenos ou terras úmidas”, “encharcados”, “alagados”, “pântanos”, “brejos”, etc. Estas áreas têm em comum, a presença de água de pouca profundidade, de forma constante ou temporal (sazonal), águas correntes ou paradas; doces, salobras ou salinas, que desenvolvem uma vegetação apropriada para ambientes saturados com água (Crites, 1994).

A Figura 3.1 mostra um wetland natural, no qual destaca-se macrófitas emergentes e flutuantes.



**Figura 3.1** - Wetland natural na área rural do município de Campina Grande (PB).

Sistemas como este, constituem-se num importante habitat natural para diversas espécies animais e vegetais que, a base de benefícios recíprocos, convivem harmonicamente. Segundo Crites (1994), os wetlands caracterizam vários ecossistemas naturais onde água, plantas e solo vivem em harmonia graças à reciclagem de nutrientes decorrentes de processos físicos, químicos e biológicos que se aproximam do ideal.

A barreira ou cortina formada pelo sistema radicular das macrófitas, atua como filtro para reter as partículas em suspensão (Reddy & D'Angelo, 1997), presentes em grandes quantidades nos esgotos domésticos ou águas residuárias industriais. A redução da matéria orgânica particulada (em suspensão) é a principal causa da diminuição da DBO das águas residuárias (Gopal, 1999). Além do papel de filtração do sistema radicular, as macrófitas produzem oxigênio por fotossíntese e o transportam para o meio aquático, propiciando dessa forma o desenvolvimento de comunidades de microrganismos aeróbios e facultativos, responsáveis em parte pelos mecanismos de depuração da água (Brix, 1994). Entre os processos biológicos, os

mais importantes mediados pelos microrganismos dependem da disponibilidade de oxigênio e incluem a oxidação ou redução do carbono, nitrogênio e enxôfre. Quando há condição anaeróbia causada pela elevação da DBO, a desnitrificação é favorecida mas, a adsorção e precipitação do fósforo não (Richardson et al., 1978, apud Gopal, 1999). Os processos químicos são considerados os principais responsáveis pela remoção de fósforo e metais pesados, tendo o ferro, o alumínio e o manganês, entre outros elementos, papel importante nestes processos (Cooke, 1994).

### 3.3.2 - Wetlands construídos

Os sistemas wetlands construídos são ecossistemas artificiais que utilizam os princípios básicos dos mecanismos dos wetlands naturais. Eles visam estimular e melhorar as propriedades dos sistemas naturais principalmente quanto à capacidade de degradação da matéria orgânica e a retenção de nutrientes, particularmente nitrogênio e fósforo (Marques, 1999).

Os wetlands construídos diferem dos naturais principalmente na sua hidrologia, devido a uniformidade dos fluxos e a pouca profundidade da água, possíveis de serem controladas ao longo do ano. A hidrologia regula as características ou estrutura do wetland e suas funções. O regime hidrológico do wetland é definido pela frequência, sincronização, profundidade, inundações ou enchentes que alteram o nível de água diuturnamente e/ou sazonalmente como acontece em regiões tropicais, cuja vegetação desenvolvida adapta-se a esse regime (Gopal, 1999).

Além da hidrologia, uma diferença adicional deve-se ao substrato, cuja seleção para o wetland construído pode otimizar o movimento hidráulico. Outra grande diferença é situada na biodiversidade. Apesar da predominância de uma ou duas espécies de macrófitas na área, os wetlands naturais suportam grande biodiversidade. Wetlands construídos sempre tendem a promover espécies padrões (Gopal, 1999).

O uso de wetlands construídos é comum na Europa, América do Norte e Austrália onde são amplamente empregados no tratamento terciário de águas residuárias domésticas, retenção de metais pesados em efluentes industriais e remoção de microrganismos fecais. Na Europa eles são particularmente usados como sistemas depuradores de águas domésticas poluídas e/ou no tratamento de efluentes agroindustriais objetivando alcançar rigorosos padrões de qualidade da água antes desta ser lançada no meio ambiente. Já na Holanda servem para minimizar efeitos de tempestades ou vendavais, exercendo o papel de drenar e controlar correntezas das principais rodovias e moradias (Denny, 1997).

Vários sistemas wetlands foram e vêm sendo propostos, construídos e testados em diversos países, ao ponto de em 1985 ter sido criado o Grupo Europeu de Sistemas de Tratamento mediante Hidrófitas Emergentes (EHTS). Desde 1988, a Associação Internacional em Qualidade de Água tem organizado conferências bianuais voltadas para o uso desses sistemas na diminuição ou controle da poluição da água. A primeira Conferência Internacional de Wetland Construído aconteceu em Cambridge e, a mais recente, a 7ª, na Flórida em Novembro de 2000.

No Brasil, os estudos pioneiros com wetlands construídos foram feitos por Salati e outros, a partir de observações das inundações comuns na Amazônia. Sioli (1984) observou que os lagos formados ao longo do Rio Solimões nos períodos de enchentes, tornam-se nos períodos secos áreas cobertas com vegetação, restando apenas traços do lago original e que as características da água do rio são modificadas nestes lagos.

Empresas da área de tratamento de esgotos e fornecimento de água potável como a SABESP (Saneamento Básico do Estado de São Paulo), SANEPAR (Saneamento do Estado do Paraná) e de eletrificação como a CESP (Companhia de Eletrificação do Estado de São Paulo), são exemplos de empresas que têm se interessado por esse tipo de tecnologia. Projetos com vistas para problema da preservação de wetlands naturais, pesquisas sobre a eficiência de plantas aquáticas flutuantes (a exemplo da *Eichornia sp*) na remoção de metais pesados de efluentes

bem como o uso da biomassa das plantas aquáticas na produção de energia e forragens protéicas para a alimentação de animais, são exemplos de estudos em progresso no Estado do Rio de Janeiro (Salati Jr., Salati e Salati, 1999)

A capacidade de depuração dos wetlands é associada à combinação de diversos mecanismos físicos, químicos e biológicos que vão desde a assimilação direta dos nutrientes pelas plantas, até processos degradatórios desenvolvidos por microrganismos (Brix, 1993; Ottova, Balcarova e Vymazal, 1997; Gopal, 1999; Ceballos et al., 2000). Não se conhece com precisão os mecanismos de remoções de bactérias e vírus em wetlands construídos, mas sabe-se que incluem processos unitários como: filtração (através da zona da raiz e do biofilme formado sobre o meio transporte), sedimentação, precipitação e adsorção nas partículas do solo, assimilação pelo tecido da planta; processos químicos como a oxidação e, transformações microbiológicas (Brix, 1993; Dahab, Liu e Surampalli, 2000). Os mecanismos biológicos incluem a produção de antibióticos por outros microrganismos, ação predatória de nematóides e protozoários, liberação de antibióticos pelas macrófitas, efeito lítico e por morte natural (Gersberg, Gearheart e Ives, 1989; Vicent, 1994; Verlicchi e Masotti, 2000).

A eficiência desses processos depende de diversas variáveis, desde os parâmetros de projeto: modelo, vazão, velocidade do fluxo, tipo de substrato (se o mesmo é de sedimento orgânico e/ou mineral), espécie de macrófita cultivada, tempo de detenção hidráulica, etc. até outras variáveis não controláveis como: temperatura, radiação solar, precipitações pluviométricas (Khatiwada e Polprasert, 1999), concentração de nutrientes no afluente e a acumulação destes no sistema causando-lhe saturação (Gopal, 1999).

Monitorar e avaliar as influências desses parâmetros, é indispensável na busca da otimização do processo, visando maximizar a eficiência do tratamento na depuração das águas residuárias e, ao mesmo tempo, minimizar os custos de implantação, operação e manutenção do wetland construído.

Os conhecimentos necessários à elaboração e implantação de projetos de sistemas wetlands, ainda não são suficientes no contexto da literatura especializada. Entretanto, segundo Marques (1999), os wetlands de fluxo superficial e de fluxo subsuperficial destacam-se como preferenciais.

Diversas macrófitas aquáticas (emergentes e flutuantes) vêm sendo utilizadas nos wetlands. Muitas vezes a escolha tem sido para atender à preferência do projetista ou pesquisador (Marques, 1999). No entanto, segundo Mitchell (1978) apud Thomas, Glover e Kalaroopan, (1995), a seleção das espécies é fundamental e deve obedecer a critérios básicos, como: (1) facilidade de propagação e crescimento rápido; (2) alta capacidade de absorção de poluentes; (3) tolerância a ambientes eutrofizados e (4) fácil colheita e manejo. Entre as espécies emergentes, as mais usadas são: *Typha spp.*, *Phragmites*, *Juncus ingens* e *Schoenoplectus validus*. Enquanto que: *Eichhornia crassipes* (aguapé), *Spirodela spp* (erva de pato), *Salvinia molesta* (salvinia) e *Hydrocotyle umbellata* são as espécies flutuantes mais freqüentemente empregadas (Sousa et al., 2000).

A *Typha spp.*, conhecida vulgarmente no Brasil como taboa (usada na confecção de esteiras), é encontrada em ambos os hemisférios, em regiões temperadas e tropicais, é uma planta herbácea perene, que cresce em brejos e alagadiços, possui caule com uma porção rizomatosa rastejante e outra erecta que transporta as folhas, sendo estas sésseis, lineares, longas, e quase todas se inserem próximas da base (Brandão, 1975).

Destacam-se entre as funções das macrófitas: (a) absorção de nutrientes presentes na água residuária, especialmente do nitrogênio e do fósforo; (b) transferências de gases através do seu sistema radicular (raízes e rizomas), que serve como os canais para esse transporte (oxigênio para o substrato; gás carbônico, metano e nitrogênio para a atmosfera); (c) propiciar (nesse sistema radicular) a base ou suporte para o crescimento de biofilmes das bactérias que tratam águas residuárias; (d) inibir, pela formação de sombras, o crescimento de algas na superfície do substrato. Além destas funções, as macrófitas exercem importante papel na

transformação paisagística, microclimática e criação de diversidades ambientais de áreas antes consideradas inóspitas (Marques, 1999)..

Um outro importante componente dos sistemas wetlands e que pode ser constituído de materiais diversos e com distintas porosidades (brita, cascalho, areia, solo, casca de arroz, etc.), é o substrato. Para a sua escolha, deve-se considerar a quantidade (fluxo) e as características do afluente, bem como a qualidade desejada no efluente.

No sistema radicular das plantas, forma-se o biofilme, o qual agrega populações de diversas bactérias degradadoras que têm a capacidade de tratar as águas residuárias. Este biofilme concentra-se nos rizomas e raízes das macrófitas, onde são constituídas zonas aeróbias (mais próximas ou adjacentes dos rizomas e raízes) e zonas anaeróbias (mais afastadas). A presença de zonas aeróbias e anaeróbias é importante porque reduzem o potencial de geração de odores indesejáveis e proliferação de mosquitos e/ou outros insetos. Ácidos gálicos e tânicos são liberados pelas raízes de muitas macrófitas aquáticas e estes são responsáveis pela sua atividade antimicrobiana (Verlicchi e Masotti, 2000). Além deste efeito direto, populações de bactérias com propriedades antibióticas (p.ex.: *Pseudomonas*) se desenvolvem rapidamente na rizosfera, contribuindo também para a remoção da *Escherichia coli* (Ottova, Balcarova e Vymazal, 1997).

### 3.3.2.1 - Wetlands de fluxo superficial

Estes sistemas são constituídos basicamente por bacias ou canais com pouca profundidade, devendo possuir barreiras naturais ou construídas na subsuperfície para impermeabilizar ou prevenir contra os riscos relacionados com a contaminação do lençol freático. Dessa forma, os solos a serem utilizados para a implantação direta de sistemas wetlands com escoamento superficial, devem apresentar baixa permeabilidade. Para assegurar um isolamento adequado e conseqüentemente a



minimização dos riscos relacionados com a contaminação do subsolo pelas águas residuárias, usa-se argila compactada, tratamento com bentonita ou asfalto, seguido de uma cobertura de manta plástica (Marques, 1999). Em zonas áridas, com solos permeáveis e rasos, tratamentos de esgotos por método de escoamento superficial ou mesmo fertirrigação de culturas com águas residuárias, pode contaminar o lençol freático por microrganismos principalmente patogênicos (Parreiras et al., 2000).

No fluxo superficial, a carga afluyente ocorre acima do substrato e, dessa forma, a superfície da água residuária permanece exposta ao ambiente, havendo uma maior tendência de proliferação de moscas, mosquitos e outros insetos indesejáveis.

As plantas aquáticas utilizadas nos wetlands de fluxo superficial, podem ser emergentes ou flutuantes, de uma única espécie ou combinação de várias. No caso das emergentes, o sistema radicular da vegetação fica preso ao sedimento, enquanto que o caule e as folhas, ficam parcialmente submersos. Entre as espécies vegetais flutuantes a mais estudada é a *Eichhornia crassipes*, popularmente conhecida no Brasil como aguapé ou baronesa (Oliveira, 2000).

### 3.3.2.2 - Wetlands de fluxo subsuperficial

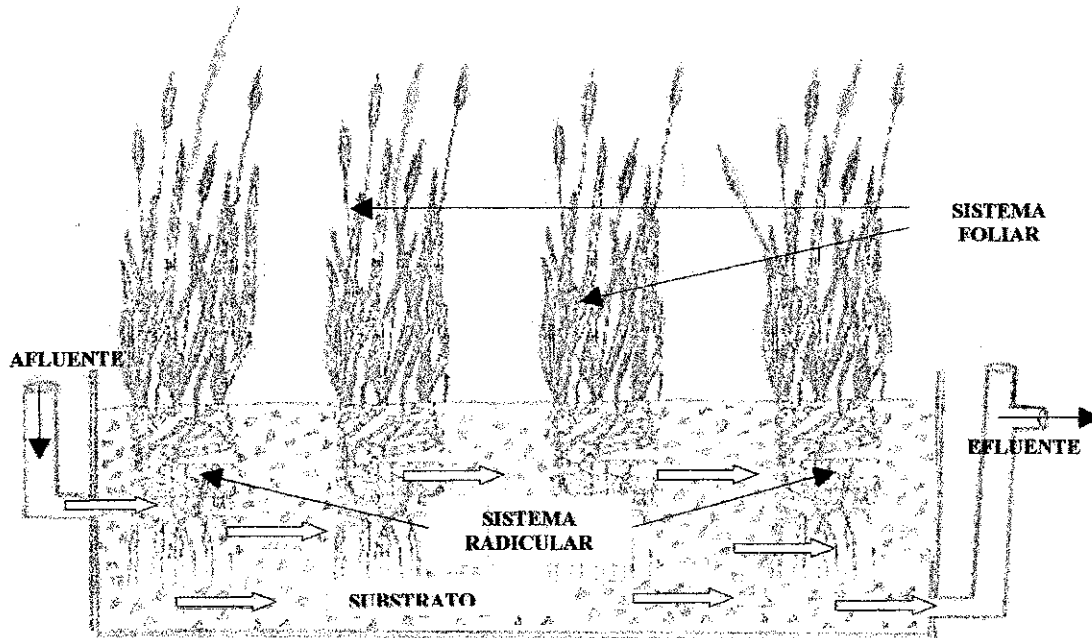
Estes sistemas são essencialmente projetados para manter o nível da água poluída ou residuária a ser tratada, abaixo da superfície do substrato, o qual é constituído geralmente por material poroso, podendo ser de natureza orgânica ou inorgânica (p. ex: casca de arroz, areia, cascalho, brita, etc.).

Nos wetlands de fluxo subsuperficial, ocorre o contato de forma mais direta da carga poluente, presente na água de alimentação, com o sistema radicular das plantas. As raízes e rizomas das plantas aquáticas emergentes, presas ao substrato, formam uma espécie de filtro para reter os materiais em suspensão na água residuária. Dependendo do grau de desenvolvimento alcançado pela planta e conseqüentemente

do seu sistema radicular, este desempenhará funções depuradoras, mais ou menos eficiente (Verlicchi e Masotti, 2000)

Por ser projetado para manter submersa a superfície da água, evita-se que mosquitos ou outros vetores encontrem condições de proliferação. Outra vantagem que este tipo de fluxo apresenta sobre o superficial, é a ausência de odores indesejáveis.

Conforme a direção do escoamento da água a ser tratada nos sistemas, eles podem ser caracterizados como de fluxo horizontal ou vertical. No primeiro, o escoamento ocorre através do sistema radicular das plantas, funcionando este essencialmente como filtros horizontais (Figura 3.2). Os wetlands com fluxo vertical são mais propensos a problemas relacionados com o processo de infiltração/percolação que, ao se tornar lento, pode causar inundações na superfície e, assim exposta à atmosfera, a água poluída que está sendo tratada é melhor aerada, o que favorece a ocorrência de processos de nitrificação (Vyamazal, 1998).



**Figura 3.2** – Wetland construído de fluxo subperiférico, com destaque para seus principais componentes

### 3.4 - Principais parâmetros de qualidade das águas superficiais

Os agentes veiculados pela água e causadores de doenças, podem ser de natureza química ou biológica. Os contaminantes químicos têm sua origem geralmente associada ao ciclo hidrológico (carreamento de elementos do ar ou do solo) como também decorrentes de ações antrópicas na bacia. Maiores preocupações são com aqueles com propriedades tóxicas cumulativas, como os metais pesados e os agentes cancerígenos. Os contaminantes biológicos (vírus, bactérias, protozoários e helmintos) decorrem principalmente da presença de excretas de origem humana ou animal nas fontes de água. A transmissão das doenças pode ocorrer de forma direta ou indireta: na ingestão direta da água, no preparo dos alimentos, na higiene pessoal, na agricultura, na indústria e no lazer (FNS, 1999b).

Os valores recomendados pela Organização Mundial de Saúde (OMS) para os diversos parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos, são usados como referências pelas autoridades sanitárias de diversos países para estabelecerem suas normas e padrões da água destinada para diferentes fins.

No Brasil, a Resolução CONAMA Nº 20, de 18/06/86 é adotada como o dispositivo legal para classificar, regulamentar e monitorar os elementos inerentes à qualidade dos corpos d'água. A prática da engenharia ambiental tem demonstrado que determinados compostos, a exemplo dos nitrogenados e fosfatados, sempre presentes em águas residuárias, devem ser controlados de forma mais rigorosa, porque afetam de maneira mais acentuada o equilíbrio do corpo aquático receptor com conseqüências danosas ao meio ambiente como um todo.

A presença de quantidades indiscriminadas de várias espécies químicas e microbiológicas em afluentes de corpos d'água, pode causar efeitos deletérios quanto aos aspectos da degradação física-geográfica destes (por exemplo: salinização, crescimento exagerado de algas e plantas, etc.), como econômicos (não aproveitamento direto para algum fim ou atividade e custos elevados para sua recuperação). Por isso, é imprescindível conhecer a importância ambiental dessas

espécies ou parâmetros de qualidade e o quanto suas concentrações representam de impacto ao serem lançados não apenas em corpos d'água, mas, no meio ambiente em geral.

### **3.4.1 – Parâmetros físico-químicos**

#### **3.4.1.1 – Condutividade elétrica (CE)**

A condutividade elétrica (CE) de uma água expressa sua capacidade de conduzir a corrente elétrica. Ela depende da quantidade e espécies de íons dissociados. Portanto existe uma relação ou associação, entre CE e o teor de sólidos dissolvidos na água. Para efeito de diagnóstico e classificação das águas de irrigação de forma prática e rápida, pode-se expressar a concentração total de sais, em termos da CE. Por esta razão, este parâmetro é freqüentemente utilizado. Associado ao “índice de sódio” permite estimar o risco de deterioração física do solo devido a processos de irrigação (Richards, 1977).

Dentre as principais espécies iônicas que influenciam o valor da CE, destacam-se os sais de sódio, potássio, cálcio, magnésio, cloretos, sulfatos, carbonatos e bicarbonatos. Análises físico-químicas de centenas de amostras de águas da região semi-árida do Nordeste do Brasil, realizadas no período 1997 a 2000, no laboratório de dessalinização da UFPB, comprovam as diferentes influências desses sais na CE da água. Constatou-se, por exemplo, que águas oriundas de poços artesianos profundos das micro-regiões Cariri e Curimataú da Paraíba, embora em alguns casos apresentassem semelhantes valores para os sólidos totais dissolvidos (STD), tinham significativa diferença da CE devido os sais que predominavam em suas composições: enquanto as amostras oriundas do Cariri apresentavam teores mais significativos de sais responsáveis pela dureza (como no caso dos carbonatos e bicarbonatos de cálcio e magnésio), as da região do Curimataú eram mais ricas em

sais de cloretos de sódio. Concluiu-se nessas análises que para um mesmo valor de STD, as águas mais alcalinas do Cariri apresentam menores valores da CE do que as do Curimataú.

Visto que a solubilidade dos sais em água varia diretamente com a temperatura, a condutividade elétrica por conseguinte também varia. Portanto, qualquer aumento ou diminuição da temperatura da água, implica em idêntica variação do valor da sua CE. Por esta razão, para determinações que exijam precisão deste parâmetro, as mesmas devem ser realizadas sob condições controladas de temperatura.

Em sistemas de wetlands, devido a processos como a evapotranspiração e a mineralização da matéria orgânica presente no afluente e, também, porque a taxa de absorção dos nutrientes mineralizados pelo vegetal é inferior à mineralização, a CE da água tratada aumenta (Guimarães et al., 2000). Deduz-se dessa forma que mesmo se variáveis não controladas como: a precipitação pluviométrica, a temperatura e a composição do afluente ao sistema permanecessem constantes, os processos acima citados produziram efluentes diferentes em função do tempo de detenção hidráulica (TDH).

#### **3.4.1.2 – Temperatura (T)**

A temperatura da água é um parâmetro muito importante devido à influência que exerce sobre as reações químicas, sobre os processos biológicos e as comunidades aquáticas (Esteves, 1998). A faixa ótima de temperatura para as atividades microbianas varia entre 25 e 35°C. Elevando-se para 50°C, a digestão aeróbia e a nitrificação podem parar. Quando a temperatura é cerca de 15°C, as bactérias produtoras de metano tornam-se praticamente inativas e, em torno de 5°C, as bactérias nitrificantes autotróficas, praticamente cessam seu metabolismo (Metcalf & Eddy, 1991).

Elevações na temperatura da água dentro da faixa mesofílica causam aumentos nas taxas de reações químicas, bioquímicas e, diminuição na quantidade de oxigênio dissolvido, devido à solubilidade dos gases ser inversamente proporcional à temperatura (Branco, 1986; Sawyer, McCarty and Parkin, 1994; Metcalf & Eddy, 1991). Outra importante observação do ponto de vista ambiental, segundo Sperling (1996), é a de que a elevação da temperatura, aumenta a taxa de transferência de gases com produção de odores desagradáveis. Se o aumento for muito elevado, a biota mesófila é destruída, passando a predominar a termófila (Pelczar, Reid e Chan, 1981).

#### 3.4.1.3 – Turbidez

A turbidez da água expressa a concentração de sólidos suspensos, os quais representam o grau de interferência à passagem da luz. Pode ser causada por diversos materiais e de diferentes tamanhos, desde dispersões coloidais extremamente finas até outras relativamente grosseiras, como ocorre em águas de rios durante as enchentes. Essas partículas sólidas em suspensão podem ser originadas a partir de materiais inorgânicos, resultantes de processos de dissolução de argilas, areia, rochas, etc. até materiais orgânicos resultantes principalmente de despejos domésticos. Os materiais orgânicos servem como alimento para as bactérias e outros microrganismos cujo crescimento produz turbidez adicional (Sawyer, McCarty and Parkin, 1994).

O nitrogênio e o fósforo sempre presentes nas águas residuárias bem como nas provenientes de atividades agrícolas, estimulam o crescimento de algas e estas, também contribuem para a turbidez. A turbidez também tem grande significado sanitário devido a possibilidade de que organismos patogênicos estejam contribuindo para a mesma. A desinfecção nestas águas é deficiente porque muitos dos microrganismos que se pretende destruir pela ação do agente desinfetante, ficam

revestidos ou melhor protegidos pelas partículas, impedindo a sua exposição ao agente. Um outro aspecto relativo à turbidez que é fundamental e deve ser considerado, é o econômico-operacional: a eficiência dos filtros das estações de tratamento de água diminui com o aumento da turbidez, o que implica em aumento dos custos com suas limpezas. Dessa forma, para uma operação satisfatória em filtros rápidos, deve-se realizar uma efetiva remoção de turbidez através da coagulação química (Sawyer, McCarty and Parkin, 1994).

#### 3.4.1.4 – Potencial hidrogeniônico (pH)

O pH representa a concentração de íons hidrogênio  $H^+$  (em escala anti-logarítmica) e é um termo universalmente usado para expressar a intensidade da condição ácida ou básica da água ou de uma solução qualquer. É um importante parâmetro na avaliação da qualidade ou caracterização de águas naturais e residuárias (Sperling, 1996). É de extrema importância no controle de todos os tipos de tratamento de esgotos e bastante considerado no campo de abastecimento de água no que tange aos processos de coagulação, abrandamento, desinfecção e controle de corrosão (Sawyer, McCarty and Parkin, 1994). A faixa de valores de pH é de 0 a 14, na qual o  $pH = 7$  representa a neutralidade,  $pH < 7$  corresponde às condições ácidas e  $pH > 7$  às condições básicas (ou alcalinas).

Nas águas superficiais, a variação desse parâmetro é ocasionada geralmente pela dissolução de rochas, absorção de gases da atmosfera (especialmente o dióxido de carbono -  $CO_2$ ), oxidação da matéria orgânica, fotossíntese e origem antropogênica devido a despejos domésticos e industriais (Sperling, 1996).

Concentrações inadequadas do íon hidrogênio em águas residuárias, dificulta seus tratamentos por métodos biológicos (valores de pH afastados da neutralidade podem afetar as taxas de crescimento dos microrganismos). Portanto, se o pH não for

corrigido antes das descargas, a concentração desse íon nos corpos receptores poderá alterar significativamente o tratamento (Metcalf & Eddy, 1991).

Nos sistemas biológicos, a exemplo de reatores anaeróbios e wetlands, são importantes o valor e a estabilidade do pH. Esta estabilidade, é adequadamente avaliada pela capacidade de tamponação do meio, que é definida como a concentração de ácido ou base forte necessária para promover uma variação de uma unidade do pH (van Haandel e Lettinga, 1994). Observam estes autores a importância de um pH elevado para o pós-tratamento de esgotos digeridos anaerobiamente, propiciando uma melhor condição de precipitação do fosfato e remoção da amônia através da dessorção ou pela precipitação da estruvita,  $(\text{NH}_4)\text{MgPO}_4$ , um mineral pouco solúvel. Citam também que a taxa de eliminação de patogênicos aumenta quando o valor do pH é extremamente baixo ou alto.

#### 3.4.1.5 – Alcalinidade (carbonatos e bicarbonatos)

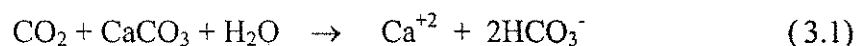
A alcalinidade de uma água é uma medida de sua capacidade de neutralizar ácidos ou absorver íons hidrogênio sem mudança significativa do pH. É devida, principalmente, a sais de ácidos fracos e bases fortes que agem como tampões para controle do pH. Esse controle (ou efeito tampão) é fundamental para muitas reações químicas no tratamento da água e, reações biológicas no tratamentos de esgotos (Hammer, 1979; Sawyer, McCarty and Parkin, 1994).

Em águas naturais, as principais classes de materiais que contribuem para a alcalinidade são: hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos (APHA, 1995), cuja distribuição entre estas formas na água é função do pH, o qual juntamente com o gás carbônico,  $(\text{CO}_2)$ , possui uma inter-relação com a alcalinidade: (pH > 9,4: presença de hidróxidos e carbonatos; pH entre 8,3 e 9,4: carbonatos e bicarbonatos e pH entre 4,4 e 8,3: apenas bicarbonatos). Isto explica a ausência de hidróxidos e carbonatos na



maioria das análises realizadas no esgoto bruto da cidade de Campina Grande (PB), cujo teor de alcalinidade é alto, com média de 332 mg CaCO<sub>3</sub>/L (Silva, 1982), mas pH em média abaixo de 8,3.

Devido a grande quantidade de bicarbonatos que rapidamente se forma pela ação do dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) sobre materiais básicos do solo (Equação 3.1), os íons bicarbonatos representam a principal forma de alcalinidade das águas. Se ocorrer o florescimento de algas, haverá por parte delas remoção de dióxido de carbono e o pH atinge valores elevados (9 a 10) com formação de carbonatos e hidróxidos (Sawyer, McCarty and Parkin, 1994).



Estes autores também citam que em águas poluídas em ambientes anaeróbios, a produção de sais de ácidos fracos, como ácido acético e propiônico, pode contribuir para a alcalinidade, a exemplo do que ocorre em alguns casos em que a amônia exerce essa influência.

Em termos de tratamento de águas residuárias, processos oxidativos (como a nitrificação) tendem a diminuir a alcalinidade e, caso esta atinja concentrações baixas, implicando em condições ácidas (pH reduzido) poderá afetar a taxa de crescimento dos microrganismos responsáveis pela oxidação (Sperling, 1996).

Nos sistemas wetlands que tratam águas com alta alcalinidade, aumento da concentração desse parâmetro não promove alteração significativa do pH. Pois, mesmo ocorrendo altas taxas fotossintéticas nesses ecossistemas, o consumo de CO<sub>2</sub> é imediatamente compensado pela dissociação do bicarbonato de cálcio (Esteves, 1998). Nesses ecossistemas processos como a evapotranspiração e a absorção da água para o desenvolvimento e manutenção das plantas são citados como os principais responsáveis pelo aumento de alcalinidade.

Em termos de água para consumo humano, a alcalinidade, em concentrações moderadas, não possui nenhum significado sanitário. Entretanto, em teores elevados, pode apresentar sabor amargo desagradável (FNS, 1999a).

#### 3.4.1.6 – Dureza

A dureza de uma água reflete a natureza das formações geológicas com as quais esta tem tido contato, resultando na dissolução de cátions metálicos bivalentes, sobretudo cálcio e magnésio, existentes no solo e formações rochosas, especialmente as de calcário (Hammer, 1979).

Na prática da engenharia sanitária, a dureza de uma água é importante na definição do seu uso para fins doméstico e industrial. Considerações em projetos de processos destinados a promover o abrandamento de águas, dependem dessa informação para que se tire conclusões a cerca da viabilidade dos mesmos (Sawyer, McCarty and Parkin, 1994).

Entre as inconveniências apresentadas por altos teores de dureza numa água, destaca-se a precipitação de alguns sais em altas temperaturas, causando incrustações danosas em tubulações de águas quentes, caldeiras, destiladores e aquecedores ou trocadores de calor de uma forma geral (Sperling, 1996).

Em irrigação, a importância ambiental dos principais cátions causadores da dureza da água (cálcio e magnésio), deve-se à relação destes com o sódio mostrada na equação (3.2), que serve para avaliar problemas de infiltração nos solos.

$$\text{RAS} = \text{Na} / [(\text{Ca} + \text{Mg}) / 2]^{1/2} \quad (3.2)$$

onde: RAS: Razão de Adsorção de Sódio;

as concentrações de sódio(Na), cálcio(Ca) e magnésio(Mg) estão expressas em meq/L.

Aumento na relação de adsorção de sódio (RAS), implica redução na velocidade de infiltração da água no solo. A infiltração, em geral, aumenta com a salinidade da água e diminui com a redução desta ou com um aumento no teor de sódio em relação aos teores de cálcio e magnésio. Quando o teor de sódio supera o do cálcio numa proporção acima de 3:1, provoca problemas de infiltração com conseqüências danosas sobre o crescimento vegetativo. O problema da velocidade de infiltração também depende das características físicas do solo (como ex. a textura) e de características químicas incluindo-se os cátions trocáveis (Ayers e Westcot, 1991).

#### **3.4.1.7 – Potássio (K)**

O potássio ( $K^+$ ) é um cátion monovalente que apresenta importante papel na qualidade da água para a agricultura, devido a atividade metabólica (embora não seja metabolizado) e alta mobilidade nas plantas. Ao lado do nitrogênio, é o nutriente mineral mais requerido pelas plantas (2 a 5% do peso seco) e sua deficiência determina entre outras conseqüências, retardos no crescimento e prejuízos na lignificação das plantas (Lubello, Gori e Nicese, 2000).

#### **3.4.1.8 – Nitrogênio (N)**

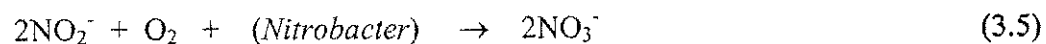
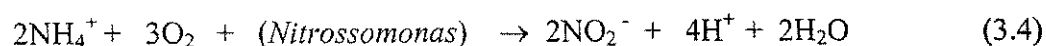
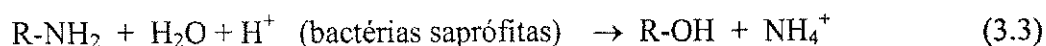
No meio aquático, o nitrogênio pode ser encontrado em várias formas e estados de oxidação. As formas mais comuns são: (a) nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), (b) nitrogênio amoniacal, (c) nitratos, (d) nitritos e (e) nitrogênio gasoso (Sperling, 1996).

Os compostos de nitrogênio são de muito interesse no âmbito da engenharia ambiental devido sua significativa presença na atmosfera e importância nos processos vitais de todas as plantas e animais. Segundo Lubello, Gori e Nicese (2000), após o

carbono, o hidrogênio e o oxigênio, o nitrogênio em suas formas inorgânicas de nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) e amônia ( $\text{NH}_4^+$ ), é o mais importante macronutriente para as plantas e que a quantidade necessária para ótimos desenvolvimentos das mesmas variam entre 2 e 5% do seu peso seco. Quando essa quantidade não é suprida, a razão entre os elementos absorvidos pelas raízes é alterada, retardando o desenvolvimento da planta.

No esgoto sanitário, o nitrogênio resulta principalmente das excreções humanas, lixo e despejos industriais, particularmente do processamento de alimentos. As conversões das diversas formas do nitrogênio presente em corpos d'água poluídos são realizadas principalmente por organismos vivos (bactérias), que dependendo da condição aeróbia ou anaeróbia reinante no meio aquoso, produzem substâncias que oferecem maior ou menor risco à saúde pública (Sawyer, McCarty and Parkin, 1994).

Análises das formas de nitrogênio serviram por muitos anos como uma base para avaliar a qualidade sanitária das águas: em águas de poluição recente, grande parte do nitrogênio encontra-se na forma de nitrogênio orgânico (proteínas) e amônia; a seguir, pela ação das bactérias decompositoras, o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio amoniacal e, pela ação de bactérias aeróbias (nitrificantes) são produzidos, sucessivamente, nitritos (*Nitrossomonas*) e nitratos (*Nitrobacter*). As equações 3.3 a 3.5 mostram essas conversões do nitrogênio (van Haandel e Marais, 1999).



Se as condições forem anaeróbias, essa etapa do ciclo do nitrogênio será prejudicada favorecendo a formação de nitrogênio amoniacal. Águas contendo muito nitrogênio orgânico e amoniacal, são consideradas recém poluídas e de perigo potencial; se a forma predominante é a de nitrato, significa poluição antiga e,

por conseguinte, menor risco para os corpos receptores (Sawyer, McCarty and Parkin, 1994).

O fenômeno da eutrofização, que é certamente o principal problema ambiental causado pelo excesso de nitrogênio e fósforo em corpos aquáticos, foi focado na seção 3.2.2 deste trabalho.

#### 3.4.1.9 – Fósforo (P)

Os compostos de fósforo nas águas residuárias podem ser de origem natural (em consequência de dissolução ou intemperismo de rochas) ou antropogênica devido, principalmente, a despejos domésticos e industriais, detergentes, fertilizantes e excrementos de animais (Sperling, 1996). O elevado teor de compostos fosfatados na composição dos detergentes, objetivando aumentar a eficiência destes nos processos de limpeza, é o principal responsável pelo aumento de fósforo das águas residuárias.

O fósforo, assim como o nitrogênio, exerce influência sobre a vitalidade das plantas. As formas fosfatadas, segundo Lubello, Gori e Nicese (2000), por serem as representantes do processo metabólico das células e tecidos, têm o papel de transferir energia para a planta, cujo melhor desenvolvimento ocorre com uma quantidade de fósforo que varia entre 0,3 e 0,5 % do seu peso seco.

Segundo Pinheiro e Barrozo (2000), a boa nutrição fosfórica aumenta a colheita e a qualidade dos cultivos agrícolas. Por outro lado, o excesso desse nutriente e do nitrogênio, promovem a superfertilização das águas naturais com o consequente aumento de velocidade de crescimento e reprodução de algas e macrófitas (APHA, 1995). Por esta razão, determinações de fósforo são rotineiras em estações de tratamento de águas residuárias, a fim de controlar seu teor e evitar a eutrofização dos corpos receptores.

Pesquisas comprovam que nitrogênio e fósforo são essenciais ao crescimento de algas e cianobactérias que são organismos autótrofos clorofilados que dependem destes nutrientes. Dessa forma, o controle da taxa de crescimento desses organismos e conseqüentemente do fitoplâncton, no qual os mesmos predominam, pode ser realizado através da limitação das quantidades destes elementos. Concentrações próximas de 0,005mg/L na água tem sido estabelecida como nível crítico para fósforo inorgânico (Sawyer, McCarty and Parkin, 1994).

As formas de fósforo de pouca solubilidade, associam-se com o ferro, alumínio e cálcio, tornando-se inassimiláveis pelas plantas e microrganismos. Por outro lado, o fósforo solúvel pode ser absorvido por estes e convertido em material celular (Oliveira, 2000).

#### **3.4.1.10 – Oxigênio dissolvido (OD )**

A determinação da concentração do oxigênio dissolvido (OD) na água é uma das maneiras mais comumente empregada para se obter informações a respeito dos processos metabólicos predominantes nesse ambiente. Se houver OD livre o metabolismo será predominantemente aeróbio e, na sua ausência, será anaeróbio. Nesses processos, matérias orgânicas e inorgânicas são oxidadas, gerando produtos finais mais estabilizados. Na falta de OD, a oxidação dá-se por redução de certos sais inorgânicos tais como o sulfeto (bactérias redutoras do sulfato), gerando normalmente produtos finais indesejáveis como o gás sulfídrico. Bactérias desnitrificantes podem também agir sobre o  $\text{NO}_3^-$ , produzindo  $\text{N}_2$  e  $\text{NH}_3$  ao passo que as bactérias metanogênicas atuam sobre o  $\text{CO}_2$  liberando  $\text{CH}_4$  (Sawyer, McCarty and Parkin, 1994).

O oxigênio encontrado na água é proveniente da atmosfera ou da fotossíntese de plantas aquáticas, algas e cianobactérias e é utilizado nos processos bioquímicos respiratórios. A concentração de oxigênio dissolvido depende da temperatura, da

pressão parcial do gás e das concentrações de vários íons. As determinações de OD servem de base para o teste de DBO, e deste modo, constitui-se no fundamento da maioria das determinações utilizadas para avaliar a carga poluidora de despejos domésticos e industriais (Sawyer, McCarty and Parkin, 1994).

As variações do oxigênio dissolvido na água afetam a vida dos animais aquáticos, em maior ou menor grau, dependendo das características adaptativas de cada espécie ou grupos de animais.

A transformação de amônia em nitritos e a seguir em nitratos pelas bactérias nitrificantes, conforme foi visto nas equações 3.4 e 3.5, mostram que o processo de nitrificação também envolve consumo de oxigênio.

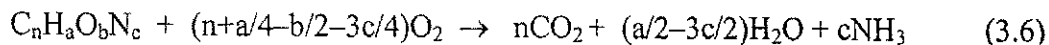
#### **3.4.1.11 – Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)**

A DBO, é geralmente definida como a quantidade de oxigênio requerida pelas bactérias para oxidar (estabilizar) a matéria orgânica biodegradável em condições aeróbias, transformando-a em formas inorgânicas estáveis. O teste de DBO é de suma importância para determinar a carga poluente dos despejos doméstico e industrial em termos do oxigênio dissolvido a ser retirado do corpo receptor no qual é descarregado (Sawyer, McCarty and Parkin, 1994).

Para que todas as reações oxidativas envolvidas no teste se completem, são necessários vários dias. Esse tempo, por ser longo, favorece a ocorrência de nitrificação e inviabiliza as possíveis providências que seriam tomadas a partir dos resultados. Por isso, em todo o mundo, tem sido estabelecido que as amostras para o teste de DBO sejam incubadas por apenas 5 dias (DBO<sub>5</sub>). No caso de águas residuárias domésticas e diversas águas residuárias industriais, este período representa cerca de 70 a 80% da DBO última (Metcalf & Eddy, 1991)

Esgotos domésticos em geral, apresentam uma DBO<sub>5</sub> que varia de 100 a 300mg/L, ou seja, 100 a 300 mg de oxigênio são necessários para estabilizar bioquimicamente a matéria orgânica presente em 1 litro de esgoto (FNS, 1999b).

A relação quantitativa entre a matéria orgânica e o oxigênio necessário para sua conversão a dióxido de carbono, água e amônia, pode ser representada pela seguinte relação estequiométrica genérica (Sawyer, McCarty and Parkin, 1994):



#### 3.4.1.12 – Demanda química de oxigênio (DQO)

A DQO é uma medida da quantidade de oxigênio requerida para a oxidação química da matéria orgânica na água. O seu teste está baseado no fato de que quase todos os compostos orgânicos, sob condições ácidas, podem ser oxidados por agentes oxidantes fortes, como: permanganato de potássio, sulfato cérico, iodeto de potássio, dicromato de potássio, entre outros. Assim, a matéria orgânica presente numa água residuária é medida pela quantidade consumida de dicromato de potássio que, na presença do catalisador sulfato de prata, oxida todo esse material (APHA, 1995). A principal vantagem deste teste está relacionada ao tempo necessário para a sua realização (menos de 3 horas). Em muitos casos esta é a razão da sua utilização em substituição ao teste de DBO<sub>5</sub>.

Este teste no entanto, é incapaz de distinguir material orgânico biologicamente oxidável e biologicamente inerte, bem como não fornece informação a respeito da velocidade na qual ocorreria a estabilização do material biologicamente ativo nas condições em que se encontra na natureza. Dessa forma, num teste de DQO, matérias orgânicas como a glicose ou a lignina são convertidas a dióxido de carbono e água, independentemente da assimilação biológica das mesmas (Sawyer, McCarty and



Parkin, 1994). Por esta razão, geralmente os valores de DQO são bastante superiores aos de DBO<sub>5</sub>, especialmente quando significativa quantidade de matéria orgânica biologicamente resistente está presente, como no caso da polpa de madeira que tem elevado teor de lignina.

### **3.4.2 – Parâmetros microbiológicos**

#### **3.4.2.1 – Coliformes fecais (CF) e Streptococos fecais (EF)**

As bactérias constituem-se nos mais numerosos microrganismos distribuídos na natureza. Algumas são causadoras de várias doenças (bactérias patogênicas) mas, outras espécies, são úteis e exercem um importante papel na degradação da matéria orgânica morta e no tratamento de águas residuárias. Os corpos de água em geral contêm substâncias nutritivas essenciais para vários tipos de microrganismos. Quando ocorre contaminação das águas superficiais por esgotos ou material fecal, pode também ocorrer a entrada de microrganismos patogênicos.

A identificação de todos os patogênicos presentes numa água contaminada, é praticamente impossível técnica e financeiramente. Por isso, para se avaliar a contaminação, recorre-se a indicadores universais de contaminação fecal, usando-se técnicas simples e econômicas. Estas técnicas consistem em identificar e quantificar coliformes totais e fecais, *E. coli* e streptococos fecais, os quais indicam que houve a contaminação do corpo aquático por fezes ou águas residuárias (Ceballos, 2000).

Segundo diversos investigadores, um microrganismo indicador deve reunir um conjunto de características, destacando-se entre elas:

- apresentar resistência similar à dos microrganismos patogênicos quanto aos tratamentos físico-químicos (como sedimentação, filtração, desinfecção);
- deve ser de fácil isolamento e quantificação;

- não ser patógeno;
- estar presente de forma exclusiva nas fezes de animais de sangue quente;
- tempo de sobrevivência igual ou superior ao das bactérias patogênicas;
- deve ser incapaz de reproduzir-se fora do intestino dos animais homeotérmicos;
- apresentar-se em número elevado para facilitar seu isolamento e identificação.

Não existe bactéria ou microrganismo que apresente todas essas características e, apenas poucos grupos reúnem alguns destes requisitos. Atualmente, destacam-se: coliformes (totais e fecais), *E.coli*, *Streptococos fecais*, *Clostridios reductore* e *Clostridium perfringens* (APHA, 1995).

Atualmente as bactérias do grupo dos coliformes fecais (termotolerantes), constituem o indicador de referência mais adotado para medir a extensão da contaminação fecal. Caso sejam detectados coliformes fecais, pode-se afirmar que a água foi contaminada. Entretanto, não existe uma relação direta entre coliformes fecais ou estreptococos fecais e patógenos entéricos. Portanto, a detecção de CF, *E. coli* e EF no ambiente indica que houve contaminação fecal mas, não necessariamente, que há patógenos. Porém, quanto maior a concentração destes (CF, *E. coli* e EF), maior é a probabilidade de encontrar microrganismos patogênicos. A Organização Mundial de Saúde recomenda para irrigação irrestrita e para balneabilidade, águas com menos de 1000 UFC/100ml de CF (WHO, 1989).

A detecção de estreptococos fecais ou *E. coli* em águas residuárias indica uma direta contaminação da água, uma vez que ambas aparentemente não são capazes de multiplicar-se após a excreção. Já a presença de bactérias coliformes totais como: *Klebsiella*, *Citrobacter* e *Enterobacter* indicam uma possível contaminação por fezes, uma vez que estes microrganismos estão presentes tanto nas fezes dos animais homeotérmicos como no meio ambiente: solo, água, ar, vegetais em decomposição e em bebidas ricas em nutrientes (Ceballos, 2000).

Sistemas wetlands construídos tem sido apresentado por diversos pesquisadores como eficientes para a remoção de microrganismos de águas

residuárias brutas ou pré-tratadas em lagoas de estabilização ou reatores UASB. Rivera et al. (1995) asseguram que a combinação de processos físicos, químicos e biológicos são os responsáveis pela remoção de coliformes fecais de águas residuárias nestes ecossistemas. Warren, Decamp e Ramirez (2000), mencionam a oxidação como um mecanismo para remover *E. coli* de águas poluídas. Plantas hidrófitas tais como a *P.australis*, produzem e liberam das suas raízes substâncias tóxicas (como ácidos gálico e tânico) para muitas bactérias, incluindo *E. coli*. Observações sobre populações de microrganismos da rizosfera comprovam suas propriedades antimicrobianas o que também pode contribuir no processo de remoção microbiológica (Ottova, Balcarova e Vymazal, 1997; Warren, Decamp e Ramirez, 2000).

## 4. MATERIAL E MÉTODOS:

### 4.1. Localização e descrição do sistema experimental

O experimento foi desenvolvido num sistema wetland, construído numa área adjacente a uma lagoa, formada a partir do córrego que atravessa na direção leste – oeste o Campus II da Universidade Federal da Paraíba (UFPB), em Campina Grande, PB, ( $7^{\circ}13'11''$  S;  $35^{\circ}52'1''$  W; 550m acima do nível do mar).

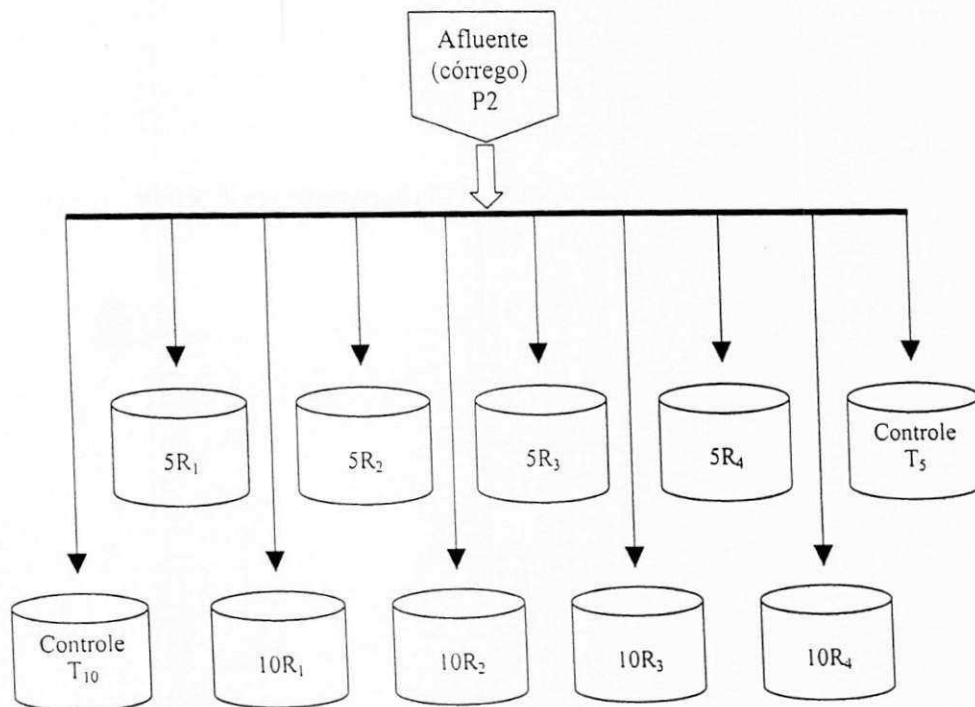
O córrego é um dos afluentes do açude de Bodocongó e recebe águas de drenagem urbana contaminadas com esgotos domésticos. A Figura 4.1 mostra o Campus II na qual destaca-se a posição da lagoa (wetland natural).



**Figura 4.1** – Vista do Campus II da UFPB, destacando-se a lagoa (wetland natural) formada a partir do córrego afluente do açude de Bodocongó.

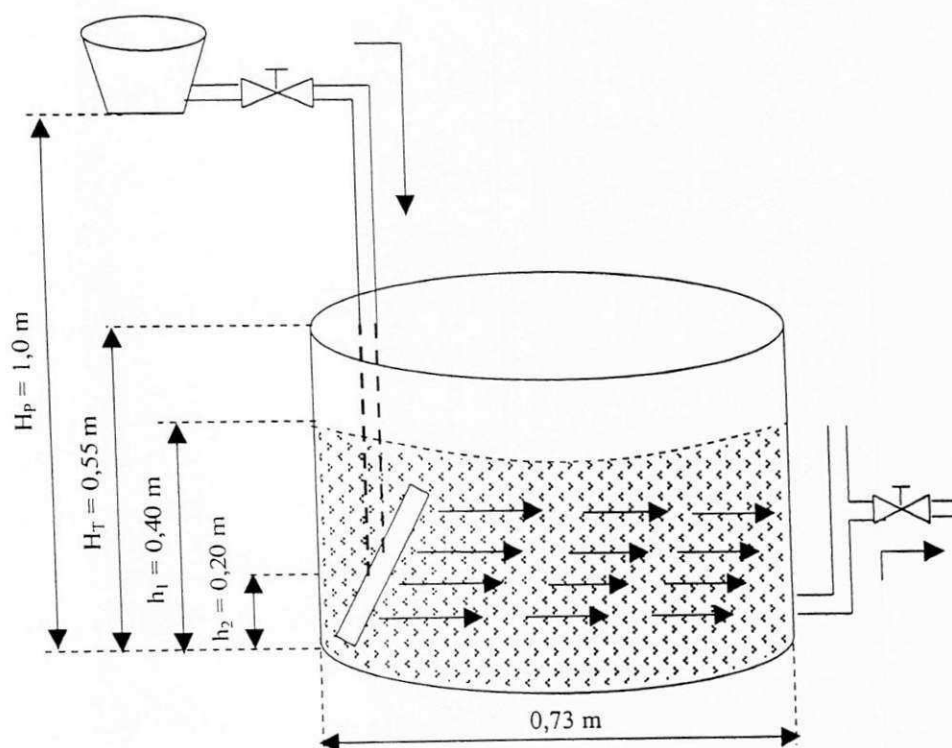


O sistema experimental foi constituído por 10 (dez) tanques cilíndricos, fabricados a base de cimento amianto, com capacidades aproximadas de 250 litros, cheios com brita de 19mm até formar uma camada de 40cm de altura. Oito destes tanques foram cultivados com *Typha spp* e os outros dois serviram como controles. Os propágulos de *Typha* foram obtidos na lagoa adjacente ao sistema experimental e, antes de serem plantados, tiveram suas folhas cortadas a cerca de 20cm das raízes. Os materiais aderidos às raízes foram cuidadosamente retirados lavando-as com a água do próprio córrego. Cada tanque cultivado recebeu 8 propágulos, representando portanto uma densidade de cerca de 20 plantas por metro quadrado. Os tanques foram subdivididos em duas séries, com 4 repetições para cada tempo de detenção hidráulica (5 e 10 dias) e, para cada série, foi usado um tanque controle, sem vegetação (Figura 4.2).



**Figura 4.2** – Esquema simplificado do sistema experimental construído no Campus II da UFPB, destacando-se a distribuição dos diferentes tratamentos.

A alimentação dos tanques era realizada de forma subsuperficial, a uma profundidade de 20cm no leito de brita. Esta operação ocorria diariamente, sempre em torno das 17:00 horas, utilizando-se água do córrego efluente da lagoa, ponto P2, que atravessa o Campus da Universidade com destino ao açude de Bodocongó. Para isso, próximo a cada tanque, foi montada uma plataforma de madeira a 1,0m de altura do chão e, sobre ela, colocado um balde plástico com capacidade para 20L, provido de uma torneira localizada a 5cm acima da base, que servia para regular a vazão de alimentação para cada tanque do experimento situado logo abaixo da plataforma. Através de uma mangueira flexível de 25mm de diâmetro, conectada à torneira e dentro de um tubo de PVC (75mm de diâmetro) introduzido no tanque, o fluxo de alimentação era distribuído a 20cm de profundidade na camada de brita (Figuras 4.3 e 4.4).



**Figura 4.3** – Esquema de uma unidade do sistema wetland. Destaca-se o sistema de alimentação e saída do efluente.



**Figura 4.4** – Visualização do sistema de alimentação de um tanque controle do sistema Wetland construído no Campus II da UFPB.

As quantidades diárias da água de alimentação determinavam o tempo de detenção hidráulica (TDH). Para isso, sobre as plataformas de madeira, 5 baldes (4 experimentais e 1 controle) distribuíam 8L de água por dia resultando em um TDH de 10 dias e, os 5 restantes (da mesma forma, 4 experimentais e 1 controle) distribuíam 16L/dia, proporcionando um TDH de 5 dias. Essa operação foi cuidadosamente efetuada durante todo o período experimental, procurando-se sempre manter essas bateladas e assim garantir cargas hidráulicas de 19 e de 38mm/dia nos tanques com TDH de 10 e 5 dias respectivamente.

O dispositivo de saída da água tratada do tanque, situado no lado oposto ao da alimentação e a 5cm da sua base, era constituído por um tubo de PVC de 25mm de diâmetro o qual era elevado a 35cm de altura, funcionando simultaneamente como tubo extravasor e coletor de amostra, por estar conectado com uma torneira a 15cm do joelho (Figura 4.5).





**Figura 4.5** – Detalhe do tubo extravasor situado nos tanques do sistema wetland, mostrando a torneira usada para coleta de amostras

O sistema amadurecido é mostrado na Figura 4.6, na qual observa-se que as macrófitas ocupam praticamente toda a área dos tanques.



(a) Wetland construído ao lado da lagoa, após 12 meses de funcionamento



(b) Após 18 meses de funcionamento

**Figura 4.6** – Vista geral do sistema wetland construído no Campus II da UFPB



As características físicas do sistema usado na presente pesquisa, são mostradas na Tabela 4.1.

**Tabela 4.1** – Características do sistema wetland construído no Campus II da UFPB

Características	Magnitude
Número total de tanques	10
Número de tanques cultivados	08
Número de tanques controle (sem vegetação)	02
Número de propágulos por m <sup>2</sup>	20
Dimensões internas dos tanques:	
Diâmetro (m)	0,73
Altura (m)	0,57
Altura do substrato (m)	0,40
Área (m <sup>2</sup> )	0,42
Volume do tanque (m <sup>3</sup> )	0,25
Porosidade do substrato (%)	49,0
TDH (dia)	5 e 10

#### 4.2 – Coleta das amostras

Para as análises físicas, químicas e microbiológicas, foram feitas coletas de amostras do afluente ao sistema (ponto P2, água do córrego) e no efluente de cada tanque, perfazendo um total de 11 amostras por campanha.

A Figura 4.2 mostra um esquema simplificado do sistema experimental destacando os diferentes tratamentos e respectivos pontos de coleta.

#### **4.2.1 Identificação dos pontos de coleta:**

P<sub>2</sub>; córrego afluente ao sistema;

T<sub>5</sub>; tanque controle para TDH de 5 dias

T<sub>10</sub>; tanque controle para TDH de 10 dias

5R<sub>1</sub>; tanque cultivado para TDH de 5 dias

5R<sub>2</sub>; tanque cultivado para TDH de 5 dias

5R<sub>3</sub>; tanque cultivado para TDH de 5 dias

5R<sub>4</sub>; tanque cultivado para TDH de 5 dias

10R<sub>1</sub>; tanque cultivado para TDH de 10 dias

10R<sub>2</sub>; tanque cultivado para TDH de 10 dias

10R<sub>3</sub>; tanque cultivado para TDH de 10 dias

10R<sub>4</sub>; tanque cultivado para TDH de 10 dias

#### **4.2.2 - período, frequência e horários das amostragens:**

O período de amostragem, foi de 7 meses (Janeiro a Julho de 2001). As amostras dos 11 pontos analisados, foram coletadas mensalmente, sempre no horário da manhã entre as 7:30 e 8:30 horas.

#### **4.2.3 - Procedimento de coleta e preservação das amostras:**

Em cada ponto coletavam-se 2 litros de amostra destinadas às análises físico-químicas. Estas coletas foram feitas em garrafas plásticas perfeitamente limpas. Em garrafas de vidro âmbar coletavam-se aproximadamente 700ml para exames microbiológicos. Estes frascos eram previamente esterilizados por calor seco a 170<sup>o</sup>C durante 2 h. e o gargalo protegido com papel alumínio até o momento da coleta. Para as determinações de Oxigênio Dissolvido (OD), as amostras eram coletadas diretamente nos frascos de DBO<sub>5</sub>, tomando-se o cuidado para não formar bolhas de

ar no meio líquido e procedia-se a fixação no campo imediatamente após a coleta conforme o recomendado pelo APHA (1995).

As temperaturas das amostras eram medidas no momento da coleta no campo, diretamente nas garrafas plásticas.

Para coletar as amostras no afluente do sistema construído (ponto P<sub>2</sub>), usava-se um balde plástico com capacidade para 5 litros, amarrado por uma corda, que era lançado diretamente no córrego (Figura 4.7.a) e, do qual, a amostra era imediatamente transferida para os recipientes apropriados. Nos demais pontos, colocavam-se os recipientes de coletas diretamente na torneira do tubo extravasor de cada tanque (Figura 4.7. b).



(a) Coleta da amostra no afluente

(b) Coleta da amostra nos tanques

**Figura 4.7 (a,b)** – Detalhes dos pontos de coleta para o sistema de wetlands construídos no Campus II da UFPB (AES/DEC/CCT).

As amostras, devidamente identificadas, eram transportadas para o laboratório de Saneamento, onde eram analisadas imediatamente. O tempo transcorrido entre coleta e análise nunca excedeu às 2 horas.

### 4.3 Parâmetros analisados e métodos analíticos

Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos analisados e seus respectivos métodos analíticos empregados, estão relacionados na Tabela 4.2. Os métodos estão de acordo com APHA (1995), exceto para cálcio e magnésio (EMBRAPA, 1997); carbonato e bicarbonato (RICHARDS, 1977); nitrato (Rodier, 1975) e Demanda Química de Oxigênio (Alabaster & Mills, 1989).

**Tabela 4.2** – Parâmetros analisados nas amostras de água e métodos analíticos empregados no sistema wetland construído no Campus II da UFPB.

PARÂMETROS	UNIDADES	MÉTODOS ANALÍTICOS
Condutividade elétrica	$\mu\text{S/cm}$	Eletrométrico, com condutímetro da marca ANALYSER, modelo 600, série 1751/95
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	Termômetro de mercúrio, marca INCOTERM, com escala de 0 a $80^{\circ}\text{C}$
pH	–	Potenciométrico, com medidor de pH da marca ANALYSER, modelo 300, calibrado com soluções tampão de pH 7 e 9
Turbidez	UNT	Nefelométrico, usando-se um turbidímetro HACH modelo 2100 A
Sólidos totais	mg/l	Gravimétrico a $105^{\circ}\text{C}$
Sólidos totais fixos	mg/l	Gravimétrico a $500^{\circ}\text{C}$
Sólidos suspensos	mg/l	Gravimétrico usando filtros de fibra de vidro tipo GFC Whatmann
Sólidos suspensos fixos	mg/l	Gravimétrico usando filtros de fibra de vidro tipo GFC Whatmann
Sódio	mg $\text{Na}^+/\text{L}$	Fotometria de chama, com fotômetro da marca ANALYSER, modelo 910
Potássio	mg $\text{K}^+/\text{L}$	Fotometria de chama, com fotômetro da marca ANALYSER, modelo 910



Continuação da Tabela 4.2

PARÂMETROS	UNIDADES	MÉTODOS ANALÍTICOS
Cálcio	mg Ca <sup>++</sup> /L	Titulométrico, usando EDTA a 0,025 N, indicador murexida e ajustando-se o pH do meio com solução de KOH a 10% (EMBRAPA, 1979)
Magnésio	mg Mg <sup>++</sup> /L	Titulométrico, usando o EDTA a 0,025 N, indicador negro de eriocromo-T, e ajustando-se o pH do meio com solução tampão de amônia. É determinado a dureza de Ca + Mg e por diferença da de cálcio determina-se a do magnésio (EMBRAPA, 1979).
Cloreto	mg Cl <sup>-</sup> /L	Argentométrico de Mohr, usando o nitrato de prata a 0,05 N e o cromato de potássio a 0,5 N como indicador
Carbonato	mg CaCO <sub>3</sub> /L	Titulométrico, usando como titulante o ácido sulfúrico a a 0,02 N e como indicador a fenolftaleína (RICHARDS, 1954)
Bicarbonato	mg CaCO <sub>3</sub> /L	Titulométrico, usando como titulante o ácido sulfúrico a a 0,02 N e como indicador o metil orange (RICHARDS, 1954)
Alcalinidade total	mg CaCO <sub>3</sub> /L	Potenciométrico, usando o ácido sulfúrico a 0,1 N
Dureza total	mg CaCO <sub>3</sub> /L	Titulométrico com o EDTA a 0,02 N e como indicador o negro de eriocromo -T
Nitrogênio amoniacal	mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L	Nesslerização direta, leitura à 450 mm em espectrofotômetro COLEMAN - 395-D
Nitrato	mg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L	Espectrofotométrico, usando o salicilato de sódio e leitura à 420 mm em espectrofotômetro COLEMAN - 395-D (Rodier, 1975)
Fósforo total	mg P/L	Espectrofotométrico do ácido ascórbico com pré-digestão pelo persulfato de amônia
Ortofósforo solúvel	mg P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L	Espectrofotométrico do ácido ascórbico

Continuação da Tabela 4.2

PARÂMETROS	UNIDADES	MÉTODOS ANALÍTICOS
OD	mg O <sub>2</sub> /L	Titulométrico de Winkler modificação azida
DBO	mg O <sub>2</sub> /L	Frascos padrões, com incubação a 20 <sup>o</sup> C por 5 dias
DQO	mg O <sub>2</sub> /L	Refluxação fechada do dicromato de potássio (Alabaster & Mills, 1989)
Coliformes Fecais (CF)	UFC/100ml	Membrana filtrante, com meio de cultura m-FC e incubação à 44,5 <sup>o</sup> C ± 0,5 durante 24h e técnica dos tubos múltiplos
Estreptococos Fecais (EF)	UFC/100ml	Membrana filtrante, com meio de cultura KF-streptococcus Agar (OXOID) à 37 <sup>o</sup> C durante 48h

#### 4.4 Fases da pesquisa:

O presente trabalho consistiu em avaliar dados de duas fases do funcionamento do sistema wetland construído no Campus II da UFPB: a primeira (fase I), refere-se ao primeiro ano de funcionamento e a segunda (fase II), refere-se aos seis primeiros meses do segundo ano. Os dados referentes à fase I, que compreende o período janeiro a dezembro de 2000, foram disponibilizados pelo laboratório da AESA/CCT/UFPB, enquanto os da fase II, correspondem ao período experimental desta pesquisa, realizada durante o primeiro semestre de 2001 (janeiro a junho). Os dados do período total, fases I e II (correspondente a 18 meses), são apresentados neste trabalho em diversas Tabelas, Figuras e Anexos, com uma discreta subdivisão em semestres (I, II e III). Entretanto, as análises comparativas (ANOVA e teste de Tukey) são realizadas apenas sobre os dados referentes aos períodos de mesma climatologia (semestres I e III).

#### 4.5 Parâmetros meteorológicos:

As informações referentes às precipitações e temperaturas médias do ar da cidade de Campina Grande (PB), foram fornecidas pelo Laboratório de Meteorologia, Recursos Hídricos e Sensoriamento Remoto da Paraíba (LMRS-PB), obtidas do posto meteorológico da EMBRAPA que está situado a menos de 1Km do campo experimental da presente pesquisa. São apresentados dados climatológicos (valores médios dos registrados em 30 anos, entre 1961 e 1990), bem como os determinados no decorrer das duas fases da pesquisa (janeiro de 2000 a junho de 2001).

#### 4.6 Análises estatísticas:

Os dados foram submetidos aos seguintes tratamentos estatísticos:

- os valores médios dos tratamentos vegetados foram analisados utilizando-se planilha eletrônica EXCEL 97. Para os dados das duas fases, usou-se a média aritmética para expressar as ordens de grandezas dos parâmetros físicos e químicos e a média geométrica para os parâmetros microbiológicos;
- análise da variância (ANOVA), considerando um experimento em blocos aleatórios, composto de cinco tratamentos e dois blocos (bloco I - janeiro a junho do ano 2000 e bloco II – janeiro a junho de 2001), para comparar as médias aritméticas dos grupos. Assim, a razão “F” foi a estatística usada para se testar a hipótese de que os efeitos são reais: se as médias são significativamente diferentes umas das outras. Esta razão (F) relaciona a média de quadrados entre

(MQE) com a média de quadrados dentro (MQD) dos grupos ( $F = MQE / MQD$ ). Seu valor pode ser interpretado como uma medida que indica o quanto as médias amostrais são diferentes com relação à variabilidade dentro de cada amostra. Ou seja, “F” é uma estimativa da variabilidade entre grupos para a variabilidade dentro dos grupos e, quanto maior seu valor, maior a probabilidade de as diferenças entre as médias amostrais serem causadas por motivos denominados “efeitos reais”.

Neste trabalho também adotou-se o valor “p” para, sem precisar recorrer a uma tabela de valores críticos da distribuição F, tirar-se conclusões diretas sobre a hipótese nula (Levine, Berenson e Stephan, 2000). Esse valor “p”, conhecido como nível de significância observado, é comparado com o nível de significância escolhido “ $\alpha$ ” (nesse estudo,  $\alpha = 5\%$ ), expressando a probabilidade de ocorrência de um resultado igual ou mais extremo do que um resultado observado ( $Pr > F$ ). Dessa forma, se essa probabilidade é menor que 0,05 (nível escolhido para  $\alpha$ ), há diferença significativa entre os valores, ou seja, há efeitos reais e, quanto menor este valor, maior a indicação de que a hipótese nula (médias iguais) deve ser rejeitada. O Anexo II mostra um resumo da análise da variância dos dados referentes aos parâmetros avaliados neste estudo.

- teste de Tukey para determinar ao nível de significância escolhido (neste estudo foi escolhido 5%) quais médias dos tratamentos são diferentes das outras. Este teste possibilita examinar, simultaneamente, comparações entre todos os pares de tratamentos a partir da diferença entre suas médias (nesse estudo são 10 pares, pois comparam-se as diferenças entre as médias de: P2, T<sub>5</sub>, T<sub>10</sub>, 5R e 10R). Aquela que ultrapassar a **d.m.s** (**d**iferença **m**ínima **s**ignificativa), a qual é considerada como o intervalo crítico, confirma a diferença. Caso contrário, é porque não há diferença significativa entre os tratamentos. Esta análise foi feita



com o software estatístico SAS versão 6.01, através do procedimento GLM. O Anexo III mostra os resultados do teste de Tukey para alguns parâmetros analisados neste estudo.

## 5 – APRESENTAÇÃO E ANÁLISE DOS RESULTADOS

Os resultados desta pesquisa estão apresentados em tabelas e figuras nas quais as duas fases estão subdivididas em semestres, sendo dois no ano 2000, fase I (janeiro a junho e julho a dezembro) e um em 2001, fase II (janeiro a junho). Esta última (fase II) corresponde ao período experimental deste trabalho. Os dados da primeira fase foram disponibilizados pela AESA e referem-se ao primeiro ano de funcionamento desse sistema de wetlands construído no Campus II da UFPB.

Na análise dos resultados, o desempenho do sistema foi avaliado no período experimental (fase II) e, também, comparado com os dados da 1ª fase de mesma climatologia, ou seja, os dados do semestre I (janeiro a junho de 2000).

### 5.1- Dados meteorológicos

A Tabela 5.1 apresenta a pluviometria mensal no período total da pesquisa, janeiro de 2000 a junho de 2001 (posto pluviométrico da EMBRAPA) e a climatologia (precipitações e temperatura do ar em 30 anos compreendidos no período de 1961 a 1990) da cidade de Campina Grande. A mesma também destaca os desvios das precipitações mensais e semestrais registradas nesse período em relação aos dados climatológicos. A precipitação diária ocorrida durante as duas fases da pesquisa é mostrada no Anexo I.

Pelos dados apresentados, observa-se a variação das precipitações na cidade de Campina Grande. É possível também verificar que, apesar de desvios relativamente altos como os verificados nos meses de fevereiro, agosto e setembro de

2000 com respectivamente 178, 244 e 430 % de desvios positivos, ou seja, mais chuvas do que as registradas pela média climatológica, de forma geral a pluviometria mensal manteve ao longo do período analisado (fases I e II) tendência de comportamento semelhante ao climatológico conforme é mostrado na Figura 5.1, na qual é possível perceber que nessa cidade existem dois tipos climatológicos bem caracterizados: um mais chuvoso que vai de março até setembro e o outro mais seco, de outubro a fevereiro.

No período total da pesquisa (janeiro de 2000 a junho de 2001), a maior precipitação ocorreu em 13 de março de 2001, com 85,4mm, enquanto que junho de 2000 (232,2mm) e março de 2001 (207,1mm) apresentaram as maiores quantidades de chuvas mensais (Anexo I), superando os dados climatológicos da cidade em, respectivamente, 110,7 e 113,5% conforme é apresentado na Tabela 5.1.

A partir da Tabela 5.1, verifica-se que no primeiro semestre do ano 2000 (775,2mm de chuvas), houve em relação à pluviometria climatológica (520,2mm) um desvio positivo, ou seja, choveu 49% a mais do que a média registrada nos primeiros semestres dos 30 anos compreendidos entre 1961 e 1990 . Entretanto, no mesmo período (janeiro a junho) de 2001, ocorreu um déficit de aproximadamente 8%, o qual é apresentado por valor de percentagem negativa na coluna “desvio (\*)” dessa Tabela.

A influência dessas médias pluviométricas sobre o comportamento dos wetlands foi de forma geral pouco expressiva, haja visto que a maioria das coletas ocorreram em dias e horários sem fortes impactos causados por chuvas ou outras alterações climáticas. Entretanto, os resultados das análises das amostras coletadas em 7 de junho de 2000 e 14 de março de 2001, apresentaram alterações merecedoras de destaque em consequência das chuvas ocorridas durante ou momentos antes da coleta (anexo I) modificando a eficiência do sistema.

A Figura 5.1, mostra o comportamento dos dados meteorológicos (temperatura do ar e pluviometria) ao longo das duas fases da pesquisa e os valores registrados para a última média climatológica (período compreendido entre 1961 e 1990) da cidade de Campina Grande.

Tabela 5.1 – Dados pluviométricos e climatológicos de Campina Grande, PB

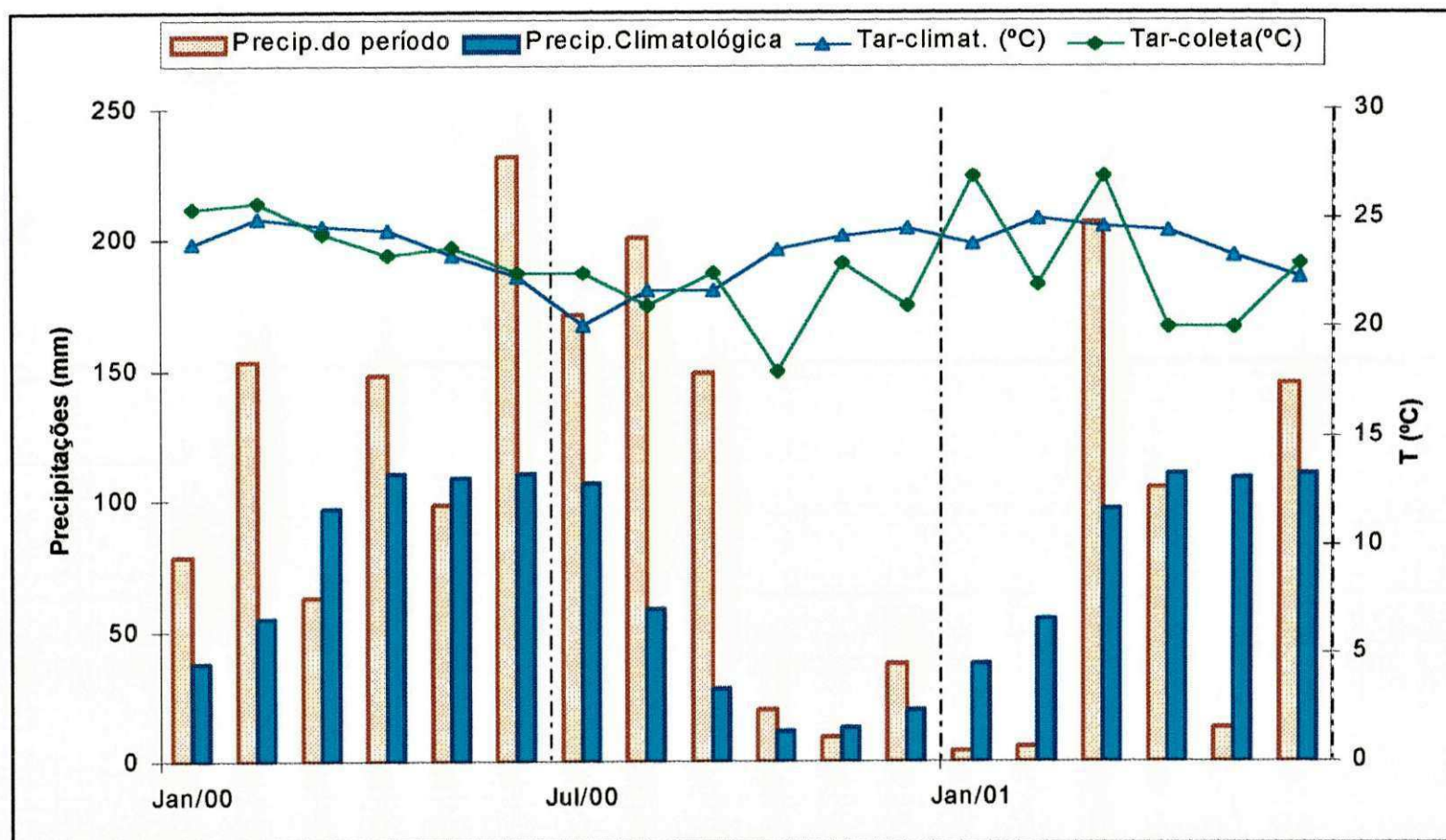
Mês/Ano	Pluviometria 1 (mm)	Climatologia (1961-1990)		Desvio (*)
		T <sub>AR</sub> (°C)	Pluviometria 2 (mm)	
<b>Semestre I</b>				
jan /2000	78,4	23,9	38,2	105,24 %
fev/ "	153,9	25,0	55,2	178,80 %
mar/ "	63,4	24,7	97,0	-34,64 %
abr/ "	148,7	24,5	110,9	34,08 %
maio/ "	98,6	23,3	108,7	-9,29 %
jun/ "	232,2	22,3	110,2	110,71 %
<b>Total I</b>	<b>775,2</b>		<b>520,2</b>	<b>49,02 %</b>
<b>Semestre II</b>				
jul /2000	171,5	20,1	106,7	60,73 %
ago/ "	200,8	21,7	58,4	243,84 %
set / "	149,4	21,7	28,2	429,79 %
out / "	20,4	23,6	11,5	77,39 %
nov / "	9,8	24,2	13,4	-26,87 %
dez / "	38,0	24,6	20,2	88,12 %
<b>Total II</b>	<b>589,9</b>		<b>238,4</b>	<b>147,44 %</b>
<b>Ano 2000 (I+II)</b>	<b>1365,1</b>		<b>758,6</b>	<b>80,00 %</b>
<b>Semestre III</b>				
jan /2001	4,3	23,9	38,2	-88,74 %
fev/ "	5,7	25,0	55,2	-89,67 %
mar/ "	207,1	24,7	97,0	113,51 %
abr/ "	105,0	24,5	110,9	-5,32 %
maio/ "	13,3	23,3	108,7	-87,76 %
jun/ "	145,3	22,3	110,2	31,85 %
<b>Total III</b>	<b>480,7</b>		<b>520,2</b>	<b>-7,59 %</b>

Fonte: (LMRS-PB)

$$(*) \text{ Desvio} = \left[ \frac{(\text{Pluviometria 1} - \text{Pluviometria 2})}{\text{Pluviometria 2}} \right] \cdot 100\%$$

Nota: Pluviometria 1 – Quantidade de chuvas ocorridas no período da pesquisa

Pluviometria 2 – Quantidade média de chuvas registradas em 30 anos (1961 a 1990)



Fonte: (LMRS-PB)

**Figura 5.1** – Precipitação média mensal (posto pluviométrico da EMBRAPA), temperatura do ar durante coleta e dados climatológicos da cidade de Campina Grande (PB)

## 5.2 – Parâmetros físicos e químicos

### 5.2.1 – Condutividade elétrica (CE)

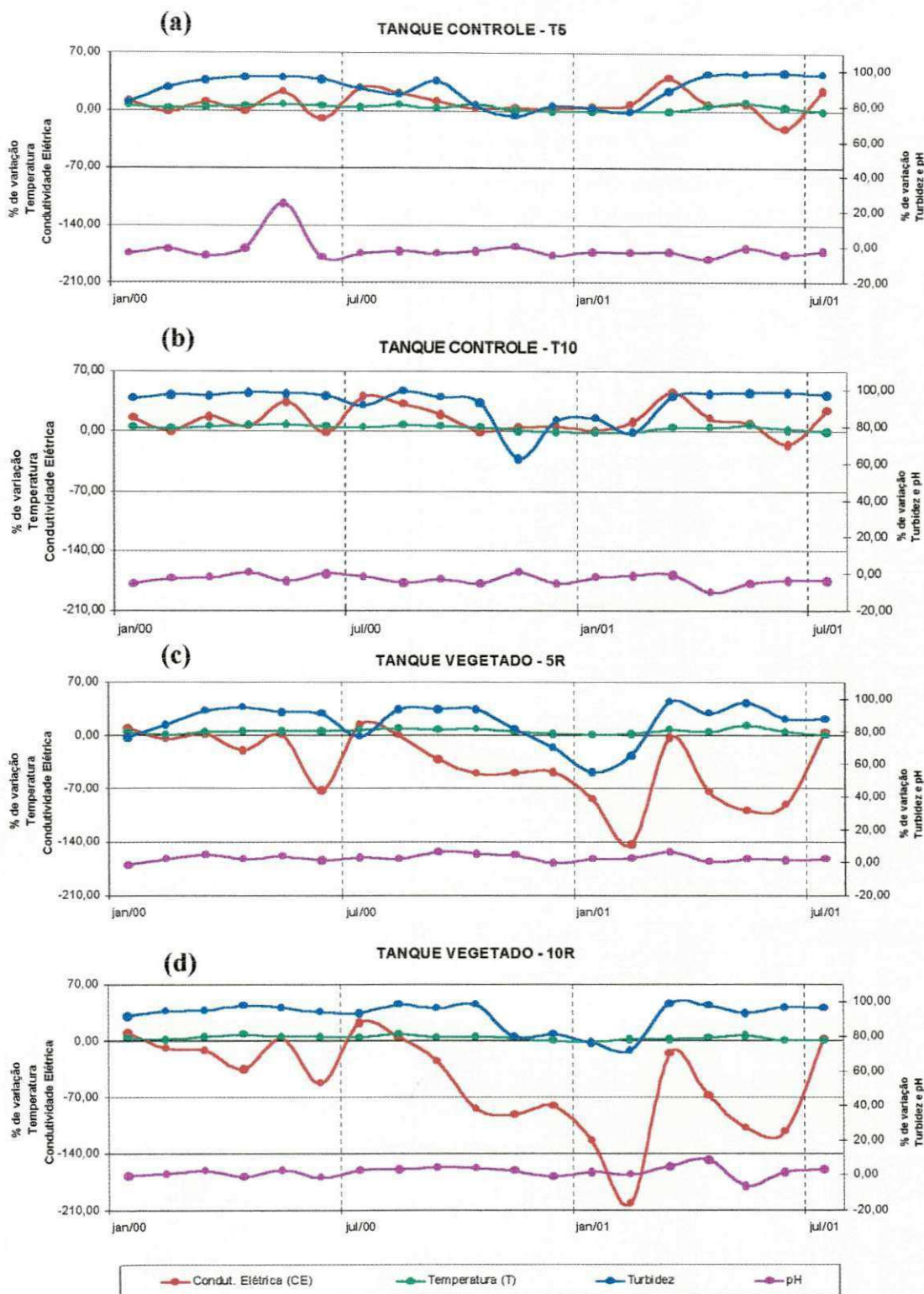
Durante a fase II da pesquisa (janeiro a junho de 2001), o valor mais elevado da condutividade elétrica (CE) do afluente (P2) ocorreu no mês de maio (1.555  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) enquanto o menor (890  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) aconteceu em junho (Tabela 5.2). Estes valores extremos são explicados respectivamente pelo aumento da concentração dos sais na água do córrego (devido a escassez de chuvas nos dias que antecederam a coleta de maio) e pela diminuição desta concentração em consequência das chuvas ocorridas (11,4 mm) no dia da coleta, 22 de junho (Anexo I).

O afluente (P2) e os efluentes dos tanques controles (T5 e T10), não apresentaram diferenças significativas dos valores médios da CE. Já os efluentes dos tanques vegetados (5R e 10R), mostraram em todos os períodos analisados, considerável aumento dessa variável em relação ao afluente (P2). Também se observou que nestes tanques vegetados o valor da condutividade elétrica da água aumentou com o tempo de detenção hidráulica. Em termos de variação média percentual por períodos semestrais, conforme o Anexo XIV, no período janeiro a junho de 2001 a CE aumentou 82,65% nos tanques cultivados com TDH de 5 dias, ao passo que para 10 dias essa variação foi de 105,5 %. Nestes últimos tanques, o valor máximo da CE foi de 3.310  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (fev / 2001) enquanto o afluente apresentava o valor de 1.097  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Tabela 5.2). O Anexo IX e a Figura 5.2 (a,b,c,d), mostram as variações percentuais da CE em todos os tratamentos.



Tabela 5.2 – Valores mensais da condutividade elétrica, temperatura, turbidez e pH, determinados no afluente (P2) e nos efluentes dos sistemas wetlands nos últimos seis meses (fase experimental).

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	SEMESTRE III (2001)						Média
		jan	fev	mar	abr	mai	jun	
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA ( $\mu\text{S/s}$ )	P2	1.170	1.097	903	1.400	1.555	890	1.169
	T5	1.120	1.017	553	1.293	1.448	1.085	1.086
	5R	2.155	2.673	927	2.455	3.090	1.703	2.167
	T10	1.160	978	498	1.183	1.418	1.029	1.044
	10R	2.633	3.310	1.048	2.355	3.243	1.900	2.414
TEMPERATURA ( $^{\circ}\text{C}$ )	P2	24,5	24,5	25,0	21,0	21,0	23,0	23,2
	T5	24,5	24,5	25,0	20,0	19,0	22,0	22,6
	5R	24,3	23,8	23,3	19,9	18,3	22,0	21,9
	T10	25,0	25,0	24,0	20,0	19,5	22,5	22,7
	10R	24,8	24,0	24,5	20,3	19,5	22,9	22,7
TURBIDEZ (NTU)	P2	3,8	4,3	82,0	46,0	48,0	67,0	41,9
	T5	0,8	1,0	9,0	1,0	0,8	0,8	2,2
	5R	1,7	1,5	1,4	4,1	1,2	8,3	3,0
	T10	0,6	1,0	3,0	1,0	1,0	0,8	1,3
	10R	0,9	1,2	1,1	1,1	3,2	2,3	1,6
pH	P2	7,66	7,60	7,47	6,90	7,43	6,99	7,3
	T5	7,85	7,83	7,65	7,38	7,45	7,29	7,6
	5R	7,50	7,40	7,00	6,90	7,30	6,90	7,2
	T10	7,82	7,67	7,50	7,61	7,81	7,25	7,6
	10R	7,50	7,60	7,10	6,30	7,90	6,85	7,2



**Figura 5.2 (a,b,c,d)** – Percentagens de variação da temperatura, condutividade elétrica, turbidez e pH nos tanques controles e nos tanques vegetados (com relação ao afluente – P2) ao longo dos 18 meses de implantação do sistema.



A razão para o aumento da CE da água nos tanques vegetados, pode ser atribuída a vários fatores, dentre os quais pode-se destacar o processo da evapotranspiração, que transfere apenas água (pura) para a atmosfera e a absorção, pelo sistema radicular, da água necessária para o desenvolvimento da planta. Ambos contribuem para aumentar a concentração dos sais na água desses tanques e, conseqüentemente, sua condutividade elétrica. Entretanto, segundo Guimarães et al., (2000), o aumento da CE verificado em seu sistema de tratamento de águas residuárias domésticas com plantas aquáticas, resultava da mineralização da matéria orgânica presente no afluente e também porque a taxa de absorção dos nutrientes mineralizados pelo vegetal era inferior à mineralização.

Analisando-se os resultados da CE dos efluentes dos tratamentos vegetados nos últimos 6 meses (Tabela 5.2), cujos valores médios para TDH de 5 e 10 dias foram, respectivamente, 2.167 e 2.414  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , constata-se que os mesmos apresentaram moderada restrição para uso na irrigação (Ayers e Wescot, 1991). Ou seja, em condições normais de campo da maior parte das áreas de regiões áridas e semi-áridas, irrigações com águas cuja CE varia entre 700 e 3.000  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , pode afetar o solo e a produção das culturas. Isto ocorre devido a acumulação no solo e na zona radicular, dos sais transportados pela água de irrigação a medida em que a mesma se evapora ou é consumida pelas culturas. Estas, dependendo da sensibilidade aos sais, sofrerão maiores ou menores danos na germinação, crescimento ou rendimento (Ayers e Wescot, 1991).

### 5.2.2 – Temperatura (T)

No período experimental (fase II), os valores médios das temperaturas dos efluentes dos tratamentos vegetados ou não, mantiveram-se muito próximos, na faixa entre 21,9 a 23,2 °C (Tabela 5.2).

Esses resultados podem ser associados a fatores como: (a) o horário da coletas (sempre ocorreu entre 7:30 e 8:30 hs), no qual a variação nas condições climáticas locais é insignificante para promover alteração na temperatura da água, cuja capacidade calorífica é muito alta ( $C_p = 1,0 \text{ Kcal/Kg } ^\circ\text{C}$ ); (b) medição “*in loco*” bem como o pouco tempo decorrido para a coleta das amostras e (c) a coluna d’água do sistema (subsuperficial), segundo Tanner (2000), não a expõe a significativas variações climáticas que possam ocorrer no dia. Assim, as temperaturas de todas as amostras de água (afluente e efluentes) do sistema, apresentaram uma certa uniformidade de comportamento entre si e acompanharam a mesma tendência da temperatura do ar no momento da coleta.

Analisando-se os dados das duas fases da pesquisa, especialmente os referentes aos períodos de mesma climatologia (semestres I e III), constata-se que os valores médios da temperatura do afluente e dos efluentes tratados, não apresentaram diferenças ao nível de 5% de significância, conforme mostram a análise da variância e o teste de Tukey ( Anexos II e III)

### 5.2.3 – Turbidez

Por se tratar de um córrego natural que recebe esgotos domésticos, o afluente (P2) apresentou valores elevados em todas as determinações, com valor máximo de 82 NTU em março de 2001 e mínimo de 3,8 NTU em janeiro de 2001.

A eficiência na remoção dos agentes causadores da turbidez (materiais em suspensão na água) foi muito elevada em todos os tratamentos, principalmente nos tanques não cultivados e com TDH de 10 dias (Anexo IX e Figura 5.2). Estes, na fase II da pesquisa (semestre III), apresentaram turbidez com valor médio de 1,3 NTU, correspondendo a uma remoção de 92%, enquanto os tanques cultivados com o mesmo TDH (10 dias) apresentaram remoção média de 89%, produzindo efluentes com turbidez 1,6 NTU (Tabela 5.2 e Anexo IX)

Usando sistemas de tratamento com *Typha*, reduções aproximadas de 85% são reportadas por Rostom (1993) enquanto Guimarães et al., (2000), conseguiram remoção de aproximadamente 80% tratando água residuária doméstica, usando um sistema no qual o leito era constituído por duas camadas, uma de 10cm de casca de arroz e outra de 40cm de uma mistura de casca de arroz e solo.

Segundo descreve Vymazal (1998), o material orgânico é removido das águas residuárias principalmente pelo metabolismo das bactérias enquanto que os sólidos suspensos são retidos por processos físicos como a sedimentação e a filtração.

Nesta pesquisa, a diferença significativa entre a turbidez do afluente e a dos efluentes tratados, conforme atesta o método de Tukey (Anexo III), comprova a eficiência deste sistema na remoção de material em suspensão. Isto, de fato, foi constatado pela melhora considerável do aspecto estético da água.

#### 5.2.4 – Potencial hidrogeniônico (pH)

Durante a fase experimental, o menor e o maior valor do pH (6,3 e 7,9) foram verificados nos tanques vegetados com TDH de 10 dias (Tabela 5.2).

As curvas do pH apresentadas nos Anexos XVII e XVIII, mostram a sua constância nos diversos pontos. Estes resultados, segundo Tanner (2000), devem-se ao fato de que os sistemas com fluxo subsuperficial, não expõem a coluna d'água à luz do sol e, como consequência, não ocorrem processos fotossintéticos. Assim, a água não é submetida a significativas variações do teor de oxigênio dissolvido nem de pH. Guimarães et al., (2000), tratando águas residuárias de um pequeno povoado rural em Botucatu (SP) e usando um sistema similar ao de wetland construído, empregando a macrófita da espécie *Juncus sellovianus*, também constataram que o pH permanecia praticamente constante ao longo do processo.

Observa-se, entretanto, que as variações dos valores médios do pH nos tanques não vegetados (controle) e os vegetados, apresentaram comportamentos

antagônicos. Ou seja, enquanto nos primeiros ocorreu um pequeno aumento do pH (indicado na tabela como uma variação negativa), nos tanques vegetados ocorreu diminuição (Anexo IX). Provavelmente essa diminuição do pH deveu-se a processos oxidativos como a nitrificação (oxidação da amônia para nitrito pela ação de bactérias do gênero *Nitrossomonas*), na qual há produção de  $H^+$  implicando em condições ácidas para o meio (Equação 3.4; p.54). Também é possível que o  $CO_2$  produzido pela mineralização da matéria orgânica contribua para esta redução do pH, uma vez que o meio não apresenta algas para consumi-lo e não ocorre fotossíntese para promover sua transformação em  $O_2$ .

A análise de variância (Anexo II) e o teste de Tukey (Anexo III), realizados ao nível de significância de 5%, demonstraram não haver diferença significativa do pH entre nem dentro dos tratamentos nos períodos analisados (semestres I e III).

### 5.2.5 – Íons (bicarbonatos, cloretos, sódio, potássio, cálcio e magnésio)

Na fase experimental, conforme mostra a Tabela 5.3, exceto para o potássio (que manteve uma concentração média na ordem de 18 mg/L), constatou-se significativos aumentos das concentrações médias dos íons nos tratamentos vegetados, principalmente com TDH de 10 dias. Nestes tanques, foram verificados aumentos médios de aproximadamente: 90% na concentração de bicarbonatos, 220% na concentração de cloretos, 228% na concentração de sódio, 114% na concentração de cálcio e, 141% na concentração de magnésio (Anexos IX e X, média III). Estes anexos também mostram as variações percentuais ocorridas nos primeiros 12 meses de funcionamento do sistema.

Estes resultados, comparados aos dos tanques controles, sugerem que provavelmente o fenômeno da evapotranspiração e a absorção da água para o desenvolvimento e manutenção das plantas, sejam os principais responsáveis pelo aumento da concentração dos sais em sistemas wetlands.

Tabela 5.3 – Concentrações de bicarbonatos, cloretos, sódio, potássio, cálcio e magnésio no afluente (P2) e nos efluentes dos sistemas wetlands nos últimos seis meses

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	SEMESTRE III (2001)						Média
		jan	fev	mar	abr	mai	jun	
BICARBONATOS (mgHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	P2	390,4	316,3	264,4	539,2	570,4	248,9	388,3
	T5	341,6	269,6	171,1	435,5	497,8	363,0	346,4
	5R	648,1	605,3	269,6	759,6	967,0	531,5	630,2
	T10	323,3	228,1	140,0	373,3	456,3	342,2	310,5
	10R	777,8	757,0	378,5	780,3	977,4	601,5	712,1
CLORETOS (mgCl <sup>-</sup> /L)	P2	191,5	144,9	165,6	305,1	259,1	96,4	193,8
	T5	217,4	124,2	82,8	331,9	254,6	155,2	194,4
	5R	469,7	628,8	231,6	687,9	702,4	432,7	625,5
	T10	196,7	129,4	88,0	294,4	272,5	182,0	193,8
	10R	617,2	821,6	230,3	655,7	720,3	385,3	671,7
SÓDIO (mgNa <sup>+</sup> /L)	P2	128,7	130,5	106,4	182,1	199,2	101,7	141,4
	T5	141,3	124,9	75,9	186,1	201,5	151,3	146,8
	5R	395,6	460,0	152,8	419,8	560,8	277,2	377,8
	T10	155,8	125,9	71,4	169,0	200,6	145,5	144,7
	10R	572,4	725,6	165,9	384,2	585,2	312,5	457,6
POTÁSSIO (mgK <sup>+</sup> /L)	P2	13,4	12,3	17,7	24,8	24,8	17,7	18,4
	T5	13,8	11,5	9,1	24,4	25,6	21,3	17,6
	5R	11,8	12,0	25,6	15,9	19,2	23,1	17,9
	T10	16,2	13,0	8,7	22,0	25,6	20,9	17,7
	10R	15,8	16,8	20,8	14,2	19,2	23,9	18,5
CÁLCIO (mgCa <sup>+2</sup> /L)	P2	59,4	63,8	50,0	83,6	78,8	59,1	65,8
	T5	66,0	66,0	30,0	101,2	90,6	70,9	70,8
	5R	115,5	142,5	54,5	189,2	181,2	114,3	132,9
	T10	70,4	68,2	26,0	96,8	94,6	55,2	68,5
	10R	144,7	161,2	64,5	182,6	183,2	123,1	143,2
MAGNÉSIO (mgMg <sup>+2</sup> /L)	P2	34,9	32,2	30,5	51,0	40,9	21,6	35,2
	T5	30,9	38,9	18,3	45,6	33,6	40,9	34,7
	5R	57,7	85,9	32,0	91,3	91,9	59,5	69,7
	T10	33,6	29,5	20,7	42,9	33,6	50,5	35,1
	10R	72,8	119,1	44,8	102,7	101,5	58,9	83,3

### 5.2.6 – Alcalinidade e dureza

A alcalinidade de bicarbonatos foi predominante em todo o sistema. No período entre janeiro e junho de 2001, conforme mostra a Tabela 5.4, nenhuma outra forma de alcalinidade foi mensurável, o que já seria esperado considerando que os valores do pH variaram apenas entre 6,3 e 7,9 (APHA, 1995).

Os esgotos de Campina Grande segundo Silva (1982), apresentam uma alcalinidade total média de 332 mg CaCO<sub>3</sub>/L. Nos primeiros 6 meses de 2001, a alcalinidade média do afluente do sistema wetland foi 309 mg CaCO<sub>3</sub> /L (ou seja, próxima à dos esgotos que contaminam o córrego afluente), tendo apresentado concentração mínima de 220 mgCaCO<sub>3</sub> /L (em março) e máxima de 455 mgCaCO<sub>3</sub>/L (em maio). Estas concentrações extremas provavelmente ocorreram devido às chuvas em março (que embora arraste material da bacia de drenagem, dilui bastante o córrego) e a estiagem, bem como o racionamento d'água na cidade, nos dias que precederam a coleta de maio.

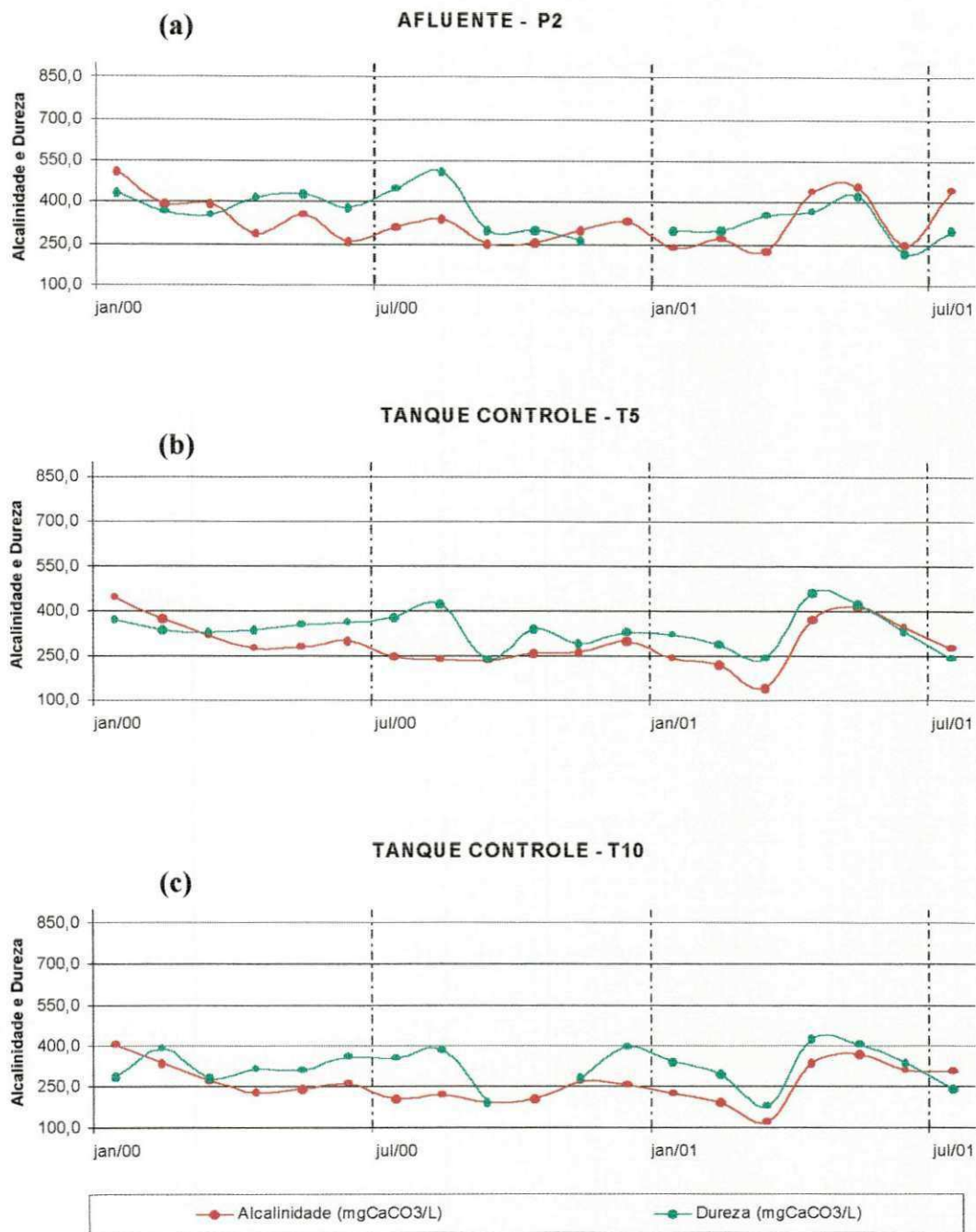
A alcalinidade média diminuiu nos tanques não cultivados (tanques controle) e aumentou nos tanques vegetados (Anexos VI e XI).

Na fase II (janeiro a junho/ 2001) a água de alimentação apresentou dureza média de 325 mgCaCO<sub>3</sub>/L (Tabela 5.4), sendo classificada portanto como “muito dura” (Sawer, McCarty and Parkin, 1994). A Tabela 5.4 também mostra que o valor médio da dureza aumentou, principalmente nos tratamentos vegetados, chegando ao valor médio de 667 mgCaCO<sub>3</sub>/L para 10 DTH.

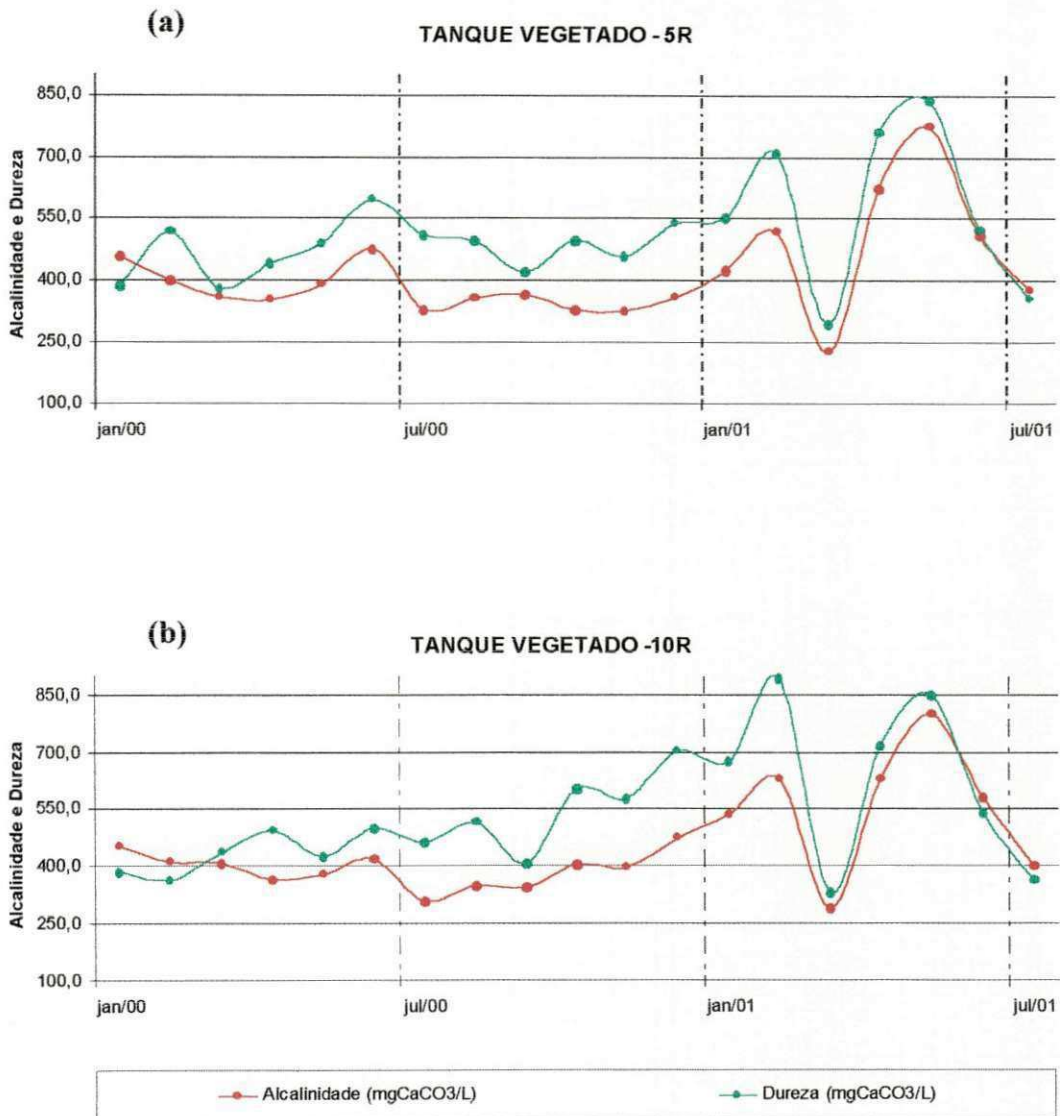
Pelos valores da alcalinidade e da dureza, determinados nos diversos efluentes ao longo do tempo de funcionamento do sistema, pode-se considerar que o aumento das concentrações desses dois parâmetros nos tanques vegetados do sistema, deveu-se aos processos de evapotranspiração e absorção da água para o desenvolvimento e manutenção das macrófitas.

As Figuras 5.3 e 5.4, mostram a semelhança de comportamento da alcalinidade e da dureza em todos os tratamentos.





**Figura 5.3 (a,b,c)** – Distribuição temporal da alcalinidade e da dureza no afluente e nos tanques controles com TDH de 5 e 10 dias.



**Figura 5.4 (a,b)** – Distribuição temporal da alcalinidade e da dureza nos tanques vegetados com TDH de 5 e 10 dias .



Tabela 5.4 – Concentrações da alcalinidade e da dureza, no afluente (P2) e nos efluentes do sistema wetland nos últimos seis meses

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	SEMESTRE III (2001)						Média
		jan	fev	mar	abr	mai	jun	
ALCALINIDADE (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	P2	235,0	265,0	220,0	435,0	455,0	245,0	309,2
	T5	240,0	220,0	140,0	370,0	415,0	345,0	288,3
	5R	426,3	516,3	226,3	622,5	775,0	510,0	512,7
	T10	225,0	190,0	120,0	335,0	370,0	310,0	258,3
	10R	535,0	627,5	292,5	627,5	796,3	582,5	576,9
DUREZA (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	P2	297,0	297,0	352,0	363,0	423,6	216,7	324,9
	T5	319,0	286,0	242,0	462,0	423,6	334,9	344,6
	5R	550,0	709,5	294,3	759,0	839,7	519,6	612,0
	T10	341,0	297,0	176,0	429,0	403,9	334,9	330,3
	10R	676,5	891,0	332,8	715,0	849,6	539,3	667,4

Tabela 5.5 – Resumo do teste de Tukey ao nível de 5% de significância, aplicado aos resultados da alcalinidade e da dureza nos semestres I e III

VARIÁVEL	G.L	QMR	d.m.s	MÉDIA	TRATAMENTO	AGRUPAMENTO TUKEY (*)
ALCALINIDADE	54	18506,64	156,73	460,11	R10	A
				424,01	R5	A, B
				336,92	P2	A, B
				310,28	T5	A, B
				274,51	R10	B
DUREZA	54	14043,76	136,53	551,04	R10	A
				539,93	R5	A
				360,26	P2	B
				346,88	T5	B
				326,50	R10	B

(\*) Tratamentos com a mesma letra não apresentam diferenças significativas

### 5.2.7 – DBO<sub>5</sub> e DQO

Na fase experimental, as concentrações médias da DBO<sub>5</sub> e DQO no afluente (P2) foram respectivamente 19 e 291mg de O<sub>2</sub>/L, com os maiores valores ocorrendo em março (38 mg de O<sub>2</sub>/L para a DBO<sub>5</sub>) e em maio (969 mg de O<sub>2</sub>/L para a DQO). Nos tratamentos vegetados, a DBO<sub>5</sub> foi reduzida para valores médios de 3 e 2 mg de O<sub>2</sub>/L enquanto que a DQO caiu para 180 e 176 mg de O<sub>2</sub>/L, conforme TDH de 5 ou 10 dias respectivamente (Tabela 5.6).

Segundo van Haandel & Lettinga (1994), a razão DQO/DBO<sub>5</sub> em esgoto doméstico bruto, situa-se na faixa de 1,7 a 2,2. Esta razão tende a aumentar a medida que a matéria orgânica é estabilizada e a fração biodegradável vai sendo oxidada, de forma que a fração recalcitrante (de biodegradação lenta ou mesmo não biodegradável) torna-se predominante. No caso desse sistema wetland, a água que está sendo tratada é a de um córrego poluído com esgotos domésticos, na qual essa relação é superior (média 15 no semestre experimental). No entanto, a exemplo das observações daqueles autores, essa razão nos tanques vegetados muda sensivelmente para 69 ou 93 conforme TDH de 5 ou 10 dias. Estas razões foram superiores às apresentadas para os efluentes dos tanques controles, sugerindo que os sistemas wetlands têm papel importante na estabilização da matéria orgânica e oxidação da sua fração biodegradável.

Nos últimos seis meses, as reduções da DBO foram significativas em todos os tratamentos: 77% nos tanques controles e acima de 80% nos tanques vegetados (Tabela 5.7). Estes valores, são similares aos determinados por Oliveira (2000) e Vimazal (1999) no tratamento de águas residuárias domésticas em pequenas comunidades. Este último autor, a exemplo do que foi verificado no presente estudo, reporta-se à independência de remoção desta variável (DBO) da temperatura e da estação do ano. A Figura 5.5 e os Anexos XI e XV mostram o desempenho do sistema wetland quanto à remoção da DBO<sub>5</sub> e da DQO ao longo das duas fases de funcionamento do sistema (18 meses).

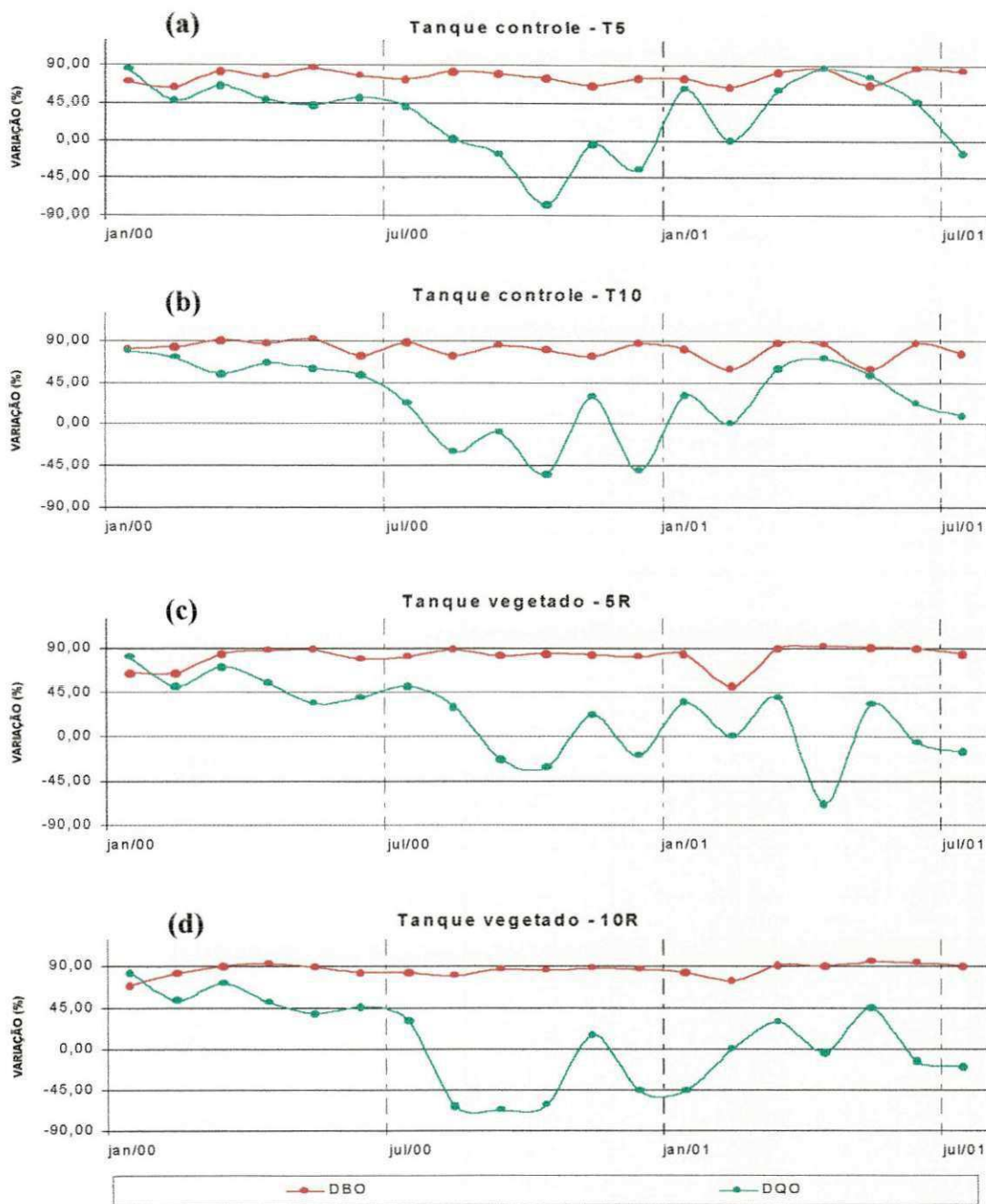
Tabela 5.6 – Concentrações da DBO<sub>5</sub> e da DQO, no afluente (P2) e nos efluentes do sistema wetland nos últimos seis meses

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	SEMESTRE III (2001)						Média
		jan	fev	mar	abr	mai	jun	
DBO <sub>5</sub> (mgO <sub>2</sub> /L)	P2	14	9	38	21	17	17	19,3
	T5	4	3	7	3	5	2	4,0
	5R	2	4	4	2	2	2	2,6
	T10	3	4	5	3	7	2	3,8
	10R	2	2	3	2	1	1	1,9
DQO (mgO <sub>2</sub> /L)	P2	100	-	224	56	969	108	291,4
	T5	38	-	88	8	233	58	86,1
	5R	65	23	136	93	649	115	180,3
	T10	69	74	88	16	446	83	129,4
	10R	146	40	158	58	533	123	176,2

Tabela 5.7 – Desempenho (%) do sistema wetland na remoção da DBO<sub>5</sub> e da DQO nos últimos seis meses

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	DESEMPENHO (%) em 2001						Média
		jan	fev	mar	abr	mai	jun	
DBO <sub>5</sub> (mgO <sub>2</sub> /L)	T5	74,08	64,67	82,92	86,72	67,21	86,45	77,01
	5R	83,65	51,28	89,82	91,99	90,95	89,13	82,80
	T10	82,18	59,63	87,13	86,25	59,93	87,05	77,03
	10R	83,65	73,42	91,65	90,57	95,78	94,57	88,27
DQO (mgO <sub>2</sub> /L)	T5	61,54	-	60,71	85,71	76,00	46,15	66,02
	5R	34,60	-	39,29	-67,94	33,00	-5,78	6,63
	T10	30,77	-	60,71	71,43	54,00	23,08	48,00
	10R	-46,20	-	29,46	-3,50	45,00	-13,46	2,26

$$\text{Desempenho (\%)} = \left[ \frac{(\text{Concentração no afluente (P2)} - \text{Concentração no efluente do tanque})}{\text{Concentração no afluente (P2)}} \right] \cdot 100\%$$



**Figura 5.5 (a,b,c,d)** – Percentagens de variação de  $DBO_5$  e DQO nos efluentes dos tanques controles e vegetados com TDH de 5 e 10 dias, com relação ao afluente – P2.

A Figura 5.5 mostra que os valores mensais das remoções da DQO foram muito oscilantes, tendo ocorrido inclusive aumentos em várias determinações. Constatou-se que no período experimental, os tanques vegetados apresentaram remoções médias de 6,6 e 2,3 % e os tanques controle 66 e 48% para TDH de 5 e 10 dias respectivamente (Tabela 5.7). As variações negativas (o que significa aumento da DQO) ocorreram a partir do 7º mês de implantação do sistema (Agosto de 2000), quando os efluentes dos tanques com TDH de 10 dias apresentaram aumentos médios da DQO na ordem de 30% (controle) e 62% nos tanques vegetados (Anexo XI).

A análise de variância aplicada para os dados da DQO nas duas fases da pesquisa de mesma climatologia (semestres I e III), mostra que em nível de significância de 5% não ocorreram diferenças significativas entre estas, mas sim entre tratamentos (Tabela 5.8). O teste de Tukey (Tabela 5.9) identificou diferenças significativas para a DBO<sub>5</sub> apenas entre o afluyente (P2) e os efluentes dos tanques, enquanto para a DQO, apenas o efluente do tanque controle com TDH de 5 dias apresentou diferença significativa.

Tabela 5.8 – Resumo da análise da variância para a DBO<sub>5</sub> e DQO no sistema wetlands construído no Campus II da UFPB no período Janeiro a Junho de 2000 e de 2001

PARÂMETROS	CAUSA DA VARIÇÃO	G.L	SOMA DOS QUADRADOS	MÉDIA DOS QUADRADOS	F	Pr > F	DIFERENÇA SIGNIFICATIVA
DBO <sub>5</sub>	Tratamentos	4	2775,8243	693,9560	31,50	0,0001	Sim
	Periodos	1	18,4815	18,4815	0,84	0,3638	Não
	Total	5					
DQO	Tratamentos	4	346215,8595	86553,9649	2,81	0,0346	Sim
	Periodos	1	895,2268	895,2268	0,03	0,8653	Não
	Total	5					

Tabela 5.9 – Resumo do teste de Tukey ao nível de 5% de significância, aplicado para os resultados da DBO<sub>5</sub> e DQO nos semestres I e III

VARIÁVEL	G.L	QMR	d.m.s	MÉDIA	TRATAMENTO	AGRUPAMENTO TUKEY (*)
DBO <sub>5</sub>	54	22,03	5,41	20,41	P2	A
				4,48	T5	B
				3,58	R5	B
				3,30	T10	B
				2,54	R10	B
DQO	52	30788,74	211,41	321,60	P2	A
				153,70	R5	A
				149,15	R10	A
				118,25	T10	A
				105,75	T5	B

(\*) Tratamentos com a mesma letra não apresentam diferenças significativas

### 5.2.8 – Nitrogênio (amoniaco e nitrato)

O afluente do sistema, apresentou concentração média de 19,8 mg/L de nitrogênio amoniacal, com a máxima em maio (29 mg/L) e a mínima em março (11 mg/L) conforme é mostrado no Anexo VII (semestre III). Nos tanques vegetados houve 100% de remoção desse nutriente enquanto nos tanques controles a remoção foi de 82% e 97% para TDH de 5 e 10 dias, respectivamente. Avaliando o comportamento dos dados ao longo dos 18 meses, constata-se que a eficiência de remoção do nitrogênio na forma amoniacal aumentou com a maturação do sistema e com o TDH.

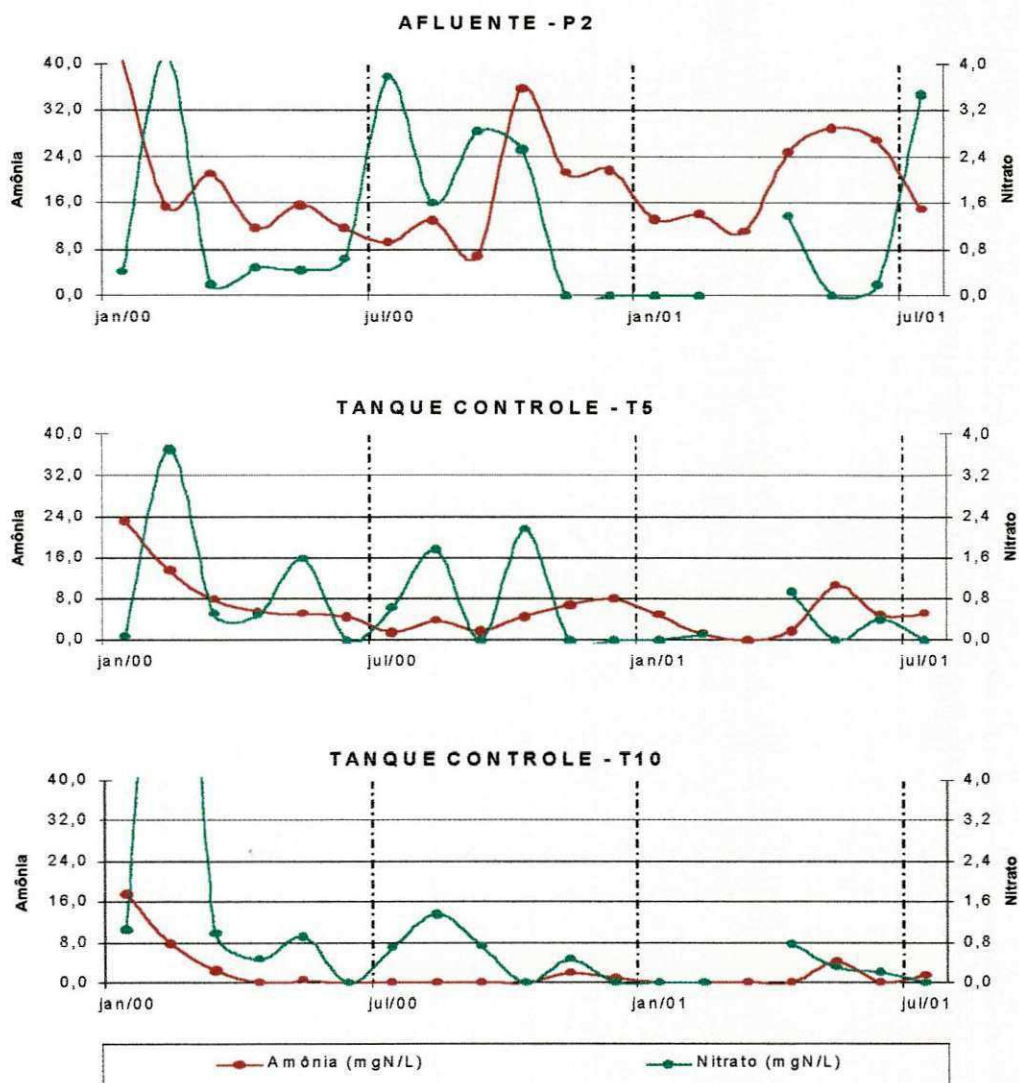
Nos últimos seis meses, o nitrogênio na forma de nitratos, manteve-se (em média) constante nos tanques controles e aumentou de 0,3 para 0,4 mg/L nos tanques vegetados (Anexo VII - semestre III).

Estes resultados, segundo van Haandel e Lettinga (1994), sugerem que bactérias nitrificantes agem sobre o nitrogênio amoniacal produzindo nitratos. Como

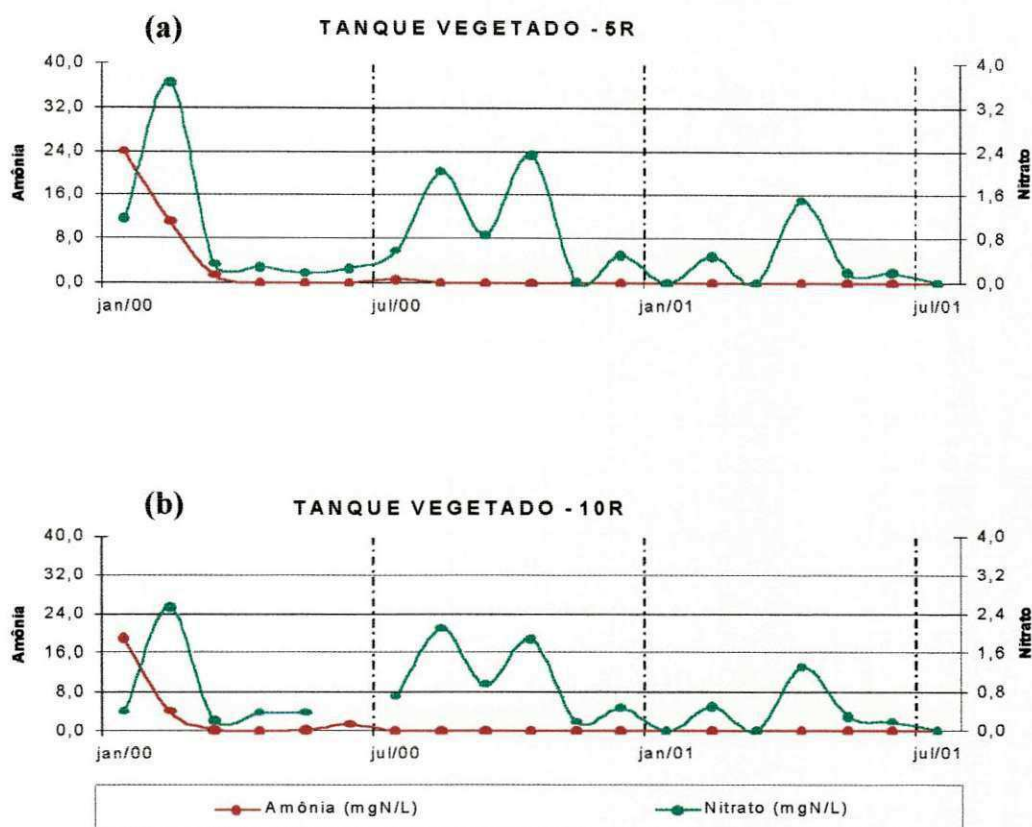


nessas águas não há oxigênio dissolvido, deduz-se que ocorre o processo de oxigenação através do sistema radicular da planta. O oxigênio transferido da atmosfera poderia ter sido totalmente utilizado pelas bactérias *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* para realizar a oxidação do nitrogênio a nitrito e em seguida a nitrato, conforme foi mostrado nas equações 3.4 e 3.5.

As Figuras 5.6 e 5.7, mostram a distribuição temporal desses parâmetros em todas as unidades do sistema.



**Figura 5.6 (a,b,c)** – Distribuição temporal do nitrogênio nas formas de amônia e nitrato no afluente do sistema e nos efluentes dos tanques controles com TDH de 5 e 10 dias.



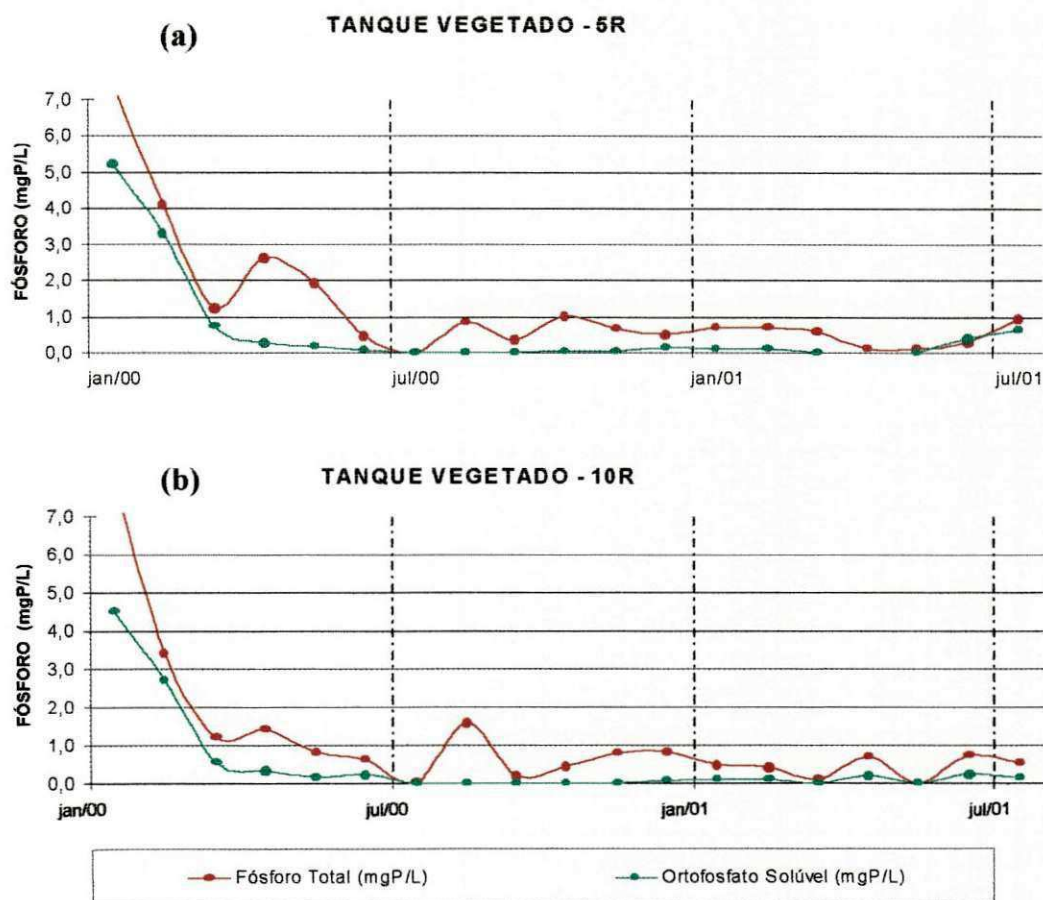
**Figura 5.7 (a,b)** – Distribuição temporal do nitrogênio nas formas de amônia e nitrato nos tanques vegetados com TDH de 5 e 10 dias.

### 5.2.9 – Fósforo total e ortofosfatos solúveis

A concentração do fósforo total no afluente do sistema (P2), no período janeiro a junho de 2001, variou de 2,1 mg/L a 4,8 mg/L, ficando com um valor médio de 3,1 mgP/L (Tabela 5.10). Nos efluentes dos tanques vegetados (5R e 10R) este valor foi reduzido para 0,4 mgP/L (remoção de aproximadamente 87%), enquanto nos efluentes dos tanques controles (T5 e T10) as concentrações médias ficaram em torno de 2,9 e 2,6 mgP/L (representando remoções na respectiva ordem de 6 e 16%) para TDH de 5 e 10 dias, respectivamente.

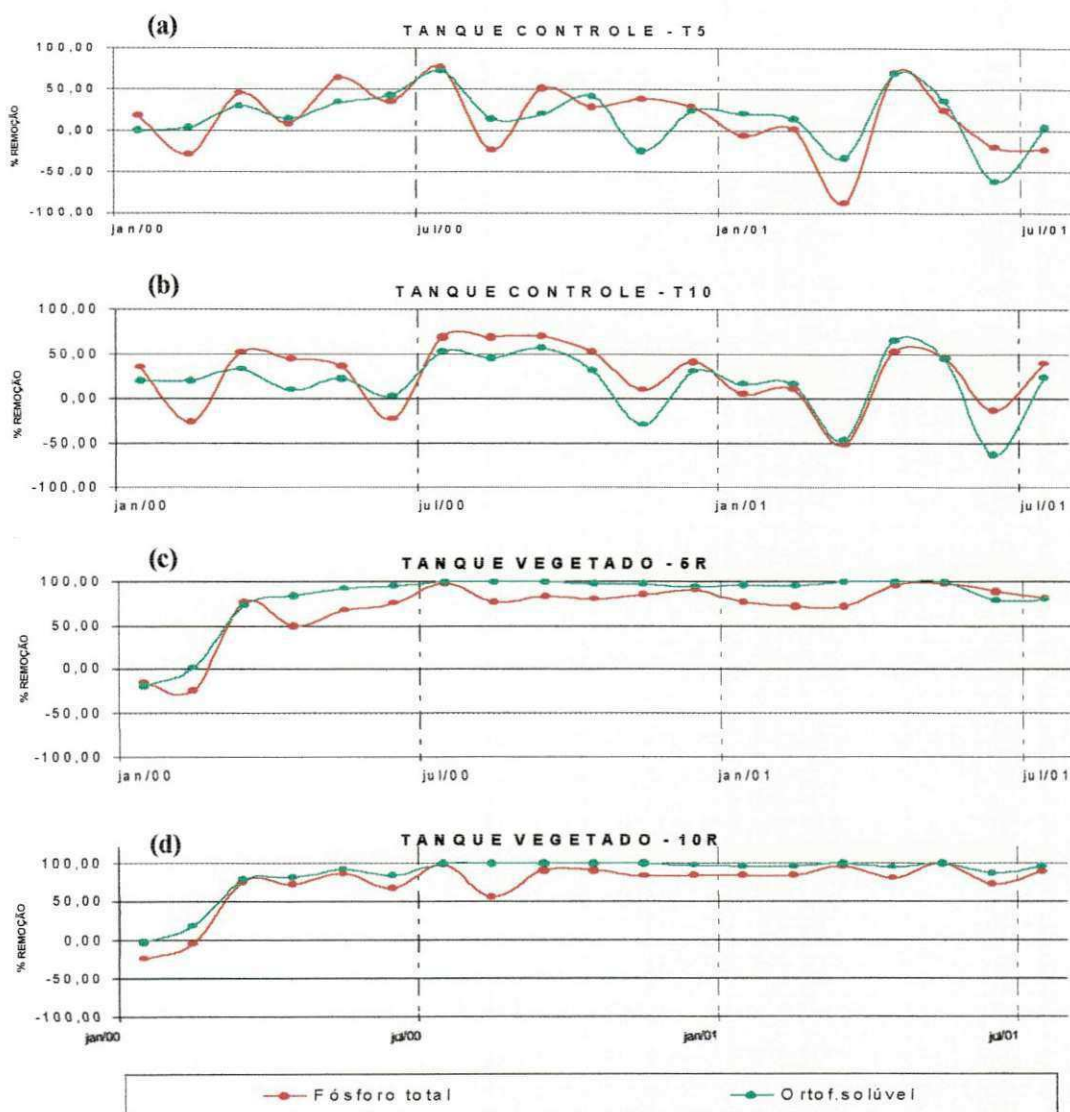


Nessa fase experimental, o afluente apresentou concentrações entre 1,6 e 4,0 mg/L de ortofosfatos solúveis, com média de 2,6 mg/L. A Figura 5.8 e as do Anexo XXVI mostram que ao longo dos 18 meses da pesquisa, as tendências de comportamento das concentrações do fósforo total e dos ortofosfatos solúveis nos efluentes dos tratamentos, foram semelhantes. Entretanto, como mostra a Figura 5.9, o desempenho dos tratamentos vegetados no processo de remoção foi mais significativo.



**Figura 5.8 (a,b)** – Distribuição temporal de fósforo total e ortofosfatos solúveis nos tanques vegetados com TDH de 5 e 10 dias.

Avaliando os resultados das duas fases, observa-se que a remoção nos tratamentos vegetados foi mais significativa. A eficiência aumentou desde a implantação, devido o nível de desenvolvimento alcançado pela planta e do seu sistema radicular, ficando praticamente estabilizada a partir do segundo semestre de 2000 (Figura 5.9 (c) e (d) e Anexo XII).



**Figura 5.9 (a,b,c,d)** – Percentagens de remoção do fósforo total e ortofosfatos solúveis nos tanques controles e nos tanques vegetados com TDH de 5 e 10 dias com relação ao afluente – P2.

Tabela 5.10 – Concentrações de fósforo total e de ortofosfatos solúveis, no afluente (P2) e nos efluentes dos sistemas wetlands nos últimos seis meses

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	SEMESTRE III (2001)						Média
		jan	fev	mar	abr	mai	jun	
<b>Fósforo total</b> (mgP/L)	P2	3,0	2,5	2,1	3,5	4,8	2,6	3,1
	T5	3,2	2,5	4,0	1,0	3,6	3,1	2,9
	5R	0,7	0,7	0,6	0,1	0,1	0,3	0,4
	T10	2,8	2,2	3,2	1,7	2,6	2,9	2,6
	10R	0,5	0,4	0,1	0,7	0,0	0,7	0,4
<b>Ortofosfatos solúveis</b> (mgP-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)	P2	2,5	2,4	1,6	3,4	4,0	1,9	2,6
	T5	2,0	2,1	2,2	1,0	2,5	3,0	2,1
	5R	0,1	0,1	0,0	-	0,0	0,4	0,1
	T10	2,1	2,0	2,4	1,1	2,2	3,1	2,2
	10R	0,1	0,1	0,0	0,2	0,0	0,3	0,1

Tabela 5.11 – Desempenho (%) dos sistemas wetlands na remoção de fósforo total e de ortofosfatos solúveis nos últimos seis meses

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	DESEMPENHO (%) em 2001						Média
		jan	fev	mar	abr	mai	jun	
<b>Fósforo total</b>	T5	-5,89	1,64	-88,26	70,88	25,47	-19,55	-2,62
	5R	76,85	72,41	71,85	97,18	97,90	88,50	84,12
	T10	5,89	11,49	-52,34	52,85	46,02	-13,03	8,48
	10R	83,46	84,24	95,31	80,24	100,00	72,28	86,92
<b>Ortofosfatos solúveis</b>	T5	20,87	15,41	-32,87	69,35	37,36	-61,63	8,08
	5R	96,07	95,89	100,00	-260,3	100,00	78,77	36,08
	T10	16,33	16,43	-46,77	66,08	44,61	-62,81	5,66
	10R	96,07	95,89	100,00	94,04	100,00	86,52	95,42

$$\text{Desempenho (\%)} = \left[ \frac{(\text{Concentração no afluente (P2)} - \text{Concentração no efluente do tanque})}{\text{Concentração no afluente (P2)}} \right] \cdot 100\%$$

Tabela 5.12 – Resumo da análise da variância para fósforo total no sistema wetland construído no Campus II da UFPB no período Janeiro a Junho de 2000 e de 2001

PARÂMETROS	CAUSA DA VARIÇÃO	G.L	SOMA DOS QUADRADOS	MÉDIA DOS QUADRADOS	F	Pr > F	DIFERENÇA IGNIFICATIVA
FÓSFORO TOTAL	Tratamentos	4	49,3773	12,3443	5,27	0,0012	Sim
	Períodos	1	35,2667	35,2667	15,05	0,0003	Sim
	Total	5					

Tabela 5.13 – Resumo do teste de Tukey ao nível de 5% de significância, aplicado para os resultados do fósforo total nos semestres I e III

VARIÁVEL	G.L	QMR	d.m.s	MÉDIA	TRATAMENTO	AGRUPAMENTO TUKEY (*)
FÓSFORO TOTAL	54	2,34	1,76	3,89	P2	A
				3,15	T5	A, B
				2,96	T10	A, B
				1,71	R5	B
				1,49	R10	B

(\*) Tratamentos com a mesma letra não apresentam diferenças significativas

O resultado da análise estatística para fósforo total, confirma que ao longo do tempo ocorreram diferenças significativas dentro e entre os tratamentos (Tabela 5.12), ou seja, ao nível de significância de 5%, houve diferenças entre os resultados dos semestres I e III. O teste de Tukey (Tabela 5.13) demonstra que as concentrações de fósforo dos efluentes dos tratamentos vegetados (R5 e R10) apresentaram diferenças significativas em relação ao afluente (P2). A Figura 5.8 evidencia a diminuição das concentrações de fósforo total e de ortofosfatos nos tratamentos vegetados ao longo da pesquisa.

A diferença da eficiência entre os tratamentos com e sem vegetação mostra que as macrófitas (*Typha spp*) exercem importante função na remoção de nutrientes (Figura 5.9). Segundo Oliveira (2000), já era de se esperar que a média de remoção para as formas solúveis (ortofosfatos) fosse superior à do fósforo total, pois as mesmas são facilmente absorvidas pelo sistema radicular, servindo para o metabolismo e crescimento das plantas, ao passo que as formas de pouca solubilidade, associam-se com o ferro, alumínio e cálcio, tornando-se pouco assimiláveis pelas plantas e pelos microrganismos.

Os resultados apresentados para a remoção do fósforo, são semelhantes aos reportados por Comeau et al., (2000) tratando efluentes de fazenda de peixes em sistemas wetlands de fluxo horizontal, usando macrófitas *Phragmites australis*.

#### 5.2.10 – Sólidos totais e suspensos

A Tabela 5.14 apresenta as concentrações médias de sólidos determinadas nos efluentes dos tratamentos. Os Anexos VIII, XXVII e XXVIII, mostram as concentrações médias no afluente (P2) e nos efluentes de todos os tratamentos ao longo dos 18 meses estudados. Percebe-se que em todos os períodos existiu grande variação dos resultados, mas sempre ocorreu remoção dos sólidos suspensos e aumento da concentração dos sólidos totais (Anexo XIII).

Também foi constatado que alterações climatológicas, especialmente as chuvas durante ou momentos antes das coletas, causam grandes alterações nas concentrações de sólidos do afluente e conseqüentemente em todos os resultados que as envolvem, como é o caso dos cálculos das variações percentuais das frações de sólidos (totais, voláteis, suspensos). Exemplo disto são os dados do mês de março de 2001, quando a coleta foi realizada após um dia de chuva (85 mm), a qual elevou para 5.340 mg/L a concentração de sólidos totais no ponto P2, afluente do sistema (Tabela 5.14).



Os resultados mostraram que, na média, o sistema é eficiente na remoção de STV (sólidos totais voláteis) e, especialmente, na remoção de sólidos suspensos, o qual é coerente com os valores determinados para a turbidez, conforme seção 5.2.3.

Para os sólidos totais fixos (STF), os tanques controles não apresentaram alterações significativas em relação à concentração afluente. Entretanto, nos tanques vegetados, os valores médios acusam aumentos superiores a 135% (de 649 mg/L no afluente, para 1.387 e 1.537 mg/L conforme TDH de 5 ou 10 dias respectivamente). Estes resultados indicam que as macrófitas são responsáveis por processos como a absorção e a evapotranspiração, os quais causam aumento da concentração dos sólidos na água. Coerente com estas observações, as determinações da condutividade elétrica (seção 5.2.1) e dos íons (seção 5.2.5), que também aumentaram, reforçam estas interpretações.

Thomas, Glover e Kalaroopan (1995), usando macrófitas das espécies *Schoenoplectus validus* e *Juncus ingens*, tratando efluentes de esgotos pré-tratados ao nível secundário, conseguiram remoção de 85% de sólidos suspensos.

Guimarães et al. (2000), usando “junco” (*Juncus sellovianus*) no tratamento de águas residuárias domésticas de um pequeno assentamento rural, com TDH de 30h, conseguiram reduções superiores a 80% para STV, e 90% para SS, resultados estes também reportados por Comeau et al. (2000), tratando efluentes de fazenda de peixes em sistemas wetlands de fluxo horizontal, com *Phragmites australis*.

A análise de variância (ANOVA) em nível de significância de 5% ( $\alpha = 0,05$ ), mostra que apenas para os ST não ocorreu diferença significativa entre os tratamentos, embora tenha sido a única variável a mudar significativamente dentro dos tratamentos (Tabela 5.15). O teste de Tukey (Tabela 5.16) mostra que entre os semestres I e III, não existiram efeitos reais (diferenças significativas) entre tratamentos vegetados e não vegetados.

Tabela 5.14– Concentrações mensais de sólidos totais e suspensos (fixos e voláteis) no afluente (P2) e nos efluentes dos sistemas wetlands na fase experimental

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	SEMESTRE III (2001)						Média
		jan	fev	mar	abr	mai	jun	
SÓLIDOS TOTAIS (mg/l)	P2	624	615	5.340	2.211	995	672	1.743
	T5	718	6.843	4.824	925	902	883	2.517
	5R	1.427	4.066	623	2.556	2.236	1.307	2.037
	T10	803	4.424	4.873	3.328	889	844	2.527
	10R	2.149	2.205	740	1.924	2.334	1.533	1.814
SÓLIDOS TOTAIS FIXOS (mg/l)	P2	559	563	578	799	832	564	649
	T5	633	602	260	783	829	668	629
	5R	1.267	1.672	545	1.686	2.004	1.149	1.387
	T10	679	634	293	678	848	632	627
	10R	1.522	2.016	622	1.648	2.122	1.294	1.537
SÓLIDOS TOTAIS VOLÁTEIS (mg/l)	P2	65	52	4.762	1.412	163	108	1.094
	T5	85	6.241	4.564	142	73	215	1.887
	5R	159	2.351	69	837	232	157	634
	T10	124	3.790	4.580	2.650	41	212	1.900
	10R	627	190	97	276	212	239	273
SÓLIDOS SUSPENSOS (mg/l)	P2	13	6	58	22	24	59	30
	T5	14	3	14	13	13	14	12
	5R	20	15	10	17	33	28	20
	T10	10	11	6	12	21	29	15
	10R	25	22	6	21	27	26	21
SÓLIDOS SUSPENSOS FIXOS (mg/l)	P2	2	2	40	9	11	38	17
	T5	8	2	4	8	10	7	7
	5R	10	5	3	9	21	17	11
	T10	4	2	2	10	7	18	7
	10R	16	2	2	14	18	15	13
SÓLIDOS SUSPENSOS VOLÁTEIS (mg/l)	P2	11	4	18	13	13	21	13
	T5	6	1	10	5	3	7	6
	5R	9	10	7	7	12	11	9
	T10	6	9	4	2	14	11	8
	10R	9	10	5	7	9	11	9

Tabela 5.15 – Resumo da análise de variância para sólidos totais (ST), sólidos suspensos (SS) e sólidos suspensos voláteis (SSV) no sistema wetland construído no Campus II da UFPB, no período Janeiro a Junho de 2000 e de 2001

PARÂMETROS	CAUSA DA VARIACÃO	G.L	SOMA DOS QUADRADOS	MÉDIA DOS QUADRADOS	F	Pr > F	DIFERENÇA SIGNIFICATIVA
ST	Tratamentos	4	390564,2040	97641,0510	0,05	0,9943	Não
	Períodos	1	13187812,8375	13187812,8375	7,38	0,0088	Sim
	Total	5					
SS	Tratamentos	4	5810,1956	1452,5489	10,23	0,0001	Sim
	Períodos	1	62,4240	62,4240	0,44	0,5101	Não
	Total	5					
SSV	Tratamentos	4	1186,3440	296,5860	7,76	0,0001	Sim
	Períodos	1	72,6000	72,6000	1,90	0,1737	Não
	Total	5					

Tabela 5.16 – Resumo do teste de Tukey em nível de 5% de significância, aplicado para os resultados dos sólidos totais (ST), sólidos suspensos (SS) e sólidos suspensos voláteis (SSV) nos semestres I e III

VARIÁVEL	G.L	QMR	d.m.s	MÉDIA	TRATAMENTO	AGRUPAMENTO TUKEY (*)
ST	54	1786441	1539,9	1742,5	T5	A
				1724,0	T10	A
				1681,9	P2	A
				1623,9	R5	A
				1519,0	R10	A
SS	54	141,97	13,73	39,57	P2	A
				20,09	R5	B
				17,53	R10	B
				13,63	T10	B
SSV	54	38,20	7,12	12,47	T5	B
				18,25	P2	A
				10,78	R5	B
				7,51	R10	B
				7,16	T10	B
				6,01	T5	B

(\*) Tratamentos com a mesma letra não apresentam diferenças significativas



### 5.3 – Parâmetros microbiológicos

#### 5.3.1 – Considerações gerais

A distribuição temporal das concentrações mensais de coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF) ao longo dos 18 meses de monitoração do sistema, é mostrada na Figura 5.10 e no Anexo XXX. Observa-se que tanto os tanques controles (Anexo XXX) quanto os tanques vegetados com *Typha* (Figura 5.10), apresentaram crescentes e significativas reduções desses microrganismos em relação à quantidade presente no afluente. Entretanto, nos tanques vegetados essa diminuição foi mais acentuada, sugerindo que as plantas exercem importante função nesse processo de remoção e indicando que à medida que as mesmas se desenvolvem, o sistema radicular promove condições cada vez melhores para essa remoção.

Embora ainda não estejam bem definidos esses mecanismos de remoção, vários estudiosos citam que os mesmos são resultantes da combinação de processos físicos, químicos e biológicos (Rivera et al., 1995), sendo exemplos: filtração, oxigenação, decantação e intoxicação dos microrganismos pelas substâncias produzidas pelas raízes das plantas como a *P. australis* (Gopal e Goel, 1993, apud Warren, Decamp e Ramirez, 2000).

#### 5.3.2 – Coliformes e estreptococos fecais (CF e EF)

No período experimental (semestre III), o afluente do sistema (P2) apresentou concentração de coliformes fecais (CF) entre  $1,0 \times 10^5$  UFC/100ml (fevereiro/01) e  $2,3 \times 10^6$  UFC/100ml (janeiro/01) dando uma média de  $1,2 \times 10^6$  UFC/100ml para este período. Para os estreptococos fecais (EF) os valores mínimos e máximos foram,

respectivamente,  $1,8 \times 10^4$  UFC/100ml (fevereiro/01) e  $2,6 \times 10^5$  UFC/100ml (maio/01) e média de  $1,3 \times 10^5$  UFC/100ml (Tabela 5.19).

Ocorreram remoções em todos os tratamentos mas, os tanques vegetados mostraram maiores eficiências (Figura 5.11, em unidade logarítmica). Enquanto as reduções médias de CF nos tanques controles com TDH de 5 e 10 dias ficaram entre 95,5% e 98,9%, nos tratamentos vegetados estas reduções foram da ordem de 99,9%. Nesses dois TDH, os EF nos tanques controles apresentaram remoções médias de 91% a 98% e os tanques vegetados de 99,7% a 99,9%. Estas remoções (\*) produziram efluentes dos tratamentos vegetados e TDH de 10 dias, com média de 405 UFC/100mL de CF e 48 UFC/100mL de EF (Tabela 5.19 e 5.20).

Os resultados apresentados nos últimos seis meses, comparados com os dados do primeiro ano de funcionamento do sistema, evidenciam que as plantas exercem função significativa no processo de remoção de microrganismos. Esta remoção, conforme mostra a Figura 5.11, aumenta ao longo do tempo e com o TDH. Isto sugere que a eficiência de remoção de microrganismos de águas contaminadas em sistemas wetlands, tem uma relação direta com o desenvolvimento do sistema radicular (rizosfera) da macrófita e, conseqüentemente, da biota envolvida e com o tempo de contato desta com a água.

A eficiência apresentada pelo sistema em estudo, está de acordo com a literatura. Resultados similares são citados em diversos outros trabalhos, a exemplo de Khatiwada e Polprasert (1999) que conseguiram remoções de CF de até 99,98% em leitos de areia e brita cultivados com *Typha*; Vimazal, Balcarová e Dousová (2000) conseguiram 99,3 e 99,8% de remoção para, respectivamente, coliformes fecais e estreptococos fecais, no tratamento de esgotos sanitários com *Phragmites australis* e *Phalaris arundinacea* cultivadas em faixas alternadas perpendiculares à direção do fluxo.

(\*) As remoções (%) estão com base nas quantidades reais (e não em unidades logarítmicas) e são referidas aos valores apresentados no afluente conforme mostram as Tabelas 5.19 e 5.20.

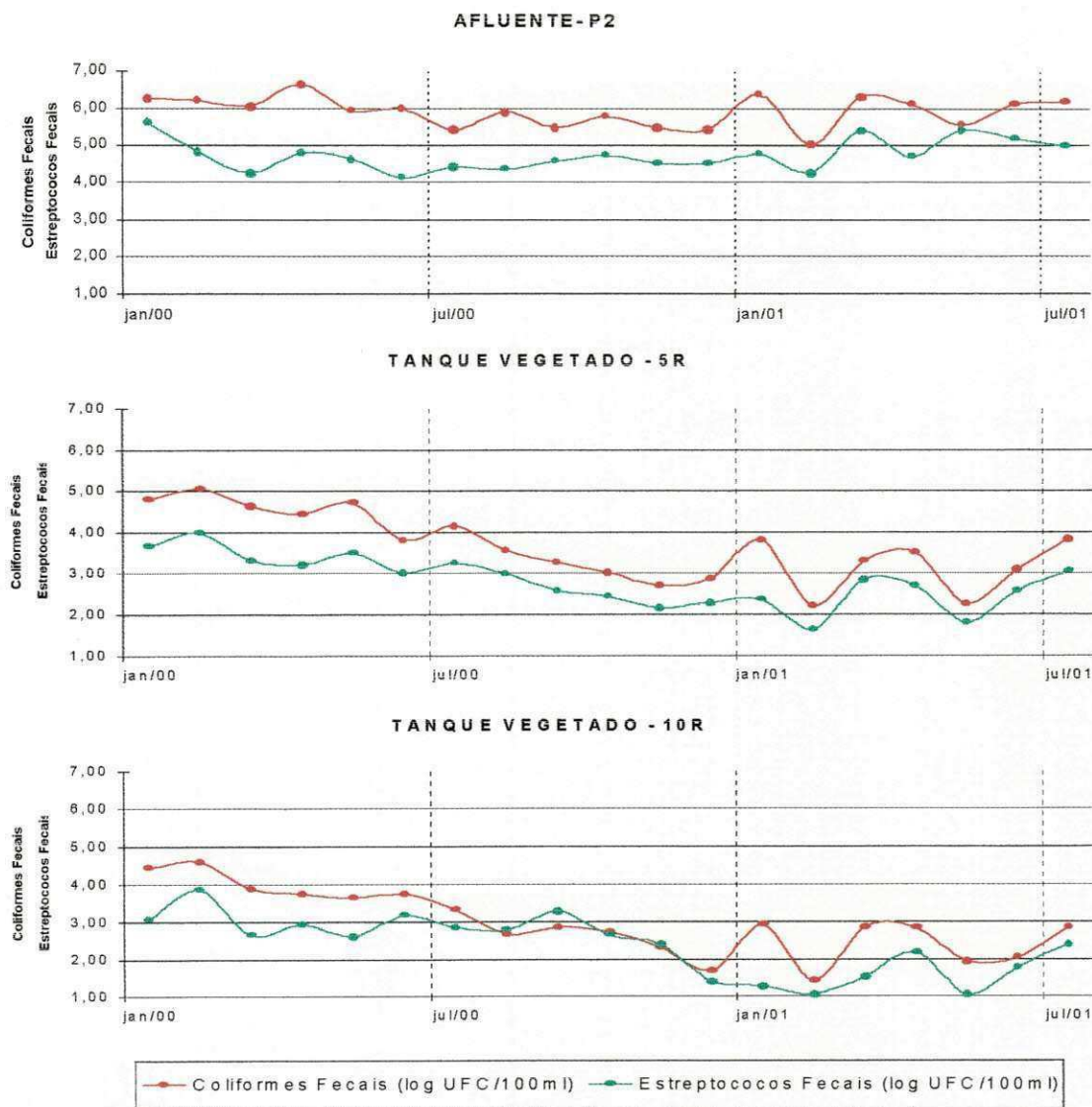


Figura 5.10 (a,b,c) – Distribuição temporal de coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF) no afluente do sistema e nos efluentes tanques vegetados com TDH de 5 e 10 dias.

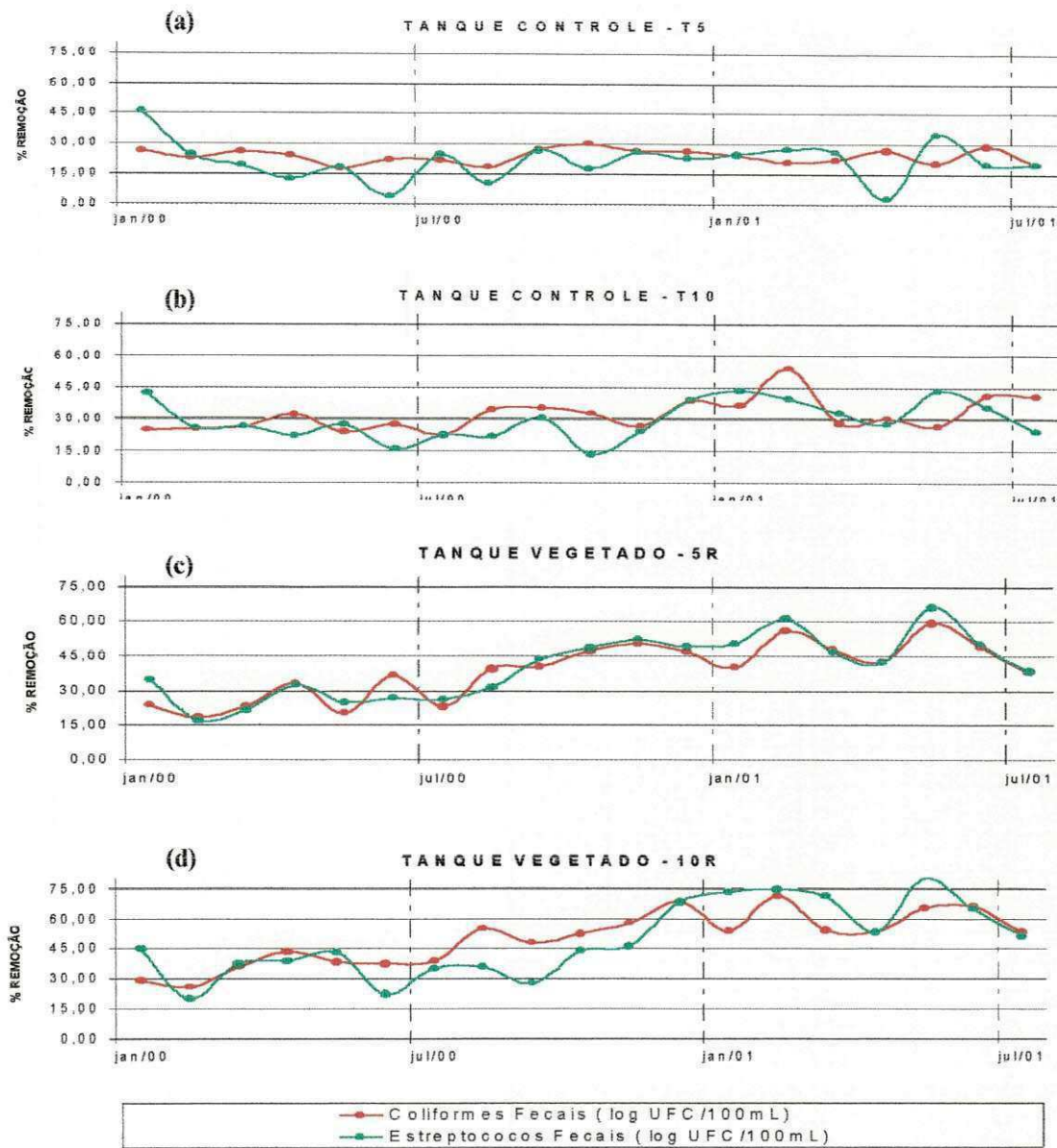


Figura 5.11 (a,b,c,d) – Percentagens de remoção de coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF) – em log de UFC/100ml – nos tanques controles e nos tanques vegetados com TDH de 5 e 10 dias, com relação ao afluente – P2.

A análise de variância (Tabela 5.17) e teste de Tukey (Tabela 5.18), mostram as diferenças dentro e entre os tratamentos (\*\*) nos períodos estudados de idêntica climatologia (semestres I e III).

Tabela 5.17 – Resumo da análise de variância para coliformes fecais e estreptococos fecais no período Janeiro a Junho de 2000 e de 2001

PARÂMETROS	CAUSA DA VARIÇÃO	G.L	SOMA DOS QUADRADOS	MÉDIA DOS QUADRADOS	F	Pr > F	DIFERENÇA SIGNIFICATIVA
COLIFORMES FECAIS	Tratamentos	4	57,0092	14,2523	44,49	0,0001	Sim
	Períodos	1	12,0602	12,0602	37,65	0,0001	Sim
	Total	5					
ESTREPTOCOCOS FECAIS	Tratamentos	4	44,6132	11,1533	35,16	0,0001	Sim
	Períodos	1	3,9015	3,9015	12,30	0,0009	Sim
	Total	5					

Tabela 5.18 – Resumo do teste de Tukey, aplicado para os resultados de coliformes fecais e estreptococos fecais nos semestres I e III

VARIÁVEL	G.L	QMR	d.m.s	MÉDIA	TRATAMENTO	AGRUPAMENTO TUKEY (*)
COLIFORMES FECAIS (log UFC/100ml)	54	0,32	0,65	6,06	P2	A
				4,62	T5	B
				4,15	T10	B, C
				3,78	R5	C, D
				3,17	R10	D
ESTREPTOCOCOS FECAIS (log UFC/100ml)	54	0,32	0,65	4,83	P2	A
				3,73	T5	B
				3,26	T10	B, C
				2,89	R5	C, D
				2,26	R10	D

(\*) Tratamentos com a mesma letra não apresentam diferenças significativas

(\*\*) Os valores usados encontram-se em unidades logarítmicas (log UFC/100ml)

Tabela 5.19 – Determinações de coliformes fecais e estreptococos fecais no afluente (P2) e nos efluentes do sistema durante a fase experimental

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	SEMESTRE III (2001)						Média
		jan	fev	mar	abr	mai	jun	
COLIFORMES FECAIS (UFC/100ml)	P2	2,3E+06	1,0E+05	2,0E+06	1,4E+06	3,6E+05	1,3E+06	1,2E+06
	T5	6,4E+04	9,0E+03	8,0E+04	3,0E+04	2,6E+04	2,1E+04	3,8E+04
	5R	6,3E+03	1,6E+02	1,9E+03	3,2E+03	1,8E+02	1,3E+03	2,1E+03
	T10	1,1E+04	2,0E+02	3,2E+04	1,9E+04	1,2E+04	3,8E+03	1,3E+04
	10R	8,2E+02	2,6E+01	7,2E+02	6,7E+02	8,5E+01	1,1E+02	0,4E+03
ESTREPTOCOCOS FECAIS (UFC/100ml)	P2	5,6E+04	1,8E+04	2,5E+05	4,8E+04	2,6E+05	1,5E+05	1,3E+05
	T5	3,7E+03	1,2E+03	1,0E+04	3,5E+04	3,4E+03	1,3E+04	1,1E+04
	5R	2,2E+02	4,4E+01	7,1E+02	5,1E+02	6,4E+01	3,8E+02	0,3E+03
	T10	4,6E+02	3,7E+02	4,0E+03	2,4E+03	1,1E+03	2,1E+03	1,7E+04
	10R	1,9E+01	1,2E+01	3,5E+01	1,5E+02	1,1E+01	6,0E+01	0,5E+02

Tabela 5.20 – Desempenho (%) do sistema wetland na remoção de coliformes fecais e estreptococos fecais durante a fase experimental

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	DESEMPENHO (%) em 2001						Média
		jan	fev	mar	abr	mai	jun	
COLIFORMES FECAIS	T5	97,25	91,00	96,00	97,78	92,78	98,31	96,52
	5R	99,73	99,84	99,91	99,77	99,95	99,90	99,86
	T10	99,52	99,80	98,40	98,59	96,76	99,70	98,80
	10R	99,96	99,97	99,96	99,95	99,98	99,99	99,97
ESTREPTOCOCOS FECAIS	T5	93,39	93,33	96,00	27,08	98,69	91,10	83,27
	5R	99,60	99,75	99,72	98,94	99,98	99,74	99,62
	T10	99,18	97,94	98,40	95,00	99,56	98,56	98,11
	10R	99,97	99,94	99,99	99,68	100,00	99,96	99,92

$$\text{Desempenho (\%)} = \left[ \frac{(\text{Concentração no afluente (P2)} - \text{Concentração no efluente do tanque})}{\text{Concentração no afluente (P2)}} \right] \cdot 100\%$$



## 6 - CONCLUSÕES

Os resultados obtidos ao longo de 18 meses de funcionamento do sistema permitem concluir que:

- Wetlands construídos com fluxo horizontal subsuperficial, usando *Typha spp* em leito de brita, são sistemas simples, de baixos custos de implantação e manutenção, aptos para remoções de matéria orgânica, nutrientes e microrganismos de águas superficiais poluídas por esgotos domésticos.
- As remoções da DBO<sub>5</sub> foram significativas em todos os tratamentos, com ou sem a presença das macrófitas. Não houve diferenças significativas entre os tratamentos com diferentes tempos de detenção hidráulica. Os tanques controles (sem *Typha*) reduziram em média 77% da DBO<sub>5</sub>, enquanto os tanques cultivados removeram em torno de 83% e 88% conforme TDH de 5 e 10 dias respectivamente, produzindo efluentes com concentrações médias de 3 e 2 mgO<sub>2</sub>/L. Estas concentrações, segundo o Art. 4º da RESOLUÇÃO CONAMA nº 20, correspondem à de água de Classe 1 (cuja DBO<sub>5</sub> pode ter até 3mgO<sub>2</sub>/L) que pode ser despejada sem perigo em corpos aquáticos naturais.

- As variações de pH foram muito pequenas e não significativas. A presença das macrófitas estimulou uma pequena diminuição do pH, enquanto nos tanques não vegetados houve ligeiro aumento. Nos últimos 6 meses, para 5 e 10 dias de detenção hidráulica, os valores de pH decresceram 2,3 e 1,3 % nos tanques vegetados e aumentaram 3,2 e 3,8% nos tanques controles.
- Ao longo dos 18 meses de monitoramento, a condutividade elétrica (CE) apresentou pequeno decréscimo nos tanques controles e aumentos significativos nos tanques vegetados. Enquanto nos primeiros, ela diminuiu entre 8 e 13%, nos tanques vegetados ela aumentou cerca de 41 a 55%. Estes valores são referidos à média dos 18 meses (para TDH de 5 e 10 dias). O desenvolvimento da planta foi fundamental para a tendência de aumentos cada vez maiores da CE nos tanques vegetados. Este comportamento foi mais acentuado para TDH de 10 dias, no qual os aumentos médios verificados nos semestres I, II e III foram respectivamente 16, 56 e 106%. A causa desse aumento de concentração dos sais nesses tanques vegetados, é associada principalmente ao processo da evapotranspiração.
- A alcalinidade e a dureza, tiveram ao longo dos 18 meses comportamentos semelhantes em todos os tratamentos. Ambas apresentaram crescentes aumentos nos tanques vegetados, tendo sido estes mais significativos em 10 dias de detenção hidráulica, no qual nos semestres I, II e III, a alcalinidade aumentou 16, 30 e 92% e a dureza 11, 53 e 111% respectivamente. Nos últimos 6 meses, enquanto os aumentos médios nos tanques vegetados com TDH de 5 e 10 dias foram, respectivamente, 67 e 92% (para a alcalinidade) e 92 e 111% (para a dureza), nos tanques controles houve diminuição de 6 e 16% (para a alcalinidade) e aumento de 9 e 6% para a dureza.



- Nitrogênio amoniacal e fósforo total apresentaram nos primeiros 12 meses, significativas remoções em todos os tratamentos, especialmente para o nitrogênio que, logo no início do semestre II, foi 100% removido nos tanques vegetados. Já para o fósforo, as remoções nos tanques vegetados aumentaram (do semestre I para o II) de 38 para 86% com 5 dias de detenção hidráulica e de 46 para 83% com 10 dias. Nos tanques controle, durante este 1º ano, também foi constatado médias de remoção cada vez maiores destes nutrientes. Nos últimos 6 meses, os tanques com as plantas, mantiveram as remoções atingidas no semestre II (100% para o nitrogênio e cerca de 85% para o fósforo), enquanto nos tanques controles ocorreram diversos aumentos da concentração do fósforo (em vez de redução), contribuindo dessa forma para que os mesmos apresentassem cerca de 3% de aumento com TDH de 5 dias (no semestre II houve redução de 34%) e 8% de remoção com 10 dias (no semestre II foi de 52%). Nestes tanques controles, a remoção do nitrogênio, aumentou (do semestre II para o III) de 74 para 82% com 5 dias de detenção hidráulica e manteve a mesma redução de 98% com 10 dias.

Os resultados de todos os tratamentos ao longo dos 18 meses, indicam que a eficiência de remoção destes nutrientes está relacionada principalmente com o desenvolvimento da planta, cuja tendência de estabilização foi atingida no 1º ano de funcionamento.

- A importância das macrófitas (*Typha spp*) e do tempo de detenção hidráulica no processo de remoção dos microrganismos, é evidenciada ao comparar os resultados de coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF) nos efluentes dos tanques vegetados e não vegetados. Houve remoções médias de CF na ordem de 99,97% e 99,92% de EF nos tratamentos vegetados com 10 dias de detenção hidráulica, o que representou efluentes com 405 UFC/100ml de CF e 48 UFC/100ml de EF. Nos tratamentos vegetados com TDH de 5 dias, a

remoção de CF foi 99,85% e 99,62% de EF, produzindo efluentes com 2100 UFC/100ml de CF e 300 UFC/100ml de EF. Os tanques controles apresentaram nos seus efluentes CF e EF com ordem de grandeza de  $10^4$  UFC/100ml.

A RESOLUÇÃO CONAMA (Nº 20/86), aceita valores de CF menores que 1000 UFC/100ml para a balneabilidade e irrigação e a OMS considera essa quantidade como água apta para irrigação irrestrita.

- Os efluentes dos tratamentos vegetados, especialmente os com maior TDH (10 dias), apresentaram valores de salinidade que despertaram preocupação. A concentração do sódio aumentou em média 228% na fase experimental (jan a jun de 2001) enquanto a do cálcio que é elemento responsável para contrabalançar o efeito dispersante, aumentou só 114%. Entretanto, como esses efluentes apresentaram RAS 7,5 e condutividade elétrica média de  $2.400\mu\text{S}/\text{cm}$ , ainda podem ser considerados aptos para irrigação sem redução da infiltração.

## 7 - SUGESTÕES

- Realizar pesquisas com outras espécies nativas de macrófitas que tenham, por exemplo, utilidade alimentar ou medicinal para, além de estudar a eficiência dos wetlands construídos na remoção de poluentes, se possa produzir biomassa de valor nutritivo, curativo ou ornamental.
- Realizar estudos sobre a remoção de outras bactérias e de vírus nestes sistemas de wetlands, a fim de poder utilizar seus efluentes no plantio de hortaliças sem riscos de transmissão de doenças.
- Desenvolver unidades de alimentação com dispositivos capazes de evitar entupimentos dos canais hidráulicos quando o afluente carrear materiais grosseiros.

## 8 – REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 6023, ago. 2000.

ALLABASTER, G. P. e MILLS, S. W. **A practical guide to the monitoring of waste stabilization pond performance**. ODA/Research on waste stabilization ponds. Nairobi, 1989.

APHA – AWWA- WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19<sup>th</sup> edition. Washington D.C. American Public Health Association. 1995. 953p.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**; tradução de H.R. Gheyi, J.F. de Medeiros, F.A. V. Damasceno. Campina Grande, UFPB. 1991. 218p.

BATCHELOR, A. and LOOTS, P. **A critical evaluation of pilot scale subsurface flow wetland: 10 years after commissioning**; Water Science & Technology. London. v. 35. n. 5. p 337-343. 1997.

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

BRANCO, S. M. **Água, meio ambiente e saúde**, In: REBOUÇAS, A. C., BRAGA, B., TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil**. Instituto de Estudos Avançados da USP, Academia Brasileira de Ciências, Editora Escrituras. São Paulo, SP. 1999. cap. 07. p. 227-247.

BRANDÃO, A. J. **Botânica: introdução à taxonomia vegetal**. Companhia Editora Nacional – Editora da Universidade de São Paulo, SP. 2ª ed. v. 4. 1975. p.715-716.

BRIX, H. **Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal process and treatment performance**. In: Moshiri, G.A.: *Constructed wetlands for water quality improvement*. CRC Press, Boca Raton, Flórida. 1993. p. 9-22

BRIX, H. **Functions of macrophytes in constructed wetlands**. *Water Science & Technology*. London, v. 29, n. 4, P. 18-25, 1994.

CEBALLOS, B. S. O. **Microbiologia sanitária y ambiental**, In: MENDONÇA, S. R.; **Sistemas de lagunas de estabilización**. Ed. McGRAW – HILL, Santa Fé de Bogotá, Colômbia. p. 68-136. 2000.

CEBALLOS, B. S. O; MEIRA, C. M. S. M.; TAVARES, J. S; OLIVEIRA, H.; OLIVEIRA, A. G.; KONIG, A. **Desempenho de um leito cultivado na melhoria da qualidade de um córrego poluído destinado a irrigação**. XXVII Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental ; AIDIS-ABES; I-032; 2000

COMEAU, Y.; BRISSON, J.; REVILLE, J. P.; FORGET, C. e DRIZO, A. **Phosphorus removal from trout farm effluents by constructed wetlands.** 7<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Flórida, USA. v. 1, p. 87- 93, nov. 2000.

CONAMA - **Conselho Nacional do Meio Ambiente.** Resolução nº 20, In: Diário Oficial da União, Poder Executivo, Distrito Federal. jul. 1986. p. 11.356.

COOKE, L. G. **Nutrient transformations in natural wetlands receiving sewage effluent and the implications for waste treatment.** Water Science & Technology. London, v. 29, p. 209-217, 1994.

COOPER, P. F.; GREEN, M. D.; SHUTES, R. B. E. **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment.** WRc Publications, Medmenhan, Marlow, Buckinghamshire. UK. 1999. 206p.

CRITES, R. W. **Desing criteria and practice for constructed wetlands.** Water Science & Technology. London, v.29, n.4, p. 20-25. 1994.

DAHAB, M. F.; LIU, W.; SURAMPALLI, R. Y. **Performance modeling of subsurface – flow constructed wetlands systems.** 7<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. v. 2. p. 531- 537. Flórida, USA. nov. 2000.

DEL BUBBA, M.; LEPRI, L.; GARUTI, G. and MASI, F. **Evidence of nitrogen removal by submerged flow constructed wetlands in Italy.** 7<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. v. 1. p. 253 – 260. Flórida, USA. nov 2000.

DENNY, P. **Implementation of constructed wetlands in developing countries.** Water Science & Technology. New York. v. 35. n. 5. p. 27-34. 1997

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo.** Rio de Janeiro, RJ. 2ª ed. 1997. 212 p.

ESTEVES, F. **Fundamentos de limnologia.** Interciência. Rio de Janeiro, RJ. 1998. 575 p.

FNS – Fundação Nacional de Saúde/ Ministério da saúde. **Manual técnico de análise de água para consumo humano.** Brasília, DF. 1999a. 212 p.

FNS – Fundação Nacional de Saúde / Ministério da saúde. **Manual de saneamento.** Brasília, DF. 1999b. 374 p.

GERSBERG, R. M., GEARHEART, R. A. and IVES, M. **Pathogens removal in constructed wetlands.** In: **Constructed wetlands for wastewater treatment**, D. A. Hammer (ed), Lewis Publishers, Chelsea, Michigan. 1989. p. 431-445.

GOPAL, B. **Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potentials and problems.** Water Science & Technology. London. v. 40. n. 3. p. 27-35. 1999.

GUIMARÃES, A. B.; LEOPOLDO, P. R.; PIEDADE, A. R.; BREDA, C. C. **Treatment of domestic wastewaters in rural zone by aquatic plants system.** International Symposium on Sanitary and Environmental Engineering. Trento, Italy v. II. p. 237 – 243. set 2000.

HABERL, R. **Constructed wetlands: a chance to solve wastewater problems in developing countries.** Water Science & Technology. London. v. 40. n. 3. p. 11-17. 1999.

HAMMER, MARK J. **Tecnologia de água e água residuária**. Tradução de Sérgio A. S. Almeida. Ed. Livros Técnicos e Científicos S.A. Rio de Janeiro, RJ. 1979. 563 p.

HOJITO, M. and KOUDA, Y. **Nitrogen removal of artificial pond underlayed grassland surface layer** - 7<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Flórida, USA. v. 1. p. 287 – 292. nov 2000.

HOUGHTON, J. T. **Climate change**. The Science of Climate Change. Cambridge University Press. 1996.

IRC. **The world's water: Is there Enough? World water day for 1997**. In: **Water Newsletter**. Netherlands, International Water and Sanitation Centre. n.247, fev. 1997.

KHATIWADA, N. R.; POLPRASERT, C. **Kinetics of fecal coliform removal in constructed wetlands**. Water Science & Technology. New York, v. 40, n. 3, p. 109-116. 1999.

LAHORA, A. CANO - Jefe de Centrales Residuales. Gestión de Aguas del Levante Almeriense, S.A. (GALASA) **“Los humedales artificiales como tratamiento terciario de bajo coste en la depuración de aguas residuales urbanas”**. Internet

LAKATOS, G.; MAGDOLNA K, K and JUHÁSH, P. **Application of constructed wetlands for wastewater treatment in Hungary**. Water Science & Technology. New York. v. 35, n. 5, p 331- 334. 1997.



LEVINE, D. M.; BERENSON, M. L.; STEPHAN, D. **Statistics for managers using microsoft® excel** – traduzido para o português; LTC - Livros Técnicos e Científicos Editora S.A. Rio de Janeiro, RJ. 811 p. 2000.

LUBELLO, C.; GORI, R.; NICESE, F. P. **Reclaimed wastewater as alternative water resource for irrigation**; - International Symposium on Sanitary a Environmental Engineering. Trento. Italy. v. 1, p. 129-136. set. 2000.

MANCINI, G.; INDELICATO, S.; VAGLIASINDI, F. G. A. **Small reservoirs and wastewater reuse: performance based guidelines**. International Symposium on Sanitary a Environmental Engineering. Trento. Italy. v. 1, p. 309-318. set 2000.

MANDER, Ü. and MAURING, T. **Constructed wetlands for wastewater treatment in Estonia**. Water Science & Technology. New York. v. 35. n.5. p. 323-330. 1997.

MANDI, L.; ABISSY, M. AMAHMID, O. and BOUHOUUM, K. H. **Removal of helminthic eggs na protozoan cysts from urban wastewate using constructed wetlands in arid climate** - 7<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. v. 1. p. 441- 450. Flórida, USA. nov 2000.

MARQUES, D. M. **Terras úmidas construídas de fluxo subsuperficial**. In.: CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro - RJ.; ABES/ PROSAB. 405p. 1999; Cap. 15, p. 409-435

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater engineering - treatment, disposal, reuse**. 3<sup>th</sup> edition. New York . Mc Graw-Hill. 1991. 1335 p.

MEYBECK M. ; DEBORAH V. CHAPMAN; HELMER R. **Global environment monitoring system – global freshwater quality – a first assessment**; cap.8. Published on behalf of the World Health Organization and the United Nations Environment Programme by Blackwell Reference. 1989

OLIVEIRA, H. R. **Caracterização e tratamento de águas superficiais represadas na bacia do rio Bodocongó utilizando wetland construído**. 2000; 101 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento Ambiental pelo Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA). Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande, PB.

OMS / OPAS. Organização Mundial da Saúde / Organização Pan-Americana da Saúde: **A desinfecção da Água**. 525 Twenty-third Street, N.W. Washington D.C. USA. 1996. 20p.

OPS (Organización Panamericana de la Salud). **La calidad del agua potable en América Latina: ponderación de los riesgos microbiológicos contra los riesgos de los subproductos de la desinfección química**. ILSI Press. Washington. D.C. 20036 – 4810. USA. 1996. 222 p.

OTTOVA, V.; BALCAROVA, J.; VYMAZAL, J. **Microbial characteristics of constructed wetlands**. Water Science Technology. London. v. 35(5). p. 117-123. 1997.

PARREIRAS, S. P. F.; ALVES, A. S.; TEIXEIRA, A. M.; ROCHA, M. V. **Qualidade da água do lençol freático em uma área com tratamento de esgoto pelo método do escoamento superficial**. 1<sup>st</sup> Joint World Congress on Groundwater. 15p. 2000.

PELCZAR, M.; REID, R.; CHAN, E. C. S. **Microbiologia**. Editora McGraw – Hill do Brasil. v. II. 1981. 1072p.

PINHEIRO, S.; BARROZO, S. B. **Agricultura sustentável, trofobiose e biofertilizantes**. Fundação Juquira Candiru. Sexta Edição. 2000. 273p.

REBOUÇAS, A. C. **Água Doce no Mundo e no Brasil**, In: REBOUÇAS, A. C., BRAGA, B., TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil**. Instituto de Estudos Avançados da USP, Academia Brasileira de Ciências, Editora Escrituras. São Paulo, SP. 1999. cap. 01 p. 1-36.

REDDY, K. R.; D'ANGELO, E. M. **Biogeochemical indicators to evaluate pollutant removal efficiency in constructed wetlands**. Water Science & Technology. New York. v. 35. n. 5. 1997.

RICHARDS, L. A. **Diagnosis and improvement of saline and alkali soils**. Department of agriculture, USDA. Agricultural Handbook, 60. Washington, DC. 1977. 160p.

RIVERA, F.; WARREN, A.; RAMIREZ, E.; DECAMP, O.; BONILLA, P.; GALLEGOS, E.; CALDERÓN, A. and SÁNCHEZ, J. T. **Removal of pathogens from wastewater by the root zone method (RZM)**. Water Science & Technology. London. v. 32. n. 3. p. 211-218. 1995.

RODIER, J. **L'analyse de l'eaux naturelles, eaux residuels, eaux de mer**. 5<sup>a</sup> ed. vol. 1. Ed. Dumond. Paris, 1975. 629 p.

ROSTOM, D. M. **Considerações sobre o uso de leitos de macrófitas no tratamento de resíduos de pequenas comunidades rurais.** Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola. 22.SBEA. Ilhéus, BA. p. 3062-3070. 1993.

SALATI, E. JR.; SALATI and SALATI, E. **Wetland projects developed in Brazil.** Water Science & Technology. New York. v. 40. n. 3. p. 19-25. 1999.

SALATI, E; MATTOS, H. L.; SALATI, E. **Água e o desenvolvimento sustentável In: Águas doces no Brasil.** Instituto de Estudos Avançados da USP, Academia Brasileira de Ciências, Editora Escrituras. São Paulo, SP. 1999. cap. 02, p. 39-59.

SAWYER, C. N.; Mc CARTY, P. L.; PARKIN, G. N. **Chemistry for environmental engineering.** Mc.Graw-Hill, Inc. Singapore, Fourth Edition. 1994. 658p.

SCHREIJER, M.; KRAMPF, R.; TOET, S. and VERHOEVEN. **The use of constructed wetlands to upgrade treated sewage effluents before discharge to natural surface water in Texel Island, The Netherlands – pilot study.** Water Science & Technology. New York. v. 35. n. 5. p. 231-237. 1997.

SELIG, P. M.; BARAÚNA, A.; LERÍPIO, A.; DALL'AGNOL, R.; NASCIMENTO, G. A.; VAN BELLEN, H. M. **Desenvolvimento sustentável e as metodologias de gerenciamento ambiental** - International Symposium on Sanitary a Environmental Engineering. Trento, Italy. v. 1. p. 93 – 101. set. 2000.

SILVA, P. A. L. **Probabilidades e estatística.** Reichmann & Affonso Editores - Rio de Janeiro, RJ. 1999. 174 p.

SILVA, S. A. **On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in northeast Brazil.** 1982. 249 p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil). University Dundee, UK. Dundee.

SIOLI, H. **The Amazon. Limnology and landscape-ecology of a mighty tropical river and its basin.** Dr. Junk Publishers. Dordrecht. 1984.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; ROGÉRIO, P. S. C.; VALÉRIA, A. A. G. **Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.4. n.1. p.87-91. 2000.

SPERLING, M. V. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** v 1. Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 1996a. 243p.

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

TANNER, C. C. **Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands - 7<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Flórida, USA.** p. 13 -22. 2000.

THOMAS, P. R.; GLOVER, P.; KALAROOPAN, T. **An evaluation of pollutant removal from secondary treated sewage effluent using a constructed “wetland” system.** Water Science Technology. London. v. 32. n.3. p. 87-93. 1995.

TUNDISI, J.G. **Limnologia no século XXI: perspectivas e desafios**. Instituto Internacional de Ecologia. São Carlos, SP. 1999. 24 p.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA. **Limnologia de águas interiores. Impactos, conservação e recuperação de ecossistemas aquáticos**. In: REBOUÇAS, A. C., BRAGA, B., TUNDISI, J.G.; **Águas doces no Brasil**. Instituto de Estudos Avançados da USP, Academia Brasileira de Ciências, Editora Escrituras. São Paulo, SP. 1999. cap. 06, p. 195-221.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos: um manual para regiões de clima quente**. Epgraf. Campina Grande, PB. 1994. 238p.

VAN HAANDEL, A. C.; MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações**. Epgraf. Campina Grande, PB. 1999. 488p.

VERLICCHI, P.; MASOTTI, L. **Constructed wetlands: a viable buffer system for "natural" wastewater disinfection**. 7<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Flórida, USA. p. 481-491. 2000.

VICENT, G. **Use of artificial wetlands for the treatment of recreational wastewater**. Water Science Technology. London. v.19. p. 67-70. 1994.

VYMAZAL, J. **Types of constructed wetlands for wastewater treatment**.- Abstracts of the 6<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Águas de São Pedro. Brazil. p. 2-3. 1998.

VYMAZAL, J. **Removal of BOD<sub>5</sub> in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow**: Czech experience. Water Science Technology. London. v.40. n. 3. p. 133-138. 1999.

VYMAZAL, J.; BALCAROVÁ, J. e DOUSOVÁ, H. **Bacterial dynamics in the sub-surface constructed wetland** - 7<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Flórida, USA. v. I. p. 501-507. 2000.

WARREN, A.; DECAMP, O. AND RAMIREZ, E. **Removal kinetics and viability bacteria in horizontal subsurface flow constructed wetlands** – 7<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Flórida, USA, v. I. p. 493-500. 2000.

WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT. **Sustainable development: a guide to our common future**. Geneva, Switzerland, 1990.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Health guidelines for the of wastewater in agriculture and aquaculture technical report series. 778**. Geneva: World Health and Organization, 72p., 1989.

**Anexo I – Precipitações diárias em Campina Grande, PB (Posto Pluviométrico da Embrapa) no período janeiro de 2000 a junho de 2001**

DIA	Semestre I (2000)						Semestre II (2000)						Semestre III (2001)					
	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN
1	0	0	2,9	23,4	0,7	13,8	33	5,6	0	0	0	0	0	0	0,2	22,1	0	0,4
2	0	0	1,4	27,1	3,1	0	1,9	20,4	0	0,1	0	0	0	0	0	36,2	0	10,5
3	0	0	0	0	6,9	0	1,2	5,5	0	0	0	0	0	0	0,3	7,4	0	0,2
4	2	0	41,4	3,4	18,5	3,9	11,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,1	4,1
5	1,9	0	0	0	10,6	0	2,7	0,8	0	0	0	0	0	0	0	0	10,3	5,8
6	0,2	0	0	6,4	19,7	0,7	2,9	37,2	2,1	0	0	0	0,3	0	0	2,3	0,2	3,9
7	2	0	0	0	14,7	38,4	0	0,8	1,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8	0,8	0	0	0	6,1	7,6	2,5	3,6	0,1	0	0	0	0	0,8	0	11,1	0	3,5
9	38	0	0,8	2,1	0	18,9	4,3	48,1	42,8	0	0	0	0	0	0	0	0	0
10	22,2	0	5,5	0	6,4	6,1	0	0,8	8,7	0	0	0	0	0	35,3	0	0	0,8
11	0,3	1,7	0,6	2,8	0	5,3	31,3	0	3,6	1,7	0,3	0	0	0	21,8	0	0	5,6
12	0	0	0	4,1	0	3,4	23,1	0	21,1	4,5	0	0	1,9	0	0,5	0	0	14,4
13	0	0	0	12,4	0	0	1,8	0	4,7	2,9	0	8,6	0,9	0	85,4	0	0	2,9
14	0	3,9	0	2,3	0,9	5	1,8	0	15	3,7	0	4,7	0	0	4,7	0	0	6,4
15	9,9	39,1	0,3	0	1	1,4	3,1	0,7	3,6	0,9	0	25,1	0	0	1,5	2,1	0	1,4
16	0,1	0,2	0	1,9	0	2,9	3,5	0	4,2	0	0	5,9	0	0	0	0,3	0	1,2
17	0	6,8	0,2	8,3	7,8	0	0	0	22	0	4,2	1,8	0	0	0	0,3	0	0
18	0,5	7,1	0	9,9	0	0	0	1,2	4,6	5,5	1,4	0	0,3	0	0	0	0	0
19	0	0	10,5	18,6	0,5	3,1	0	47	12,1	0	0	0	0,9	0	6,5	0	1,3	0
20	0	74,3	0	0	0	4,7	12,2	5,7	0,2	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0
21	0	0	0,8	0	0	1,7	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0	1,7
22	0	0,5	0	0	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	1,2	0	11,1
23	0	4,7	0	0	7,1	2,6	1,2	0,1	0	0	0	0	0	0	0	1	0	2,8
24	0	0,5	0	0	0,8	0,2	0	1,3	1	0	0	0	0	0	0	3,2	0	3,1
25	0	0	0	0	0	0,1	0	12,2	0,4	0	0	0	0	4,8	0	3,3	0	0,2
26	0	0,2	0,2	8,5	0	59,6	8,7	9,8	0,4	0	1,1	0	0	0	0	0	0,1	0,3
27	0	14,3	0	0	0	5,9	8,1	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	54,1
28	0	0,6	1,4	5,4	0	3,2	1,3	0	0,4	0	2,4	0	0	0	0	0,3	0	10,3
29	0	0	0,8	1,2	0	0	0	0	0	0	0,2	0	0	---	1,2	4,9	1,3	0
30	0	---	1,5	0,1	0	0,5	0,5	0	1	0	0	0	0	---	2,7	3,5	0	0,1
31	0,5	---	0,1	---	0	---	2,2	0	---	0	---	0	0	---	26,8	---	0	---
<b>TOTAL MENSAL</b>	<b>78,4</b>	<b>153,9</b>	<b>63,4</b>	<b>148,7</b>	<b>98,6</b>	<b>232,2</b>	<b>171,5</b>	<b>200,8</b>	<b>149,4</b>	<b>20,4</b>	<b>9,8</b>	<b>38</b>	<b>4,3</b>	<b>5,7</b>	<b>207,1</b>	<b>106</b>	<b>13,3</b>	<b>145,3</b>
<b>(*) Climatologia</b>	<b>38,2</b>	<b>55,2</b>	<b>97</b>	<b>110,9</b>	<b>108,7</b>	<b>110,2</b>	<b>106,7</b>	<b>58,4</b>	<b>28,2</b>	<b>11,5</b>	<b>13,4</b>	<b>20,2</b>	<b>38,2</b>	<b>55,2</b>	<b>97</b>	<b>110,9</b>	<b>108,7</b>	<b>110,2</b>
<b>(**) DESVIO (%)</b>	<b>103,2</b>	<b>178,8</b>	<b>-34,6</b>	<b>34,1</b>	<b>-9,3</b>	<b>110,7</b>	<b>60,7</b>	<b>243,8</b>	<b>429,8</b>	<b>77,4</b>	<b>-26,9</b>	<b>88,1</b>	<b>-88,7</b>	<b>-89,7</b>	<b>113,5</b>	<b>-5,3</b>	<b>-87,8</b>	<b>31,9</b>

Fonte: LMRS – PB

Nota: Precipitações destacadas na cor azul para os dias em que ocorreram coletas de amostras para as análises

(\*) A climatologia é o registro dos valores médios das precipitações de Campina Grande em 30 anos (1961 a 1990)

(\*\*) Variação percentual entre a quantidade de chuvas (precipitações) verificada mensalmente durante o período da pesquisa e a média climatológica. 
$$\text{Desvio (\%)} = \left[ \frac{\text{Total mensal} - \text{média climatológica}}{\text{média climatológica}} \right] \cdot 100\%$$



Anexo II – Resumo da análise da variância (ANOVA) para os dados dos parâmetros analisados no sistema de wetlands construídos no Campus II da UFPA, em dois períodos (janeiro a junho de 2000 e janeiro a junho de 2001)

PARÂMETROS	CAUSA DA VARIÇÃO	G.L	MÉDIA DOS QUADRADOS	F	Pr > F	DIFERENÇA SIGNIFICATIVA
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	Tratamentos	4	2016666,1250	7,61	0,0001	Sim
	Períodos	1	60929,0667	0,23	0,6336	Não
	Total	5				
T	Tratamentos	4	2,4869	0,88	0,4833	Não
	Períodos	1	13,5375	4,76	0,0332	Não
	Total	5				
TURBIDEZ	Tratamentos	4	4847,2779	34,15	0,0001	Sim
	Períodos	1	182,7015	1,29	0,2616	Não
	Total	5				
pH	Tratamentos	4	0,2418	1,39	0,2513	Não
	Períodos	1	0,6827	3,91	0,0531	Não
	Total	5				
BICARBONATOS	Tratamentos	4	181542,4768	9,95	0,0001	Sim
	Períodos	1	4482,4327	0,25	0,6222	Não
	Total	5				
SÓDIO	Tratamentos	4	103680,9643	8,56	0,0001	Sim
	Períodos	1	90847,0682	7,50	0,0083	Sim
	Total	5				
CLORETOS	Tratamentos	4	168292,8661	10,37	0,0001	Sim
	Períodos	1	48478,9931	2,99	0,0899	Não
	Total	5				
POTÁSSIO	Tratamentos	4	767,3480	0,30	0,8779	Não
	Períodos	1	128288,2560	49,83	0,0001	Sim
	Total	5				
CÁLCIO	Tratamentos	4	5490,0618	6,12	0,0004	Sim
	Períodos	1	1665,3202	1,86	0,1788	Não
	Total	5				
MAGNÉSIO	Tratamentos	4	3550,4568	12,74	0,0001	Sim
	Períodos	1	0,5415	0,00	0,9650	Não
	Total	5				
ALCALINIDADE	Tratamentos	4	73278,6582	3,96	0,0069	Sim
	Períodos	1	46793,9227	2,53	0,1176	Não
	Total	5				
DUREZA	Tratamentos	4	147274,4232	10,49	0,0001	Sim
	Períodos	1	57325,6860	4,08	0,0483	Não
	Total	5				
OD	Tratamentos	4	0,5528	6,16	0,0004	Sim
	Períodos	1	0,1000	1,11	0,2961	Não
	Total	5				
DBO <sub>5</sub>	Tratamentos	4	693,9560	31,50	0,0001	Sim
	Períodos	1	18,4815	0,84	0,3638	Não
	Total	5				
DQO	Tratamentos	4	86553,9649	2,81	0,0346	Sim
	Períodos	1	895,2268	0,03	0,8653	Não
	Total	5				
N – AMONÍACAL	Tratamentos	4	654,6803	14,71	0,0001	Sim
	Períodos	1	242,0042	5,44	0,0235	Sim
	Total	5				
N – NITRATOS	Tratamentos	4	0,0700	0,08	0,9870	Não
	Períodos	1	5,1280	6,15	0,0166	Sim
	Total	5				
P – TOTAL	Tratamentos	4	12,3443	5,27	0,0012	Sim
	Períodos	1	35,2667	15,05	0,0003	Sim
	Total	5				
SI	Tratamentos	4	97641,0510	0,05	0,9943	Não
	Períodos	1	13187812,8375	7,38	0,0088	Sim
	Total	5				
STF	Tratamentos	4	991686,2073	10,16	0,0001	Sim
	Períodos	1	3198,8602	0,03	0,8570	Não
	Total	5				
STV	Tratamentos	4	1686942,9004	0,92	0,4565	Não
	Períodos	1	12681652,0560	6,95	0,0109	Sim
	Total	5				
SS	Tratamentos	4	1452,5489	10,23	0,0001	Sim
	Períodos	1	62,4240	0,44	0,5101	Não
	Total	5				
SSF	Tratamentos	4	452,5540	6,53	0,0002	Sim
	Períodos	1	0,3682	0,01	0,9422	Não
	Total	5				
SSV	Tratamentos	4	298,5860	7,76	0,0001	Sim
	Períodos	1	72,6000	1,90	0,1737	Não
	Total	5				
CF	Tratamentos	4	14,2523	44,49	0,0001	Sim
	Períodos	1	12,0602	37,65	0,0001	Sim
	Total	5				
EF	Tratamentos	4	11,1533	35,16	0,0001	Sim
	Períodos	1	3,9015	12,30	0,0009	Sim
	Total	5				

Anexo III – Resumo do teste de Tukey ao nível de 5% de significância, aplicado para os resultados das variáveis nos semestres I e III, nos cinco pontos amostrados

VARIÁVEL	G.L	QMR	d.m.s	MÉDIA	TRATAMENTO	AGRUPAMENTO TUKEY (*)
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA	54	265160,4	593,26	2119,9	R10	A
				1979,0	R5	A, B
				1397,3	P2	B, C
				1309,5	T5	C
				1235,0	T10	C
TEMPERATURA	54	2,8325	1,939	23,84	P2	A
				22,97	R10	A
				22,93	T10	A
				22,93	T5	A
				22,64	R5	A
TURBIDEZ	54	141,930	13,726	47,63	P2	A
				4,59	R5	B
				3,17	T5	B
				2,06	R10	B
				1,27	T10	B
pH	54	0,175	0,481	7,69	T10	A
				7,56	T5	A
				7,49	P2	A
				7,40	R10	A
				7,33	R5	A
BICARBONATO	54	18247,65	155,63	619,28	R10	A
				574,75	R5	A, B
				435,26	P2	B, C
				376,81	T5	C
				338,19	T10	C
SÓDIO	54	12108,17	126,77	421,18	R10	A
				362,27	R5	A
				231,18	T5	B
				228,18	T10	B
				220,12	P2	B
POTÁSSIO	54	2574,37	58,46	70,15	T10	A
				68,23	T5	A
				67,56	P2	A
				65,10	R10	A
				50,34	R5	A
CÁLCIO	54	897,39	34,51	116,91	R10	A
				111,52	R5	A, B
				78,10	P2	B, C
				75,60	T5	C
				72,72	T10	C

(\*) Médias com as mesmas letras não são significativamente diferentes

## Continuação do Anexo III

VARIÁVEL	G.L	QMR	d.m.s	MÉDIA	TRATAMENTO	AGRUPAMENTO TUKEY (*)
MAGNÉSIO	54	278,77	19,24	74,01	R10	A
				66,60	R5	A
				40,23	T10	B
				39,62	T5	B
				38,05	P2	B
ALCALINIDADE	54	18506,64	156,73	460,11	R10	A
				424,01	R5	A, B
				336,92	P2	A, B
				310,28	T5	A, B
				274,51	T10	B
DUREZA	54	14043,76	136,53	551,04	R10	A
				539,93	R5	A
				360,26	P2	B
				346,88	T5	B
				326,50	T10	B
DBO <sub>5</sub>	54	22,03	5,41	20,41	P2	A
				4,48	T5	B
				3,58	R5	B
				3,30	T10	B
				2,54	R10	B
N-AMÔNIA	54	44,51	7,69	19,65	P2	A
				6,88	T5	B
				3,04	R5	B
				2,72	T10	B
				2,08	R10	B
FÓSFORO TOTAL	54	2,34	1,76	3,89	P2	A
				3,15	T5	A, B
				2,96	T10	A, B
				1,71	R5	B
				1,49	R10	B
COLIFORMES FECAIS	54	0,32	0,65	6,06	P2	A
				4,62	T5	B
				4,15	T10	B, C
				3,78	R5	C, D
				3,17	R10	D
ESTREPTOCOCOS FECAIS	54	0,32	0,65	4,83	P2	A
				3,73	T5	B
				3,26	T10	B, C
				2,89	R5	C, D
				2,26	R10	D

(\*) Médias com as mesmas letras não são significativamente diferentes

Anexo IV – Valores médios mensais e semestrais da condutividade elétrica, temperatura, turbidez e pH, determinados no afluente (P2) e efluentes do sistema wetland construído no Campus II da UFPB (AESA/DEC/CCT), no período entre Janeiro de 2000 a Junho de 2001.

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	SEMESTRE I (2000)							SEMESTRE II (2000)						SEMESTRE III (2001)							
		Jan	fev	mar	abr	mai	jun	Média I	jul	ago	set	out	nov	dez	Média II	jan	fev	mar	abr	mai	jun	Média III
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (µS/cm)	P2	2.312	1.807	1.720	1.202	1.395	1.316	1625	1.583	1.540	1.077	1.088	1.288	1.286	1306	1.170	1.097	903	1.400	1.555	890	1169
	T5	2.054	1.843	1.557	1.192	1.087	1.465	1533	1.147	1.223	963	1.066	1.229	1.259	1147	1.120	1.017	553	1.293	1.448	1.085	1086
	5R	2.077	1.897	1.683	1.429	1.386	2.273	1791	1.361	1.548	1.416	1.637	1.891	1.904	1626	2.155	2.673	927	2.455	3.090	1.703	2167
	T10	1.962	1.791	1.419	1.129	915	1.340	1426	947	1.049	869	1.086	1.214	1.210	1062	1.160	978	498	1.183	1.418	1.029	1044
	10R	2.082	1.974	1.922	1.620	1.347	2.005	1825	1.211	1.474	1.350	2.013	2.431	2.338	1802	2.633	3.310	1.048	2.355	3.243	1.900	2414
TEMPERATURA (°C)	P2	25,0	24,3	25,3	25,0	24,2	23,3	24,5	22,8	22,5	22,0	20,5	23,0	23,0	22,3	24,5	24,5	25,0	21,0	21,0	23,0	23,2
	T5	23,8	24,0	24,1	23,7	22,5	22,0	23,3	21,8	21,0	21,3	19,0	22,8	23,0	21,5	24,5	24,5	25,0	20,0	19,0	22,0	22,5
	5R	24,1	24,0	24,1	23,4	22,6	21,9	23,3	21,1	20,4	20,3	18,9	22,0	22,4	20,8	24,3	23,8	23,3	19,9	18,3	22,0	21,9
	T10	24,0	23,7	23,9	23,3	22,3	22,0	23,2	21,8	21,0	20,8	19,5	22,8	23,0	21,5	25,0	25,0	24,0	20,0	19,5	22,5	22,7
	10R	24,1	23,9	23,9	23,0	22,8	21,9	23,3	21,8	20,8	20,9	19,3	22,2	23,1	21,4	24,8	24,0	24,5	20,3	19,5	22,9	22,7
TURBIDEZ (NTU)	P2	51,8	68,3	39,3	81,0	55,0	25,0	53,4	13,3	25,0	24,0	15,0	5,2	6,0	14,8	3,8	4,3	82,0	46,0	48,0	67,0	41,9
	T5	9,3	6,5	2,1	3,2	2,2	1,3	4,1	1,3	3,3	1,4	3,0	1,4	1,2	1,9	0,8	1,0	9,0	1,0	0,8	0,8	2,2
	5R	12,4	10,8	2,9	4,0	4,5	2,3	6,2	3,0	1,5	1,4	0,9	1,0	1,8	1,6	1,7	1,5	1,4	4,1	1,2	8,3	3,0
	T10	2,3	1,6	1,1	1,0	1,0	0,8	1,3	1,1	0,2	1,0	1,0	2,0	1,0	1,0	0,6	1,0	3,0	1,0	1,0	0,8	1,3
	10R	4,2	3,8	1,9	1,8	1,8	1,4	2,5	0,9	0,5	0,9	0,3	1,0	1,1	0,8	0,9	1,2	1,1	1,1	3,2	2,3	1,6
pH	P2	7,75	7,72	7,68	7,76	7,36	7,54	7,6	7,35	7,67	7,82	7,59	7,54	7,54	7,6	7,66	7,60	7,47	6,90	7,43	6,99	7,3
	T5	8,05	7,79	8,04	7,78	5,52	7,99	7,5	7,62	7,85	8,09	7,75	7,54	7,91	7,8	7,85	7,83	7,65	7,38	7,45	7,29	7,6
	5R	7,86	7,57	7,34	7,62	7,11	7,43	7,5	7,14	7,52	7,33	7,20	7,22	7,56	7,3	7,50	7,40	7,00	6,90	7,30	6,90	7,2
	T10	8,15	7,91	7,82	7,70	7,64	7,54	7,8	7,45	8,03	8,07	8,01	7,50	7,95	7,8	7,82	7,67	7,50	7,61	7,81	7,25	7,6
	10R	7,78	7,66	7,50	7,82	7,16	7,63	7,6	7,14	7,41	7,47	7,31	7,37	7,60	7,4	7,50	7,60	7,10	6,30	7,90	6,85	7,2

Anexo V – Valores médios mensais e semestrais do bicarbonato, cloreto, sódio, potássio, cálcio e magnésio, determinados no afluente (P2) e efluentes do sistema welland construído no Campus II da UFPB (AES/DEC/CCT), no período entre Janeiro de 2000 a Junho de 2001.

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	SEMESTRE I (2000)							SEMESTRE II (2000)						SEMESTRE III (2001)							
		Jan	fev	mar	abr	mai	jun	Média I	jul	ago	set	out	nov	dez	Média II	jan	fev	mar	abr	mai	jun	Média III
BICARBONATOS (mgHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	P2	547,5	498,2	581,0	431,1	512,4	323,3	482,2	490,0	417,9	311,1	378,2	408,7	-	401,2	390,4	316,3	264,4	539,2	570,4	248,9	388,3
	T5	451,4	490,0	442,3	339,6	372,1	347,7	407,2	303,0	302,0	262,3	359,9	335,5	-	312,5	341,6	269,6	171,1	435,5	497,8	363,0	346,4
	5R	495,6	524,6	534,1	420,9	541,4	599,3	519,3	421,4	434,6	418,6	475,8	-	-	437,6	648,1	605,3	269,6	759,6	967,0	531,5	630,2
	T10	399,6	429	393,5	288,7	345,7	338,6	365,85	298,9	247,1	231,8	323,3	347,7	-	289,76	323,3	228,1	140	373,3	456,3	342,2	310,53
	10R	470,5	538,8	591,7	501,2	519,0	537,6	526,5	429,5	440,0	435,4	578,0	-	-	470,7	777,8	757,0	378,5	780,3	977,4	601,5	712,1
CLORETO (mgCl <sup>-</sup> /L)	P2	429,8	358,5	416,3	269,4	397,9	410,9	380,5	289,8	310,1	239,0	260,6	260,6	-	272,0	191,5	144,9	165,6	305,1	259,1	96,4	193,8
	T5	423,6	363,7	374,5	315,2	376,3	297,8	358,5	226,3	220,4	212,1	276,5	244,6	264,0	240,6	217,4	124,2	82,8	331,9	254,6	155,2	194,4
	5R	415,7	351,1	420,0	388,0	478,4	-	410,6	264,5	302,4	316,3	409,4	433,4	486,5	368,8	469,7	628,8	231,6	687,9	702,4	432,7	525,5
	T10	407,2	337,6	357,0	312,5	317,9	303,7	339,3	168,7	185,9	181,1	271,2	255,2	253,6	219,3	196,7	129,4	88,0	294,4	272,5	182,0	193,8
	10R	426,6	389,1	481,3	488,3	452,5	-	447,6	221,8	286,6	289,5	494,5	597,8	581,0	411,9	617,2	821,6	230,3	655,7	720,3	385,3	571,7
SÓDIO (mgNa <sup>+</sup> /L)	P2	433,0	265,2	281,8	255,1	275,4	282,3	298,8	204,8	-	-	-	-	-	204,8	128,7	130,5	106,4	182,1	199,2	101,7	141,4
	T5	438,2	387,7	268,6	259,3	247,6	291,8	315,5	157,6	-	-	-	-	-	157,6	141,3	124,9	75,9	186,1	201,5	151,3	146,8
	5R	452,2	370,3	240,7	295,0	300,8	421,6	346,8	162,3	-	-	-	-	-	162,3	395,6	460	152,8	419,8	560,8	277,2	377,8
	T10	417,4	397,6	255,4	254,5	231,4	313,7	311,6	137,4	-	-	-	-	-	137,4	155,8	125,9	71,4	169,0	200,6	145,5	144,7
	10R	472,0	421,1	336,7	345,6	304,4	428,5	384,7	149,1	-	-	-	-	-	149,1	572,4	725,6	165,9	384,2	585,2	312,5	457,6
POTÁSSIO (mgK <sup>+</sup> /L)	P2	236,9	135,0	82,4	138,6	78,6	28,5	116,6	50,9	-	-	-	-	-	50,9	13,4	12,3	17,7	24,8	24,8	17,7	18,4
	T5	221,1	170,9	79,7	144,7	71,2	25,5	118,8	41,3	-	-	-	-	-	41,3	13,8	11,5	9,1	24,4	25,6	21,3	17,6
	5R	179,1	124,1	33,8	112,1	33,7	13,7	82,8	27,5	-	-	-	-	-	27,5	11,8	12,0	25,6	15,9	19,2	23,1	17,9
	T10	227,4	194,6	76,0	142,0	69,4	26,0	122,6	36,9	-	-	-	-	-	36,9	16,2	13,0	8,7	22,0	25,6	20,9	17,7
	10R	210,8	192,3	64,7	129,7	54,3	18,7	111,8	21,7	-	-	-	-	-	21,7	15,8	16,8	20,8	14,2	19,2	23,9	18,5
CÁLCIO (mgCa <sup>2+</sup> /L)	P2	109,3	82,3	114,5	68,7	91,3	76,4	90,4	105,7	90,5	78,0	66,6	54,0	-	78,9	59,4	63,8	50,0	83,6	78,8	59,1	65,8
	T5	83,1	84,2	89,0	76,7	88,7	60,8	80,4	82,8	81,0	63,4	70,7	68,0	-	73,2	66,0	66,0	30,0	101,2	90,6	70,9	70,8
	5R	87,5	84,4	90,1	78,0	116,0	85,0	90,2	119,3	131,3	86,3	118,0	-	-	113,7	115,5	142,5	54,5	189,2	181,2	114,3	132,9
	T10	81,2	80,4	85,0	66,7	74,7	73,4	76,9	70,1	69,9	63,4	72,8	64,0	-	68,1	70,4	68,2	26,0	96,8	94,6	55,2	68,5
	10R	92,0	87,1	104,4	74,3	107,7	78,1	90,6	103,1	126,0	90,2	134,2	-	-	113,4	144,7	161,2	64,5	182,6	183,2	123,1	143,2
MAGNÉSIO (mgMg <sup>2+</sup> /L)	P2	43,3	47,9	48,0	40,8	41,6	23,9	40,9	42,7	55,2	31,2	36,2	40,8	-	41,2	34,9	32,2	30,5	51,0	40,9	21,6	35,2
	T5	61,8	39,1	51,0	27,6	34,1	53,6	44,6	31,5	38,3	29,3	31,2	31,2	-	32,3	30,9	38,9	18,3	45,6	33,6	40,9	34,7
	5R	65,6	53,8	77,0	47,9	41,4	95,2	63,5	31,5	34,4	61,0	44,0	-	-	42,7	57,7	85,9	32,0	91,3	91,9	59,5	69,7
	T10	59,9	57,4	48,9	34,0	29,8	42,0	45,3	32,0	33,3	25,0	33,7	34,8	-	31,8	33,6	29,5	20,7	42,9	33,6	50,5	35,1
	10R	67,8	75,8	69,0	64,8	43,2	67,7	64,7	34,3	32,4	45,4	50,5	-	-	40,7	72,8	119,1	44,6	102,7	101,5	58,9	83,3

Anexo VI – Valores médios mensais e semestrais da alcalinidade, dureza, OD, DBO e DQO, determinados no afluente (P2) e efluentes do sistema wetland construído no Campus II da UFPB (AES/DEC/CCT), no período entre Janeiro de 2000 a Junho de 2001.

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	SEMESTRE I (2000)							SEMESTRE II (2000)							SEMESTRE III (2001)						
		Jan	fev	mar	abr	mai	jun	Média I	jul	ago	set	out	nov	dez	Média II	jan	fev	mar	abr	mai	jun	Média III
ALCALINIDADE (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	P2	510,0	391,7	393,8	283,3	351,7	257,5	364,7	305,0	340,0	250,0	255,0	297,5	330,0	296,3	235,0	265,0	220,0	435,0	455,0	245,0	309,2
	T5	447,5	375,0	317,5	273,3	280,0	300,0	332,2	246,7	237,5	232,5	260,0	262,5	300,0	256,5	240,0	220,0	140,0	370,0	415,0	345,0	288,3
	5R	458,1	399,6	360,3	354,2	392,1	474,4	406,4	328,8	356,9	366,3	328,8	327,2	361,3	344,8	426,3	516,3	226,3	622,5	775,0	510,0	512,7
	T10	402,5	338,3	275,0	228,3	240,0	260,0	290,7	203,3	220,0	190,0	205,0	270,0	255,0	223,9	225,0	190,0	120,0	335,0	370,0	310,0	258,3
	10R	453,8	410,4	409,1	364,6	380,4	417,5	406,0	307,5	350,6	346,3	403,8	397,5	472,5	379,7	535,0	627,5	292,5	627,5	796,3	582,5	576,9
DUREZA (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	P2	434,6	367,3	352,5	413,3	426,5	379,6	395,6	445,2	508,5	296,2	300,0	260,0	-	362,0	297,0	297,0	352,0	363,0	423,6	216,7	324,9
	T5	370,5	338,8	330,0	336,7	355,0	364,0	349,2	380,0	426,8	236,0	340,0	290,0	330,0	333,8	319,0	286,0	242,0	462,0	423,6	334,9	344,6
	5R	385,9	516,2	378,8	440,8	491,2	594,1	467,8	509,5	496,3	421,0	497,5	457,5	536,3	486,3	550,0	709,5	294,3	759,0	839,7	519,6	612,0
	T10	287,4	389,5	280,0	313,3	307,2	358,8	322,7	353,0	387,0	190,4	570,0	280,0	396,0	362,7	341,0	297,0	176,0	429,0	403,9	334,9	330,3
	10R	385,3	365,8	438,8	492,5	425,4	500,5	434,7	461,5	515,8	407,8	602,5	575,4	701,3	544,1	676,5	891,0	332,8	715,0	849,6	539,3	667,4
OD (mgO <sub>2</sub> /L)	P2	0	0	0	0	-	0	0,0	1	0	0	0	0	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0,0
	T5	0	0	1	0	-	0	0,5	0	0	1	1	1	2	0,9	1	1	0	1	1	0	0,6
	5R	0	0	0	0	-	-	0,1	0	-	-	0	-	0	0,2	0	0	0	0	0	0	0,2
	T10	0	0	1	0	-	1	0,5	0	0	1	1	1	1	0,7	1	0	0	1	0	0	0,4
	10R	0	0	0	0	-	-	0,2	0	-	-	1	-	1	0,6	0	1	0	1	0	0	0,4
DBO (mgO <sub>2</sub> /L)	P2	22	18	41	19	19	10	21,5	11	15	13	13	15	15	13,6	14	9	38	21	17	17	19,3
	T5	6	7	7	5	3	2	5,0	3	3	3	3	5	4	3,4	4	3	7	3	5	2	4,0
	5R	8	6	7	2	2	2	4,6	2	2	2	2	2	3	2,2	2	4	4	2	2	2	2,6
	T10	4	3	4	2	2	3	2,8	1	4	2	2	4	2	2,6	3	4	5	3	7	2	3,8
	10R	7	3	4	1	2	2	3,2	2	3	2	2	2	2	2,0	2	2	3	2	1	1	1,9
DQO (mgO <sub>2</sub> /L)	P2	782	507	326	176	131	189	351,8	185	52	63	96	146	109	108,7	100	-	224	56	969	108	291,4
	T5	115	266	114	91	75	92	125,4	108	51	74	170	153	148	117,7	38	-	88	8	233	58	85,1
	5R	146	244	94	79	86	114	127,1	89	36	77	126	113	131	95,5	65	23	136	93	649	115	180,3
	T10	162	137	145	58	52	88	107,1	144	68	68	148	103	164	115,9	69	74	88	16	446	83	129,4
	10R	129	241	92	88	80	102	122,1	128	85	105	156	124	160	126,3	146	40	158	58	533	123	176,2

Anexo VII – Valores médios mensais e semestrais da amônia, nitrato, fósforo total, ortofosfatos solúveis, coliformes fecais (CF) e estreptococos fecais (EF), determinados no afluente (P2) e efluentes do sistema wetland construído no Campus II da UFPB (AES/DEC/CCT), no período entre Janeiro de 2000 a Junho de 2001.

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	SEMESTRE I (2000)							SEMESTRE II (2000)							SEMESTRE III (2001)						
		Jan	fev	mar	abr	mai	jun	Média I	jul	ago	set	out	nov	dez	Média II	jan	fev	mar	abr	mai	jun	Média III
AMÔNIA (mg N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> /L)	P2	41,7	15,5	21,0	11,5	15,6	11,7	19,5	9,2	13,0	7,0	35,7	21,0	21,7	17,9	13,1	14,0	11,0	24,8	29,0	26,9	19,8
	T5	23,2	13,6	7,7	5,5	4,9	4,6	9,9	1,6	3,8	1,7	4,5	6,9	8,0	4,4	4,9	1,0	0,0	1,8	10,6	4,7	3,8
	5R	23,9	11,3	1,3	0,0	0,0	0,0	6,1	0,7	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	T10	17,6	7,9	2,6	0,0	0,4	0,0	4,7	0,0	0,0	0,0	0,0	1,8	0,9	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	4,1	0,0	0,7
	10R	19,0	4,1	0,3	0,0	0,4	1,1	4,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
NITRATO (mg N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	P2	0,4	4,2	0,2	0,5	0,4	0,6	1,1	3,8	1,6	2,8	2,5	0,0	0,0	1,8	0,0	0,0	-	1,4	0,0	0,2	0,3
	T5	0,1	3,7	0,5	0,5	1,6	0,0	1,1	0,6	1,8	0,0	2,1	0,0	0,0	0,8	0,0	0,1	-	0,9	0,0	0,4	0,3
	5R	1,2	3,7	0,3	0,3	0,2	0,3	1,0	0,6	2,0	0,9	2,4	0,0	0,5	1,1	0,0	0,5	0,0	1,5	0,2	0,2	0,4
	T10	1,1	11,2	1,0	0,5	0,9	0,0	2,4	0,7	1,4	0,7	0,0	0,5	0,0	0,5	0,0	0,0	-	0,8	0,3	0,2	0,3
	10R	0,4	2,5	0,2	0,4	0,4	-	0,8	0,7	2,1	1,0	1,9	0,2	0,5	1,1	0,0	0,5	0,0	1,3	0,3	0,2	0,4
FÓSFORO TOTAL (mg P/L)	P2	6,5	3,3	5,3	5,2	6,0	1,9	4,7	2,2	3,6	2,1	5,0	4,4	5,0	3,7	3,0	2,5	2,1	3,5	4,8	2,6	3,1
	T5	5,3	4,2	2,8	4,7	2,2	1,2	3,4	0,5	4,4	1,0	3,5	2,7	3,5	2,6	3,2	2,5	4,0	1,0	3,6	3,1	2,9
	5R	7,5	4,1	1,3	2,6	2,0	0,5	3,0	0,0	0,8	0,4	1,0	0,6	0,5	0,6	0,7	0,7	0,6	0,1	0,1	0,3	0,4
	T10	4,2	4,2	2,6	2,9	3,8	2,4	3,3	0,7	1,1	0,6	2,3	4,0	2,9	1,9	2,8	2,2	3,2	1,7	2,6	2,9	2,6
	10R	8,1	3,4	1,2	1,4	0,8	0,6	2,6	0,0	1,6	0,2	0,5	0,8	0,8	0,7	0,5	0,4	0,1	0,7	0,0	0,7	0,4
ORTOFOSFATOS SOLÚVEIS (mg P- PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)	P2	4,4	3,3	2,7	2,0	2,2	1,5	2,7	1,3	1,9	1,0	2,1	1,4	2,9	1,7	2,5	2,4	1,6	3,4	4,0	1,9	2,6
	T5	4,4	3,2	1,9	1,7	1,4	0,9	2,2	0,4	1,6	0,8	1,2	1,7	2,2	1,3	2,0	2,1	2,2	1,0	2,5	3,0	2,1
	5R	5,2	3,3	0,7	0,3	0,2	0,1	1,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	-	0,0	0,4	0,1
	T10	3,5	2,6	1,8	1,8	1,7	1,5	2,1	0,6	1,0	0,4	1,4	1,8	2,0	1,2	2,1	2,0	2,4	1,1	2,2	3,1	2,2
	10R	4,5	2,7	0,6	0,4	0,2	0,3	1,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,1	0,0	0,2	0,0	0,3	0,1
CF UFC/100 ml	P2	1,9E+06	1,6E+06	1,1E+06	4,6E+06	8,6E+05	1,0E+06	1,9E+06	2,7E+05	8,1E+05	2,9E+05	5,7E+05	3,1E+05	2,6E+05	4,2E+05	2,3E+06	1,0E+05	2,0E+06	1,4E+06	3,6E+05	1,3E+06	1,2E+06
	T5	1,9E+06	6,0E+04	2,9E+04	1,0E+05	7,2E+04	4,6E+04	5,8E+04	1,7E+04	6,5E+04	9,0E+03	1,1E+04	1,1E+04	9,5E+03	2,0E+04	6,4E+04	9,0E+03	8,0E+04	3,0E+04	2,6E+04	2,1E+04	3,8E+04
	5R	1,9E+06	1,1E+05	4,3E+04	2,7E+04	5,2E+04	6,3E+03	5,0E+04	1,4E+04	3,7E+03	1,8E+03	1,0E+03	5,1E+02	7,5E+02	3,6E+02	6,3E+03	1,6E+02	1,9E+03	3,2E+03	1,8E+02	1,3E+03	2,1E+03
	T10	1,8E+06	4,2E+04	2,8E+04	3,2E+04	3,3E+04	2,2E+04	3,5E+04	1,5E+04	7,3E+03	3,4E+03	7,3E+03	1,0E+04	2,0E+03	7,5E+03	1,1E+04	2,0E+02	3,2E+04	1,9E+04	1,2E+04	3,8E+03	1,3E+04
	10R	1,9E+06	3,9E+04	7,6E+03	5,7E+03	4,3E+03	5,7E+03	1,5E+04	2,1E+03	4,6E+02	7,1E+02	5,3E+02	2,0E+02	5,0E+01	6,8E+02	8,2E+02	2,6E+01	7,2E+02	6,7E+02	8,5E+01	1,1E+02	0,4E+03
EF UFC/100 ml	P2	4,1E+05	6,5E+04	1,8E+04	6,1E+04	4,4E+04	1,3E+04	1,0E+05	2,5E+04	2,3E+04	3,7E+04	5,5E+04	3,1E+04	3,1E+04	3,4E+04	5,6E+04	1,8E+04	2,5E+05	4,8E+04	2,6E+05	1,5E+05	1,3E+05
	T5	1,0E+03	4,0E+03	2,7E+03	1,5E+04	6,0E+03	8,8E+03	6,3E+03	2,0E+03	7,8E+03	2,1E+03	7,6E+03	2,2E+03	2,8E+03	4,1E+03	3,7E+03	1,2E+03	1,0E+04	3,5E+04	3,4E+03	1,3E+04	1,1E+04
	5R	4,5E+03	9,6E+03	2,0E+03	1,7E+03	3,0E+03	1,0E+03	3,6E+03	1,8E+03	9,7E+02	3,7E+02	2,6E+02	1,4E+02	1,9E+02	6,2E+02	2,2E+02	4,4E+01	7,1E+02	5,1E+02	6,4E+01	3,8E+02	0,3E+03
	T10	1,6E+03	3,7E+03	1,3E+03	5,1E+03	2,3E+03	2,8E+03	2,8E+03	2,5E+03	2,5E+03	1,5E+03	1,2E+04	2,4E+03	5,3E+02	3,6E+03	4,6E+02	3,7E+02	4,0E+03	2,4E+03	1,1E+03	2,1E+03	1,7E+04
	10R	1,2E+03	7,0E+03	4,4E+02	8,4E+02	4,2E+02	1,5E+03	1,9E+03	7,0E+02	6,0E+02	2,0E+03	4,5E+02	2,6E+02	2,5E+01	6,7E+02	1,9E+01	1,2E+01	3,5E+01	1,5E+02	1,1E+01	6,0E+01	0,5E+02

Anexo VIII – Valores médios mensais e semestrais dos ST, STF, STV, SS, SSF e SSV, determinados no afluente (P2) e efluentes do sistema wetland construído no Campus II da UFPB (AES/DEC/CCT), no período entre Janeiro de 2000 a Junho de 2001.

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	SEMESTRE I (2000)										SEMESTRE II (2000)						SEMESTRE III (2001)					
		Jan	fev	mar	abr	mai	jun	Média I	jul	ago	set	out	nov	dez	Média II	jan	fev	mar	abr	mai	jun	Média III	
ST (mg/L)	P2	1.336	4.673	1.072	899	1.011	735	1620,9	1.034	835	681	678	614	510	725,3	624	615	5.340	2.211	995	672	1742,8	
	T5	1.216	1.070	1.001	801	886	841	969,1	1.162	722	627	626	648	781	760,9	718	6.843	4.824	926	902	883	2515,8	
	5R	1.162	1.128	1.117	1.193	1.168	1.505	1212,2	953	1.106	962	1.199	760	1.165	1024,2	1.427	4.066	623	2.556	2.236	1.307	2035,7	
	T10	1.179	1.087	904	773	753	832	921,1	656	602	530	726	655	344	585,4	803	4.424	4.873	3.328	889	844	2526,8	
	10R	1.290	1.156	1.294	1.116	1.167	1.319	1223,8	833	1.072	907	1.414	1.141	941	1051,2	2.149	2.205	740	1.924	2.334	1.533	1814,1	
STF (mg/L)	P2	1.154	1.109	971	797	898	598	921,0	866	722	631	599	560	450	638,0	559	563	578	799	832	564	649,2	
	T5	1.066	963	891	725	832	770	874,3	806	621	580	584	588	736	652,5	633	602	260	783	829	668	629,2	
	5R	1.064	980	997	928	1.051	1.330	1058,3	812	978	882	1.053	696	1.071	915,4	1.267	1.672	545	1.686	2.004	1.149	1387,1	
	T10	1.051	1.015	792	684	711	575	804,8	533	545	486	668	581	324	522,6	679	634	293	678	848	632	627,3	
	10R	1.147	1.010	1.181	1.003	1.052	1.198	1098,5	716	896	829	1.272	773	829	885,8	1.522	2.016	622	1.648	2.122	1.294	1537,2	
STV (mg/L)	P2	182	3.564	101	102	113	137	699,9	168	113	50	79	54	60	87,2	65	52	4.762	1.412	163	108	1093,7	
	T5	150	107	110	76	54	71	94,7	356	101	46	42	60	45	108,4	85	6.241	4.564	142	73	215	1886,7	
	5R	98	148	120	264	117	175	153,8	141	128	80	146	63	94	108,7	159	2.351	69	837	232	157	634,2	
	T10	128	72	111	89	42	257	116,3	123	57	45	58	74	20	62,8	124	3.790	4.580	2.650	41	212	1899,5	
	10R	143	146	113	113	116	122	125,3	117	176	78	142	368	112	165,3	627	190	97	276	212	239	273,4	
SS (mg/L)	P2	43	60	25	82	32	51	48,8	26	23	33	22	14	43	26,8	13	6	58	22	24	59	30,3	
	T5	16	16	12	10	9	15	13,1	13	13	12	9	70	30	24,4	14	3	14	13	13	14	11,8	
	5R	23	20	10	10	38	20	20,0	15	11	12	14	11	29	15,4	20	15	10	17	33	28	20,1	
	T10	16	13	8	17	8	13	12,4	13	8	8	11	14	19	12,0	10	11	6	12	21	29	14,8	
	10R	19	17	11	9	13	14	14,0	10	13	14	13	13	30	15,5	25	22	6	21	27	26	21,1	
SSF (mg/L)	P2	18	16	12	51	21	36	25,6	13	11	19	14	6	21	13,8	2	2	40	9	11	38	17,0	
	T5	7	10	6	3	6	7	6,4	6	3	6	5	57	25	16,8	8	2	4	8	10	7	6,5	
	5R	12	8	5	4	5	13	7,9	8	7	6	7	6	21	9,2	10	5	3	9	21	17	10,8	
	T10	9	8	2	7	3	6	5,8	5	5	2	5	8	10	5,8	4	2	2	10	7	18	7,2	
	10R	9	10	6	4	8	9	7,5	4	8	5	7	8	23	9,1	16	12	2	14	18	15	12,6	
SSV (mg/L)	P2	25	44	12	31	12	14	23,2	13	13	14	8	8	22	12,9	11	4	18	13	13	21	13,3	
	T5	10	6	6	6	4	8	6,7	7	11	6	4	13	5	7,7	6	1	10	5	3	7	5,3	
	5R	11	12	5	6	33	7	12,2	8	4	6	7	5	9	6,3	9	10	7	7	12	11	9,4	
	T10	7	5	6	11	5	7	6,7	8	3	6	6	6	9	6,2	6	9	4	2	14	11	7,7	
	10R	10	7	5	5	6	5	6,5	6	5	9	6	5	6	6,4	9	10	5	7	9	11	8,5	



Anexo IX – Variação percentual (\*) dos valores médios da condutividade elétrica, temperatura, turbidez e pH, nas amostras de águas efluentes dos tanques não vegetados (T5 e T10) e dos tanques vegetados (5R e 10R), referentes ao afluente do sistema (P2), determinados no período Janeiro de 2000 a Junho de 2001

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	Semestre I (2000)							Semestre II (2000)							Semestre III (2001)						Média Total	
		jan	fev	mar	abr	mai	jun	Média I	jul	ago	Set	out	nov	dez	Média II	jan	fev	mar	abr	mai	jun		Média III
Condut. Elétrica	T5	11,16	-1,99	9,48	0,83	22,08	-11,32	5,04	27,54	20,58	10,58	2,02	3,08	2,10	7,67	4,27	7,29	38,76	7,64	6,88	-21,91	7,16	7,73
	5R	10,16	-4,98	2,15	-18,89	0,65	-72,72	-13,94	14,02	-0,52	-31,48	-50,46	-49,13	-48,06	-35,93	-84,19	-143,66	-2,60	-75,36	-98,71	-91,38	-82,65	-41,40
	T10	15,14	0,89	17,50	6,07	34,41	-1,82	12,03	40,18	31,88	19,31	0,18	4,26	5,91	12,31	0,85	10,85	44,85	15,50	8,81	-15,62	10,87	13,29
	10R	9,95	-9,24	-11,74	-34,78	3,44	-52,36	-15,79	23,50	4,29	-25,35	-85,02	-91,72	-81,80	-55,92	-125,00	-201,73	-16,04	-68,21	-108,52	-113,51	-105,50	-54,66
Temperatura	T5	5,00	1,37	4,46	5,33	6,90	5,38	4,74	4,38	6,67	3,41	7,32	1,09	0,00	3,70	0,00	0,00	0,00	4,76	9,52	4,35	3,11	3,89
	5R	3,75	1,37	4,70	6,33	6,38	5,91	4,74	7,66	9,44	7,67	7,93	4,35	2,72	6,42	0,82	2,85	6,80	5,24	12,86	4,35	5,49	5,62
	T10	4,00	2,74	5,45	6,67	7,59	5,38	5,31	4,38	6,67	5,68	4,88	1,09	0,00	3,66	-2,04	-2,04	4,00	4,76	7,14	2,17	2,33	3,81
	10R	3,75	1,88	5,32	7,83	5,86	5,65	5,05	4,38	7,50	4,83	6,10	3,44	-0,54	4,27	-1,22	2,04	2,00	3,33	7,14	0,54	2,31	3,88
Turbidez	T5	81,86	90,44	94,59	96,09	96,06	95,00	92,36	90,00	86,80	94,38	80,00	74,04	80,00	83,04	78,95	76,74	89,02	97,63	98,33	98,81	89,95	88,84
	5R	76,11	84,16	92,64	95,01	91,82	90,75	88,42	77,19	93,90	94,01	93,83	81,25	70,00	86,60	55,26	65,12	98,29	91,09	97,50	87,61	82,48	85,31
	T10	95,51	97,66	97,13	98,77	98,18	97,00	97,38	91,50	99,20	96,04	93,33	62,50	83,33	86,88	84,21	76,74	96,34	97,83	98,33	98,81	92,04	92,36
	10R	91,96	94,48	95,11	97,79	96,74	94,25	95,06	93,44	98,20	96,20	98,17	79,97	81,25	90,76	76,32	72,09	98,66	97,61	93,33	96,57	89,10	91,79
PH	T5	-3,87	-0,86	-4,65	-0,26	25,00	-5,97	1,57	-3,67	-2,28	-3,52	-2,11	0,00	-4,91	-2,56	-2,48	-3,03	-2,41	-6,96	-0,27	-4,29	-3,24	-1,47
	5R	-1,52	1,96	4,39	1,85	3,42	1,44	1,92	2,88	1,94	6,22	5,11	4,20	-0,23	3,45	2,09	2,63	6,29	0,00	1,75	1,29	2,34	2,54
	T10	-5,20	-2,37	-1,79	0,73	-3,80	0,00	-2,07	-1,31	-4,63	-3,26	-5,53	0,46	-5,44	-3,68	-2,09	-0,92	-0,40	-10,29	-5,11	-3,72	-3,76	-3,04
	10R	-0,49	0,88	2,34	-0,73	2,66	-1,19	0,58	2,86	3,46	4,48	3,72	2,25	-0,83	2,62	2,09	0,00	4,95	8,70	-6,33	2,04	1,91	1,71
Bicarbonato	T5	17,55	1,63	23,88	21,23	27,38	-7,55	14,02	38,17	27,74	15,69	4,84	17,91	-	16,55	12,50	14,75	35,29	19,23	12,73	-45,83	8,11	13,95
	5R	9,47	-5,31	6,07	2,36	-5,65	-85,38	-12,74	14,00	-4,01	-34,56	-25,81	100,00	-	8,91	-66,01	-91,38	-1,95	-40,86	-69,55	-113,56	-63,89	-24,13
	T10	27,02	13,88	32,28	33,02	32,54	-4,72	22,34	39,00	40,88	25,49	14,52	14,93	-	23,96	17,19	27,87	47,06	30,77	20,00	-37,50	17,57	22,01
	10R	14,07	-8,16	-1,84	-16,27	-1,29	-66,27	-13,29	12,34	-5,29	-39,95	-52,82	100,00	-	0,48	-99,23	-139,34	-43,14	-44,70	-71,37	-141,67	-89,91	-35,58

$$(*) \% = \left[ \frac{\text{valor no afluente (P2)} - \text{valor no efluente do tanque}}{\text{valor no afluente (P2)}} \right] \cdot 100\%$$

Anexo X – Variação percentual (\*) das concentrações médias dos íons: cloreto, sódio, potássio, cálcio e magnésio nas amostras de água efluentes dos tanques não vegetados (T5 e T10) e dos tanques vegetados (5R e 10R) referentes a água de alimentação do sistema (P2), determinadas no período Janeiro de 2000 a Junho de 2001.

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	Semestre I (2000)							Semestre II (2000)							Semestre III (2001)						Média Total	
		jan	fev	mar	abr	mai	jun	Média I	jul	ago	set	out	nov	dez	Média II	jan	fev	mar	abr	mai	jun		Média III
Cloreto	T5	1,44	-1,46	10,03	-17,00	5,43	27,54	4,33	21,92	28,94	11,26	-6,12	6,12	-	12,42	-13,51	14,29	50,00	-8,77	1,72	-61,11	-2,90	4,16
	5R	3,29	2,07	-0,89	-44,00	-20,24	100,00	6,71	8,73	2,50	-32,38	-57,14	-66,33	-	-28,92	-145,27	-333,90	-39,84	-125,45	-171,13	-349,08	-194,11	-74,65
	T10	5,26	5,81	14,24	-16,00	20,11	26,09	9,25	41,78	40,05	24,21	-4,08	2,04	-	20,80	-2,70	10,71	46,88	3,51	-5,17	-88,89	-5,94	7,29
	10R	0,74	-8,55	-15,61	-81,25	-13,72	100,00	-3,07	23,46	7,58	-21,13	-89,80	-129,42	-	-41,86	-222,30	-466,94	-39,05	-114,90	-178,03	-299,83	-220,18	-91,10
Sódio	T5	-1,20	-46,16	4,66	-1,65	10,07	-3,36	-6,28	23,06	-	-	-	-	-	23,08	-9,77	4,25	28,67	-2,19	-1,18	-48,72	-4,62	-3,35
	5R	-4,43	-39,61	14,56	-15,64	-9,22	-49,36	-17,28	20,78	-	-	-	-	-	20,78	-207,41	-252,91	-43,58	-120,49	-181,59	-172,52	-164,75	-82,42
	T10	3,62	-49,91	9,34	0,24	15,98	-11,13	-5,31	32,94	-	-	-	-	-	32,94	-21,10	3,48	32,89	7,24	-0,74	-42,99	-3,54	-1,55
	10R	-9,01	-58,79	-19,52	-35,51	-10,55	-51,79	-30,86	27,21	-	-	-	-	-	27,21	-344,80	-456,19	-55,89	-110,94	-193,84	-207,25	-228,15	-117,45
Potássio	T5	6,68	-26,63	3,22	-4,45	9,38	10,53	-0,21	18,99	-	-	-	-	-	18,99	-2,91	6,38	48,90	1,58	-3,16	-19,85	5,16	3,74
	5R	24,40	8,03	58,96	19,10	57,14	51,85	36,58	45,97	-	-	-	-	-	45,97	12,14	2,10	-44,37	35,81	22,49	-30,27	-0,35	20,26
	T10	3,98	-44,20	7,70	-2,48	11,71	8,76	-2,42	27,50	-	-	-	-	-	27,50	-20,38	-6,38	51,10	11,05	-3,16	-17,64	2,43	2,12
	10R	11,00	-42,49	21,43	6,39	30,94	34,16	10,24	57,35	-	-	-	-	-	57,35	-17,64	-37,06	-17,30	42,67	22,49	-34,95	-6,97	5,92
Cálcio	T5	23,91	-2,31	22,27	-11,65	2,92	20,43	9,26	21,72	10,45	18,67	-6,25	-25,93	-	3,73	-11,11	-3,45	40,00	-21,05	-15,00	-20,00	-5,10	2,57
	5R	19,89	-2,50	21,29	-13,59	-27,01	-11,26	-2,20	-12,81	-45,15	-10,67	-77,34	100,00	-	-9,19	-94,44	-123,35	-9,00	-126,32	-129,95	-93,40	-96,08	-37,39
	T10	25,65	2,31	25,76	2,91	18,25	3,93	13,14	33,66	22,72	18,67	-9,37	-18,52	-	9,43	-18,52	-6,90	48,00	-15,79	-20,00	6,67	-1,09	7,03
	10R	15,76	-5,77	8,84	-8,25	-17,88	-2,29	-1,60	2,49	-39,34	-15,67	-101,56	100,00	-	-10,82	-143,60	-152,66	-29,00	-118,42	-132,49	-108,33	-114,08	-44,01
Magnésio	T5	-42,76	18,25	-6,25	32,35	18,11	-124,62	-17,49	26,23	30,67	6,00	13,79	23,53	-	20,04	11,54	-20,83	40,00	10,53	17,65	-88,89	-5,00	-2,04
	5R	-51,32	-12,30	-60,47	-17,40	0,66	-298,79	-73,27	26,21	37,72	-95,50	-21,55	100,00	-	9,38	-65,37	-166,70	-4,92	-79,03	-124,93	-175,07	-102,67	-59,34
	T10	-38,16	-19,84	-1,88	16,67	28,34	-75,80	-15,11	24,99	39,64	20,00	6,90	14,71	-	21,25	3,85	8,33	32,00	15,79	17,65	-133,33	-9,29	-2,36
	10R	-56,58	-58,33	-43,75	-58,82	-3,70	-183,61	-67,47	19,60	41,19	-45,50	-39,66	100,00	-	15,13	-108,64	-269,78	-46,89	-101,39	-148,42	-172,22	-141,22	-69,21

$$(*) \% = \left[ \frac{\text{valor no afluyente (P2)} - \text{valor no efluente do tanque}}{\text{valor no afluyente (P2)}} \right] \cdot 100\%$$

Anexo XI – Variação percentual (\*) das concentrações médias da alcalinidade, da dureza, do OD, da DBO e da DQO nas amostras de água efluentes dos tanques não vegetados (T5 e T10) e dos tanques vegetados (5R e 10R) referentes a água de alimentação do sistema (P2), determinadas no período Janeiro de 2000 a Junho de 2001.

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	Semestre I (2000)							Semestre II (2000)							Semestre III (2001)						Média Total	
		jan	fev	mar	abr	mai	jun	Média I	jul	ago	set	out	nov	dez	Média II	jan	fev	mar	abr	mai	jun		Média III
Alcalinidade	T5	12,25	4,26	19,37	3,53	20,38	-16,50	7,22	19,13	30,15	7,00	-1,96	11,76	9,09	12,53	-2,13	16,98	36,36	14,94	8,79	-40,82	5,69	8,48
	5R	10,17	-2,02	8,49	-25,00	-11,49	-84,22	-17,35	-7,79	-4,96	-46,50	-28,92	-9,99	-9,47	-17,94	-81,40	-94,83	-2,86	-43,10	-70,33	-108,16	-66,78	-34,02
	T10	21,08	13,62	30,16	19,41	31,75	-0,97	19,18	33,33	35,29	24,00	19,61	9,24	22,73	24,03	4,26	28,30	45,45	22,99	18,68	-26,53	15,53	19,58
	10R	11,03	-4,79	-3,89	-28,68	-8,18	-62,14	-16,11	-0,82	-3,13	-38,50	-58,33	-33,61	-43,18	-29,60	-127,66	-136,79	-32,95	-44,25	-75,01	-137,76	-92,40	-46,04
Dureza	T5	14,75	7,76	6,38	18,55	16,76	4,11	11,39	14,64	16,08	20,32	-13,33	-11,54	-	5,23	-7,41	3,70	31,25	-27,27	0,00	-54,55	-9,05	2,36
	5R	11,20	-40,52	-7,45	-6,65	-15,16	-56,51	-19,18	-14,45	2,40	-42,13	-65,83	-75,96	-	-39,19	-85,19	-136,89	16,39	-109,09	-98,25	-139,78	-92,47	-50,93
	T10	33,88	-6,03	20,57	24,18	27,98	5,48	17,68	20,70	23,89	35,72	100,00	-7,69	-	34,52	-14,81	0,00	50,00	-18,18	4,65	-54,55	-5,48	14,46
	10R	11,34	0,43	-24,47	-19,15	0,25	-31,85	-10,58	-3,68	-1,44	-37,68	-100,83	-121,31	-	-52,99	-127,78	-200,00	5,45	-96,97	-100,59	-148,86	-111,46	-58,66
OD	T5	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	5R	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	T10	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	10R	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
DBO	T5	70,05	62,70	82,02	76,53	86,13	77,08	75,75	73,52	82,01	80,04	74,55	66,12	74,13	75,06	74,08	64,67	82,92	86,72	67,21	86,45	77,01	75,94
	5R	64,08	64,22	83,85	87,45	88,92	78,97	77,90	81,32	88,73	82,19	84,27	83,51	81,34	83,56	83,65	51,28	89,82	91,99	90,95	89,13	82,80	81,42
	T10	81,55	84,38	90,70	87,51	92,09	75,23	85,24	89,18	74,40	85,52	80,21	73,25	87,43	81,67	82,18	59,63	87,13	86,25	59,93	87,05	77,03	81,31
	10R	69,55	82,70	90,13	92,41	88,93	83,77	84,58	82,99	79,69	86,62	86,01	88,38	87,25	85,16	83,65	73,42	91,65	90,57	95,78	94,57	88,27	86,00
DQO	T5	85,34	47,62	64,95	48,43	42,73	51,40	56,75	41,34	1,49	-17,66	-76,92	-4,71	-35,71	-15,36	61,54	-	60,71	85,71	76,00	46,15	66,02	34,02
	5R	81,34	51,88	71,16	55,26	34,52	39,67	55,64	51,70	30,24	-23,02	-30,77	22,51	-19,64	5,17	34,60	-	39,29	-67,94	33,00	-5,78	6,63	23,41
	T10	79,26	72,99	55,39	67,20	60,29	53,40	64,76	22,31	-30,03	-8,88	-53,85	29,35	-50,00	-15,18	30,77	-	60,71	71,43	54,00	23,08	48,00	31,61
	10R	83,52	52,45	71,69	50,18	38,62	45,81	57,05	30,90	-62,38	-67,59	-61,54	15,14	-46,43	-31,98	-46,20	-	29,46	-3,50	45,00	-13,46	2,26	9,51

$$(*) \% = \left[ \frac{\text{valor no afluente (P2)} - \text{valor no efluente do tanque}}{\text{valor no afluente (P2)}} \right] 100\%$$

Anexo XII – Variação percentual (\*) das concentrações médias do nitrogênio amoniacal, do nitrato, do fósforo total, do ortofosfato solúvel, dos coliformes e estreptococos fecais das amostras de água efluentes dos tanques não vegetados (T5 e T10) e dos tanques vegetados (5R e 10R) referentes a água de alimentação do sistema (P2), determinadas no período Janeiro de 2000 a Junho de 2001.

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	Semestre I (2000)								Semestre II (2000)				Semestre III (2001)						Média Total			
		jan	fev	mar	abr	mai	jun	Média I	jul	ago	set	out	nov	dez	Média II	jan	fev	mar	abr		mai	jun	Média III
Amônia	T5	44,36	12,20	63,34	52,27	68,35	60,63	50,19	82,16	71,03	75,12	87,47	67,39	63,22	74,40	62,97	92,54	100,00	92,71	63,53	82,38	82,36	68,98
	5R	42,70	27,14	93,93	100,00	100,00	100,00	77,30	91,91	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	98,65	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	91,98
	T10	57,82	49,21	87,74	100,00	97,50	100,00	82,05	99,72	100,00	100,00	100,00	91,64	95,82	97,86	100,00	100,00	100,00	100,00	85,88	100,00	97,65	92,52
	10R	54,39	73,66	98,39	100,00	97,75	90,29	85,75	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	95,25
Nitrato	T5	83,14	10,90	-144,38	0,00	-257,85	100,00	-34,70	83,86	-12,00	100,00	15,72	0,00	0,00	31,26	0,00	-2612,60	0,00	31,14	0,00	-93,00	-445,74	-149,73
	5R	-194,45	12,80	-59,89	38,37	59,32	56,47	-14,56	84,61	-29,33	69,65	7,47	-	-	33,10	-	-14008,35	-	-9,66	-	5,03	-4670,99	-1074,46
	T10	-163,11	-166,38	-371,62	3,82	-113,54	100,00	-118,47	81,29	13,33	74,60	100,00	-	-	67,31	-	100,00	-	44,48	-	0,00	48,16	-22,86
	10R	1,12	39,56	-11,09	19,27	11,42	100,00	26,71	81,58	-33,33	65,94	25,39	0,0	0,0	34,90	0,0	-14008,35	0,0	4,96	0,0	13,97	-4663,14	-1053,04
Fósforo total	T5	18,11	-28,78	46,18	9,78	63,75	36,31	24,23	77,71	-22,96	52,66	28,84	39,14	29,43	34,14	-5,89	1,64	-88,26	70,88	25,47	-19,55	-2,62	18,58
	5R	-15,39	-24,90	76,29	49,89	67,58	75,51	38,16	99,38	76,84	82,61	79,56	85,32	89,76	85,58	76,85	72,41	71,85	97,18	97,90	88,50	84,12	69,29
	T10	35,27	-26,55	51,19	44,92	36,79	-23,00	19,77	68,94	69,45	70,78	53,21	9,89	41,74	52,34	5,89	11,49	-52,34	52,85	46,02	-13,03	8,48	26,86
	10R	-24,34	-4,55	76,89	72,80	86,30	67,82	45,82	97,74	55,65	90,24	90,63	82,09	83,36	83,29	83,46	84,24	95,31	80,24	100,00	72,28	85,92	71,68
Ortof.solúvel	T5	1,34	4,43	30,07	14,90	35,07	43,20	21,50	72,33	15,66	20,70	42,78	-23,76	24,50	25,37	20,87	15,41	-32,87	69,35	37,36	-61,63	8,08	18,32
	5R	-18,67	0,84	73,35	84,59	91,75	95,73	54,60	100,01	99,88	100,00	97,78	97,61	94,92	98,37	96,07	95,69	100,00	-260,28	100,00	78,77	35,08	62,68
	T10	21,28	21,16	32,46	9,48	22,59	2,94	18,32	52,59	46,31	56,62	32,35	-29,29	31,19	31,63	16,33	16,43	-46,77	66,08	44,61	-62,81	5,65	18,53
	10R	-2,21	18,28	79,36	81,87	92,04	83,52	58,81	100,00	99,95	100,00	99,57	99,62	97,21	99,39	96,07	95,69	100,00	94,04	100,00	86,52	95,42	84,54
Coliformes Fecais	T5	97,93	96,36	97,49	97,73	91,57	95,46	96,09	93,60	91,98	96,95	98,14	96,51	96,35	95,59	97,25	91,00	96,00	97,78	92,78	98,31	95,52	95,73
	5R	96,79	93,22	96,22	99,41	93,91	99,38	96,49	94,74	99,55	99,39	99,82	99,84	99,71	98,84	99,73	99,84	99,91	99,77	99,95	99,90	99,85	98,39
	T10	97,28	97,47	97,57	99,30	96,21	97,82	97,61	94,32	99,09	98,85	98,72	96,69	99,23	97,82	99,52	99,80	98,40	98,59	96,76	99,70	98,80	98,08
	10R	98,56	97,62	99,34	99,88	99,50	99,44	99,06	99,22	99,94	99,76	99,91	99,94	99,98	99,79	99,96	99,97	99,96	99,95	99,98	99,99	99,97	99,61
Estreptococos Fecais	T5	99,76	93,83	84,75	75,29	86,29	32,87	78,80	92,07	66,09	94,34	86,18	93,06	90,97	87,12	93,39	93,33	96,00	27,08	98,69	91,10	83,27	83,06
	5R	98,91	85,36	88,66	97,24	93,16	92,01	92,56	92,99	95,80	98,99	99,52	99,55	99,40	97,71	99,60	99,75	99,72	98,94	99,98	99,74	99,62	96,63
	T10	99,60	94,33	92,79	91,52	94,71	78,70	91,94	90,01	89,21	96,02	77,64	92,14	98,28	90,55	99,18	97,94	98,40	95,00	99,56	98,56	98,11	93,53
	10R	99,71	89,27	97,51	98,62	99,04	88,29	95,41	97,19	97,38	94,59	99,18	99,18	99,92	97,91	99,97	99,94	99,99	99,66	100,00	99,96	99,92	97,75

$$(*) \% = \left[ \frac{\text{valor no afluente (P2)} - \text{valor no efluente do tanque}}{\text{valor no afluente (P2)}} \right] \cdot 100\%$$

Anexo XIII – Variação percentual (\*) das concentrações médias dos sólidos: totais, totais fixos, totais voláteis, suspensos, suspensos fixos e suspensos voláteis das amostras de água efluentes dos tanques não vegetados (T5 e T10) e dos tanques vegetados (5R e 10R) referentes a água de alimentação do sistema (P2), determinadas no período Janeiro de 2000 a Junho de 2001.

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	Semestre I (2000)							Semestre II (2000)							Semestre III (2001)						Média Total	
		jan	fev	mar	abr	mai	jun	Média I	jul	ago	set	out	nov	dez	Média II	jan	fev	mar	abr	mai	jun		Média III
Sólidos Totais	T5	9,00	77,10	6,71	10,87	12,33	-14,43	16,93	-12,42	13,53	8,00	7,67	-5,54	-53,14	-6,98	-15,06	-1012,68	9,66	58,16	9,35	-31,40	-163,66	-51,24
	5R	13,04	75,86	-4,19	-32,72	-15,50	-104,95	-11,41	7,80	-32,43	-41,30	-76,92	-23,70	-128,43	-49,16	-128,61	-561,19	88,34	-15,60	-124,72	-94,42	-139,37	-66,65
	T10	11,75	76,74	15,73	14,02	25,55	-13,21	21,76	36,54	27,96	22,10	-7,08	-6,60	32,55	17,58	-28,69	-619,35	8,75	-50,52	10,65	-25,60	-117,46	-26,04
	10R	3,46	75,26	-20,64	-24,23	-15,43	-79,63	-10,20	19,44	-28,38	-33,11	-108,55	-85,80	-84,51	-53,49	-244,44	-258,57	86,15	13,00	-134,60	-128,09	-111,09	-58,26
Sól. Tot. Fixos	T5	7,67	13,11	8,26	9,00	7,32	-28,68	2,78	6,89	13,99	8,08	2,50	-4,91	-63,56	-6,17	-13,24	-6,93	55,02	2,00	0,36	-18,44	3,13	-0,09
	5R	7,82	11,61	-2,67	-16,53	-17,04	-122,47	-23,21	6,18	-35,44	-39,74	-75,88	-24,20	-138,06	-51,19	-126,69	-197,02	5,80	-111,01	-140,83	-103,76	-112,25	-62,22
	T10	8,90	8,42	18,38	14,14	20,79	3,93	12,43	38,47	24,52	23,06	-11,52	-3,57	28,00	16,49	-21,47	-12,61	49,31	15,14	-1,92	-12,06	2,73	10,55
	10R	0,60	8,86	-21,66	-25,90	-17,14	-100,31	-25,93	17,26	-24,15	-31,32	-112,35	-37,88	-84,22	-45,44	-172,27	-257,99	-7,56	-106,20	-155,08	-129,48	-138,10	-69,82
Sól. Tot. Voláteis	T5	17,45	97,00	-8,13	25,49	52,06	47,99	38,64	-111,90	10,62	7,00	46,84	-12,15	25,00	-5,77	-30,77	-11901,92	4,16	89,94	55,21	-99,07	-1980,41	-649,18
	5R	46,15	95,85	-18,72	-159,23	-3,31	-28,21	-11,25	16,12	-13,16	-61,00	-84,81	-18,46	-56,25	-36,26	-145,08	-4420,58	98,56	40,72	-42,45	-45,56	-752,40	-266,63
	T10	29,81	97,99	-9,61	13,07	63,24	-88,28	17,70	26,59	50,00	10,00	26,58	-38,32	66,67	23,59	-90,77	-7188,46	3,82	-87,68	74,85	-96,30	-1230,76	-396,49
	10R	21,60	95,91	-10,90	-11,19	-1,91	10,99	17,42	30,65	-55,42	-55,75	-79,75	-587,85	-86,67	-139,13	-865,08	-265,00	97,96	80,45	-30,06	-120,83	-183,76	-101,83
Sólidos Suspensos	T5	62,64	72,63	51,52	88,21	71,13	70,30	69,41	51,92	41,30	64,62	59,09	-400,00	30,23	-25,47	-7,69	50,00	75,86	40,91	45,83	76,27	46,86	30,27
	5R	48,13	66,76	59,02	88,31	-18,30	60,64	50,76	41,83	52,72	63,46	35,68	20,54	31,98	41,04	-50,00	-146,67	83,10	25,00	-36,25	53,39	-11,91	26,63
	T10	64,37	78,77	67,66	78,86	75,26	74,26	73,20	51,92	65,22	76,92	50,00	0,00	55,81	49,98	23,08	-83,33	89,66	45,45	12,50	50,85	23,04	48,74
	10R	55,89	71,65	53,79	88,82	58,51	72,28	66,82	62,02	42,39	58,46	39,77	5,36	30,81	39,80	-88,46	-271,67	89,31	5,45	-12,50	56,78	-36,85	23,26
Sól. Susp. Fixos	T5	63,01	36,17	53,06	93,46	72,58	80,56	66,47	57,69	71,43	70,27	64,29	-841,67	-19,05	-99,51	-300,00	0,00	90,00	11,11	9,09	81,58	-18,04	-17,02
	5R	36,99	47,87	56,12	92,65	73,39	63,89	61,82	42,31	34,52	66,89	47,14	-8,33	2,38	30,82	-415,00	-125,00	92,50	-3,33	-90,91	55,79	-80,99	3,88
	T10	53,42	51,06	61,63	86,93	85,48	81,94	73,41	61,54	52,38	89,19	64,29	-25,00	52,38	49,13	-100,00	0,00	95,00	-11,11	36,36	52,63	12,15	44,90
	10R	52,05	38,30	48,47	92,16	62,90	76,04	61,65	67,31	26,19	75,68	50,00	-29,17	-10,71	29,88	-675,00	-515,00	96,25	-50,00	-63,64	61,84	-190,93	-33,13
Sól. Susp. Voláteis	T5	62,38	85,61	50,00	79,57	68,57	44,83	65,16	46,15	16,00	57,14	50,00	-68,75	77,27	29,64	45,45	75,00	44,44	61,54	76,92	66,67	61,67	52,16
	5R	56,19	73,48	61,85	81,18	-180,71	52,59	24,10	41,35	68,00	58,93	15,62	42,19	60,23	47,72	15,45	-157,50	62,22	44,62	9,23	48,57	3,77	25,19
	T10	72,28	88,64	54,00	65,59	57,14	55,17	65,47	42,31	76,00	60,71	25,00	18,75	59,09	46,98	45,45	-125,00	77,78	84,62	-7,69	47,62	20,46	44,30
	10R	58,66	83,52	59,00	83,33	50,71	62,93	66,36	56,73	56,00	35,71	21,87	31,25	70,45	45,34	18,18	-150,00	73,33	44,62	30,77	47,62	10,75	40,82

$$(*) \% = \left[ \frac{\text{valor no afluente (P2)} - \text{valor no efluente do tanque}}{\text{valor no afluente (P2)}} \right] \cdot 100\%$$

Anexo XIV – Desempenho operacional do sistema com base nas variações dos parâmetros: condutividade elétrica, temperatura, turbidez, pH, bicarbonatos, cloretos, sódio, potássio, cálcio, magnésio e alcalinidade, determinadas semestralmente nos efluentes dos tratamentos vegetados e não vegetados

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	(*) DESEMPENHO SEMESTRAL (%)			TOTAL
		I (JAN A JUN / 00)	II (JUL A DEZ / 00)	III (JAN A JUN / 01)	
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (µS/cm)	T5	5,04	7,67	7,16	7,73
	5R	-13,94	-35,93	-82,65	-41,40
	T10	12,03	12,31	10,87	13,29
	10R	-15,79	-55,92	-105,50	-54,66
TEMPERATURA (°C)	T5	4,74	3,70	3,11	3,89
	5R	4,74	6,42	5,49	5,62
	T10	5,31	3,66	2,33	3,81
	10R	3,05	4,27	2,31	3,88
TURBIDEZ (NTU)	T5	92,36	83,04	89,95	88,64
	5R	88,42	86,60	82,48	85,31
	T10	97,38	86,88	92,04	92,36
	10R	95,06	90,76	89,10	91,79
PH	T5	1,57	-2,56	-3,24	-1,47
	5R	1,92	3,45	2,34	2,54
	T10	-2,07	-3,68	-3,76	-3,04
	10R	0,58	2,62	1,91	1,71
BICARBONATOS (mgHCO <sub>3</sub> /L)	T5	14,02	16,55	8,11	13,95
	5R	-12,74	8,91	-63,89	-24,13
	T10	22,34	23,96	17,57	22,01
	10R	-13,29	0,48	-89,91	-35,58
CLORETOS (mgCl/L)	T5	4,33	12,42	-2,90	4,16
	5R	6,71	-28,92	-194,11	-74,65
	T10	9,25	20,80	-5,94	7,29
	10R	-3,07	-41,86	-220,18	-91,10
SÓDIO (mgNa/L)	T5	-6,28	23,08	-4,82	-3,35
	5R	-17,28	20,78	-164,75	-82,42
	T10	-5,31	32,94	-3,54	-1,55
	10R	-30,86	27,21	-228,15	-117,45
POTÁSSIO (mgK/L)	T5	-0,21	18,99	5,16	3,74
	5R	36,58	45,97	-0,35	20,26
	T10	-2,42	27,50	2,43	2,12
	10R	10,24	57,35	-6,97	5,92
CÁLCIO (mgCa <sup>2+</sup> /L)	T5	9,26	3,73	-5,10	2,57
	5R	-2,20	-9,19	-96,08	-37,39
	T10	13,14	9,43	-1,09	7,03
	10R	-1,60	-10,82	-114,08	-44,01
MAGNÉSIO (mgMg <sup>2+</sup> /L)	T5	-17,49	20,04	-5,00	-2,04
	5R	-73,27	9,38	-102,67	-59,34
	T10	-15,11	21,25	-9,29	-2,36
	10R	-67,47	15,13	-141,22	-69,21
ALCALINIDADE (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	T5	7,22	12,53	5,69	8,48
	5R	-17,35	-17,94	-66,78	-34,02
	T10	19,18	24,03	15,53	19,58
	10R	-16,11	-29,60	-92,40	-46,04

$$(*) \text{ Desempenho} = \left[ \frac{\text{resultado no afluente} - \text{resultado no efluente}}{\text{resultado no afluente}} \right] \cdot 100\%$$

Anexo XV – Desempenho operacional do sistema com base nas variações dos parâmetros: dureza, OD, DBO, DQO, amônia, nitrato, fósforo total, ortofosfatos solúveis, ST, STF e STV determinadas semestralmente nos efluentes dos tratamentos vegetados e não vegetados

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	(*) DESEMPENHO SEMESTRAL (%)			TOTAL
		I (JAN A JUN / 00)	II (JUL A DEZ / 00)	III (JAN A JUN / 01)	
DUREZA (mgCaCO <sub>3</sub> /L)	T5	11,39	5,23	-9,05	2,36
	5R	-19,18	-39,19	-92,47	-50,93
	T10	17,68	34,52	-5,48	14,46
	10R	-10,58	-52,99	-111,46	-58,66
OD (mgO <sub>2</sub> /L)	T5	0,00	0,00	0,00	0,00
	5R	0,00	0,00	0,00	0,00
	T10	0,00	0,00	0,00	0,00
	10R	0,00	0,00	0,00	0,00
DBO (mgO <sub>2</sub> /L)	T5	75,75	75,06	77,01	75,94
	5R	77,90	83,56	82,80	81,42
	T10	85,24	81,67	77,03	81,31
	10R	84,58	95,16	88,27	86,00
DQO <sub>5</sub> (mgO <sub>2</sub> /L)	T5	56,75	-15,36	66,02	34,02
	5R	56,64	5,17	6,63	23,41
	T10	64,76	-15,18	48,00	31,61
	10R	57,05	-31,98	2,26	9,51
AMÔNIA (mgN-NH <sub>3</sub> <sup>+</sup> /L)	T5	50,19	74,40	82,36	68,98
	5R	77,30	98,65	100,00	91,98
	T10	82,05	97,86	97,65	92,52
	10R	85,75	100,00	100,00	95,25
NITRATO (mgN-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> /L)	T5	-34,70	31,26	-445,74	-149,73
	5R	-14,56	33,10	-4670,99	-1074,46
	T10	-118,47	67,31	48,16	-22,86
	10R	26,71	34,90	-4663,14	-1053,04
FÓSFORO TOTAL (mgP/L)	T5	24,23	34,14	-2,62	18,58
	5R	38,16	85,58	84,12	69,29
	T10	19,77	52,34	8,48	26,86
	10R	45,82	83,29	85,92	71,68
ORTOFOSFATOS SOLÚVEIS (mgP-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> /L)	T5	21,50	25,37	8,08	18,32
	5R	54,60	98,37	35,08	62,68
	T10	18,32	31,63	5,65	18,53
	10R	58,81	99,39	95,42	84,54
ST (mg/L)	T5	16,93	-6,98	-163,66	-51,24
	5R	-11,41	-49,16	-139,37	-66,65
	T10	21,76	17,58	-117,46	-26,04
	10R	-10,20	-53,49	-111,09	-58,26
STF (mg/L)	T5	2,78	-6,17	3,13	-0,09
	5R	-23,21	-51,19	-112,25	-62,22
	T10	12,43	16,49	2,73	10,55
	10R	-25,93	-45,44	-138,10	-69,82
STV (mg/L)	T5	38,64	-5,77	-1980,41	-649,18
	5R	-11,25	-36,26	-752,40	-266,63
	T10	17,70	23,59	-1230,76	-396,49
	10R	17,42	-139,13	-183,76	-101,83

$$(*) \text{ Desempenho} = \left[ \frac{\text{resultado no afluente} - \text{resultado no efluente}}{\text{resultado no afluente}} \right] \cdot 100\%$$

Anexo XVI – Desempenho operacional do sistema com base nas variações dos parâmetros: SS, SSF, SSV, CF e EF determinadas semestralmente nos efluentes dos tratamentos vegetados e não vegetados

PARÂMETROS	TRATAMENTOS	(*) DESEMPENHO SEMESTRAL (%)			TOTAL
		I (JAN A JUN / 00)	II (JUL A DEZ / 00)	III (JAN A JUN / 01)	
SS (mg/L)	T5	69,41	-25,47	46,86	30,27
	5R	50,76	41,04	-11,91	26,63
	T10	73,20	49,98	23,04	48,74
	10R	66,82	39,80	-36,85	23,26
SSF (mg/L)	T5	66,47	-99,51	-18,04	-17,02
	5R	61,82	30,82	-80,99	3,88
	T10	73,41	49,13	12,15	44,90
	10R	61,65	29,88	-190,93	-33,13
SSV (mg/L)	T5	65,16	29,64	61,67	52,16
	5R	24,10	47,72	3,77	25,19
	T10	65,47	46,98	20,46	44,30
	10R	88,36	45,34	10,75	40,82
CF UFC/100ml	T5	98,09	95,69	95,52	95,72
	5R	96,49	98,84	99,85	98,39
	T10	97,61	97,82	98,80	98,08
	10R	99,06	99,79	99,97	99,61
EF UFC/100ml	T5	78,80	87,12	83,27	83,06
	5R	92,56	97,71	99,62	96,63
	T10	91,94	90,55	98,11	93,53
	10R	95,41	97,91	99,92	97,75

$$(*) \text{ Desempenho} = \left[ \frac{\text{resultado no afluentes} - \text{resultado no efluente}}{\text{resultado no afluentes}} \right] \cdot 100\%$$