

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**REÚSO DE ÁGUA EM PISCICULTURA
NO DISTRITO FEDERAL: POTENCIAL PARA
PÓS-TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS
ASSOCIADO À PRODUÇÃO DE PESCADO**

MAURO ROBERTO FELIZATTO

**ORIENTADORES: MARCO ANTONIO ALMEIDA DE SOUZA
RICARDO SILVEIRA BERNARDES**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM
TECNOLOGIA AMBIENTAL E RECURSOS HÍDRICOS**

PUBLICAÇÃO: MTARH.DM – 029A/2000

BRASÍLIA / DF: DEZEMBRO - 2000

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL

**REÚSO DE ÁGUA EM PISCICULTURA
NO DISTRITO FEDERAL: POTENCIAL PARA
PÓS-TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS
ASSOCIADO À PRODUÇÃO DE PESCADO**

MAURO ROBERTO FELIZATTO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO SUBMETIDA AO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA CIVIL E AMBIENTAL DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE.

APROVADA POR:

Prof. Marco Antonio Almeida de Souza, PhD (ENC - UnB)
(ORIENTADOR)

Prof. Oscar de Moraes Cordeiro Netto, Doutor (ENC - UnB)
(EXAMINADOR INTERNO)

Prof.^a Beatriz Susana Ovruski Ceballos, Doutora (DEC - UFPb)
(EXAMINADORA EXTERNO)

DATA: BRASÍLIA / DF, 28 DE DEZEMBRO DE 2000.

FICHA CATALOGRÁFICA

FELIZATTO, MAURO ROBERTO

Reúso de Água em Piscicultura no Distrito Federal: Potencial para pós-tratamento de águas residuárias associado à produção de pescado.[Distrito Federal] 2000.

xxiii, 186 p., 210 x 297 mm (ENC/FT/UnB, M.Sc., Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2000).

Dissertação de Mestrado – Universidade de Brasília. Faculdade de Tecnologia. Departamento de Engenharia Civil e Ambiental.

- | | |
|-------------------|----------------------|
| 1. Reúso de águas | 2. Águas residuárias |
| 3. Piscicultura | 4. Potencialidade |
| I. ENC/FT/UnB | II. Título (série) |

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

FELIZATTO, M. R. (2000).Reúso de água em Piscicultura no Distrito Federal: Potencial para pós-tratamento de águas residuárias associado à produção de pescado. [Distrito Federal] 2000. Dissertação de Mestrado, Publicação MTARH.DM-029A/2000, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 175p.

CESSÃO DE DIREITOS

NOME DO AUTOR: Mauro Roberto Felizatto

TÍTULO DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO: Reúso de Água em Piscicultura no Distrito Federal: Potencial para pós-tratamento de águas residuárias associado à produção de pescado

GRAU / ANO: Mestre / 2000

É concedida à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem a autorização por escrito do autor.

Mauro Roberto Felizatto
Caixa Postal 10.581
CEP 71620-980 - Brasília - DF- BRASIL
E-mail: felizatto@uol.com.br

À Neide, Isabela, Maíra, Marianna e Ana Beatriz

AGRADECIMENTOS

A Deus, por tudo.

Ao Professor Marco Antonio Almeida de Souza, pela orientação e acompanhamento durante o desenvolvimento deste trabalho.

Ao Professor Oscar de Moraes Cordeiro Netto, pela sua atenção e compreensão.

Aos demais Professores do MTARH, em particular, ao Professores Sérgio Koide, Ricardo Silveira e a Professora Cristina Brandão.

À Companhia de Saneamento do Distrito Federal – CAESB, pela oportunidade consentida.

A todos os profissionais da CAESB, em especial Antônio Carlos Teixeira Pinto, Fernando Starling, João A. Bernaud Burnett, Klaus Dieter Neder, Marcelo Antônio Teixeira Pinto, Justino Bernardino do Nascimento Filho, Luís Antônio Harada, Edson da Silva Soares, Analta de Barros, Antônio Jorge de Barros e a Susana Pereira Campos.

A todos os profissionais da ETE Samambaia, que diretamente estiveram envolvidos com esse trabalho, em especial a Adilson do Nascimento, Ademar Lustosa, Francisco das Chagas Andrade, Flávio Alberto, Gilmar Pereira de Souza, Jacinto Neri Carvalho, Jorge Luiz Silva, Lindomar Vitorino de Melo, Luciano Teixeira Guimarães, Luís Ricarte de Almeida, Manoel Antônio Celestino, Márcio Montalvão, Odimar da Silva Ramalho, Pedro Bezerra da Costa, Moab de Jesus Leite, Susan Ramos Sousa, Edson José Carvalho e Francinildo da Silva Souza.

A todos os colegas do Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, pelo carinho, incentivo e apoio durante a realização deste trabalho, em especial a Jörgen Michel, Jamaci, Waldemir, Ilma, Rogério, Kenia e a Maria do Carmo.

Ao Professor Pedro Alem Sobrinho pelo auxílio na busca e envio de literatura referente a reúso na biblioteca da EPUSP/USP (São Paulo - SP).

A Senhora Brigitte Hauser da EAWAG (Instituto Federal Suíço para Tecnologia e Ciência Ambiental) pelo envio de material concernente ao aspecto sanitário do reúso direto.

Ao Senhor Ghulam Chowdry, que durante duas semanas perdeu seu horário de almoço copiando de microfímes material bibliográfico do escritório da EPA em Nova Iorque.

RESUMO

O presente trabalho procurou avaliar o potencial do reúso de água em piscicultura, como pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização em série associado à produção de pescado.

O procedimento experimental incluiu a construção de uma unidade piloto contando com dois tanques operando em paralelo, sendo um cultivado com peixes e outro para controle. Neste trabalho foi explorado o policultivo de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) consorciadas com carpas prateadas (*Hipophthalmichthys molitrix*). O crescimento dos peixes foi avaliado pela biometria mensal de amostras, e ao final do experimento foi verificada a condição higiênico-sanitária (Coliformes fecais, Salmonelas e *Staphylococcus aureus*) dos exemplares cultivados durante os quatro meses do experimento. A taxa de sobrevivência dos peixes foi determinada através da contagem inicial e final de exemplares.

A eficiência do processo como pós-tratamento de efluentes de lagoas de estabilização em série foi avaliada pelas determinações de pH, alcalinidade, DQO total e filtrada, DBO, NTK total e filtrado, nitrogênio amoniacal, nitrogênio nitrificado, fósforo total e filtrado, ortofosfato, clorofila-a, sólido suspensos totais (SST), coliformes fecais e totais, nas amostras de afluente e efluente de ambos tanques (piscícola e controle).

Foi verificada a total mortandade das carpas prateadas já no primeiro mês do ensaio, ao passo que as tilápias do Nilo, embora também sofrendo perda de exemplares ao longo do experimento, apresentaram um índice de 13% de sobrevivência. A justificativa para tal fato foi o elevado teor de amônio presente na amostra bruta (valor mediano igual a 8,11 mg/l). Entretanto, foi observada uma taxa de crescimento relativa de 1,21% (diária) para as tilápias remanescentes, as quais, mediante análises microbiológicas foram consideradas aptas ao consumo humano.

Quanto ao aspecto específico de tratamento de efluentes utilizando peixes, foram obtidas remoções de 15% para SST e 12% para Clorofila-a. Não foi observada qualquer remoção de matéria orgânica, nutrientes e coliformes.

ABSTRACT

This work intended to evaluate the direct reuse of wastewater in aquaculture, both as a post-treatment process to stabilization ponds effluents and food production.

The experimental procedure comprised the building of a pilot plant with two parallel operating tanks, one of them reared with fishes and the other one acting as a control unity. Two species were selected, Nile tilapias (*Oreochromis niloticus*) and silver carps (*Hypophthalmichthys molitrix*) and its growth was evaluated by biometry. The sanitary condition of the reared fishes, at the end of the four month experiment, was evaluated by measuring fecal coliforms, *Salmonellas sp.* and *Staphylococcus aureus*. The survival rate of fishes was also determined.

The process efficiency, as a post-treatment unity, was assessed by measuring pH, alkalinity, COD, BOD, TKN, ammonium, nitrate, total phosphorus, orthophosphate, chlorophyll-a, total suspended solids (TSS), total and fecal coliforms, for raw and treated samples.

In the first month of the experiment it was observed that all silver carps died, due to high ammonium concentration in the raw samples (median value of 8,11 mg/l), while the Nile tilapias, though also suffering some losses during the whole experiment, had a 13% survival rate. The remaining tilapias had a 1.21% daily relative growth rate, and were considered suitable for human consumption.

As a post-treatment unity, the tank reared with fishes obtained removal rates of 15% for TSS and 12% for chlorophyll-a, while no removals of organic matter, nutrients and total and fecal coliforms were observed.

ÍNDICE

1- INTRODUÇÃO.....	1
2- OBJETIVOS.....	7
2.1- OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	7
2.2- OBJETIVOS COMPORTAMENTAIS.....	7
3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	8
3.1- REÚSO DE ÁGUA.....	8
3.1.1- Antecedentes	8
3.1.2- Definições e Conceitos	10
3.1.3- Evolução do Reúso da Água.....	12
3.2- PADRÕES DE QUALIDADE PARA O REÚSO DE ÁGUA.....	16
3.2.1- Considerações Iniciais	16
3.2.2- Aspectos envolvidos	17
3.2.3- Critérios de qualidade	17
3.2.3.1- Padrões e orientações da OMS.....	18
3.2.3.2- Padrões e recomendações Norte-americanas	19
3.3- PISCICULTURA CONVENCIONAL	24
3.3.1- Sistemas de produção em piscicultura.....	24
3.3.1.1- Viveiros adubados	25
3.3.1.2- Viveiros adubados e com alimento suplementar.....	25
3.3.1.3- Viveiros com baixa renovação de água e ração completa	25
3.3.1.4- Viveiros com baixa renovação de água, ração completa e aerados	25
3.3.1.5- Viveiros com renovação de água e aeração	25
3.3.1.6- <i>Raceways</i>	26
3.3.1.7- Sistemas de reciculação.....	26
3.3.1.8- Tanques-rede	26
3.4 - REÚSO DE ÁGUA EM PISCICULTURA	27
3.4.1- Histórico	27
3.4.2- Estratégias de reúso para produção de alimento.....	30
3.4.3- Classificação do Reúso Direto em Piscicultura.....	33
3.4.3.1- Reúso direto de Águas Negras ou Excretas.....	33
3.4.3.2- Reúso direto de Águas Residuárias com Tratamento Parcial	35
3.4.3.3- Reúso direto de Águas Residuárias completamente tratadas.....	40
3.5 - POLICULTIVO	63

3.6 - PEIXES E EFEITO NA QUALIDADE DA ÁGUA	65
3.7 - ESPÉCIES UTILIZADAS.....	68
3.7.1- Tilápia do Nilo	68
3.7.2- Carpa Prateada	72
3.8 - QUALIDADE SANITÁRIA DE PEIXES CULTIVADOS EM REÚSO DIRETO	74
4- METODOLOGIA	77
4.1- ETE SAMAMBAIA	77
4.1.1- Reator anaeróbio/Lagoa facultativa.....	77
4.1.2- Lagoa de alta taxa	79
4.1.3- Lagoa de maturação.....	79
4.1.4- Monitoramento e resultados	80
4.2- CONSTRUÇÃO DA UNIDADE PILOTO	82
4.2.1- Rede Hidráulica	83
4.2.2- Tanque 1 e 2.....	87
4.2.3- Canal/Distribuição de vazão	87
4.2.4- Saída tipo Monge.....	89
4.2.5- Cerca	92
4.2.6- Impermeabilização dos Tanques.....	93
4.2.7- Proteção da borda livre dos Tanques.....	94
4.2.8- Prédio de Apoio (Mini-laboratório)	96
4.3- DESCRIÇÃO DA UNIDADE PILOTO DA SAMAMBAIA	96
4.3.1- Vertedouro e Vazão.....	96
4.3.2- Volume dos Tanques.....	99
4.4- DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO EXPERIMENTAL	100
4.4.1- Atividades Preliminares	100
4.4.2- Rotina experimental.....	101
4.4.2.1- Controle dos peixes cultivados	102
4.4.2.2- Controle dos Tanques	103
4.4.3- Métodos de análise empregados.....	105
5- RESULTADOS	107
5.1- PRE-TESTES.....	107
5.2- EXPERIMENTO	108
5.2.1- Controle Operacional dos Tanques	109
5.2.1.1- Transparência.....	109
5.2.1.2- Condutividade Elétrica.....	109

5.2.1.3- Temperatura	112
5.2.1.4- pH	114
5.2.1.5- Oxigênio Dissolvido	117
5.2.2- Qualidade da Água	120
5.2.2.1- Alcalinidade e pH.....	124
5.2.2.2- Matéria Orgânica	127
5.2.2.3- Nitrogênio	131
5.2.2.4- Fósforo.....	134
5.2.2.5- Clorofila -a e Sólido em Suspensão Totais.....	141
5.2.2.6- Coliformes Totais e Fecais	144
5.2.3- Parâmetros Piscicultura.....	147
5.2.3.1- Sobrevivência	147
5.2.3.2- Crescimento.....	151
5.2.3.3- Qualidade Sanitária	157
6- CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....	159
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	161
APÊNDICES	169

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1.1 - Coliformes fecais em rios analisados pelo Sistema Mundial de Vigilância do Meio Ambiente.....	02
Tabela 1.2 - Qualidade da água em locais selecionados no Brasil	04
Tabela 1.3 - Eliminação prevista de microorganismos por vários processos de tratamento	05
Tabela 3.1 - Categorias de Reúso de Esgotos Domésticos e Obstáculos Potencial	09
Tabela 3.2 - Qualidade Microbiológica recomendada para reúso na agricultura ^a	19
Tabela 3.3 - Critérios ^a para Tratamento e reúso de água no estado da Califórnia (1994)	21
Tabela 3.4 - Critérios ^a para Qualidade e Tratamento para uso não potável de Águas recuperadas do estado da Florida - Florida Department of Environmental Protection (1995)	22
Tabela 3.5 - Critérios para tratamento e reúso de água da Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA 1992)	23
Tabela 3.6 - Características físico-químicas e bacteriológica do efluente terciário usado direto em piscicultura e tempos de detenção hidráulico dos tanques piscícola durante a segunda fase das pesquisas do CEPIS	43
Tabela 3.7 - Resultados da produção piscícola alcançados durante a segunda fase das pesquisas do CEPIS.....	44
Tabela 3.8 -Qualidade sanitária dos peixes cultivados segundo a classificação propostas por Buras <i>et al.</i> (1987). Os valores são apresentados em %	45
Tabela 3.9 - Características físico-químicas e bacteriológicas das diversas fases da Estação de Tratamento de Águas Residuárias de Quail Creek - Monitoramento com frequência semanal (6 de Junho - 3 de Outubro de 1973).....	48
Tabela 3.10 - Dados físico-químicos e bacteriológico dos efluentes das Lagoas 3A (com peixes) e 3B (sem peixes) e alguns aspectos relevantes do primeiro experimento da ETE Benton - Arkansas (Agosto de 1975 a Agosto de 1976)	50
Tabela 3.11 - Características físico-químicas (valores médios) das diversas fases do segundo experimento da ETE Benton - Monitoramento com frequência semanal (Dezembro - 1978 a Julho - 1979).....	51
Tabela 3.12 - Características físico-químicas e bacteriológico (valores médios) das diversas fases do experimento Centro Nacional de Pesquisas do Egito.....	53
Tabela 3.13 - Características físico-químicas (valores médios) das diversas fases do experimento da Estação de Demonstração de Suez	54
Tabela 3.14 - Características bacteriológicas (valores médios) das diversas fases do experimento da Estação de Demonstração de Suez	54
Tabela 3.15 - Características físico-químicas (valores médios) das diversas fases do experimento do CRHEA/USP - (amostragem quinzenal de 06/82 a 07/83).....	57

Tabela 3.16 - Características físico-químicas (valores médios) das diversas fases do experimento do CRHEA/USP (amostragem três vezes por semana de 06/82 a 07/83)	57
Tabela 3.17 - Características do peixamento dos experimentos de reúso direto em piscicultura da Citrosuco Paulista (período de cultivo 5 meses - Safras de 1990 e de 1991).....	59
Tabela 3.18 - Características do peixamento dos experimentos do reúso direto em piscicultura na Citrosuco Paulista - Detalhamento das Policulturas (período de cultivo 5 meses - Safras de 1990 a 1991)	60
Tabela 3.19 - Valores médios dos parâmetros analisados para o experimento da ETE SIDI - (monitoramento de agosto/97 a maio/98)	
Tabela 3.20 - Resultado do recenseamento nas lagoas de maturação (LMS eLMT) para o experimento da ETE SIDI - (monitoramento de agosto/97 a maio/09).....	63
Tabela 3.21- Critério preliminar de qualidade microbiológica para reúso em aquicultura	76
Tabela 4.1 - Resultados Operacionais da ETE Samambaia Setembro/1996-Setembro/2000	81
Tabela 4.2 - Resultados da calibração do vertedouro sem contração utilizado no experimento na UDPS.....	97
Tabela 4.3 - Avaliação do Tempo de detenção hidráulico (θ_H) por diferentes critérios.....	98
Tabela 4.4 - Planilha para cálculo do volume do Tanque 1 (altura da lâmina d'água 1,50m)	99
Tabela 4.5 - Planilha para cálculo do volume do Tanque 2 (altura da lâmina d'água 1,45m).....	100
Tabela 4.6 - Características no cultivo de peixes no Tanque 1 - Unidade Piloto.....	102
Tabela 4.7 - Parâmetros de controle operacional medidos, metodologias e equipamentos empregados.....	106
Tabela 5.1 - Resultados da Transparência medida pelo Disco de Secchi - valores mediano, máximo e mínimo em centímetros - ensaio de 29/07 a 29/10	109
Tabela 5.2 - Dados físico-químicos descritivos Parâmetros - Alcalinidade e pH.....	125
Tabela 5.3 - Curtose e Assimetria Parâmetros - Alcalinidade e pH.....	126
Tabela 5.4 - Resultado do Teste t de Student Parâmetros - Alcalinidade e pH.....	126
Tabela 5.5 - Dados físico-químicos descritivos Parâmetros (mg/l) - DBO ₅ , DQO e DQO filtrada.....	129
Tabela 5.6 - Curtose e Assimetria Parâmetros - DBO ₅ , DQO e DQOf.....	130
Tabela 5.7 - Resultado do Teste t de Student Parâmetros - DBO ₅ DQO filtrada	130
Tabela 5.8 - Resultado do Teste Mann-Whitney Parâmetro - DQO.....	130

Tabela 5.9 - Dados físico-químicos descritivos Parâmetros (mg/l) - NH ₄ , NO _x , NTK total e filtrado.....	132
Tabela 5.10 - Curtose e Assimetria Parâmetros - NH ₄ , NO _x NTK total e filtrado.....	133
Tabela 5.11 - Resultado do Teste t de Student Parâmetros - NH ₄ , NO _x , NTK total e filtrado.....	135
Tabela 5.12 - Dados físicos-químicos descritivos Parâmetros (mg/l) - Pt, Pt filtrado e PO ₄ ⁻³	137
Tabela 5.13 - Curtose e Assimetria Parâmetros - Pt, Pt filtrado e PO ₄ ⁻³	138
Tabela 5.14 - Resultado do Teste t de Student Parâmetros - Pt total.....	140
Tabela 5.16 - Dados físico-químicos descritivos Parâmetros - Clorofila-a (µg/l) e SST (mg/l).....	141
Tabela 5.17 - Curtose e Assimetria Parâmetros - Clorofila-a e SST.....	143
Tabela 5.18 - Resultado do Teste t de Student Parâmetros - Clorofia-a e SST.....	143
Tabela 5.19 - Dados microbiológicos descritivos Parâmetro (NMP/100 ml) - Coliformes Total e Fecal.....	145
Tabela 5.20 - Curtose e Assimetria Parâmetro - Coliformes Total e Fecal.....	146
Tabela 5.21 - Resultado do Teste Mann-Whitney Parâmetros - Coliformes Fecais e Totais.....	147
Tabela 5.22 - Composição média em termos de proteína bruta, extrato etéreo, matéria mineral e energia do alimento natural dos peixes em viveiros adubados.....	152
Tabela 5.23 - Evolução da Biometria dos peixes (peso em g).....	153
Tabela 5.24 - Evolução da Biometria dos peixes (comprimento em cm).....	153
Tabela 5.25 - Dados físico-químicos e bacteriológicos da Depuração.....	157
Tabela 5.26 - Resultados análises microbiológicos dos peixes cultivados (antes da depuração).....	158
Tabela 5.27 - Resultados análises microbiológicos dos peixes cultivados (depois da depuração).....	158
Tabela A.1 - Dados biométricos dos peixes, espécie Tilápia do Nilo, no início do experimento.....	169
Tabela A.2 - Dados biométricos para Tilápia do Nilo após primeiro mês cultivo.....	175
Tabela A.3 - Dados biométricos para Tilápia do Nilo após segundo mês de cultivo.....	177
Tabela A.4 - Dados biométricos para Tilápia do Nilo após terceiro mês de cultivo.....	178
Tabela A.5 - Dados biométricos da Tilápia do Nilo no final do experimento (4 meses).....	179

Tabela A.6 - Dados biométricos dos peixes, espécie Carpa Prateada , no início do experimento.....	180
Tabela A.7 - Resultados físico-químicos das amostras afluentes e efluentes do Tanque 1 e 2 do Experimento.....	181

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 3.1 – Fluxograma de Tratamento e Reúso de Águas Residuárias	14
Figura 3.2 – Eventos Marcantes na Evolução da Recuperação, Reciclagem e Reúso de Águas Residuárias.....	15
Figura 3.3 – Estratégias de reúso de águas residuárias em aquicultura	32
Figura 3.4 – Cadeia Alimentar simplificada para o reúso em piscicultura.....	41
Figura 3.5 – Representação esquemática das relações sinérgicas entre peixes e o ambiente aquático (carpa prateada e tilápia do Nilo) - as linhas pontilhadas são trocas químicas e as cheias são rotas de nutrição.	69
Figura 3.6 - Tilápia do Nilo (<i>Oreochromis niloticus</i>)	70
Figura 3.7 - Carpa prateada (<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>)	72
Figura 4.1 - Esboço esquemático do funcionamento da ETE Samambaia (um módulo).....	78
Figura 4.2 - Fotografia Panorâmica da Unidade Piloto de Samambaia (parte da lagoa de polimento fina de módulo II da ETE pode ser vista ao lado direito).....	82
Figura 4.3 - Croqui vista em planta da Unidade Piloto.....	84
Figura 4.4 - Croqui da instalação hidráulica dos tanques da ETE Samambaia (vista lateral em corte).....	85
Figura 4.5 - Croqui da instalação hidráulica dos tanques da ETE Samambaia (vista em planta).....	86
Figura 4.6 - Tomada d'água do efluente da Lagoa de Maturação do Módulo 2 da ETE Samambaia.....	83
Figura 4.7 - Tanques Piscícola (Fase de acabamento de terraplanagem) tanque 1 em primeiro plano e ao fundo o 2	88
Figura 4.8 - Canal/Distribuição e tubulação afluyente aos tanques (fase de acabamento reboco).....	89
Figura 4.9 - Croqui da drenagem tipo "monge" dos tanques da ETE Samambaia (vista em corte).....	91
Figura 4.10 - Saída tipo Monge (visto por cima)	90
Figura 4.11 - Início do cercado da Unidade Piloto	92
Figura 4.12 - Impermeabilização do Tanque 2 - fase final de fixação da lona na borda do talude - (no canto esquerdo inferior - detalhe do formigueiro principal)	94
Figura 4.13 - Proteção da borda livre exposta ao sol por concreto armado. No detalhe 1. barco inflável aportado no Monge e 2. no canto superior direito o resultado do ataque do sol à lona plástica	95
Figura 5.1 - Controle Operacional dos Tanques - Condutividade horária (mês agosto).....	110

Figura 5. 2 - Controle Operacional dos Tanques - Condutividade horária (mês setembro)	111
Figura 5. 3 - Controle Operacional dos Tanques Condutividade horária (mês outubro).....	111
Figura 5. 4 - Controle Operacional dos Tanques - Temperatura horária (mês agosto)	112
Figura 5. 5 - Controle Operacional dos Tanques - Temperatura horária (mês setembro) ...	113
Figura 5. 6 - Controle Operacional dos Tanques - Temperatura horária (mês outubro).....	113
Figura 5. 7 - Controle Operacional dos Tanques - pH horário (mês agosto)	115
Figura 5. 8 - Controle Operacional dos Tanques - pH horário (mês setembro)	116
Figura 5. 9 - Controle Operacional dos Tanques - pH horário (mês outubro).....	116
Figura 5. 10 - Controle Operacional dos Tanques - OD horário (mês agosto)	118
Figura 5. 11 - Controle Operacional dos Tanques - OD horário (mês setembro)	119
Figura 5. 12 - Controle Operacional dos Tanques - OD horário (mês outubro).....	119
Figura 5. 13 - Fluxograma para análise estatísticas dos dados do experimento	121
Figura 5. 14 - Gráfico Box-plot - Alcalinidade.....	125
Figura 5. 15 - Gráfico Box-plot - pH	126
Figura 5. 16 - Gráfico Box-plot - DBO ₅	128
Figura 5. 17 - Gráfico Box-plot - DQO.....	128
Figura 5. 18 - Gráfico Box-plot - DQO filtrada	129
Figura 5. 19 - Gráfico Box-plot - Nitrogênio Amoniacal.....	133
Figura 5. 20 - Gráfico Box-plot - Nitrogênio nitrificado	134
Figura 5. 21 - Gráfico Box-plot - NTK.....	134
Figura 5. 22 - Gráfico Box-plot - NTK filtrada	135
Figura 5. 23 - Gráfico Box-plot - PO ₄ ⁻³	138
Figura 5. 24 - Gráfico Box-plot - Pt total.....	139
Figura 5. 25 - Gráfico Box-plot - Pt filtrada.....	139
Figura 5. 26 - Gráfico Box-plot - Clorofila-a.....	142
Figura 5. 27 - Gráfico Box-plot - SST	142
Figura 5.28 - Gráfico Box-plot - Coliformes Fecais	145

Figura 5. 29 - Gáfico Box-plot - Coliformes Totais	146
Figura 5. 30 - Variação da Concentração Amoniacal Amostras de superfície - Tanque 1 (com peixes) e 2 (controle)	149
Figura 5. 31 - Evolução das Mortes de carpas prateada (diária e acumulado).....	150
Figura 5. 32 - Evolução das Mortes de tilápias do Nilo (diária e acumulado)	150
Figura 5. 33 - Gráfico Box-plot - Biometria dos peixes (peso)	153
Figura 5. 34 - Gáfico Box-plot - Biometria dos peixes (comprimento).....	154
Figura 5. 35 - Curvas de crescimento (peso e comprimento) para <i>Oreochromis niloticus</i> ..	154
Figura 5. 36 - Gráfico relação peso total (Wt)/ comprimento total (Lt) para tilápia do Nilo do experimento	156

LISTA DE SÍMBOLOS, NOMENCLATURA E ABREVIações

aC.....	antes de Cristo
ABL.....	Academia Brasileira de Letras
ALC.....	Alcalinidade
APHA.....	American Public Health Association
AWWA.....	American Water Works Association
CAERN.....	Companhia de Água e Esgotos do Rio Grande do Norte
CAESB.....	Companhia de Saneamento do Distrito Federal
CAG.....	Carvão Ativado Granulado
CAP.....	Carvão Ativado em Pó
CEPIS.....	Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente
CF.....	Coliformes fecais
CT.....	Coliformes totais
CFT.....	Coliformes fecais totais
CONAMA.....	Conselho Nacional de Meio Ambiente
CRHEA.....	Centro de Recursos Hídricos e Ecología Aplicada
CWD.....	California Water Code
d.....	Dia
dC.....	Depois de Cristo

DBO ₅	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DBOf.....	Demanda Bioquímica de Oxigênio filtrada
DQO.....	Demanda Química de Oxigênio
EUA.....	Estados Unidos da América
EEC.....	European Communities Commission Directive
EPA.....	Environmental Protection Agency
ETA.....	Estação de Tratamento de Água
ETE.....	Estação de Tratamento de Esgotos
FAO.....	Food and Agriculture Organization
GTZ.....	Deutsche Gesellschaft Technische Zusammenarbeit
ha.....	Hectare
INMET.....	Instituto Nacional de Meteorologia
IRCWD.....	International Reference Centre for Waste Disposal
KCl.....	Cloreto de Potássio
kg.....	Quilo
LMP.....	Lagoa de Maturação Primária
LMS.....	Lagoa de Maturação Secundária
LMT.....	Lagoa de Maturação Terciária
MG.....	Minas Gerais

Mg.....Magnésio

MTARH.....Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos

NMP.....Número Mais Provável

NTK.....Nitrogênio Total de Kjedhal

OD.....Oxigênio Dissolvido

OMS.....Organização Mundial da Saúde

OPAS.....Organização Panamericana da Saúde

PCB.....Bifenil Policlorados

PE.....População Equivalente

pH.....Potencial Hidrogeniônico

PNUD.....Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento

PO₄.....Ortofosfato

PO₄⁻³.....Ortofosfato

Pt.....Fósforo Total

PVC.....Cloreto de Polivinila

R.U.....Reino Unido

RJ.....Rio de Janeiro

RS.....Rio Grande do Sul

SDT.....Sólidos Dissolvidos Totais

SENAPA.....Servicio Nacional de Agua Potable y Alcantarillado

SIDI.....Sistema de Tratamento de Esgoto do Distrito Industrial

SNVS.....Secretária Nacional de Vigilância Sanitária

SP.....São Paulo

SST.....Sólido em Suspensão Totais

SSV.....Sólido em Suspensão Voláteis

TCL.....Taxa de Crescimento Linear

TGR.....Taxa de Crescimento Relativo

UDPS.....Unidade Demonstrativa Piloto de Samambaia

UFC.....Unidade Formadora de Colônia

UNT.....Unidades Nefelométrica de Turbidez

UnB.....Universidade de Brasília

UPS.....Unidade Piloto de Samambaia

USAID.....United Nations Development Programme

USEPA.....United States Environmental Protection Agency

WPCF.....Water Pollution Control Federation

1- INTRODUÇÃO

Na América Latina, as vantagens que deveriam ser oferecidas pelos centros urbanos relacionadas com as possibilidades de acesso aos bens, serviços e comodidades, são em muitos casos anuladas pela velocidade do processo de urbanização. As elevadas taxas de crescimento das cidades quase sempre contribuem para a degeneração ambiental e agravamento da qualidade de vida, pois a oferta dos serviços urbanos não é capaz de acompanhar o aumento da demanda. Na América Latina, cerca de 80% da população reside em área urbana (OPAS/OMS, 1998), na maioria das vezes habitando as zonas marginais dessas cidades e em condição de total pobreza e sem nenhum serviço básico, do tipo saneamento (água potável e disposição de esgotos), saúde e educação.

Em 1950, somente seis países americanos - Argentina, Belize, Canadá, Chile, Estados Unidos e Uruguai - tinham mais de 50% de sua população na área urbana. Já em 1990, 10 desses países possuíam mais de 70% da população urbana, com a inclusão nessa lista de Brasil, Colômbia, Cuba, Martinica (Departamento ultramarino da França), México, Porto Rico (Estado associado aos EUA) e Venezuela (OPAS, 1990).

Entre 1950 e 1980, o padrão de assentamento urbano da população latino-americana caracterizou-se por uma proliferação de centros urbanos de todos os tamanhos. Na América Latina, os pequenos povoados (20.000 a 90.000 habitantes) triplicaram passando de 267 a 841, as cidades intermediárias (100.000 a 999.000 habitantes) quadruplicaram, passando de 55 a 216, e as cidades grandes (1 a 2 milhões de habitantes) aumentaram de 4 para 18 em 1985. Em geral, as metrópoles são consideradas como cidades com mais de 2 milhões de habitantes e aumentaram de 4 (1950) para 14 (1985) na América Latina (OPAS, 1990). Em 1950, Buenos Aires era a única cidade com mais de 4 milhões de habitantes na América Latina e Caribe. No ano de 1980, cidades como Rio de Janeiro, São Paulo, Cidade do México e Lima viriam a apresentar populações nesse nível e, em 1985, Bogotá e Santiago. Estima-se que, no ano 2000, Belo Horizonte também fará parte dessa lista (OPAS, 1990).

A taxa de contaminação dos recursos hídricos é muito mais elevada na América Latina que em outras regiões do mundo. A América do Sul contamina quase 11 vezes mais a água doce que a Europa (OPAS, 1990). Isso não é surpreendente quando se estima que menos de 10% dos municípios da América Latina e Caribe tratam adequadamente as águas residuárias antes de dispô-las aos cursos naturais de água. Com isso, aproximadamente mais de 400 m³/s de águas residuárias são lançadas indevidamente aos corpos d'água (OPAS, 1990). O mais freqüente na América Latina é a disposição de águas residuárias sem tratamento em riachos e rios que desembocam no mar ou a disposição diretamente no mar, por meio de emissários curtos. Muitas belas praias que cercam as grandes cidades estão

contaminadas com coliformes fecais, vírus e até despejos provenientes de hospitais, como demonstra a Tabela 1.1, com dados dos rios mundiais, excetuando-se o continente africano.

Tabela 1.1 - Coliformes fecais em rios analisados pelo Sistema Mundial de Vigilância do Meio Ambiente

Coliformes Fecais N.M.P. /100 ml	Números de rios em cada região			
	América do Norte	América Central e do Sul	Europa	Ásia e Pacífico
< 10	8	0	1	1
10 – 100	4	1	3	2
100 – 1000	8	10	9	14
1000 – 10000	3	9	11	10
10000 – 100000	0	2	7	2
> 100000	0	2	0	3
Nº Total de Rios	23	24	31	32

Fonte: OPAS (1990)

A situação brasileira é semelhante à do resto da América Latina, caracterizada por 80% de população urbana de um total atual de 165 milhões de habitantes (Macêdo,1997), sendo que 60% dos domicílios brasileiros estão conectados à rede coletora de esgoto ou a uma fossa séptica, com 71% referindo-se à cobertura urbana e 14% à rural. Desse volume total de esgotos coletados, apenas 20% recebem algum tratamento (OPAS/OMS, 1998). Já é de longa data a atenção internacional aos problemas ambientais brasileiros ditos "verdes", incluindo nessas a necessidade de proteger os ecossistemas da Amazônia, do Pantanal e da Mata Atlântica. Sem diminuir a importância desses problemas e sem querer sugerir uma separação das questões "marrons" da gestão integrada do meio ambiente, é de suma importância reconhecer que 80% da população brasileira vive nas áreas urbanas e esta exposta a problemas de poluição em sua vida diária (Banco Mundial, 1998).

O Banco Mundial (1998) relata que, dentre os maiores problemas de poluição no Brasil, a ausência de saneamento básico se destaca como o principal, pelos seguintes motivos:

- O problema e o seu custo: Uma população urbana de 17,9 milhões não dispõe de água potável (rede hidráulica interna) e uma população de 45,6 milhões carece de remoção segura de esgotos (rede de esgotos ou tanques sépticos; o problema concentra-se no Norte, Nordeste, Centro-Oeste e áreas de baixa renda), causando cerca de 8.500 casos anuais de mortalidade prematura e morbidez adicional.
- A solução e o seu custo: A cobertura universal de água encanada e esgotos na área urbana requer investimentos de aproximadamente US\$ 13 bilhões e custos anuais de US\$ 1,7 bilhão. O custo implícito de uma vida salva graças ao

abastecimento urbano de água varia de US\$ 17.000 a 115.000 e graças à coleta urbana de esgotos oscila de US\$ 20.000 a 110.000.

Os riachos e pequenos rios que fluem pelas áreas urbanas são geralmente usados como locais de despejos para rejeitos sólidos e líquidos. Essas águas são impróprias para qualquer atividade recreativa. Além disso, a aparência desses corpos hídricos não é atraente e, geralmente, têm odor desagradável. Esse problema afeta quase todas as grandes cidades brasileiras (Banco Mundial, 1998). Os grandes rios e baías que recebem efluentes urbanos têm maior capacidade de diluição e normalmente não apresentam odores desagradáveis. Contudo, ainda sofrem com as altas concentrações de poluentes que as tornam impróprias para o banho, reduzem a produção da pesca e danificam ecossistemas valiosos, como os mangues. Exemplos típicos incluem o rio Paraíba do Sul (SP, RJ e MG), o rio Capiberibe no Recife (PE), e o rio Guaíba em Porto Alegre (RS). Exceto nos locais com altas concentrações de metais pesados e poluentes tóxicos industriais, a água pode ser tratada para abastecimento residencial a custos modestos (Banco Mundial, 1998).

A qualidade da água em algumas praias da costa atlântica é afetada negativamente pelas descargas de poluição dos rios próximos. Mais freqüentemente, contudo, a qualidade das praias é comprometida pelas descargas de esgotos locais ou por transbordo dos sistemas de esgotos. A contaminação fecal torna as praias inseguras para as atividades de lazer de contato primário. Os efeitos econômicos são mais graves quando as praias são usadas por grande número de pessoas, exemplo do Rio de Janeiro, ou têm grande potencial para o turismo, como as praias do Nordeste. A Tabela 1.2 apresenta valores de alguns parâmetros de qualidade da água de alguns rios e das praias cariocas e paulistas, assim como alguns valores do padrão estabelecido pela Resolução CONAMA nº 20/1986 (Governo do Brasil, 1986).

Pode-se estimar que os corpos d'água brasileiros recebem aproximadamente 300 m³/s de esgotos sem qualquer tratamento, considerando uma contribuição média de produção de esgotos de 225 litros/pessoa/dia (Campos, 1999). Isso significa que, na América do Sul e no Brasil, os despejos de águas residuárias domésticas sem nenhum tratamento constituem, conseqüentemente, cenários de degradação ambiental dos recursos hídricos e exercem o papel fundamental de vetor para a transmissão de doenças de propagação pela água ocasionadas por parasitas, bactérias e vírus patogênicos.

O equacionamento brasileiro da disponibilidade dos recursos hídricos dentro de um contexto de crescimento explosivo das grandes cidades levou ao uso prioritário das águas superficiais para abastecimento público e geração de energia elétrica. Como conseqüência, a atividade agrícola assentada ao redor das grandes cidades, os chamados "cinturões verdes", é seriamente afetado. Sem muita opção e para garantir sua sobrevivência o

produtor realiza o uso indireto ou direto de águas residuárias como alternativa de irrigação (CEPIS, 1997). Nos dias de hoje, no Brasil, já foi reportado (Araújo *et al.*,1999) caso de contaminação além do valor limite estabelecido (2000 NMP/gramas) pela portaria número 451 da SNVS - Secretária Nacional de Vigilância Sanitária (Ministério da Saúde, 1997) para hortaliças vendidas em mercados e feiras livres.

Tabela 1.2 - Qualidade da água em locais selecionados no Brasil

Médias das estações em diversos períodos	DBO ₅ (mg/l)	OD (mg/l)	CF (NMP/100 ml)	P _t (µg/l)
Padrões Ambientais^a				
- Água com tratamento simples (Classe I)	< 3	> 6	< 200	25
- Água para recreação e natação (Classe II)	< 5	> 5	< 1000	25
- Água com tratamento convencional (Classe III)	< 10	> 4	< 4000	25
Rio Paraíba do Sul (SP, RJ, MG)				
- Rio principal	0 - 3	4 – 7	200 - 1500	
- Tributários com grande concentrações populacionais e industriais	3 - 5	0 – 4	> 1500	
Nordeste da Baía da Guanabara, RJ	6,1	5,1		211
Tietê, SP				
- Cabeceiras	4,5	4,1	0	28
- Área Metropolitana SP	41,5	0,2	4070	1875
Tietê Médio	2,5	7,3	0	29
Rio Cuiabá, MT, a jusante de Cuiabá	1,0	7,0	8900	160
Praias RJ: das 70 praias supervisionadas no Estado, 44 estão dentro dos padrões de banho com coliformes fecais ≤ 1.000 NMP/100 ml para 80% ou mais das amostras. Dentre as 14 praias da municipalidade do Rio, o padrão é alcançado nível entre 15% (Botafogo) e 82% (Leme) das amostras.				
Praias SP: das 103 praias supervisionadas, 36 atendem sempre os padrões para banho; 39 atendem os padrões mais que 50% e 28% menos que 50% das amostras.				

^aGoverno do Brasil (1986) - Resolução CONAMA N° 20

Fonte: Banco Mundial (1998)

Por todo esse diagnóstico da gestão das águas residuárias, as cidades da América Latina devem priorizar simultaneamente o tratamento de seus esgotos e o correto reúso, em benefício da sua própria comunidade, para não expô-la à contaminação de enteropatogênicos de veiculação hídrica. Nesse contexto, a remoção de patógenos é o principal objetivo nas atuais e futuras estações de tratamento de esgotos domésticos. A Tabela 1.3, extraída do relatório de Engelberg (CEPIS, 1998; Mara e Cairncross,1989; IRCWD, 1985), apresenta, em detalhe, as possibilidades de eliminação de alguns microrganismos patogênicos através de diversos processos existentes para tratamento de águas residuárias domésticas. A Tabela 1.3 mostra os possíveis índices de remoções para bactérias, helmintos, vírus e cistos de protozoários excretados pelo homem.

Observa-se na Tabela 1.3 que os processos denominados convencionais, os cinco primeiros, não são suficientemente eficientes para remoção de patógenos. O melhor

desempenho é da ordem de magnitude 2, ou seja, 99% de remoção. Para esgotos domésticos latino-americanos, que contêm, em média, a concentração de coliformes fecais em torno de 10^{10} NMP/100 ml (Forero, 1997), obter-se-ia um efluente tratado por esses processos com valores de coliformes fecais em torno de 10^8 NMP/100 ml. Esse efluente é de má qualidade do ponto de vista sanitário, o que permite afirmar que os processos convencionais objetivam e atendem a remoção com a finalidade de proteção ecológica. As técnicas convencionais, após clarificar os efluentes, podem atender ao critério sanitário, se houver uma etapa seguinte - que é a desinfecção - com a adição, por exemplo de: cloro ou ozônio, para daí poder disponibilizar a água para reúso.

Tabela 1.3 - Eliminação prevista de microorganismos por vários processos de tratamento

Processo de tratamento	REMOÇÃO (unidades \log_{10})			
	BACTÉRIAS	HELMINTOS	VÍRUS	CISTOS
SEDIMENTAÇÃO PRIMÁRIA				
NATURAL	0 - 1	0 - 2	0 - 1	0 - 1
COM PRECIPITAÇÃO QUÍMICA ^a	1 - 2	1 - 3 ^g	0 - 1	0 - 1
LODOS ATIVADOS ^b	0 - 2	0 - 2	0 - 1	0 - 1
FILTROS BIOLÓGICOS ^b	0 - 2	0 - 2	0 - 1	0 - 1
LAGOAS AERADAS ^c	1 - 2	1 - 3 ^g	1 - 2	0 - 1
VALOS DE OXIDAÇÃO ^b	1 - 2	0 - 2	1 - 2	0 - 1
DESINFECÇÃO ^d	2 - 6 ^g	0 - 1	0 - 4	0 - 3
LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO ^e	1 - 6 ^g	1 - 3 ^g	1 - 4	1 - 4
RESERVATÓRIOS DE EFLUENTES ^f	1 - 6 ^g	1 - 3 ^g	1 - 4	1 - 4

^aHá necessidade de investigações mais detalhadas para confirmar esses resultados.

^bIncluindo a Sedimentação Secundária.

^cIncluindo tanques de Sedimentação.

^dCloração ou Ozonização.

^eOs resultados dependem do número de lagoas em série e de outros fatores ambientais.

^fOs resultados dependem do tempo de detenção, que varia com a demanda.

^gCom um bom projeto e com boa operação, é possível cumprir essas diretrizes recomendadas.

Fonte: Mara e Cairncross (1989)

Nos países desenvolvidos, o principal objetivo do tratamento de águas residuárias é a remoção de matéria orgânica e nutrientes, pois a população contribuinte é menos infectada e casos de parasitismos são excepcionais. Ao contrário, nos países em desenvolvimento, o objetivo prioritário deve ser, pelo cenário inicialmente relatado, a remoção de helmintos, protozoários, bactérias e vírus patogênicos que ocasionam doenças endêmicas de veiculação hídrica. A opção tecnológica mediante a qual se alcança plenamente o objetivo de patógenos zero, corresponde a Lagoas de Estabilização em série com tempo de detenção igual ou maior que 25 dias (Moscoso e León, 1994; León e Moscoso, 1996; Mara e Cairncross, 1989). A Organização Pan-Americana de Saúde (OPAS) recomenda o sistema de lagoas de estabilização em série para o tratamento de esgotos domésticos, devido à sua

grande eficiência para remoção de patógenos, desde que respeitado o tempo de detenção mínimo. As transformações da matéria orgânica nessas lagoas permitem liberar nutrientes e gerar uma grande biomassa de algas, elementos potencialmente aproveitáveis para agricultura e aquicultura. Este sistema de tecnologia simples e sem necessidade de equipamentos e energia convencional, é adequado às possibilidades dos países em desenvolvimento, razão pela qual deve-se constituir como a primeira opção, sempre que se disponha de área suficiente com pouco valor comercial ou quando o próprio gestor do saneamento é o proprietário das terras (Moscoso e Muñoz, 1992).

Outra característica das lagoas de estabilização é a possibilidade da reciclagem da matéria orgânica e nutrientes de esgotos domésticos. Se bem projetadas, as lagoas apresentam-se como reatores biológicos econômicos do ponto de vista do consumo e aproveitamento da energia natural luminosa, com excelente efetividade na fixação da energia solar, comparando-se com a produtividade por hectare atual das safras agrícolas que produzem menos de que 0,1 grama/m²/dia. Em lagoas de estabilização, pode-se produzir em um hectare taxas de cem a duzentas vezes maiores de proteína, ou seja de 10 a 20 gramas/m²/dia. É enorme a biomassa que se desenvolve nas lagoas de estabilização, principalmente na forma de algas. Matheus (1985) relata que várias pesquisas têm sido conduzidas em diversas partes do mundo, no sentido de utilizar essa massa de algas, pois elas constituem importante fonte de alimento protéico, chegando a ser mais de 50% (em peso seco) a proporção de proteínas existentes nesses organismos. Outro detalhe importante é que a produção por área, além de ser maior, é uma produção contínua durante o ano todo, ao passo que as plantas cultivadas são colhidas uma ou duas vezes no ano. O emprego de fitoplâncton como fonte de proteínas pode, assim, tornar-se altamente compensador.

Uma das maneiras exequíveis da exploração das proteínas existentes nas algas é o cultivo de peixes fitoplanctófagos. Dessa forma, seria possível a utilização da energia molecular armazenada nas algas, através do consumo de carne de peixes. Evidentemente que, a medida em que o peixe consome as algas contidas nas águas, poderia haver uma melhora na qualidade dessa água.

Por todas essas evidências relatadas, esse trabalho estuda a associação da reciclagem à aquicultura, viabilizada pelo sistema integrado de tratamento e reúso de esgotos domésticos tratados por lagoas de estabilização em série da Estação de Tratamento de Esgotos Domésticos da cidade satélite de Samambaia, localizada no Distrito Federal. Essa estação é operada desde setembro 1996 pela Companhia de Saneamento do Distrito Federal, CAESB.

2- OBJETIVOS

A presente pesquisa objetivou, principalmente, avaliar o reúso de águas residuárias tratadas em Lagoas de Estabilização em Série, especificamente em piscicultura, e, de forma concomitante, foi estudado o sistema de reúso de água como alternativa adicional para a melhoria da qualidade da água em países tropicais.

2.1- OBJETIVOS ESPECÍFICOS

O presente trabalho teve os objetivos específicos de avaliar:

1. O sistema de aquicultura operando em regime contínuo com um tempo de retenção hidráulico de 12 dias, como um sistema de melhoria na qualidade da água, ou melhor, como uma etapa de pós-tratamento da Lagoa de Polimento Final do Módulo I da ETE Samambaia;
2. A taxa de mortalidade e o crescimento médio dos peixes, cultivados em tanque alimentado somente por esgotos tratados por lagoa de estabilização em série;
3. A produtividade aquícola (kg/ha/ano) para peixes, com uma única densidade de estocagem inicial desenvolvido em um tanque com introdução contínua de efluente de esgotos tratado sem qualquer complemento alimentar; e
4. A qualidade microbiológica do pescado produzido como alimento, por amostragem e segundo a portaria 451 da SNVS (Ministério da Saúde, 1997).

3- REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1- REÚSO DE ÁGUA

3.1.1- Antecedentes

A água é a mais básica necessidade da espécie humana. Os requisitos mundiais de água transcendem os limites nacionais, econômicos e políticos. O aumento da demanda por esse bem finito tem resultado na avaliação crítica da utilização de águas residuárias suplementar para municípios e indústrias. A água residual, quando bem tratada e reciclada, é uma valiosa alternativa como uma nova fonte hídrica, possibilitando a redução da procura por novas retiradas dos corpos d'água. Os projetos de reúso das águas residuárias podem também minimizar o estresse ambiental (WPCF, 1989).

Para alguns cientistas (WPCF, 1989), o reúso de águas residuárias está inserido no assunto mais amplo e genérico de estudos que é a "minimização do uso de recursos naturais". Há ainda pesquisadores que incluem o reúso de água como parte de uma filosofia maior e ecologicamente correta, que é a do desenvolvimento sustentável.

Focalizado no Impacto Ambiental, o reúso de águas residuárias atua como medida mitigadora da contaminação das águas subterrâneas e superficiais, por meio da redução da demanda por água dos mananciais. O efeito dessa última medida, a diminuição da água captada, deve ser avaliado por seu principal impacto agregado, que é a redução no consumo de energia elétrica necessário para recalque e transporte da água.

Nesse sentido, o reúso da água não considera somente a sua reutilização para o abastecimento doméstico, industrial, agrícola e pecuário, mas também pondera a diluição dos despejos nos corpos d'água receptores, o uso de cursos de água receptores para abastecimento (reúso indireto), a navegação desportiva e comercial, as atividades de recreação e desportos, a pesca recreativa, esportiva e comercial, e a geração de energia hidrelétrica. Nesse aspecto, o reúso de água deve sempre estar na pauta das atividades de gestão dos recursos hídricos, cumprindo seu papel importante na fase do planejamento da bacia hidrográfica (Souza,1997).

O reúso pode-se configurar de diversas formas. A Tabela 3.1 ilustra os diferentes tipos de uso de águas residuárias domésticas que têm sido empregados no mundo e seus respectivos obstáculos. Nota-se que foi incluído o uso potável indireto ou direto, principalmente pelo início de operação em 1984 da estação demonstrativa de tratamento e recuperação de esgotos norte-americana com fim de reúso para água potável em Denver no Colorado (Asano e Levine, 1996).

Tabela 3.1 - Categorias de Reúso de Esgotos Domésticos e Obstáculos Potenciais

Categoria	Aplicações	Obstáculos potenciais
Irrigação na agricultura	Plantio de forrageiras, plantas fibrosas e grãos, plantas alimentícias, viveiros de plantas ornamentais, proteção contra geadas.	Efeitos da qualidade da água, principalmente no teor de sal e alguns metais pesados no solo e nas colheitas Dificuldade de mercado e aceitação pública do produto.
Irrigação paisagística	Parques, cemitérios, campos de golfe, faixas de domínio de auto-estradas, <i>campi</i> universitários, cinturões verdes, gramados residenciais	Preocupação com a saúde pública relativo a patógenos (bactérias, vírus e parasitas). Poluição das águas superficiais e subterrâneas (se não for apropriadamente administrado). Alto custo devido a necessidade de grandes áreas, incluindo as áreas de controle.
Usos Industriais	Refrigeração, alimentação de caldeiras e trocadores de calor, lavagem de gases, água de processamento.	Corrosão e crescimento microbiológico. Preocupação com a saúde pública em especial com a transmissão via aerossóis de patógenos na água de refrigeração.
Recarga de aquíferos	Reabastecimento de aquíferos potáveis, controle de intrusão marinha, controle de recalques de subsolos.	Compostos orgânicos na água recuperada e seus efeitos toxicológicos. Sólidos totais dissolvidos, nitritos/nitratos e organismos patógenos
Usos ambientais e recreativos	Represas e lagos ornamentais para fins recreativos e desportivos; aumento de vazão em pântanos, alagados e indústrias de pesca	Preocupação com a saúde pública relativo a patógenos (bactérias, vírus e parasitas). Eutrofização no lago ou reservatório devido a Nitrogênio e Fósforo. Toxicidade para a vida aquática. Estética incluindo o odor.
Usos urbanos e não potáveis	Água para combate à incêndio, descarga de vasos sanitários, refrigeração de sistemas de ar condicionado, lavagem em geral de cidades (de ruas, ponto de ônibus, etc.)	Preocupação com a saúde pública em especial com a transmissão via aerossóis de patógenos. Corrosão e crescimento microbiológico.
Uso potável	Misturando no reservatório de água bruta afluente a ETA ou suprindo diretamente a rede de água potável.	Traços de compostos orgânicos na água recuperada e seus efeitos toxicológicos. Estética e aceitação pública Preocupação com a saúde pública em especial com a transmissão de vírus.
Uso diversos^a	Aquicultura, fabricação de neve, construção civil pesada, controle de poeira em estradas e dessedentação de animais	Preocupação com a saúde pública relativo a patógenos (bactérias, vírus e parasitas).

^aexceto esta linha, as outras estão na ordem decrescente de volume de uso

Adaptado de Metcalf & Eddy (1991) ; Souza (1997) e Asano (1991)

3.1.2- Definições e Conceitos

Vale lembrar que essa palavra - reúso - até 1998 não constava na nossa língua portuguesa e até então era traduzida literalmente do inglês e escrita de duas formas re-uso ou reuso. A grafia certa é reúso, do verbo "reusar" (ABL, 1998). A palavra reúso deve ser acentuada pelo fato da letra 'u' formar um hiato.

Para melhor percepção do tema reúso de água, é indispensável discutir antes alguns termos que são muito usados. As definições e os conceitos que se seguem foram apresentados por Metcalf & Eddy (1991).

(1) Reúso de água:

É o uso de água residuária tratada para finalidades tais como irrigação e troca térmica em indústrias. Também é utilizado o termo "reúso de águas residuárias", que não será utilizado neste texto por ser considerado não condizente com a realidade. Como várias formas de reúso acontecem de forma acidental, utiliza-se mais o termo "reúso planejado de água". Neste texto, e na maioria das vezes quando se menciona reúso de água, está implícita a palavra "planejado", que é tornada elíptica na fluência do texto.

(2) Reúso planejado da água:

Significa o uso deliberado, direto ou indireto, de águas residuárias recuperadas, incluindo o controle físico-químico e bacteriológico da água durante seu fornecimento para o uso.

(3) Reúso não-planejado de água:

É o uso acidental de águas residuárias após a sua descarga e sem nenhum controle. Um exemplo é a captação de água de um rio a jusante de uma descarga de água residuária tratada (ou não tratada).

(4) Recuperação de água:

É a renovação de água até sua qualidade original, por meio de seu tratamento ou processamento. Em uma definição mais relacionada com reúso, significa o melhoramento da qualidade de água para que esta possa ser utilizada diretamente (isto é, em reúso direto). Esse termo também inclui, freqüentemente, o fornecimento de água residuária até o local de sua utilização e o próprio processo de utilização.

(5) Água residuária recuperada:

É a água residuária que, como resultado do processo de recuperação, é aceitável para um uso direto determinado, ou para um uso devidamente controlado.

(6) Reciclo de águas residuárias:

É o uso das águas residuárias que são coletadas e redirecionadas dentro do mesmo esquema de uso da água. O reciclo é praticado freqüentemente em indústrias, ao nível de operação da planta industrial. Também se utiliza como sinônimo o vocábulo "reciclagem".

(7) Reúso indireto de água:

Também conhecido como reúso natural da água, significa o uso de águas de mananciais aos quais foram anteriormente lançadas águas já utilizadas. Por exemplo, em curso de água, significa que em algum ponto do rio foram lançadas águas residuárias (tratadas ou não), e que estas águas são captadas em um ponto mais a jusante, após sofrerem autodepuração.

(8) Reúso direto de água:

É o uso das águas residuárias recuperadas sem intervenção de descargas em corpos de águas naturais. Normalmente, inclui o uso para irrigação (com propósitos de produção agrícola e paisagísticos).

(9) Reúso potável:

É a forma de reúso que envolve o abastecimento público de água, através da introdução, direta ou indireta, de águas residuárias recuperadas que são normalmente tratadas a um nível alto para garantir a proteção da saúde pública.

(10) Reúso potável direto:

É um forma de reúso que envolve a introdução de águas residuárias recuperadas diretamente em um sistema de abastecimento público de água, freqüentemente possibilitando a mistura de águas residuárias recuperadas com a água de abastecimento normal do sistema. Não é uma forma recomendada de reúso na maioria dos países, pois existe ainda pouca experiência com esse tipo de reúso.

(11) Reúso potável indireto:

É o reúso potável que envolve a introdução de águas residuárias recuperadas em um manancial de água bruta (superficial ou subterrâneo). Assim, antes da captação da água, ocorrem a diluição, assimilação e autodepuração das águas residuárias no corpo receptor.

(12) Reúso agrícola ou na agricultura:

É o uso de águas recuperadas na irrigação para a agricultura de sustento ou produção de forrageira e/ou para a dessedentação de animais. A recarga do lençol freático pode ser uma consequência desta modalidade de reúso.

(13) Reúso industrial:

É o uso de águas residuárias recuperadas (quando a recuperação se faz necessária) para alimentação de torres de resfriamento, caldeiras, trocadores de calor, água de processamento, construção civil e outros fins industriais menos exigentes em qualidade de água.

(14) Reúso recreativo e/ou público:

É o uso de águas residuárias recuperadas para a irrigação de parques, jardins, lagos ornamentais e/ou recreativos, postos de serviço para lavagem de veículos, paradas de ônibus, ruas, avenidas, etc.

(15) Reúso doméstico:

É o uso de águas residuárias recuperadas para irrigação de jardins residenciais, lavagem de carros, áreas verdes e pisos, e para descarga de vasos sanitários. Automaticamente fica implícita a existência de um "sistema dual" de abastecimento público de água, empregado em muitas cidades, em que há duas redes, uma para água potável e outra para água de menor qualidade e para outros usos.

(16) Reúso para manutenção de vazões mínimas de cursos de água:

Trata-se do uso planejado de águas residuárias recuperadas para garantir vazões mínimas para diluição de poluentes em corpos de água receptores.

(17) Reúso em aquicultura:

É o uso de águas residuárias recuperadas para alimentação de tanques destinados à produção de peixes e outros organismos aquáticos, objetivando a produção de alimentos e/ou energia da biomassa produzida.

(18) Reúso para recarga de aquíferos: É o uso de águas residuárias recuperadas para suplementar o nível do aquífero ou para evitar a intrusão de cunha salina em cidades a beira-mar. A recarga permite a redução dos custos de bombeamento, e pode ser feita por injeção pressurizada ou através do processo de infiltração rápida.

3.1.3- Evolução do Reúso da Água

O reúso de águas residuárias tem uma longa história, comprovada inicialmente pela associação com as construções dos sistemas de esgotamento dos palácios e das cidades antigas da Civilização Minóica, na Ilha de Creta, na Grécia Antiga, de 3000 a 1200 a.C. (Liebmann e Meure, 1979). Essas indicações estendem o reúso agrícola, como irrigação, à aproximadamente 5000 anos atrás. Na história mais recente, em Londres, durante o século XIX, a introdução em larga escala de esgotos transportados por meio de carroças e descarregados nas águas superficiais conduziram a um uso inadvertido e indireto de águas residuárias na produção de água para consumo humano. Esse reúso não planejado associado ao tratamento inadequado das águas residuárias originou epidemias catastróficas de doenças veiculadas pela água como a cólera asiática e a febre tifóide, durante o período de 1840 a 1850. Entretanto, quando a associação entre abastecimento público de água e essas doenças tornou-se claro para os sanitaristas da época, foram implementadas algumas soluções do tipo aquedutos e reservatórios, relocação da retirada de água a

montante e descargas de águas residuárias a jusante (no caso de Londres), e a progressiva introdução da filtração de água durante os anos de 1850 a 1860.

O desenvolvimento de programas de reúso planejado de águas residuárias nos Estados Unidos iniciou-se no começo do século XX. O Estado da Califórnia foi o pioneiro em promover regulamentos para recuperação e reúso de águas residuárias, sendo a primeira promulgação desses preceitos feita em 1918. Os primeiros sistemas de reúso foram desenvolvidos para prover água para irrigação em ambos os estados do Arizona e da Califórnia, no final de 1920. Em 1940, iniciou-se o reúso dos efluentes de águas residuárias tratadas e cloradas em siderúrgicas e, a partir de 1960, foram desenvolvidos sistemas de reúso público urbano no Colorado e na Flórida (Asano e Levine, 1996).

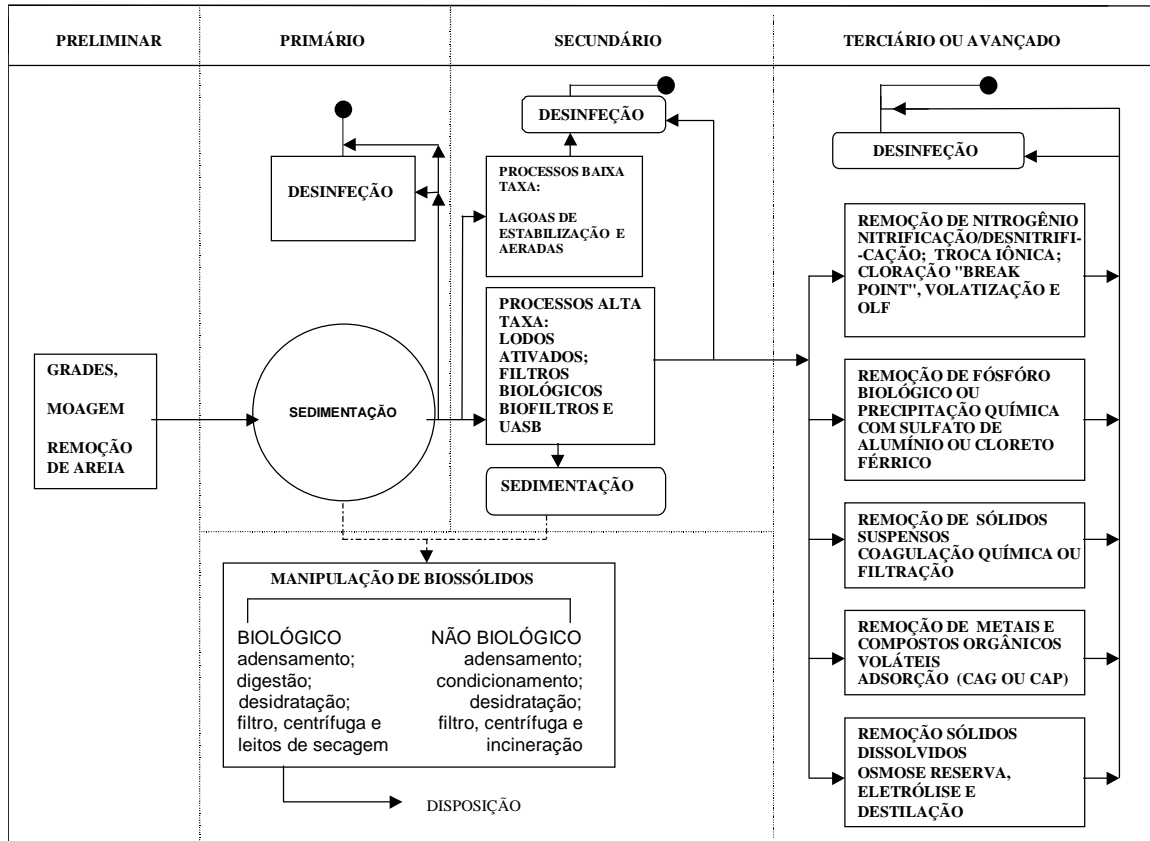
Durante os últimos 25 anos deste século, os benefícios promovidos pelo reúso de água como meio de suplementar os recursos hídricos têm incentivado o reconhecimento da legislação em muitos estados americanos e também na União Européia. Como exemplo, em 1970, a lei que regulamenta o saneamento básico do estado da Califórnia (CWD - California Water Code) declarou que: "*É a intenção da legislatura que o Estado empreenda todos os possíveis passos para encorajar o desenvolvimento de instalações de recuperação de água de forma que a água recuperada esteja disponível e ajude a satisfazer as exigências crescentes da demanda de água do Estado*" (emenda de 1988 do CWD). No mesmo contexto, a Comissão de Diretrizes da Comunidade Européia (91/271/EEC) declarou que: "*será, sempre que apropriado, praticado o reúso de águas residuárias tratadas. Essas rotinas de disposição minimizarão os efeitos adversos ao ambiente*".

Nos anos 90, tem aumentado o interesse na implementação do reúso de água em muitas partes do mundo, para os diferentes tipos de uso: agrícola, público e industrial. O interesse nesses programas é intensificado nas regiões áridas e semi-áridas, onde o clima impõe restrições sérias à produção agrícola, quase que inviabilizando a subsistência humana no local (Asano e Levine, 1996).

Atualmente dispõe-se de tecnologia para tratamento e purificação de águas residuárias, garantindo qualquer qualidade desejada (Asano, 1988). Logicamente, que as exigências quanto à qualidade e ao custo de instalação e operação da planta estão vinculadas de forma direta. Assim, o reúso de água evoluiu para ocupar o papel de fator integrante no planejamento eficiente dos recursos hídricos. A Figura 3.1 mostra um fluxograma de tratamento e purificação de águas residuárias com a finalidade de reúso.

A Figura 3.2 revela os eventos marcantes na evolução da recuperação, reciclagem e reúso de águas residuárias, com os acontecimentos cronologicamente alinhados. O avanço no conhecimento microbiológico e o grande impulso nos processos de desinfecção no último século XIX realmente fizeram com que esse período fosse conhecido como a era do *Grande Despertar Sanitário* (Asano, 1996). O desenvolvimento do processo de Lodos Ativos em

1904 foi um significativo passo para o avanço no tratamento de águas residuárias, no controle da poluição e no desenvolvimento dos sistemas de tratamento biológico. Em 1918, o Estado da Califórnia, por meio do California State Board of Public Health, adotou o primeiro regulamento referindo-se ao uso de esgotos domésticos para irrigação.



●... Efluente disponível para o reúso.

Adaptado de Asano (1988)

Figura 3.1 - Fluxograma de Tratamento e Reúso de Águas Residuárias

O aprimoramento da tecnologia das operações físicas, químicas e biológicas no processamento de água e águas residuárias durante o início do século XX, especificamente a partir de 1960, conduziu para a *Era da Recuperação, Reciclagem e Reúso das Águas Residuárias*. Os esforços de pesquisas contínuas e intensivas, motivadas pelas pressões de regulamentações e da escassez de água, iniciaram novas e valiosas colaborações no entendimento do risco à saúde e nos conceitos de engenharia de projeto de sistemas para reúso de água. Em 1965, o Ministério da Saúde de Israel emitiu regulamentos permitindo o reúso de efluentes secundários para irrigação de cultivos de vegetais, excluindo os vegetais que se comessem sem cozimento.

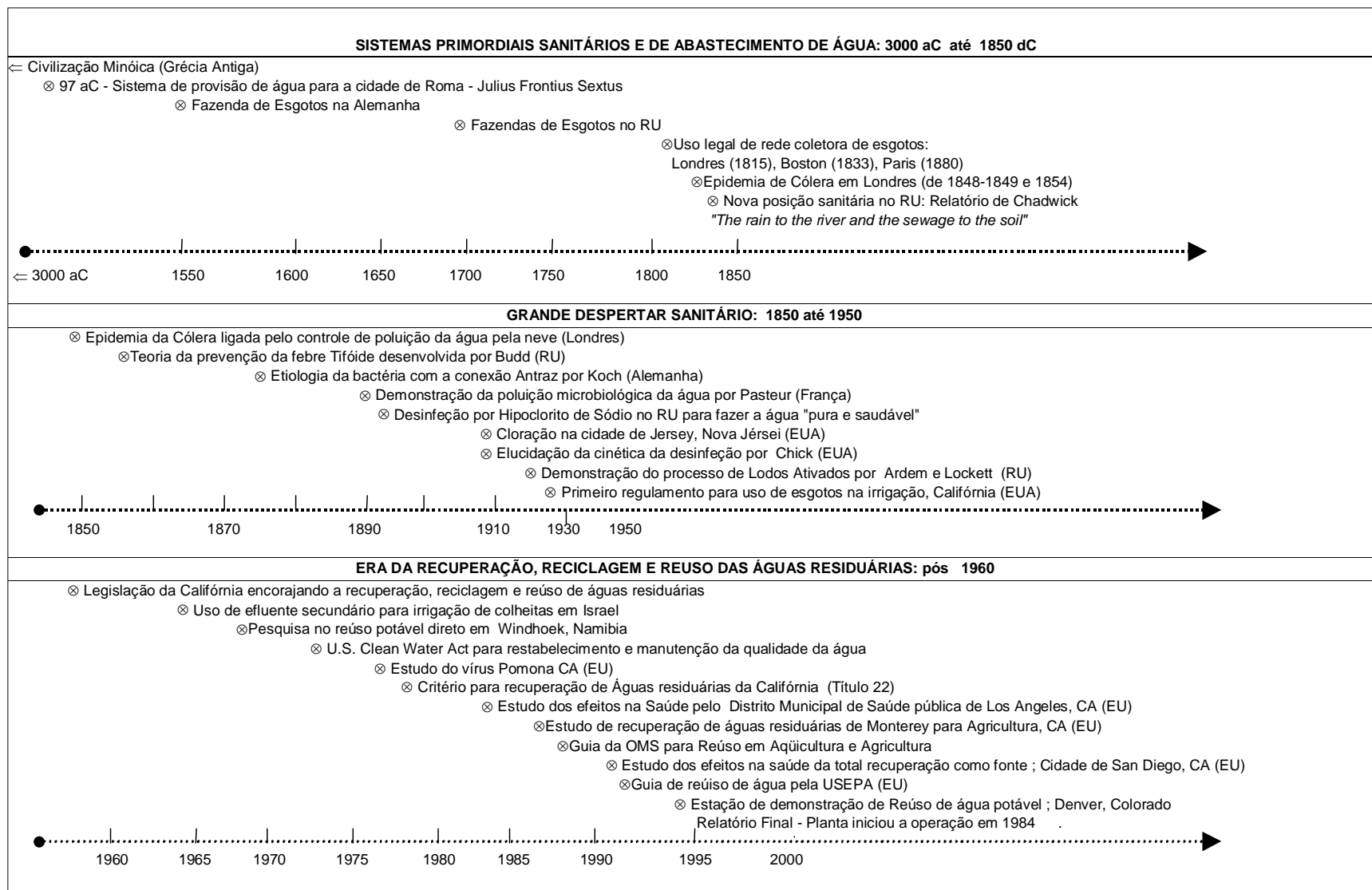
Em 1968, foram conduzidas pesquisas extensivas em reúso potável direto, em Windhoek, na Namíbia. Esse é o primeiro caso de reúso potável direto divulgado

tecnicamente, onde as águas recuperadas foram utilizadas com êxito para o abastecimento de água potável desse município. Houve um período durante esse experimento em que até um terço do abastecimento da cidade era composto por água recuperada. Ressalta-se que esse projeto foi planejado e a escassez de água não permitiu outra solução e que, aparentemente, o sistema operou com sucesso e sem maiores objeções por parte do público. O fluxograma da estação de tratamento e recuperação operada nessa época era assim constituído: (1) Tratamento secundário através de filtro percolador; (2) Lagoa de Estabilização de Maturação, tempo de detenção de 8 dias; (3) Correção de pH com Bióxido de Carbono; (4) Separação em contracorrente com ar para eliminação de algas; (5) Tratamento em tanque flutuante para eliminação de detergentes; (6) Coagulação química; (7) Filtro de areia; (8) Adsorção em carvão ativado; e (9) Desinfecção com Cloro (OMS, 1973).

Nos Estados Unidos, um evento marcante em 1971 foi a aprovação pelo Congresso do *Federal Water Pollution Control Act* (PL 92-500 *apud* Asano e Levine, 1996) cujo objetivo era "... restaurar e manter a integridade física, química e biológica das águas da Nação" e a meta principal pretendia a descarga zero de poluentes em águas de corpos receptores utilizados para recreação, pesca e navegação.

Nos anos de 1970 a 1980, em várias regiões, foram elaborados estudos no sentido de aprofundar o conhecimento sobre os riscos à saúde e requisitos tecnológicos necessários para o reúso potável e não potável. Um evento particular muito importante foi a publicação, em 1992, do "Guia para Reúso de Água", pela agência ambiental americana - USEPA (Asano e Levine, 1996).

A pesquisa continuada para implementação de sistemas adequados de tratamento de águas residuárias, com ênfase em novas aplicações para o reúso de água, como é o caso desse trabalho de dissertação, ajudará a superar muitas barreiras técnicas ainda existentes nesses projetos. A melhoria na confiabilidade dos processos de tratamento, a avaliação de risco e a confiança pública nos sistemas de reúso, integram as estratégias da gestão de recursos hídricos ecologicamente correta ou sustentável. A aceitação do público para projetos de reúso é de vital importância no futuro da recuperação, reciclagem e reúso de águas residuárias. A pouca percepção ou, na pior hipótese, a repulsão do público, pode gerar o fracasso de futuros projetos que envolvam recuperação de água.



Fonte: Asano (1996)

Figura 3.2 - Eventos Marcantes na Evolução da Recuperação, Reciclagem e Reúso de Águas Residuárias

3.2- PADRÕES DE QUALIDADE PARA O REÚSO DE ÁGUA

3.2.1- Considerações Iniciais

Os fatores que afetam a qualidade da água para reúso incluem: (1) qualidade na fonte geradora; (2) processo de tratamento de água residuária; (3) confiabilidade do processo de recuperação da água; (4) projeto e operação dos sistemas de distribuição (Souza,1997).

A qualidade da água residuária afluyente à estação de tratamento e recuperação diminui à medida em que contiver efluentes industriais, tratados ou não, no sistema de esgotamento sanitário. Se a indústria contribuinte possuir em seu efluente composto químico em concentração potencialmente poluente ou de difícil tratamento, nesse caso, o projeto de tratamento e recuperação para o reúso de água pode se tornar inviável, do ponto de vista operacional e econômico, e até mesmo, se implementado, ser malsucedido (Souza, 1997).

A configuração dos processos de tratamento e recuperação de águas residuárias apresenta-se com grande número de possibilidades, como já observado na Figura 3.1. Para cada alternativa, o que a distinguirá dentre outras é que ela produzirá efluente de água recuperada com determinada característica em função da qualidade da água residuária afluyente, sendo que os custos de tratamento e recuperação (Investimento inicial, Operação e Manutenção) aumentam com a exigência de melhor qualidade para o efluente tratado.

3.2.2- Aspectos envolvidos

Na escolha dos critérios de qualidade da água para reúso, os seguintes aspectos estão envolvidos (Souza,1997): (1) Proteção à saúde pública; (2) Requisitos de uso; (3) Efeitos da irrigação; (4) Considerações ambientais; (5) Aspectos estéticos; (6) Percepção da população e/ou usuário e (7) Realidades políticas. Esses aspectos serão discutidos a seguir:

(1) **Proteção à saúde pública:** A água para reúso deve ser segura para o uso pretendido. A maioria dos critérios de qualidade da água para reúso preocupa-se com a proteção à saúde pública, e desses critérios, grande parte é baseada na segurança microbiológica ou bacteriológica.

(2) **Requisitos de uso:** A maioria dos usos da água têm requisitos físico-químicos relacionados com a saúde da população, que limitam a aceitabilidade da água.

(3) **Efeitos da irrigação:** Caso se utilize a água residuária para irrigação, devem ser considerados os efeitos dos constituintes da água sobre as plantas cultivadas e sobre o próprio solo e aquífero subterrâneo.

(4) **Considerações ecológicas:** A flora e fauna, dentro e no entorno da área do projeto de reúso, não podem ser afetadas adversamente.

(5) **Aspectos estéticos:** Não devem ocorrer impactos sobre a estética e a aparência produzidos pela água utilizada. Por exemplo, para irrigação urbana e para descarga em vasos sanitários, a aparência da água (cor, turbidez e odor) não deve ser diferente daquela de uma água potável. Em reservatórios, a água residuária recuperada não pode conduzir a um processo de eutrofização acelerada, com crescimento anormal de vegetação aquática (florescência de algas).

(6) **Percepção da população e/ou usuário:** A água para reúso deve ser psicologicamente aceita pela população para o uso pretendido, o que pode levar a critérios extremamente conservadores de qualidade da água, como garantia de redução dos riscos e de aceitabilidade da água.

(7) **Realidades políticas:** Alguns dos limites fixados para a qualidade da água para reúso muitas vezes são fundamentados por uma conjuntura política que leva em consideração a percepção da população, crenças ou tendências pessoais e aspectos econômicos.

3.2.3- Critérios de qualidade

Os padrões e guias de qualidade para reúso de água trazem na sua maioria o enfoque na saúde pública, resguardando os possíveis consumidores ou os produtos obtidos e os trabalhadores que manipulam essa água recuperada. Portanto, quase todos baseiam-se no controle microbiológico de organismos patógenos. Em um país como os Estados Unidos, ainda não existia, até 1996, uma regulamentação federal sobre esse assunto, sendo que o único esforço registrado nesse sentido é o guia publicado pela agência de proteção ambiental (EPA) em 1992 (Asano e Levine, 1996).

3.2.3.1- Padrões e orientações da OMS

Os critérios da Organização Mundial da Saúde (OMS), apresentados na Tabela 3.2, já foram mais restritivos no passado. No encontro de especialistas em reúso que se realizou em 1971, foi reconhecido que os padrões do Estado da Califórnia eram extremamente rígidos para reúso e não eram justificados pelas evidências epidemiológicas, então disponíveis (OMS, 1973).

A partir desse momento, recomendou-se como critério microbiológico para a irrigação irrestrita de cultivos de legumes comidos cozidos de não mais de 100 Coliformes totais por 100 ml. A reunião também concluiu e recomendou que havia necessidade de maiores investigações sobre o assunto, baseado numa visão epidemiológica do reúso agrícola (OMS, 1973; Hespanhol e Prost, 1994).

Portanto, foi dado novo enfoque aos critérios de reúso agrícola pela OMS a partir de outros dois encontros ocorridos em Engelberg, em 1985, e Adelboden, em 1987, em que se chegou à conclusão de que as diretrizes vigentes eram insatisfatórias porque: (1) algumas eram injustificadamente restritas e (2) não abrangiam a ampla variedade de agentes patogênicos transmissíveis por meio das águas residuárias, de modo que não protegiam devidamente a saúde pública, sobretudo com relação às helmintíases (OMS, 1989). A essência dessas reuniões está documentada no Relatório de Engelberg (IRCWD, 1985) e no livro "*Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture*" (Mara e Cairncross, 1989).

O novo e atual modelo da OMS está fundamentado na conclusão de que os riscos à saúde humana nos países em desenvolvimento são devidos a doenças provocadas por vermes helmintos, nematelmintos e trematódeos e, devido a isso, torna-se necessária uma alta remoção desses parasitas. As diretrizes estabelecidas na Tabela 3.2 empregam os ovos de nematóides intestinais como indicadores para todos esses organismos patogênicos que podem ser removidos por sedimentação. A opção por esse indicador se deve à suposição de que todos os demais microrganismos são removidos com igual eficiência e que outros patogênicos de interesse para a saúde tornam-se não-viáveis em sistemas do tipo lagoa de estabilização, especialmente em série, que possuem alto tempo de detenção hidráulico (OMS, 1989; Mara e Cairncross, 1989; Souza, 1997).

3.2.3.2- Padrões e recomendações norte-americanos

Vários estados americanos, de forma independente, desenvolveram critérios de qualidade e tratamento para projetos de reúso e águas recuperadas. Como consequência, existe uma considerável diferença entre esses critérios, e poucos são os estados que possuem em seus padrões grande acervo de tipos de usos. Os estados da Califórnia e da Florida são os melhores exemplos, pois, possuem em seus regulamentos os mais variados emprego para o reúso de água.

Tabela 3.2 - Qualidade Microbiológica recomendada pela OMS para reúso na agricultura^a

Categoria	Condições de reúso	Grupo Exposto	Nematelmintos intestinais^b - média aritmética dos n° de ovos^c	Coliformes fecais - média geométrica do NMP/100 ml^c	Tratamento necessário para atingir a qualidade microbiológica requerida
A	Irrigação de culturas prováveis de serem consumidas cruas, campos desportivos, parque públicos ^d	Trabalhadores, consumidores, público	≤ 1	≤ 1000	Lagoas de estabilização em série, projetadas para a qualidade microbiológica requerida, ou tratamento equivalente
B	Irrigação de culturas de cereais, culturas industriais, culturas de forrageiras, pastos, árvores ^e	Trabalhadores	< 1	Nenhum padrão é recomendado	Retenção em lagoas de estabilização de 8 a 10 dias ou remoção equivalentes de helmintos e coliformes fecais
C	Irrigação localizada de culturas na categoria B, não ocorrendo a exposição de trabalhadores e de público	Nenhum	Não aplicável	Não aplicável	Pré-tratamento indicado pela tecnologia de irrigação, mas não inferior à sedimentação primária

(a) Em casos específicos, as orientações devem ser modificadas em função de levantamento epidemiológico locais, fatores socioculturais e ambientais.

(b) Espécies de *Ascaris*, *Trichiuros* e anquilostomas.

(c) Enquanto durar o período de irrigação.

(d) Para gramados públicos, onde o público pode entrar em contato direto com a água (como no caso de gramados de hotéis), recomenda-se valores mais restritos (< 200 Coliformes fecais por 100 ml)

(e) No caso de árvores frutíferas, a irrigação deve cessar duas semanas antes da fruta ser colhida, e nenhuma fruta deve ser apanhada do chão. A irrigação por aspersão não deve ser empregada.

Fonte: Mara e Cairncross (1989)

O padrão de diretrizes sanitárias para reúso norte-americano, similarmente ao da OMS, está baseado em um indicador microbiológico, no caso Coliformes Fecais, exceto para o Estado da Califórnia, que adota Coliformes Totais. A grande diferença entre esses dois regulamentos é o grau de exigência e o nível de controle, pois os critérios americanos são muito mais restritos e o controle é muito maior em número de parâmetros. A aceção é que, quando se trata de saúde pública, o princípio dos Estados Unidos é de risco mínimo, conforme o expresso no *Water Pollution Control Act - PI 92-500* - "poluente zero" (Asano e Levine, 1996) - tanto que, até 1996, nenhum tipo de doença foi vinculada à participação do uso de água recuperada (Crook e Surampalli, 1996).

A Califórnia tem uma longa história no reúso e na recuperação de águas residuárias. Seu primeiro regulamento remete ao início desse século, em 1918. Durante todos esses anos, houve mudanças e a atual diretriz é apresentada na Tabela 3.3. Nesta tabela, incluem-se propostas novas, sendo que: (1) A amostragem para análise de Coliformes Totais deve ser no mínimo diária; (2) O controle desse parâmetro é baseado no valor da mediana de sete dias consecutivos; (3) Turbidez e Cloro Residual devem ser monitorados continuamente, por meio de equipamentos medidores instalados em linha (*on-line*); e (4) Para o tipo de uso de águas recuperadas em reservatórios recreativos de caráter irrestrito, o efluente das estações, que porventura, em seu fluxograma de processo de tratamento e recuperação, não possuírem uma unidade de sedimentação entre as etapas de coagulação e filtração, deverá, incluir em seu programa de controle de qualidade, durante os dois primeiros anos de operação, o monitoramento dos seguintes parasitas entéricos: *Giardia* e *Cryptosporidium* (Crook e Surampalli, 1996).

Até recentemente, a força motriz para os projetos de reúso na Flórida era a disposição de efluentes. A lei 17-610 do Código de Administrativo da Flórida denominado "*Reuse of Reclaimed Water and Land Applications*" foi adotado em 1989 e revisto em 1990 pelo Departamento de Regulamentação Ambiental da Flórida. O critério de qualidade e tratamento, incluindo proposta de revisões, para uso não potável de água recuperada está exibido na Tabela 3.4. Adicionalmente, o código do Estado da Flórida prevê: tamanho mínimo de projetos de 380 m³/d para qualquer sistema de irrigação; protocolo de operações que incluem monitoramento contínuo de Turbidez e Cloro residual; tanque de armazenamento mínimo de 3 dias de vazão de projeto; proibição da mistura da tubulação de água recuperada com potável; controle de área, por meio de monitoramento de água pluvial e subterrânea; e controle rotineiro e permanente da saúde dos usuários (Crook e Surampalli, 1996).

A EPA, em parceria com a USAID, publicou, em 1992, as diretrizes para reúso da água, com o intuito de servir de guia para seus diversos escritórios regionais localizados em algumas cidades do país e em estados que ainda não possuem regulamentos. O conjunto de instruções da EPA para recuperação e reúso de água aborda os tipos de usos não potável urbano, industrial, agrícola, e o reúso potável indireto por recarga de águas subterrâneas e o aumento das fontes de águas superficiais de abastecimento. Os critérios da EPA estão apresentados na Tabela 3.5. O indicador microbiológico refere-se a Coliformes Fecais e não Totais, e nenhum quesito com relação a controle de vírus é feito, como no caso do estado da Califórnia.

Tabela 3.3 - Critérios^a para tratamento e reúso de água no estado da Califórnia (1994)

Tipo de Uso	Limite para Coliformes Totais ^b (NMP/100 ml)	Tratamento Requerido
Cultivo de forrageiras; plantas fibrosas; grãos e alimentos que são processados; irrigação de pomares e videiras ^c ; limpeza de redes sanitárias	não requerido	Secundário
Pastagem para animais leiteiros; fazendas produtoras de grama; hortos com produção de plantas ornamentais; represas com objetivo paisagísticos; irrigação paisagística ^d ; água de refrigeração industrial e comercial sem produção de aerossóis; água de incêndio (rede externa); compactação de solo; controle de poeira em estradas; limpeza de ruas, calçadas e outras áreas em cidades; água de serviço para produção de vapor	23	Secundário e Desinfecção
Irrigação superficial de culturas alimentícias; represas com fins recreativos restritos	2,2	Secundário e Desinfecção
Irrigação por aspersão de culturas para alimentação ^e ; irrigação paisagística ^f ; represas com fins recreativos irrestritas; descargas em vasos sanitários e urinóis; água de processo industrial; fontes decorativas; lavanderias comerciais; fabricação de neve; água de incêndio (rede interna); água de refrigeração industrial e comercial com produção de aerossóis	2,2	Secundário, Coagulação, Clarificação ^g , Filtração ^h e Desinfecção

^(a) incluídas propostas de revisão.

^(b) baseada na mediana de 7 dias consecutivos.

^(c) nenhum contato entre a água recuperada e a porção comestível do fruto produzido.

^(d) cemitérios, paisagem de estradas, campos de golfe e outras áreas com restrição no momento da rega

^(e) permitido o contato entre a água recuperada e a porção comestível do fruto produzido.

^(f) parques de lazer, parques infantis, jardins de escolas e residenciais, campos de golfe e outras áreas sem restrição no momento da rega.

^(g) exceto para o uso de represas recreativas sem restrições e água de refrigeração quando aerossóis são formados, a coagulação não é necessária se a turbidez antes da filtração igual a 5 uT.

^(h) a turbidez do efluente filtrado não pode exceder de 2 uT (unidades de turbidez) média durante qualquer período de 24 horas

Fonte: Crook e Surampalli, 1996

Tabela 3.4 - Critérios^a para qualidade e tratamento para uso não potável de águas recuperadas do estado da Florida - Florida Department of Environmental Protection (1995)

Tipos de uso	Limites para a Qualidade da Água	Tratamento Requerido
Áreas de acesso restrito ao público ^b , áreas industriais	CF - 200 NMP/100ml SST - 20 mg/l DBO - 20 mg/l	Secundário e Desinfecção
Áreas de acesso ao público ^c , irrigação ^d de culturas alimentícias, descargas em vasos sanitários ^e , represas recreativas ^f , água de incêndio, propósitos estéticos, controle de poeira	CF - não detectável SST - 5 mg/l DBO - 20 mg/l	Secundário, Filtração e Desinfecção

^a incluídas propostas de revisão.

^b fazendas de grama, floresta, terra para pastagem, áreas de cultivo de árvores e forragem, fibra, colheitas de semente, ou áreas similares.

^c gramados residenciais, campos de golfe, cemitérios, parques, áreas ajardinadas, entorno de estradas ou áreas similares.

^d somente permitido se os frutos coletados são descascados, esfolados, cozidos, ou processados por operações térmicas antes do consumo.

^e somente permitido onde os moradores das residências não tenham acesso à inspeção do sistema, não permitido a residências de uma única família.

^f para represas de contato primário a água recuperada deve ter padrão microbiológico de água potável se as concentrações dos constituintes da água for maior que 50% da concentração do reservatório.

Fonte: Crook e Surampalli, 1996

Tabela 3.5 - Critérios para tratamento e reúso de água da Agência de Proteção Ambiental Americana (USEPA 1992)

Tipo de Uso	Tratamento	Qualidade da Água Recuperada
Usos urbanos, irrigação de cultivos alimentares comidos crus, represas recreativas	Secundário, Filtração e Desinfecção	pH = 6.9 ≤ 10 mg/l de DBO ≤ 2 uT ^a CF = não detectável ^b 1 mg/ l ≤ Cloro residual ^c
Irrigação em áreas de acesso restrito e cultivos alimentares processados, reservatórios estéticos, uso em construções, refrigeração industrial ^d , irrigação paisagística	Secundário e Desinfecção	pH = 6.9 ≤ 30 mg/l de DBO ≤ 30 mg/l de SST ≤ 200 NMP/100 ml de CF ^e 1 mg/ l ≤ Cloro residual ^c
Recarga de águas subterrâneas por infiltração (aqüíferos de uso não potável)	Depende do local e do uso, Primário (no mínimo)	Depende do local e do uso
Recarga de águas subterrâneas por injeção (aqüíferos de uso não potável)	Depende do local e do uso, Secundário (no mínimo)	Depende do local e do uso
Recarga de águas subterrâneas por infiltração (aqüíferos de uso potável)	Depende do local e do uso, Secundário e Desinfecção (no mínimo)	Depende do local e padrão de qualidade de água potável na zona não saturada depois da percolação
Recarga de águas subterrâneas por injeção (aqüíferos de uso potável)	Inclui-se o seguinte: Secundário, Filtração, Desinfecção e Tratamento Avançado de Água residuárias	Inclui-se o seguinte: pH = 6.5-8.5 ≤ 2 UNT ^a CF = não detectável ^b 1 mg/ l ≤ Cloro residual ^c Padrão de água potável

^a valor médio de 24 horas. Não deverá exceder 5 uT. Deve ser primeiramente ser desinfetado.

^b baseado no valor mediano de 7 dias. Nenhum amostra deverá exceder a 14 NMP/100 ml de CF.

^c depois de tempo de contato mínimo de 30 minutos.

^d recirculação em torres de refrigeração.

^e baseado no valor mediano de 7 dias. Nenhum amostra deverá exceder a 800 NMP/100 ml de CF.

Fonte: Crook e Surampalli, 1996

3.3- PISCICULTURA CONVENCIONAL

Aquicultura é o processo de produção, em cativeiro, de organismos com hábitat predominante aquático, em qualquer estágio de desenvolvimento, ou seja: ovos, larvas, pós-larvas, juvenis ou adultos. Nesse contexto, a aquicultura moderna apóia-se em três pilares fundamentais: a produção lucrativa, a conservação do meio-ambiente e o desenvolvimento social (Valenti *et al.*, 2000). O reúso direto em piscicultura, principalmente na fase de engorda de peixes juvenis e adultos, preserva as fontes hídricas, uma vez que, se o produtor utilizar toda ou parte das águas residuárias tratada no cultivo, estará poupando

uma retirada desse recurso natural, sendo que essa seria uma porção de água quase sempre de boa qualidade.

A aquicultura é o termo geral que especifica a criação e multiplicação planejada de plantas e animais aquáticos. Portanto, a Piscicultura - criação de peixes - é uma das formas da aquicultura. Neste texto, ao se referir à piscicultura e à aquicultura estar-se-á conduzindo o mesmo tema, que é a engorda de peixes (machos e fêmeas) juvenis e adultos.

A aquicultura intensiva é praticada em: (1) tanques ou lagoas construídas; (2) gaiolas flutuantes ou ancoradas; ou (3) várzeas ou alagados, do tipo utilizado em cultivo de arroz (Bocek, 1996^c; Valenti *et al.*, 2000; Kubitza, 2000).

3.3.1- Sistemas de produção em piscicultura

Das formas de aquicultura, a mais praticada é, sem dúvida, a de viveiros adubados, onde, na maioria das vezes, o regime hidráulico é intermitente (de batelada). A criação ocorre mediante a introdução de quantidade limitada de espécimens, ou seja, a densidade de armazenagem é estabelecida, geralmente em massa ou número de indivíduos por metro quadrado. A partir disso, o tanque é alimentado com dejetos orgânicos ou esterco de diversos tipos de animais domésticos (vaca, porco, pato, galinha, coelho, cabra, etc.) e com adubo químico (NPK) para prover os nutrientes em deficiência nos materiais orgânicos. Para resumir, e utilizando a linguagem da engenharia sanitária, o manejo desses tanques objetiva fertilização da água presente nesse reator biológico, ou seja, é necessário criar um ambiente eutrofizado ou hipereutrofizado. A alimentação do peixe, dependendo da espécie, para seu crescimento e engorda, provém do fitoplâncton, zooplâncton, insetos aquáticos, larvas de insetos, caracóis, moluscos e outros microorganismos. O controle de qualidade da biomassa algal do tanque é efetuado por meio da leitura da transparência pelo Disco de Secchi, sendo recomendado valores de 20 a 30 cm.

Kubitza (2000) classifica os sistemas de produção de acordo com as peculiaridades de cada um. Prossegue-se abordando a classificação de Kubitza (2000) para produção de peixes.

3.3.1.1- Viveiros adubados

Nesse sistema, ocorre o aproveitamento de alimento natural (plâncton e outros organismos) disponível nesses ambientes de cultivo. Os tanques de produção são adubados com fertilizantes inorgânicos, esterco animal e subprodutos vegetais. A calagem é uma prática bastante utilizada para corrigir a acidez, a alcalinidade e a dureza da água (sistema

tampão). A troca excessiva de água prejudica a formação do plâncton e a renovação de água nos viveiros é regulada para compensar as perdas por infiltração e evaporação.

3.3.1.2- Viveiros adubados e com alimento suplementar

Esse sistema difere do anterior pela substituição de parte dos fertilizantes por um alimento suplementar (ração). Com isso, a disponibilidade de alimento é aumentada e a carga orgânica nos viveiros é reduzida, permitindo o aumento na densidade de estocagem inicial no peixamento. Uma mistura de farelos, restos de restaurantes e varejões e, até mesmo, rações peletizadas de baixo custo, são usados como alimento suplementar.

3.3.1.3- Viveiros com baixa renovação de água e ração completa

Na produção em viveiros com baixa renovação de água e ração completa, ocorre com o uso de rações nutricionalmente completas. Essas rações contêm todos os nutrientes necessários para o adequado crescimento, reprodução e saúde dos peixes, diminuindo a dependência em relação ao alimento natural.

3.3.1.4- Viveiros com baixa renovação de água, ração completa e aerados

São viveiros com pouca vazão de água e uso de ração completa, a aeração é feita em caso de emergência (acionamento dos aeradores quando necessário), manobra que permite aumentar o arraçoamento diário. Contudo, níveis de arraçoamento acima de 120 kg/ha/d podem aumentar consideravelmente a concentração de amônia na água.

3.3.1.5- Viveiros com renovação de água e aeração

A renovação de água diminui a carga orgânica e a concentração de amônia na água, o que permite aumentar o arraçoamento e, portanto, a capacidade de suporte (densidade de estocagem inicial no peixamento). Muitos sistemas com renovação parcial de água usam aeração suplementar (aeração todas noites), ou até mesmo contínua.

3.3.1.6- Raceways

É o nome dado aos tanques com alto fluxo de água. Esses tanques podem ser de diversos formatos e o fluxo d'água possibilita 1 a 20 trocas totais por hora. Os resíduos

gerados (fezes e sobras de rações) são arrastados junto com a corrente de água para fora do sistema.

3.3.1.7- Sistemas de recirculação

São bastante utilizados quando a disponibilidade de água é limitada ou quando se deseja manter a temperatura da água dentro de limites toleráveis, principalmente no cultivo de tilápias em regiões com inverno rigoroso. Esse método demanda tratamento do efluente do tanque de cultivo antes do seu retorno. Os processos de tratamento mais utilizados são filtros para remoção dos resíduos, e de filtros biológicos para promover a nitrificação/desnitrificação. Esse sistema poderia ser classificado também como reúso direto de águas residuárias tratadas de viveiros de cultivo.

3.3.1.8- Tanques-rede

São utilizados onde se deseja cultivar em grandes reservatórios. Diversas vantagens podem ser atribuídas a essa metodologia, tais como: a) menor investimento inicial para a implantação do empreendimento, quando comparado à construção de viveiros e *raceways*, b) possibilita o aproveitamento de recursos aquáticos já disponíveis (grandes reservatórios, açudes e rios), c) permite o cultivo de diferentes espécies em um mesmo corpo d'água, sem mistura dos estoques, d) assegura maior controle do estoque e melhor observação dos peixes do que o cultivo em viveiros, e) menor custo no tratamento de doenças comparado aos viveiros, f) geralmente reduz a incidência de problemas com mau sabor (*off-flavor*) nos peixes, g) no cultivo de tilápias, elimina problemas associados à reprodução excessiva e à dificuldade de despesca (colher com redes ou tarrafas os peixes de tanques piscícolas), freqüentemente encontrados em viveiros e h) pode ser uma excelente alternativa em áreas onde existem conflitos quanto ao uso de água, pelo uso de pouco espelho de água para o cultivo.

3.4- REÚSO DE ÁGUA EM PISCICULTURA

3.4.1- Histórico

A parceria entre piscicultura e saneamento básico não é recente, é tão antiga quanto o início dos povos europeus com a civilização Minóica (Grécia Antiga - 3000 a.C.), que antecedeu à Romana e ensinou a última o papel dos peixes como indicador biológico de qualidade da água. Transcreve-se, a seguir, um trecho do livro de Hans Liebmann, no capítulo 3 denominado "O meio ambiente na Antigüidade", no seu primeiro item "As Leis das

Águas foram os primeiros códigos dos homens", no momento em que se descrevem os aquedutos romanos e a possibilidade do uso de peixes como indicador biológico esclarecendo de certa forma, a origem da palavra piscina: *"O suprimento de água para as residências particulares só se podia conseguir mediante licença do imperador por méritos especiais. Nas canalizações, eram construídos tanques de sedimentação (piscinae) que serviam de filtro, dispositivo que já se conhecia dos encanamentos dos palácios micênicos. Não se sabe ainda com certeza se esses tanques serviam, além disso, como tanques de peixes ou tanques experimentais de peixes, utilizados para verificar a qualidade da água segundo comportamento dos peixes. Tal como nós, hoje em dia, construímos tanques experimentais de peixes vinculados aos medidores estacionários da qualidade da águas, para daí se tirarem as correspondentes conclusões quanto à qualidade das águas, de acordo com o comportamento dos peixes, é possível também que os romanos usassem seus tanques com idêntica finalidade."* (Liebmann e Meure, página 93,1979).

O uso de águas residuárias, tratadas ou não, nasce como uma nova filosofia, que tem a necessidade de buscar alternativas para reciclar os nutrientes na produção de alimento e, com isso, salvaguardar o meio ambiente. A intenção de usar esgotos em aquicultura difere-se entre países desenvolvidos e em desenvolvimento. Os países mais ricos procuram no reúso uma alternativa de tratamento a custo mais baixo, principalmente na economia de energia elétrica, enquanto os países em desenvolvimento têm como principal motivo a produção de alimento. Milhões de pessoas, particularmente na Ásia, dependem do reúso para tratamento de suas excretas e para provisão de comidas por meio da agricultura e aquicultura (Edwards, 1992).

Nos Estados Unidos têm-se enfatizado o uso de sistemas naturais biológicos para tratamento de esgotos. O uso desses sistemas encoraja de certa maneira o reúso de águas residuárias na agricultura, na aquicultura e no reflorestamento. Entretanto, o reúso no cultivo de peixes foi de interesse transitório e meramente vinculado a estudos conceituais e experimentais (Henderson, 1982). O interesse norte-americano pelo reúso em piscicultura coincidiu com o uso intenso de Lagoas de Estabilização.

Matheus (1985) relata que, em 1958, muitos trabalhos americanos divulgaram a rentabilidade da matéria orgânica como fertilizante para a produção piscícola, principalmente com bom rendimento no cultivo de Tilápia. Nos Estados Unidos, as primeiras experiências usando peixes em lagoas de estabilização objetivavam, principalmente, o controle de mosquitos. Em 1957, no Texas, 46% das 108 lagoas de estabilização existentes continham peixes.

A utilização de sistemas naturais de tratamento de águas residuárias, como a aquicultura, reduz as despesas com energia elétrica, e o reciclo de nutrientes na produção

de biomassa como ração pode gerar renda que, certamente, reduz os custos operacional e de manutenção da planta de tratamento (Edwards, 1982; Henderson, 1982).

Os primeiros trabalhos que registram cientificamente as propriedades da fertilização das águas residuárias na piscicultura foram editados na Alemanha durante o início do século XIX . Nesses trabalhos, é mencionado o emprego das lagoas de estabilização de tratamento de águas residuárias como tanques piscícolas, provavelmente estimulado pela escassez de alimentos durante a Primeira Grande Guerra Mundial. Esses documentos foram divulgados entre 1914 e 1926. Com a crescente industrialização, os resíduos, principalmente das cervejarias, usualmente tóxicos para os peixes, têm desestimulado esse reuso para piscicultura (Moscoso e Galecio, 1978; Edwards, 1992).

Dos países europeus, a Alemanha é um exemplo já histórico da utilização de sistemas de aquicultura para melhorar a qualidade dos efluentes de estações convencionais de tratamento de esgotos (Matheus, 1985; Edwards, 1992). Cerca de 25% das águas residuárias da cidade de Munique, após ser removida a maioria dos Sólidos Sedimentáveis, alimentam um complexo sistema de piscicultura de 233 hectares de extensão, que consta de 30 tanques de grande tamanho, manejados de forma paralela, com tempo de detenção, aproximadamente, de 40 horas. Outros tanques menores são empregados para reprodução, cria, hibernação e armazenamento dos peixes capturados antes de seu envio ao mercado (tanque de depuração). A carpa comum é a principal espécie cultivada e se alimenta de zooplâncton e invertebrados que vivem no fundo dos tanques e apresenta rendimentos anuais de 500 kg/ha. O efluente dos tanques de peixes é posteriormente submetido à aeração e diluído com a água do rio na proporção de 1:4 ou mais. Duas semanas antes da captura, alimentam-se os tanques com água fresca e limpa para depurar os peixes (buscando retirar qualquer impureza do seu organismo). O período de cultivo é somente de abril a outubro, por causa do inverno rigoroso, mantendo-se os tanques vazios de dezembro a março. Esse processo consolida o lodo de tal maneira que, em 30 anos de funcionamento, não houve necessidade de retirá-lo (OMS, 1989; Edwards, 1992).

Na Índia, existem mais de 130 sistemas de piscicultura em tanques alimentados com águas residuárias, em uma zona de 12.000 hectares, sendo que a maioria encontra-se em Bengala Ocidental. Calcutá tem o sistema de aquicultura alimentado com águas residuárias mais extenso do mundo, em que as águas residuárias e a água pluvial da cidade são conduzidas através de um canal principal. Esse canal distribui o líquido por um complexo sistema de canais secundários e terciários, que alimenta um sistema de tanques com uma superfície de 4.400 hectares. Nesses tanques, são cultivadas carpa e tilápia, que são importantes como alimento para o país e no período de 5 a 6 meses alcançam o tamanho comercial (Strauss e Blumenthal, 1990^{a,b}; Edwards, 1992).

A fertilização de sistemas de piscicultura com excreta ou águas negras é praticada principalmente no sudoeste de Java Oeste, na Indonésia. Sendo que a prática é mais comum nas regências (áreas administrativas) de *Bandung*, *Ciamis*, *Garut* e *Tasikmalaya*. Essa área possui uma população aproximada de 8 milhões de habitantes e a produção anual de peixes é de 33.000 toneladas e em lagoas de 10.000 hectares de superfície, o cultivo predominantemente é de carpa comum, Tilápia do Nilo e Javanesa. A produtividade anual varia de 1600 a 2800 kg/ha e o lodo de fundo dos tanques é utilizado como condicionador de solo e fertilizante para a produção de arroz. Em algumas lagoas, cultivam-se também plantas aquáticas - *water spinach* (*Ipomoea aquatica*) - para consumo humano, preparando-a de forma cozida. As doenças diarréicas não são o maior problema nas vilas, com frequência de somente um episódio por pessoa por ano. A concentração de coliformes fecais nas lagoas de peixes varia de 10^4 a 10^5 NMP/100 ml. São ausentes as infecções causadas por trematódeos (*Clonorchis*, *Fasciolopsis* e *Schistosomas*). Na Indonésia, a prática da fertilização das lagoas de peixes com águas negras não parece promover um aumento significativo de qualquer doença relacionada com as excretas humanas (Mara e Cairncross, 1989).

A China detém 60% da produção mundial de peixes em apenas 27% da área total do país, em sistemas de piscicultura. Enquanto os chineses produzem 2,25 milhões de toneladas anuais em 7.000 km² de superfície em lagoas, o restante do mundo em 18.000 km² produz 1,5 milhão de toneladas anuais. O rendimento médio chinês é de 3.200 kg/hectare, mas se bem manejado em policultura intensiva poderá ser de 7.000 kg/hectare. O uso de excreta não tratada para fertilizar lagoas de peixes está tornando-se cada dia menor. Na China, onde as excretas só vêm sendo usadas após digestão anaeróbia em tanques durante um período de quatro semanas (Mara e Cairncross, 1989; Edwards, 1992; Strauss e Blumenthal, 1990^{a,b}).

Na América Latina, no Peru, a partir de 1958, iniciou-se a operação da estação de tratamento de águas residuárias da zona sul de Lima. No sistema chamado de Lagoas de San Juan de Miraflores. Em 1975, realizaram-se vários estudos com tendência forte ao reúso em aquicultura do efluente tratado por essa estação (Moscoso e Galecio, 1978). A partir de 1983, implementou-se um projeto, o qual ainda hoje, certamente, representa o centro de referência piloto de reúso em aquicultura da América Latina. O projeto é de realização do CEPIS - Centro Pan-americano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente, foi coordenado pelo Engenheiro de Pesca e Especialista em Piscicultura Júlio Moscoso Cavallini, e foi patrocinado pelo PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (Banco Mundial) e pela Agência Alemã de Cooperação Técnica (GTZ). O sistema piloto de piscicultura de San Juan de Miraflores, ainda hoje em operação e constante pesquisa, foi noticiado em documentos técnicos pela primeira vez por meio da

publicação dos resultados das primeira e segunda fase desse projeto, ou seja, de 1983 a 1990. A OPAS editou-os na série Reuso en Acuicultura de las Aguas Residuales Tratadas en las Lagunas de Estabilizacion de San Juan, Seccion I, II, III e IV (Moscoso e Muñoz, 1992; Moscoso *et al.*, 1992^{a,b,c}).

No Brasil, existem poucos registros publicados sobre o reúso direto de águas residuárias em piscicultura e a utilização de sistemas de piscicultura como tratamento de águas residuárias. A grande maioria do acervo brasileiro se refere ao cultivo intensivo de peixes alimentados com resíduo orgânico de animais domésticos (Kubitza, 2000; Matheus, 1993). Relacionados especificamente ao reúso direto de águas residuárias domésticas em piscicultura restam os estudos de Matheus (1986), Matheus e Barbieri (1991) e Hortegal Filha *et al.*(1999).

Matheus (1993) relata a experiência da utilização de resíduos industriais, especificamente o de efluentes tratados de indústrias de processamento de frutas cítricas por lagoa de estabilização na produção de peixes. Nesse estudo, é dada ênfase ao aspecto de melhoria da qualidade da água pela presença de peixes.

O esgoto doméstico tem sido mundialmente usado em diversas variedades de sistemas de piscicultura, na maioria dos casos com a finalidade de produzir proteína animal a custo baixo. Não tem sido dada importância à idéia de tratamento das águas residuárias utilizando peixes. Buscar integrar essa dualidade é uns dos propósitos desta pesquisa.

3.4.2- Estratégias de reúso para produção de alimento

Em certas sociedades, o consumo de peixes cultivados com excretas de humanos é aceito, mas na maior parte do mundo é inaceitável. Uma outra opção é o cultivo de plantas aquáticas com alto teor de proteína e essas alimentarão peixes para o consumo humano ou produzir peixes, chamados *trash fish*, que servirão de matéria prima para produção de ração ou mesmo alimentarão outros peixes carnívoros que, finalmente, serão consumidos como alimento pelo homem. O prolongamento da cadeia alimentar produzindo o "*trash fish*" ou planta aquática ou mesmo, ambos, produzindo ração para gado, têm grande relevância social, porque permite o reúso em piscicultura em sociedades que tradicionalmente não o aceitam. Do ponto de vista da saúde pública, esse uso de forma indireta evita riscos de contaminação na aplicação de águas residuárias domésticas para produção de alimento (Edwards,1992). De acordo com Mara e Cairncross (1989), a perda na eficiência biológica causada por essa forma pode ser compensada pela possibilidade da melhoria no preço final do produto. A cultura da tilápia (*trash fish*), pode-se produzir um peixe carnívoro do tipo Tucunaré (*Cichla temensis*), peixe brasileiro já tradicional na piscicultura nacional, muito apreciado na pesca esportiva e de carne saborosa, portanto de alto valor comercial.

Beveridge (1996) descreve que as técnicas de reúso na produção de alimento para consumo humano podem ser divididas em sistemas tradicionais e modernos. Os tradicionais são aqueles praticados há vários séculos nos países asiáticos: China, Indonésia, Índia e Vietnã. Nesses países, é comum a montagem de latrinas comunitárias suspensas ou pendidas, construções do tipo palafitas, sob a lagoa de produção de peixes. Esse tipo de reúso tende atualmente a desaparecer em virtude da preocupação com saúde pública e da própria substituição da fertilização dos tanques, de excretas por adubos químicos (Beveridge, 1996; Edwards, 1992).

Os métodos modernos, com uma abordagem integrada, têm como princípios a recuperação dos nutrientes presentes na biomassa aquática (algas, plantas aquáticas ou peixes) e a preocupação com a saúde pública e os aspectos comerciais do produto final (Beveridge, 1996). Esse sistema pode ser qualificado como reúso de águas residuárias para produção de alimento de forma direta e indireta. A forma direta tem como objetivo a produção de peixes para o consumo humano. O modo indireto, por sua vez, tem como alvo principal a geração de microalgas ou plantas aquáticas, para posteriormente, se for o caso, originar alimento para consumo humano.

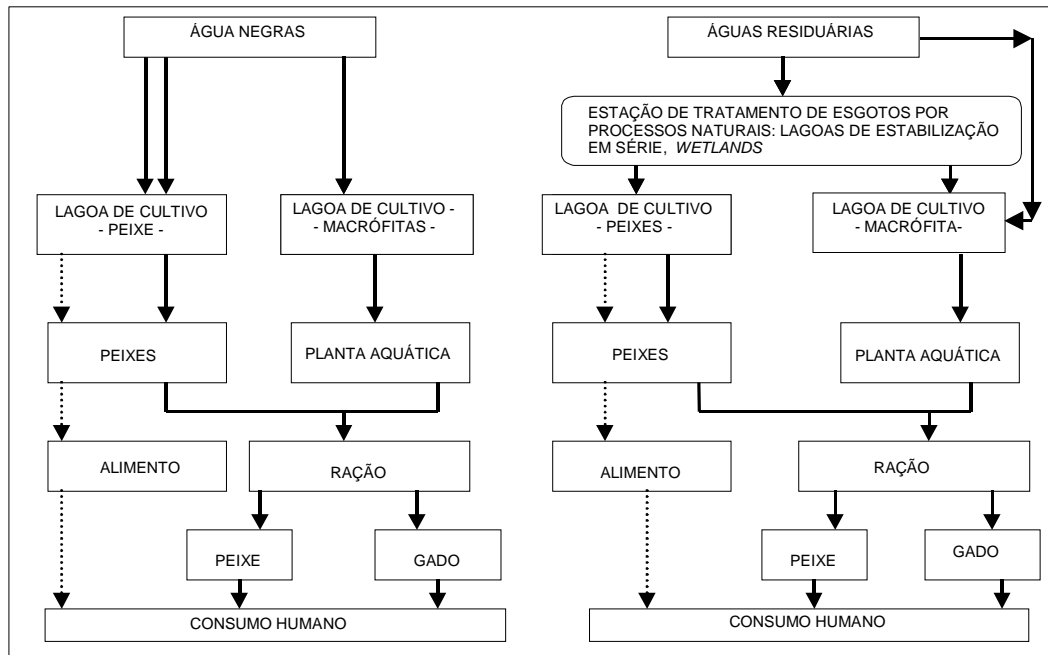
Essas estratégias alternativas de reúso na aquicultura estão ilustradas na Figura 3.3. Nessa figura, as setas duplicadas representam o caminho preferencial ou as aplicações mais utilizadas e as com linhas pontilhadas demonstram as rotas menos usadas.

O preceito da forma direta de produção está no uso de excretas ou águas residuárias, tratadas ou não, suprimindo lagoas ou tanques estáticos com nutrientes, e, conseqüentemente, promovendo uma maior produção primária (proliferação do fitoplâncton), aumentando, assim, a disponibilidade de organismos vivos para os peixes (Matheus, 1993). Os sistemas de produção direta são amplamente usados na Índia, incluindo o enorme complexo de reúso direto em Calcutá, o qual utiliza aproximadamente 550.000 m³ de águas residuárias por dia e produz mais de 13.000 toneladas de peixes por ano.

Entretanto, o uso de águas residuárias não tratadas pode causar problemas de saúde pública, por meio da contaminação do alimento produzido e das fontes de água para o consumo humano. Portanto, esses sistemas, com o passar do tempo, deverão cair em desuso (Beveridge, 1996).

A forma indireta de produção de alimento por meio de microalgas pode ser realizada por meio da utilização do efluente de lagoas de estabilização (rico em biomassa algal) ou pelo beneficiamento do fitoplâncton (colheita e purificação). As técnicas mais empregadas na produção de alga seca são floculação, centrifugação e flotação, operações unitárias que têm se demonstrado muito dispendiosas e impraticáveis (US 2,5 por kg de massa seca). Essas características, na maioria das vezes, têm sido observadas quando se projetam e

operam experimentos em escala piloto com objetivo de separar toda biomassa produzida (Edwards, 1992).



Fonte: adaptado de Edwards (1992)

Figura 3.3 - Estratégias de reúso de águas residuais em aquicultura

Dos modos indiretos de produção de alimento a partir do reúso de água, os julgados factíveis são os sistemas que produzem plantas aquáticas flutuantes, do tipo Aguapés (*Eichhornia crassipes*) e *Lemna* (*Lemna*, *Spirodela* e *Wolffia*). O aguapé tem a desvantagem de necessitar de ser compostado antes do uso como ração animal, seja nos tanques dos peixes ou para o gado. Todavia, os vegetais da família da *Lemnaceae* possuem proteína crua na ordem de 10 a 40% com perfil aminoácido similar ao da soja e muito mais agradável para ser usado como ração animal ou alimento para peixes (Beveridge, 1996).

Na produção de plantas aquáticas de alto teor protéico, as da família da *Lemnaceae*, em inglês *duckweed* (*Lemna*, *Spirodela* e *Wolffia*), possuem destaque especial, a ponto de existir uma empresa americana de Lousiana com o nome de Lemna Corporation (Lemna USA e Lemna International Inc.) especializada em tratamento de águas residuais em nível terciário utilizando esse vegetal (Iqbal, 1999). Essas plantas são muito cultivadas em países asiáticos, como Bangladesh, Índia, China Continental, Vietnã, Tailândia e Taiwan, onde esse vegetal, após colhido, serve como alimento ao tanque de peixes. O cultivo preferencial é o da carpa comum e tilápia do Nilo (Iqbal, 1999; Edwards, 1992).

Sendo assim, a aquicultura, de uma forma ou de outra, cultivando peixes ou plantas aquáticas para consumo humano e para animais (gado, peixes, etc.), é um campo de aproveitamento cada vez maior de águas residuais nos países em desenvolvimento,

sendo que, partindo-se dessa orientação, devem ser implementadas pesquisas, para iniciar o estabelecimento de diretrizes para proteção da saúde pública (OMS, 1987).

3.4.3- Classificação do Reúso Direto em Piscicultura

Os métodos para o reúso direto de águas residuárias em piscicultura podem ser classificados de acordo com o grau de tratamento das mesmas. Essas práticas são descritas com os exemplos reportados na literatura, projetos implementados em escala real e experimental desse tema no mundo (adaptado de Moscoso e Galecio, 1978; Edwards, 1992).

3.4.3.1- Reúso direto de Águas Negras ou Excretas

O manejo de águas negras ou excretas nesse sistema trata da adição e diluição das excretas na águas, já contidas no tanque de peixes. Esse sistema segue os mesmos preceitos dos sistemas de produção de viveiros adubados (Kubitza, 2000), onde há substituição da fertilização do esterco animal pela excreta humana. A água no tanque pode ser recentemente incorporada ou antiga e já estabilizada. Esta modalidade também é conhecida como sistema de lagoas de peixes.

Esse sistema é utilizado habitualmente em Israel, empregado em pequenas propriedades coletivas rurais, os *Kibutz*, com 500 a 1.500 pessoas, e que produzem em torno de 100 a 600 m³/d de águas residuárias (Hepher e Schroeder, 1977 *apud* Edwards, 1992). Os tanques piscícolas de 50 a 100 hectares e com profundidade de 1,5 m são inicialmente preenchidos com água doce de boa qualidade, e, a partir daí, as águas residuárias fluem por meio de redes coletoras, e complementam o volume perdido pela evaporação e infiltração ocorridas nessas lagoas. Como essas perdas são da ordem de 10 a 15 mm/d, a diluição resultante nos tanques é de cerca de 100 a 150 vezes. O esgoto doméstico afluente às lagoas possui concentração em matéria orgânica (DBO) em torno de 250 a 300 mg/l o que dá uma carga aplicada de 25 a 45 kg DBO/ha.d. Segundo os autores (Hepher e Schroeder, 1977 *apud* Edwards, 1992) as lagoas suportam uma maior carga orgânica em função da supersaturação de oxigênio dissolvido produzido pela atividade fotossintética durante o dia.

De acordo com Edwards (1992), outras formas tradicionais de reúso direto de excretas em lagoas para produção de peixes, mais antigas e bem mais rústicas, ocorreram comumente em diversos países asiáticos (Bangladesh, Honk Kong, Índia, Indonésia, Malásia, China, Singapura, Sri Lanka, Taiwan, Tailândia e Vietnã). Nesses países, não existia a rede coletora dessas águas negras e o reúso direto era praticado através de fossa

seca com reservatório para coleta e por serviço de venda de excretas para aplicação em aquicultura (coleta na fonte geradora, transporte e entrega). A China, particularmente, tem uma longa história na aplicação de excretas em aquicultura. Ultimamente, o uso da fossa seca com reservatório têm sido bem menor, mas o serviço de venda de excretas (coleta/transporte) é o mais importante método de fertilização de lagoas de peixes, porque disponibiliza maior volume de material em menor tempo para aplicação na aquicultura. Em qualquer cidade chinesa, pode-se conseguir excretas humanas a um preço de 2 a 3 vezes a do esterco de suínos e 10 vezes a do bovino. O curioso é que na província de Wuxi existe, inclusive, esse serviço efetuado por meio de embarcações construídas em ferro-cimento. Essa técnica continua nos dias de hoje com uma melhoria, do ponto de vista da saúde pública, através da estocagem inicial de 4 ou mais semanas antes da aplicação nos tanques de piscicultura (Edwards, 1992).

Em Taiwan, as excretas eram comumente utilizadas para fertilizar lagoas de água doce e lagunas (Hepher e Schroeder, 1977 *apud* Edwards, 1992). Há experiência, em algumas fazendas, na implementação de projeto integrado de produção de arroz e peixe, em que as águas negras foram a única fonte de fertilização. Entretanto, o sistema não teve sucesso porque requeria maior quantidade de mão-de-obra, os pesticidas utilizados na cultura dos grãos eram tóxicos ao peixe e ocorreram pescas ilegais. Na região de Tainan, existiam 5.000 hectares de lagoas (20%) e lagunas (80%) de peixes que reusavam excretas de forma direta. As excretas eram coletadas pelo município e terceiros, esses últimos ilegais. Os operadores não autorizados começavam a trabalhar no início da manhã, utilizando grandes conchas, baldes e transportavam o líquido com auxílio de carros de boi, enquanto o sistema público utilizava caminhões com sistema à vácuo. Segundo Edwards (1992), 90 toneladas de excretas eram coletadas e reusadas por mês, 70% na aquicultura e o restante na agricultura. O material era vendido 10 meses por ano (Janeiro a Outubro). Durante o período seco, era freqüente o roubo de excretas das fossas antes da coleta municipal, então estabelecendo-se um verdadeiro mercado paralelo clandestino de águas negras.

Na prática da produção piscícola nas lagoas de Tainan, por experiências centenárias de fazendeiros, em tanques de 6 hectares eram estocadas (Tang, 1970 *apua* Edwards, 1992) seis espécies de peixes de diferentes hábitos alimentares: carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) - Fitoplâncton, *grey mullet* (*Mugil cephalus*) - Onívoro, carpa cabeça grande (*Aristichthys nobilis*) – Zooplâncton, carpa capim (*Ctenopharyngodon idella*) – Macrófita, carpa comum (*Cyprinus carpio*) e perca do mar (*Lateolabrax japonicus*) - carnívoro. Todos os peixes eram estocados entre fevereiro e março, exceto o carnívoro que era só em abril. De dezembro a janeiro era drenada a lagoa é realizada a despesca. A lagoa era fertilizada com esterco (aves e suínos) e excretas humanas, o farelo de arroz era

usado como suplementação alimentar em função da alta densidade populacional dos peixes próximo a época da colheita e também, eventualmente, na estação chuvosa, quando o alimento natural era insuficiente para o crescimento dos peixes. Em média, eram utilizados 38 t/(ha.ano) de excretas cruas, obtendo-se a produtividade piscícola do sistema em torno de 7,3 t/(ha.ano) e a taxa de sobrevivência dos peixes era cerca de 22,5%. Edwards (1992), em visita realizada a Taiwan em 1985, tomou conhecimento de que o reúso direto de excretas em piscicultura cessou nos últimos anos, 8 a 10 anos, em virtude da disponibilidade dos fertilizantes químicos.

Obviamente, esses sistemas não atentavam para a melhoria da qualidade da água. Pelo contrário, o objetivo principal sempre foi o da produção de proteína animal a custo baixo, e o regime hidráulico dos tanques de peixes era sempre intermitente (batelada).

3.4.3.2- Reúso direto de Águas Residuárias com Tratamento Parcial

O método, para essa forma de reúso, é o emprego de águas residuárias com qualquer tipo prévio de tratamento antes do momento da aplicação aos tanques aquícolas. Calcutá, na Índia, e Munique, na Alemanha, são locais reportados como exemplos de grande importância para esse tipo de reúso direto em piscicultura (Moscoso e Galecio, 1978; Edwards, 1992; Mara e Cairncross, 1989; Strauss e Blumenthal, 1990^{a,b}).

O sistema de Calcutá está localizado na parte oriental da cidade, entre os rios *Hooghly* e o *Bidyadhari*, e é relatado como maior e mais antigo complexo de reúso direto de águas residuárias do mundo (Ghosh, 1988; Edwards, 1992). A tradição de produção aquícola calcutaense remonta a 1850, época em que se cultivavam peixes utilizando lagunas que tinham como fonte de água, o movimento das marés no rio *Bidyadhari*. O rio foi assoreado e declarado morto pelo Departamento de Irrigação de Bengala, em 1948. O leito do rio se transformou em um grande pântano com muitas depressões. Sem o efeito das marés, a região foi abandonada para aquicultura em lagunas. Segundo Ghosh (1988), entre 1929 e 1930, um dos principais piscicultores da região obteve sucesso cultivando peixes com águas residuárias. A partir daí, o complexo de reúso direto em aquicultura teve seu início, com a implementação do programa de drenagem urbana, onde foram concebidos dois canais, um para conduzir esgotos e outro para água pluvial da metrópole de Calcutá (Ghosh, 1988). O canal que escoar as águas residuárias tem 32 km de comprimento até desembocar no rio Kulti Gong, e, em 1943, foram construídos dois tanques de sedimentação na altura do quilômetro 6,4. Segundo Edwards (1992), esses dois decantadores primários, na época de sua construção, eram os maiores do mundo, com 78 m de diâmetro interno cada um e tempo de detenção hidráulica de 1,5 horas, sendo responsáveis por remover 85% dos sólidos sedimentáveis das águas residuárias. A capacidade projetada desse canal é 14,7

m³/s e Gosh (1988) relata que fluem nele águas residuárias de 4 milhões de habitantes, o equivalente à vazão média de 10,9 m³/s. Segundo Gosh (1988), o efluente do decantador, disposto nos próximos 27 quilômetros de canal, é empregado para fertilizar as lagoas de peixe, que possuem de 50 a 150 cm de profundidade, e com o regime hidráulico de alimentação intermitente, para tanques com área inferior a 40 ha, e contínuo, para os maiores. Segundo Moscoso e Galecio (1978), acontece alguma sedimentação ainda no canal secundário, onde o líquido escoar antes de adentrar às lagoas de peixes, ocorrendo uma redução de 100 a 115 mg/l de DBO₅. Os tanques de 101 e 243 hectares recebem 130.000 a 180.000 m³/d, vazão que determina uma diluição de 3 a 4 com a água estabilizada do interior do tanque. Com exceção da zona de entrada da lagoa de peixes, onde as águas residuárias são introduzidas e onde a DBO₅ é de 70 a 92 mg/l, o resto do tanque mantém um nível de oxigênio dissolvido adequado para os peixes. A água estabiliza-se em 10 a 12 dias, no verão, e 15 a 20 dias, no inverno (Moscoso e Galecio, 1978).

Numa descrição mais atual da metodologia (Olah *et al.*, 1986 *apud* Edwards, 1992), é relatado que, para uma lagoa de 5,7 hectares e 0,7 m de profundidade, o procedimento é o seguinte: (1) o tanque é completado com águas residuárias e repousa por 12 dias, (2) realiza-se a limpeza do material flotado através de redes, (3) prossegue-se com uma agitação manual efetuada com auxílio de varas de bambu com intenção de melhorar a qualidade da água, (4) no 25º dia estocam-se os peixes, (5) a partir daí, a alimentação se processa 7 dias por mês durante 3 horas no período da manhã. Com isso, estima-se que a aplicação de esgotos seja de 130 m³/(ha.d). Nesse ciclo, é praticada a policultura de *catla* (*Catla catla*), *mrigal* (*Cirrhinus mrigala*), *rohu* (*Labeo rohita*), carpa comum (*Cyprinus carpio*) e tilápia (*Oreochromis mossambicus*). O peixamento é efetuado com uma biomassa inicial total de 869 kg e os peixes estocados tem seu peso variando de 20 a 30 g com densidade de estocagem de 3,5 peixes/m². Ao final de 120 dias, há uma despesca intermediária efetuada por redes e, no 300º dia, a colheita final é realizada por meio do uso de um veneno nativo para matar todos os peixes restantes. Edwards (1992) estima que a produção e a produtividade desse sistema de Calcutá é muito variável, mas que, segundo informações coletadas no local, a produção média é de 4.516 toneladas anuais em uma área de 6.993 hectares, apresentando conseqüentemente uma produtividade de 0,6 ton/(ha.ano). Segundo Gosh (1988), uma equipe composta por 10 a 20 pescadores coleta diariamente, pela madrugada, de 10 a 12 toneladas de pescado fresco, que abastecem o mercado de Calcutá pela manhã, sem nenhum sistema de conserva do tipo refrigeração ou emprego de gelo. Edwards (1992) relata que existe forte tendência para diminuir o reúso direto em aquicultura em Calcutá, devido às fortes pressões causadas pela valorização da terra para exploração da cultura do arroz em várzeas naturais (esta vocação foi potencializada pelas

contaminações das águas residuárias domésticas por efluentes industriais de curtumes locais).

Edwards (1992) relata que as primeiras fazendas que empregaram reúso de água na Alemanha foram construídas durante as duas décadas finais do século passado. Os reservatórios foram edificadas, entre 1887 e 1888, nas cidades de Dortmund, Munster e Pankow. Essas construções foram anteriores às unidades de aplicação no solo, ou melhor, da operação e monitoramento da qualidade da água feito através da aplicação de águas residuárias em campos irrigados. Em 1899, águas residuárias alimentaram lagoas rasas, criando vários tipos de organismos para cultivar carpas e trutas arco-íris em outros tanques separados. A idéia se originou das práticas de reúso direto de excretas em países como a China e Java, onde culturas de peixes eram efetuadas sem adição de alimentação suplementar. O reúso direto de esgoto, com algum tratamento ou diluído em lagoas, com o intuito simultâneo de complementar o tratamento e de cultivar peixes, foi tentado entre 1903 e 1905.

A primeira planta de piscicultura foi erguida na cidade de Strasbourg, onde metade do efluente gradeado e sedimentado era descarregado no rio e a outra parte, em torno de 15-20 l/s, era diluída de 3 a 4 vezes com a água desse rio e alimentava um tanque 5000 m³. Esse tanque era de madeira com formato em S (esse) e profundidade variando de 0,3 a 1,0 m. As águas residuárias diluídas eram distribuídas ao longo do tanque, com tempo de detenção hidráulico de 20 a 30 dias. A contribuição de esgoto era equivalente à uma população de 2.000 habitantes e era tratado numa área de 1 hectare. Nesse experimento foram relatados problemas com acumulação de lodo no tanque (Edwards, 1992).

Edwards (1992) reporta que lagoas para reúso direto também foram concebidas em outras cidades alemãs: Amberg; Bergedorf (perto de Hamburgo); Falkenberg e Grafenhainichen (na Saxônia); Grafenwohr; Konigsberg; Velbert (no Ruhr) e Zerbabelshof (perto de Nurnberg). Mas a planta maior e mais famosa é a de Munique, elaborada entre os anos de 1926 e 1929.

Mais recentemente foram divulgadas informações esclarecedoras sobre complexo de piscicultura muniqueense (Bavarian State Ministry for Land Development and Environmental Protection, 1980 *apud* Edwards, 1992). A rede coletora foi concebida em 1881 e em 1900 cerca de 75% das águas residuárias da cidade já estavam conectadas. A partir de 1925, iniciou-se o tratamento através do uso de tanque Imhoff operando com eficiência de 69% na remoção de Sólidos Suspensos Sedimentáveis. As águas residuárias eram consideradas fracas devido a forte diluição com a água de refrigeração recebidas das cervejarias e o efluente começou a ser reusado no ano de 1929, sendo bombeado para as lagoas de peixes.

Em Munique, uma unidade de reuso de 233 ha foi construída numa terra pantanosa de pouco valor agrícola. O efluente final do sistema de reuso direto era descarregado num lago de 615 ha que era utilizado para produção de energia hidrelétrica. A estação de tratamento possuía a capacidade de depuração para 500.000 pessoas com pico máximo de 700.000 pessoas, ou seja, 2.000 habitantes/ha. Com o aumento da população, o excesso era descarregado no rio Isar, que se tornou poluído. Entre 1957 e 1960, a unidade foi ampliada, com a instalação de um tratamento primário formado por tanques de decantação e digestão do lodo primário por reatores anaeróbios com aquecimento proveniente da queima do biogás produzido. Em 1967, uma nova complementação da unidade ocorreu, com a implementação de mais duas etapas de tratamento biológico por lodos ativados e uma terceira, em 1974, embora as lagoas de peixes ainda tratassem 25% do efluente decantado. Entretanto, até 1975, o sistema funcionou como um etapa de polimento final para o efluente tratado por processo de lodos ativados terciário. A partir de 1975, as lagoas não receberam mais alimentação. Na época em que operavam, a carga orgânica aplicada em uma lagoa de 200 ha era de 7 a 18 t de DBO_5/d ou melhor de 35 a 90 kg de $\text{DBO}_5/(\text{ha}\cdot\text{d})$. A unidade de reuso consistia de lagoas com áreas variando de 0,3 a 10 ha destinadas para reprodução e pré-cria de carpas, e outra de extensão de 130 ha dividida em 18 tanques para a engorda final, processo que demorava aproximadamente 3 anos. As lagoas eram retangulares na sua forma e com relação comprimento/largura de 3:1, a profundidade média era 0,9 m, mas variavam de 0,4 m, na entrada, até 1,5-2,0 m na saída. O efluente saía por baixo, através da estrutura de drenagem denominada de monge. Havia três monges, um maior no meio e outros dois a 70 m alinhados um de cada lado deste primeiro. O fundo das lagoas era provido de trincheiras, com intuito de auxiliar no esvaziamento e na despesca, no momento da colheita. A alimentação, com DBO_5 de 150 a 200 mg/l, era efetuada por intermédio de três aspersores em cada lagoa. A relação de diluição utilizada de águas residuárias para água do rio era de 1:3 no outono e no início do verão, de 1:6, durante o restante do verão. Como a água do rio era muito fria e turva, depositavam-na por um certo período em duas lagoas, para que, uma vez em repouso, pudesse-se aquecê-la e remover a areia nela contida. A alimentação pressurizada formava um cascata de 2 m de altura em cada aspersor, o que permitia um grande efeito de mistura das águas residuárias com as águas aclimatadas do rio, sendo que a razão de diluição podia ser regulada em separado para cada lagoa. O tempo de retenção hidráulico era de 42 horas, com o mínimo variando de 20 a 30 horas. Durante muitos anos, foram usado, em média, 1,65, e no máximo, 2,5 m^3/s de esgotos com uma vazão média de diluição de 9,5 e máxima de 10 m^3/s de águas do rio Isar (Edwards, 1992).

Em Munique, o cultivo era feito durante 7 meses por ano, de abril a outubro, devido à época do inverno. As lagoas eram preenchidas com água do rio em março e os peixes

eram estocados na segunda quinzena de abril. As águas residuárias eram introduzidas nas lagoas de forma lenta, para adaptação dos peixes à nova qualidade da água. As lagoas eram normalmente drenadas em outubro e, algumas vezes, podiam iniciar o processo de enchimento de outubro a dezembro. Segundo Edwards (1992), um período mínimo de seca, que ocorresse de dezembro a março, era suficiente para mineralizar qualquer lodo acumulado no fundo. Em 30 anos de operação, não houve necessidade de preocupação com acúmulo e remoção de lodo (Edwards,1992).

De acordo com Edwards (1992), em Munique, a espécie mais cultivada era a carpa comum (*Cyprinus carpio*) e em segundo lugar a tenca européia (*Tinca tinca*). A carpa comum foi reportada como zooplancófaga e consumidora de invertebrados de fundo como o quironomídeos e tubificídeos. Conforme relatado, a densidade de estocagem para carpa comum era em média de 400 e no máximo de 500 peixes/ha (unidades de 150 a 250 g) e de 40 peixes/ha para tenca. Quantidades maiores de peixes por área superior a estes valores deixavam os peixes mais susceptíveis às doenças. O peso médio final para peixe de três anos de cultivo era de 1,5 kg. Ainda em Munique, em 1930, foram introduzidos alevinos de truta arco-íris, e que cresceram em uma safra até o peso médio de 250 g, mas eram presas fáceis para os pássaros predadores, pelo fato destas possuírem o hábito de nadarem perto do espelho d'água, além de que essa espécie de peixe é de difícil cultivo em piscicultura, em virtude de exigir muito com relação à qualidade d'água.

Em 1938, 30,1 t de carpas comuns de 2 anos, 1,4 t de tencas e 1,1 t de trutas arco-íris, num total de 32,6 t de biomassa inicial de peixe, foram estocadas durante 1 ano numa lagoa de 201 ha. A safra muniquiense revelou 91,5 t de biomassa final distribuída da seguinte forma: 80 t carpa comum, variando o peso de 2 a 12,2 kg cada peixe; 3,5 t de tenca e 8 t de truta arco-íris. A produtividade era, em média, de 0,3 t/ha/safra ou 0,5 t/ha/ano, e diminuía em anos mais frios e mais chuvosos (Mortimer e Hickling, 1954 *apud* Edwards, 1992).

Edwards (1992) descreve que o sistema possuía unidades específicas para a engorda e outras para procriação (pós-larvas e alevinos). Algumas lagoas possuíam aquecimento para época do inverno. O sistema possuía unidades de depuração para os peixes, estas com a finalidade de aclimatar o pescado coletado antes de ser disponibilizado para venda no mercado local. Os peixes colhidos eram colocados nas lagoas de depuração durante 2 semanas, estas eram preenchidas com água do rio Isar. A qualidade da carne do pescado era boa e as lagoas operavam com tal eficiência de tratamento que podiam até ser comparadas a processos de tratamento convencionais, do tipo biofiltro ou até mesmo lodos ativados. A remoção de DBO₅ era de 70 a 75%, de CF era de 99,6%, e de Fósforo e Nitrogênio era considerada alta, não sendo incomum serem completamente eliminados.

Os sistemas de Calcutá e o de Munique, em escala real e com características comerciais, ou melhor, em forma de empreendimento de piscicultura, objetivavam a produção psíquica, sendo que o alemão, um pouco mais criterioso, preocupava-se com a melhoria da qualidade da água efetuada pelo peixe e também com a qualidade microbiológica do pescado produzido.

3.4.3.3- Reúso direto de Águas Residuárias completamente tratadas

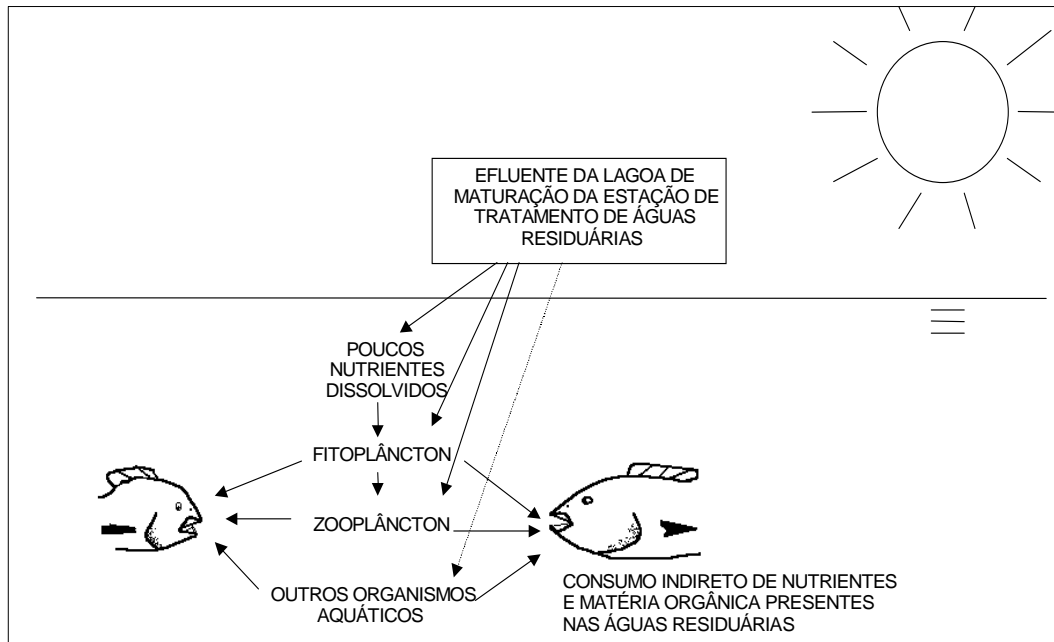
Este modelo de reúso têm a finalidade de produzir peixes através da reciclagem da energia dos organismos vivos, principalmente, em sistema de tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização, ou seja, insere o aproveitamento protéico contido nas algas presentes nos efluentes desses processos de depuração. Filosofia preconizada e defendidas pelo professor emérito da Universidade da Califórnia em Berkeley, Dr. William D. Oswald (Oswald, 1996). Não se tem nenhum exemplo registrado, em escala real, com característica comercial, para esse tipo de reúso direto em piscicultura, mas existem vários experimentos publicados (Edwards, 1992). A grande maioria destes trabalhos científicos buscam a produção de alimentos a custo baixo (El-Gohary *et al.*, 1995; Forero, 1997; Hortegal *et al.*, 1999; Moscoso *et al.*, 1992^b, Moscoso e León, 1994; Moscoso, 1998; Shereif *et al.*, 1995). Faz-se uma exceção aos poucos trabalhos desenvolvidos nos Estados Unidos que objetivavam explorar a piscicultura como unidade de polimento final de efluentes tratados sem se preocupar com a geração de biomassa de peixe (Henderson, 1979; Edwards, 1992). São poucos trabalhos que relatam como objetivo os dois propósitos simultâneos, ou seja, melhorar a qualidade da água e reciclar nutrientes para produzir alimento. As pesquisas de Matheus no Brasil (Matheus, 1986; Matheus e Barbieri, 1991; Matheus, 1993) podem ser qualificadas neste contexto.

O presente projeto de pesquisa está classificado dentro desse método, e tem a finalidade de melhorar a qualidade das águas residuárias através do cultivo de peixes em tanques operando com regime hidráulico contínuo. A Figura 3.4 ilustra a cadeia alimentar simplificada para esse tipo de método de reúso e pós-tratamento para efluentes de Lagoa de Estabilização.

Experimentos no Peru

O CEPIS, organismo internacional ligado a OPAS/OMS, empenha-se, com toda a sua equipe técnica e de algumas outras instituições peruanas, há 20 anos (Moscoso *et al.*, 1992^{a,b,c}, Moscoso e León, 1994; Moscoso, 1998) a trabalhar com dois requisitos paralelos,

ou seja, o da disposição (coleta e tratamento) das águas residuárias das cidades com o seu respectivo reuso direto no campo. Destarte pode-se afirmar, com convicção, que este centro de pesquisa é o mais destacado na procura de alternativa, criteriosa, para resolução da fome daqueles sem recursos, através do uso de seus próprios resíduos.



Fonte: adaptado de Bocek (1996^b)

Figura 3.4 - Cadeia Alimentar simplificada para reuso em piscicultura.

A investigação científica do CEPIS sobre reuso de água começou em 1983, com o propósito de contribuir para o aumento da cobertura de tratamento de águas residuárias na região de Lima, no Peru, por meio de tecnologias apropriadas que permitissem a remoção de organismos patógenos e não somente a de matéria orgânica. O CEPIS propõe transformar um problema em uma fonte de oportunidade, ou seja, o aproveitamento do efluente de estação de tratamento de esgotos domésticos em atividades agropecuárias (Moscoso, 1998).

O trabalho de campo desse projeto foi efetuado no complexo de lagoas de estabilização de San Juan de Miraflores, estação de tratamento que opera desde 1964 e é constituída de 20 lagoas com uma área de 20 ha, tratando em média a vazão afluyente de 300 l/s de águas servidas das populações de Pamplona Baixa e Cidade de Deus, ao sul de Lima, Peru (Moscoso *et al.*, 1992^b).

O programa foi dividido em três etapas, conforme apresentado por Moscoso (1998). A primeira etapa, de 1983 a 1986, teve finalidade de avaliar a sobrevivência e o crescimento de peixes (tilápia e carpa comum) e camarão da Malásia (*Macrobrachium rosembergii*),

cultivados na terceira, na quarta e na quinta lagoa de maturação da estação de tratamento de águas residuárias de San Juan de Miraflores. Nessa fase, Moscoso (1998) concluiu que: (1) as condições ambientais na quarta lagoa de maturação já eram satisfatórias para a sobrevivência e crescimento dos peixes; (2) a tilápia macho, revertida sexualmente, era o peixe mais rústico e adaptado para essa forma de cultivo; (3) as lagoas de maturação não deram bons resultados práticos para o cultivo de peixes, pelo fato de que, na colheita final, era necessária a total drenagem dos tanques; e (4) para continuar as investigações, recomendava-se como necessário a construção de uma unidade experimental de aquicultura.

Na segunda fase, de 1987 a 1990, o CEPIS e o SENAPA, através de um licitação pública, contrataram e construíram, por intermédio de uma empresa privada, a Unidade Experimental de Aquicultura, para continuar as investigações. Essa unidade foi implementada em 1987 sobre o solo arenoso de uma das lagoas de maturação secundárias, localizada na parte baixa da ETE de San Juan. A Unidade Experimental de Aquicultura foi configurada da seguinte forma: um laboratório climatizado para produção e reversão sexual de tilápia; seis tanques de serviços de 100 m² cada um; doze tanques experimentais de 400 m² cada um; e dois tanques de produção de 2700 e 3200 m² cada um (Moscoso *et al.*, 1992^b).

Com a definição de que o efluente da terceira lagoa de maturação seria o adequado para o reúso direto em piscicultura, do ponto de vista sanitário dos peixes produzidos, ficou estabelecido que um sistema de três lagoas em série seria utilizado para tratar as águas residuárias e produzir o efluente para ser usado. A ETE ficou configurada da seguinte maneira: uma lagoa primária com 1,43 m de profundidade, 1,14 ha de área e volume igual a 16,302 m³; uma lagoa de maturação secundária com 1,68 m de profundidade, 1,84 ha de área e volume igual a 30,912 m³; e uma lagoa maturação terciária com 1,31 m de profundidade, 1,00 ha de área e volume igual a 13,1 m³. As lagoas foram posicionadas todas em série. Durante os experimentos realizados nesta fase, o tempo de detenção hidráulico total no sistema de tratamento variou de 32 a 72 dias (Moscoso e Muñoz, 1992). A alimentação aos tanques piscícolas era efetuada mediante aportes intermitentes com frequência semanal, para os três primeiros ensaios e diariamente, durante a noite, para o quarto, com a intenção principal de garantir o volume perdido pela evaporação. O tempo de detenção hidráulico estimado e as características do efluente alimentado aos tanques de peixes estão evidenciadas na Tabela 3.6 (Moscoso *et al.*, 1992^b).

Logo no início do funcionamento da nova unidade, entre julho de 1988 e abril de 1990, foram realizados quatro experimentos consecutivos de duração de 154 e 112 dias, no inverno e no verão, respectivamente. As carreiras eram feitas com quatro diferentes densidades de estocagem, com três tanques de réplicas para cada uma das densidades

(Moscoso *et al.*, 1992^b). Tilápias do Nilo com pesos iniciais médios de 13 até 77 g foram cultivadas, com densidades de estocagem entre 0,2 e 5 peixes/m². Segundo Moscoso (1998), 52 parâmetros físicos, químicos e biológicos foram freqüentemente avaliados no sistema de tratamento, tanques de cultivo, lodos e peixes durante os ensaios.

Tabela 3.6 - Características físico-químicas e bacteriológica do efluente terciário usado direto em piscicultura e tempos de detenção hidráulico dos tanques piscícola durante a segunda fase das pesquisas do CEPIS

Parâmetro	Unidade	E x p e r i m e n t o			
		1	2	3	4
Temperatura ^a	°C	19	27	18	25
PH ^a		7	10	9	10
Oxigênio Dissolvido mínimo ^b	mg/l		0	2	1
DQO _{total}	mg/l	173	200	141	185
DQO _{solúvel}	mg/l	45	56	33	57
DBO _{total}	mg/l	73	110	65	84
DBO _{solúvel}	mg/l	16	18	7	21
Sólidos Suspensos Totais	mg/l	107	121	77	111
Sólidos Suspensos Voláteis	mg/l	102	109	69	97
Alcalinidade	mg/l	127	128	134	150
Clorofila-a ^c	µg/l	1554	914	1144	668
Fitoplâncton (mat. seca)	mg/l	104	61	76	45
Transparência (Disco Secchi) ^b	cm		18	17	15
Fósforo Total	mg/l	4,73	5,31	3,23	5,37
Ortofosfatos	mg/l	1,48	0,99	2,01	1,65
Nitrogênio Total ^d	mg/l	14,90	15,00	9,80	15,30
Nitrogênio Orgânico	mg/l	11,20	11,30	8,50	11,80
Nitrogênio Amoniacal	mg/l	1,99	2,59	0,50	2,50
Nitrogênio Nitritos	mg/l	0,39	0,62	0,07	0,72
Nitrogênio Nitratos	mg/l	1,35	0,44	0,71	0,23
Coliformes Fecais Totais	NMP/100 ml	1,3E+4	2,2E+4	1,4E+4	3,2E+4
Tempo de detenção Hidráulico	d	55	50	33	23

^a As medidas do primeiro experimento foram feitas entre 9:30 e 11:00 h, as dos demais foram efetuadas às 6:00 e às 14:00 h.

^b Não foram medidas de pH no primeiro experimento.

^c As coletas no primeiro experimento foram feitas amostrando a superfície, as dos demais foram amostradas a coluna d'água.

^d O dado do primeiro experimento é um valor médio correspondente as últimas semanas de operação do sistema de tratamento.

Fonte: Moscoso *et al.* (1992^b)

Moscoso *et al.* (1992^c) abordaram, também, nesta etapa do programa, os aspectos socioeconômicos e culturais relacionados com o reúso direto de águas residuárias em piscicultura.

Nessas mesmas experiências, do ponto de vista da piscicultura, foram levantadas as taxas de sobrevivência em %, taxas de crescimentos em cm/d ou g/d e a produtividade aquícola em kg/ha/d. Os resultados relativos à essa produção piscícola, estão demonstrados

na Tabela 3.7, por meio dos quais Moscoso (1998) observa que é possível configurar uma atividade aquícola comercial associada ao reúso direto de efluentes tratados por lagoas de estabilização. Os dados na Tabela 3.7 estão ordenados de acordo com a ordem crescente da densidade de estocagem.

Tabela 3.7 - Resultados da produção piscícola alcançados durante a segunda fase das pesquisas do CEPIS

E	T	Densidade (peixes/m ²)	Biomassa (kg/ha)		S %	TC		P kg/ha/d
			I	F		cm/d	g/d	
2	3	0,20	47	436	91,9	0,114	1,91	3,47
2	9	0,20	51	483	100	0,108	1,93	3,86
2	10	0,20	51	411	90,5	0,105	1,80	3,22
4	6	0,20	129	468	82,4	0,088	1,95	3,02
2	12	1,00	202	1898	91,9	0,104	1,66	15,14
2	2	1,00	236	1637	84,1	0,100	1,53	12,51
2	11	1,00	238	1895	99,5	0,098	1,49	14,79
2	8	3,00	672	3262	95,0	0,071	0,82	23,12
2	5	3,00	684	3476	82,5	0,081	1,05	24,93
2	4	3,00	708	3379	89,5	0,078	0,91	23,85
4	3	1,50	792	3080	95,5	0,080	1,45	20,43
2	6	5,00	1025	4610	87,6	0,064	0,76	32,01
2	1	5,00	1090	4042	82,6	0,062	0,68	26,35
2	7	5,00	1150	4170	86,2	0,061	0,66	26,97
4	4	1,50	1389	3260	85,2	0,064	1,45	16,70
4	5	1,50	1515	3386	84,1	0,064	1,49	16,71

Legenda: E=Experimento; T=Tanque; I=Inicial; F=Final; S=Sobrevivência; TC=Taxa de Crescimento e P= Produtividade

Fonte: Moscoso (1998)

De acordo com Moscoso *et al.* (1992^b), nessa etapa do programa de investigação foram incluídos os seguintes parâmetros sanitários: bactérias totais, Coliformes totais e fecais, salmonelas, Clostrídios Sulfito Redutores, bacteriófagos de *E. Coli*, parasitas entéricos, poliovírus, vírus da hepatite, metais pesados, pesticidas e organoclorados. Também se investigou qual seria o nível máximo de concentração bacteriana nas águas residuárias dos tanques de cultivo necessária para ultrapassar a resistência de ingresso de bactérias no músculo dos peixes. A qualidade dos peixes foi avaliada de acordo com a metodologia proposta por Buras *et al.* (1987), pela qual peixes com menos que 10 bactérias por grama de carne são muito bons, de 10 a 50 bactérias são aceitáveis e são rejeitados os peixes com mais de 50 bactérias. Esses resultados por experimento estão apresentados na Tabela 3.8.

De acordo com Moscoso *et al.* (1992^b), em princípio, a qualidade sanitária dos peixes foi considerada boa quando as águas residuárias tratadas tiveram um nível de Coliformes

fecais de 1E+04 NMP/100 ml, e também foi observada a diminuição de uma ordem de magnitude entre o afluente e o efluente aos tanques piscícolas. Por essa razão, Moscoso (1998), concluiu que o nível máximo de Coliformes fecais nas águas residuárias afluentes aos tanques de peixe não deve ser superior a 1E+05 NMP/100 ml. Esse valor estaria uma unidade logarítmica acima do valor recomendado pela OMS (Mara e Cairncross, 1989), o que corresponde a 1E+04 NMP/100 ml para reúso direto de águas residuárias tratadas em aquicultura. Moscoso (1998) esclarece que, com relação aos outros parâmetros analisados, tais como parasitas, vírus patógenos, metais pesados, pesticidas e PCB, os valores alcançados estiveram bem abaixo daqueles preconizados como prejudiciais à saúde humana. Portanto, os peixes cultivados nessa etapa experimental foram considerados aptos para o consumo humano direto.

Tabela 3.8 - Qualidade sanitária dos peixes cultivados segundo a classificação proposta por Buras *et al.* (1987). Os valores são apresentados em %.

Faixas de Qualidade	Concentração de Bactéria por grama de músculo	Experimento			
		1	2	3	4
Muito Bom	0 - 10	100	100	86	100
Aceitável	10 - 50	0	0	8	0
Rechaçado	Mais que 50	0	0	6	0

Fonte: Moscoso *et al.* (1992^b)

Na terceira e atual fase do projeto experimental do CEPIS, segundo Moscoso (1998), houve uma evolução através do incremento na área da Unidade de Aquicultura de San Juan tornando-se, uma Unidade Demonstrativa, e, com isso, assegurando seu auto-financiamento. Para isto, foram incorporadas à nova unidade mais três tanques de produção, um de 12.000 m², outro de 11.000 m² e um terceiro de 15.000 m². Estes tanques anteriormente eram lagoas de maturação terciárias.

Esse novo arranjo permitiu que os tanques menores fossem dedicados a manter e avaliar novas variedades de tilápia. De acordo com Moscoso (1998), os novos experimentos foram cultivos comparativos entre as variedades de tilápias vermelha e prateada e o de tilápias prateadas do Panamá e a de San Juan. Os resultados desses ensaios permitem concluir que a tilápia vermelha cresce menos que a variedade prateada tradicionalmente utilizada em San Juan e que uma nova linhagem de tilápia prateada de origem panamenha mostrou melhor desempenho que a variedade existente no local, e, portanto, poderá substituir a local ou, através de novos cruzamentos, melhorar a produção (Moscoso, 1998). Nessa terceira etapa do programa de investigação, os resultados da segunda fase permitiram elaborar um modelo computacional para dimensionar granjas comerciais em zonas subtropicais e tropicais. Moscoso (1998) relata que a temperatura elevada da zona

tropical permite reduzir o período de criação para sete meses, obtendo-se até três safras por ano. O modelo computacional permite calcular uma estação de tratamento de águas residuárias integrada a um sistema de reúso direto em piscicultura para cultivo de tilápia. Para Moscoso (1998), é de fundamental importância a implementação de projetos como o de San Juan de Miraflores em área tropical, principalmente pela condição climática mais propícia para esse tipo de reúso. Essas unidades, se implementadas, certamente sustentariam um programa de difusão e capacitação que asseguraria este esquema tecnológico alternativo (Moscoso, 1998).

Experimento nos Estados Unidos

A maior razão para o interesse norte-americano no cultivo de peixes em lagoas de estabilização é que a remoção da biomassa de algas dos efluentes desses sistemas pelos peixes pode tornar viável, do ponto de vista econômico, a tão desejada remoção de nutrientes. A piscicultura envolvendo peixes filtradores tem sido considerada como metodologia alternativa para remover sólidos suspensos dos efluentes de lagoas de estabilização, pois o tratamento por lagoas não atende plenamente o padrão americano para o tratamento secundário para esse parâmetro (Edwards, 1992).

Tchobanoglous *et al.* (1979) enfatizam que o único propósito do cultivo de animais e plantas em sistemas de tratamento é somente o de uma adicional purificação das águas residuárias, e não a de produção de energia, alimento, ou outro tipo de produto. Nas últimas décadas, as pesquisas e as práticas dos técnicos americanos envolvidos nessa área têm dado uma maior atenção ao uso de macrófitas do que ao emprego de sistemas aquícolas em tratamento de águas residuárias, principalmente pela maior sensibilidade dos animais em relação às plantas. Esta maior sensibilidade acaba sendo o grande obstáculo no emprego mais freqüente dos sistemas piscícolas como tratamento ou pós-tratamento. Edwards (1992) enfatiza que esse fato caracteriza a falta de confiança na manutenção, por exemplo, da concentração de Sólidos em Suspensão para efluentes de lagoas de estabilização no padrão de tratamento secundário (30 mg/l), quando se usa o sistema de aquicultura.

Como conseqüência, apesar de ter havido muitas pesquisas nos Estados Unidos com o cultivo de peixes em lagoas de estabilização, há, ainda hoje, uma grande dúvida se realmente os peixes são ou não são eficazes na remoção de sólidos, além de que tanques de tratamento de águas residuárias utilizando peixes, segundo Reed *et al.* (1979), requerem maiores áreas do que os que usam plantas aquáticas.

Os dois maiores sistemas de cultivo de peixes em lagoas de estabilização relatados pelos americanos são os de Oklahoma e do Arkansas (Reed *et al.* 1979; Henderson, 1979;

Reed e Bastian, 1980; Hyde *et al.* 1984). A concepção desses sistemas e os resultados são descritos a seguir.

O Departamento Estadual de Saúde de Oklahoma começou os estudos com peixes com intuito da remoção de fitoplâncton de efluentes de lagoas de estabilização, no ano de 1970 (Hyde e Bastian, 1984). O principal alvo era conseguir a concentração padrão da USEPA para Sólidos em Suspensão em efluentes de tratamento secundário. O uso de peixes revelava-se, segundo os autores, como alternativa barata, se comparada com os tratamentos tradicionais físico-químicos, capazes de produzir um efluente em conformidade, mas com agravante de produzir resíduo, que no final deverá ter tratamento e disposição. O uso de peixes filtradores herbívoros, além de mais econômico, produziria, como resultado, uma fonte de divisas e não uma necessidade de gastos, comparando os peixes com o lodo gerado pelos processos físico-químicos (Edwards, 1992).

A ETE *Quail Creek* utilizava o processo de lagoas de estabilização em série para tratar águas residuárias domésticas produzidas por 10.000 pessoas, com uma vazão de aproximadamente 3.802 m³/d. A ETE estava configurada com seis lagoas em série, sendo que as duas primeiras eram aeradas por meio de aeradores do tipo ar-aspirado, e as outras lagoas tinham profundidades variando entre 0,9 e 1,5 m (Hyde e Bastian, 1984).

Segundo Edwards (1992), o trabalho de cultivo em aquários com águas residuárias de diversas fases do tratamento precedeu a experiência no campo. Os aquários eram alimentados semanalmente e os peixes cultivados foram: *black bullhead*, *bluegill*, carpa, bagre, *fathead minnow*, *golden shiner*, *goldfish*, *green sunfish*, *largemouth bass*, peixe mosquito e tilápia (possivelmente *Oreochromis aureus*). O estudos nas lagoas começaram em 1971, coincidindo com o início do enchimento das mesmas. Como pré-teste, foram cultivados 200 exemplares em tanques-rede das seguintes espécies de peixes: *bluegill*, bagre e *largemouth bass*. Os tanques-rede foram dispostos na saída da segunda lagoa.

Em maio de 1973, com o sistema em regime permanente, foram estocados peixes nas quatro últimas lagoas da seguinte maneira: 25.000 (de 5 a 10 cm de comprimento) alevinos de bagre (*Ictalurus punctatus*) nas lagoas 3 e 4 e 15,6 kg de adultos do tipo *golden shiner* (*Notemignus crysoleucas*), nas lagoas 5 e 6. Em julho do mesmo ano foram adicionados mais 175 exemplares (7,5 cm de comprimento) de tilápia (*Oreochromis niloticus*) e 2,3 kg de *fathead minnows* (*Pimephales promelas*) na lagoa 3. A explicação para a escolha dos peixes foi a de que *fathead minnows*, *golden shiners* e tilápia são fitoplanctofágos e, em menor escala, consumidores de microcrustáceos e larvas de insetos aquáticos, sendo que estes três peixes servem de alimento para o bagre (*Channel catfish*) - carnívoro e predador bagre (Edwards, 1992).

Segundo reportado por Edwards (1992), houve procriação dos peixes e a biomassa da tilápia aumentou de 1,8 kg (175 peixes) para 74,1 kg (2339 peixes), de julho até outubro.

Em novembro, mediante as severas condições climáticas impostas pelo inverno rigoroso, houve numerosas mortes desses peixes. A biomassa do bagre aumentou de 273 kg para 2000 kg, sendo que o ganho principal aconteceu no início do cultivo e depois foi diminuindo em função da mudança no hábito alimentar desse peixe, quando no estágio adulto. Os outros dois tipos de peixes, *golden shiner* e *fathead minnows*, tiveram suas biomassas aumentadas de 39 para 243 kg, um aumento bem menor do que a expectativa. A explicação para isso é que houve uma contaminação com a entrada indevida de peixes nativos nas lagoas durante o experimento, infelizmente predadores dos dois utilizados no ensaio.

Segundo Hyde e Bastian (1984), o tão desejado padrão de efluente secundário preconizado pela USEPA foi atingido durante o ensaio para os parâmetros DBO₅, SS e CF, conforme evidenciado pelos dados médios descritos na Tabela 3.9. Nenhuma referência foi feita concernente aos tempos de detenção hidráulicos praticados nas lagoas ou mesmo no sistema como um todo. Nesse trabalho, nada foi citado abordando investigações relacionadas com as características sanitárias dos peixes cultivados nas lagoas de estabilização da ETE Quail Creek.

Tabela 3.9 - Características físico-químicas e bacteriológicas das diversas fases da Estação de Tratamento de Águas Residuárias de Quail Creek - Monitoramento com frequência semanal (6 de Junho- 3 de Outubro de 1973)

Parâmetros	Esgoto Bruto	1	2	3	4	5	6
DBO ₅ ^a	184	47	24	17	14	9	6
Sólidos Suspensos Totais ^a	197	79	71	52	54	26	12
Sólidos Suspensos Voláteis ^a	131	54	45	34	27	13	6
Nitrogênio Total - N ^a	18,94	10,50	7,04	6,65	3,97	3,13	2,74
Nitrogênio Nitritos - N ^a	0,07	4,54	0,96	0,86	0,34	0,34	0,16
Nitrogênio Nitratos - N ^a	0,20	1,00	2,31	1,79	0,79	0,31	0,29
Nitrogênio Amoniacal - N ^a	12,67	0,91	0,40	0,31	0,28	0,10	0,12
Nitrogênio Orgânico - N ^a	6,10	4,05	3,37	2,69	2,56	2,28	2,17
Fósforo Total -P ^a	9,01	9,87	7,97	5,80	3,66	3,01	2,11
Coliformes Fecais Totais (NMP/100 ml)	3,05	1,09	1,38	3,22	15	15	20
	E+06	E+04	E+03	E+02			
Turbidez	55	15	23	25	42	17	9
pH	7,3	7,8	8,2	8,6	8,9	8,4	8,3

^aConcentrações em mg/l

Fonte: Edwards (1992).

Para completar o estudo, o monitoramento foi repetido entre o verão e outono de 1974, sem à adição de peixes nas lagoas 3 e 4. Os resultados indicaram os valores médios para o efluente da última lagoa de 13 mg/l para DBO₅, 39 mg/l para SST e menor que 200 NMP/100 ml para CF, o que significou que os sistema não alcançou o valor padrão de tratamento secundário da USEPA para o parâmetro SST (Edwards, 1992). Segundo

Henderson (Henderson,1982 *apud* Edwards, 1992), a presença de peixes, sem dúvida, melhorou a qualidade das águas residuárias tratadas. Entretanto Edwards (1992) reporta que é difícil concluir se realmente existe alguma eficiência relacionada com a presença de peixes, por causa da fragilidade do projeto experimental.

A Comissão de Pesca Desportiva do Arkansas, num estudo em parceria com a USEPA, cultivou carpas chinesas em um sistema de lagoas de estabilização em série localizado no Centro Assistencial em Benton no Arkansas, com o propósito de verificar as conseqüências sobre a qualidade das águas residuárias mediante a presença desses tipos de peixes (Henderson, 1979). O estudo foi inspirado nos resultados da experiência anterior ocorrida na ETE Quail Creek, descrito anteriormente, e no conhecimento e recomendações de um renomado técnico de Taiwan, Dr. S. Y. Lin, pioneiro no trabalho da exploração e uso desses peixes e seus efeitos na melhoria da qualidade das águas residuárias de lagoas de estabilização (Edwards, 1992).

Segundo Henderson (1979), a estação de tratamento recebia águas residuárias geradas por uma população de 1.000 pessoas residentes no Centro Assistencial de Benton, que era responsável por reabilitação mental e de alcoólatras. A estação era provida de tratamento preliminar, com grades com limpeza manual, trituradores e decantador primário. A vazão afluyente à ETE era de 1.711 m³/d, o espelho d'água tinha área total de 10,2 ha e o sistema era composto de seis lagoas dispostas em dois módulos paralelos de três unidades em série em cada um deles. O tempo de detenção hidráulico era em torno de 12 dias por lagoa e cerca de 70 dias para todo o sistema. Os experimentos foram divididos e realizados em dois períodos (Henderson, 1979).

Segundo Henderson (1979), na experiência preliminar, de agosto de 1975 a agosto 1976, os dois módulos funcionaram em paralelo, designados para o teste como A e B, e recebendo igual vazão de águas residuárias distribuídas através de um vertedouro. O módulo A foi o cultivado com peixes da seguinte forma: (1) lagoa 1A - 1,76 ha com: 280 carpas cabeça grande (*Aristichthys nobilis*), 450 carpas capim (*Ctenopharyngodon idella*), 1.275 carpas prateadas (*Hypophthalmichthys molitrix*) e densidade de estocagem de 1.139 peixes/m²; (2) lagoa 2A - 1,55 ha com : 380 carpas cabeça grande, 400 carpas capim, 5.250 carpas prateadas e densidade de estocagem de 3.890 peixes/m²; e (3) lagoa 3A - 1,56 ha - com 400 carpas cabeça grande, 20.000 carpas prateada e densidade de estocagem de 13.077 peixes/m². Nenhum peixe sobreviveu às condições anaeróbias da primeira lagoa, e ocorreram algumas mortes na segunda em função das flutuações ocorridas durante o dia e a noite na concentração de oxigênio dissolvido, e os níveis de OD na última lagoa não foram considerados motivo de mortandade de peixes. Ainda de acordo com Henderson (1979), o valor médio da concentração de DBO₅ do módulo sem peixe foi 37,6% maior que o com peixe. Reed *et al.* (1979), analisando os dados, em outra ocasião, concluíram que os dois

sistemas operaram similarmente, mas o módulo com peixes operou sempre mantendo-se ligeiramente melhor do que o outro, o sem peixes. Os resultados, de forma sucinta, para DBO₅ e SS, e também alguns aspectos importantes estão descritos na Tabela 3.10.

Tabela 3.10 - Dados físico-químicos e bacteriológico dos efluentes das Lagoa 3A (com peixes) e 3B (sem peixes) e alguns aspectos relevantes do primeiro experimento da ETE Benton- Arkansas (Agosto de 1975 a Agosto 1976)

Parâmetros	Lagoa 3A (com peixes)	Lagoa 3B (sem peixes)
DBO ₅ (em mg/l)	mínimo	7
	máximo	45
	mediana	15
SS (em mg/l)	mínimo	7
	máximo	60
	mediana	-
CFT (NMP/100 ml)	50	60
Florescência predominante	Algas verdes	Algas verde-azuladas
Mortandade do Fitoplâncton	Não	Sim
Exalação de mau odor durante o verão	Não	Sim

Adaptado de Henderson (1979) e Edwards (1992)

A estabilidade e o saudável desenvolvimento de algas verdes na lagoa 3A foi atribuído a predação ou efeito causado pelo hábito alimentar dos peixes, o qual diminuiu os valores de DBO₅. O total de 6.546 toneladas de peixe por hectare foi colhido numa safra que ocorreu de agosto de 1975 a dezembro de 1976 (Henderson, 1979).

Na segunda experiência realizada no *Benton Services Center*, entre 1977 e 1980, foi implementada uma nova configuração, estabelecendo todas as seis lagoas em série e foram adicionadas chicanas a cada uma delas para evitar o curto-circuito hidráulico. A vazão afluyente ao sistema foi a mesma do ensaio anterior, e não foram estocados peixes nem na primeira e nem na segunda lagoa (Henderson, 1979).

Conforme mencionado por Henderson (1979), as quatro lagoas foram estocadas do seguinte modo: (1) Lagoa 3 - 1,55 ha - 20.270 carpas prateadas (41 g cada) e 4.103 carpas cabeça grande (32 g cada); (2) Lagoa 4 - 1.80 ha - 12.198 carpas prateadas (41 g cada) e 2.052 carpas cabeça grande (32 g cada); (3) Lagoa 5 - 1,67 ha - 12.070 carpas prateadas (41 g cada) e 2.052 carpas cabeça grande (32 g cada) e (4) Lagoa 6 - 1,56 ha - 8.100 carpas prateada (41 g cada), 600 carpas cabeça grande (32 g cada), 600 bagres (300 g cada), 100 *buffalofish* (1,6 kg cada) e 40 carpas capim (500 g cada).

Henderson (1979) descreve que, para esse ensaio, foi amostrado cerca de um litro do efluente de cada lagoa com freqüência semanal e no horário de 7:00 às 10:00 h. da manhã. Os resultados de qualidade das águas residuárias descritos no trabalho (Henderson, 1979) representam os primeiros oito meses desse experimento e estão apresentados na Tabela 3.11.

Tabela 3.11 - Características físico-químicas (valores médios) das diversas fases do segundo experimento da ETE Benton - Monitoramento com frequência semanal (Dezembro-1978 a Julho-1979)

Parâmetros	Esgoto Bruto	1	2	3 ^a	4 ^a	5 ^a	6 ^a
DBO ₅	260	66,7	28,1	22,2	15,5	10,9	9,4
Sólidos Suspensos Totais	140	65,1	38,0	30,0	18,7	16,7	17,1
NH ₃ - N	-	6,42	5,06	4,78	4,02	2,03	1,99
NO ₂ - N	-	0,01	0,02	0,04	0,25	0,09	0,11
NO ₃ - N	-	0,01	0,01	0,04	0,15	0,61	0,50
P _t -P	-	3,61	3,02	2,87	2,68	2,51	2,50

^aLagoas com peixes

Fonte: Henderson (1979).

Henderson (1979) concluiu que, para os oito primeiros meses de estudos, em média, houve uma remoção de 96% para DBO₅ e de 88% para SST, e o efluente alcançou o padrão de tratamento secundário convencionado pelo USEPA. Mesmo depois de quase dois anos de operação, a planta manteve o efluente final com características que atendia ao mesmo padrão (Edwards, 1992). A presença de peixes e seu efeito foram responsáveis por reduzir os teores de Nitrogênio Orgânico Total e de Fósforo Total (Henderson, 1982 *apud* Edwards, 1992).

Reed *et al.* (1979), comentando os resultados desses experimentos, questionam se realmente os peixes exerceram algum papel na melhoria da qualidade dessas águas residuárias. Porque, embora a remoção de DBO₅ para o sistema inteiro foi em média 96%, aproximadamente 89% ocorreu nas duas primeiras lagoas convencionais. Além disso, 73% da remoção de sólidos suspensos aconteceram nas primeiras duas células, comparado com 88% no sistema inteiro. Não ficou totalmente evidenciado se os peixes, ou o tempo de detenção adicional, ou ambos, causaram a remoção adicional de 7% nas quatro células finais com peixes. Reed *et al.* (1979) mostraram que a concentração de DBO₅ de 9 mg/l no efluente final é comum para um sistema utilizando uma série de seis lagoa de estabilização com tempo de detenção similar. E que, provavelmente, a grande contribuição dos peixes na melhoria da qualidade da água foi a sua capacidade de filtrar o fitoplâncton, evidenciado pela baixa concentração de SST, média de 17 mg/l no efluente final, sendo que esse valor é de duas a três vezes menor que para lagoas de estabilização sem peixe.

Henderson (1992) relata que a colheita efetuada nesse experimento foi de 22.777 kg de peixes nas quatro lagoas, o que significou um produtividade de 3.036 kg/ha, que, extrapolando, representou um valor de 4,0 ton/ha/ano. Um tempo depois, foi relatado que o sistema do Arkansas era capaz de produzir até 5 ton/ha/ano em 235 dias de cultivo

(Henderson, 1980 *apud* Edwards, 1992). Não foram divulgados resultados sanitários dos peixes cultivados nesses dois experimentos.

Experimentos no Egito

El-Gohary *et al.* (1995), do Centro Nacional de Pesquisa do Egito, descrevem um modelo em escala de laboratório com o objetivo de estudar o tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização em série e de avaliar o efluente tratado para reúso direto em aquicultura. O sistema era composto por três lagoas: a primeira, denominada de facultativa, com 0,50 m de profundidade e tempo de detenção igual a 10 dias; a segunda, designada de maturação, com 0,25 m de altura de lâmina d'água e com o mesmo tempo de detenção da facultativa e, por último, a terceira, lagoa de peixes, com 0,40 m e 5 dias. A piloto do Centro Nacional de Pesquisa do Egito era alimentada com efluente de um decantador primário e o tempo de detenção do sistema era 25 dias.

Segundo El-Gohary *et al.* (1995), a lagoa de peixe foi colonizada da seguinte maneira: (1) 20 carpas prateadas (*Hypophthalmichthys molitrix*), com 9,5 g cada e correspondendo a uma densidade de estocagem de 380 g/m² ou 950 g/m³ e (2) 20 tilápias do nilo (*Oreochromis niloticus*), com 6,05 g cada o que correspondia a uma densidade de estocagem de 242 g/m² ou 650 g/m³. O experimento durou 92 dias e os resultados para cada uma das lagoas estão mostrados na Tabela 3.12.

As carpas prateadas apresentaram-se estressadas e ocorreu a mortalidade de todas após 9 dias do início do ensaio. Todos os exemplares que foram examinados tinham quantidades consideráveis de muco na pele e brânquias. Foram verificadas congestões vasculares na pele e em quase toda a extensão do corpo. Também havia hemorragias na pele e nas barbatanas. A barbatana da cauda mostrava considerável necrose na região do meio dorsoventral. Estes sintomas são comumente associados com a doença conhecida como Hidropisia Infecciosa da Carpa. De acordo com vários outros investigadores, esta doença é causada pela concentração do gás amônia. Durante o experimento, o nitrogênio amoniacal variou de 0 até 7,3 mg/l, com um valor médio de 2,7 mg/l, o valor correspondente de amônia era 0,41 mg/l, de acordo com o pH e temperatura da água (El-Gohary *et al.*, 1995).

Segundo a mesma pesquisa, as tilápias, mais resistentes do que as carpas com relação à amônia, tiveram um crescimento corporal relativo de 1,43% ao dia e a produtividade piscícola foi de 71,5 kg/ha/d ou, extrapolando, 26 t/ha/ano, o que foi considerado como um valor alto pelo pesquisador egípcio, quando comparado com outros valores publicados. Os pesquisadores concluíram que era importante se ter duas ou mais lagoas de maturação antes do efluente entrar à lagoa dos peixes, e que o tempo de

detenção hidráulico deveria ser de 28 ou mais dias para se garantir os valores de Coliformes Fecais Totais abaixo daqueles resultados preconizados pela OMS, ou seja 1,00E+03 NMP/100 ml (El-Gohary *et al.*, 1995).

Tabela 3.12 - Características físico-químicas e bacteriológico (valores médios) das diversas fases do experimento Centro Nacional de Pesquisa do Egito

Parâmetros	ARD.	Lagoa Facultativa		Lagoa de Maturação		Lagoa de Peixes		Remoção Total
		C	R	C	R	C	R	
pH	7,39	7,66	-	8,3	-	8,27	-	-
DQO ^a Total	534	176	67,0	269	-	154	42,9	71,2
Solúvel	101	121	-	114	6,1	81	29,2	20,4
DBO ₅ ^a Total	49	64	74,3	50	21,7	26	48,8	89,7
Solúvel	67	34	49,9	14	57,6	10	30	85,1
NH ₄ -N ^a	24,8	25,6	-	8,3	67,6	3,4	59,2	86,4
NO ₂ -N ^a	-	-	-	1,6	-	0,6	60,3	-
NO ₃ -N ^a	-	-	-	1,9	-	3,6	-	-
N _{Orgânico} -N ^a	27,6	15,2	45,1	14,7	3,2	14,0	4,5	49,3
PO ₄ -P ^a	4,5	4,5	-	4,3	4,4	3,2	25,8	29,2
SST ^a	362	86	76,2	148	-	65	56	82,1
CFT ^b	2,8E+9	3,1E+6	2,95 ^c	2,7E+5	1,06 ^c	3,9E+3	1,84 ^c	5,85 ^c

Legenda: ARD= Águas Residuárias Decantada; C = Concentração; R= Remoção em %

^aConcentração em mg/l

^bConcentração em NMP/100 ml

^cRemoção em unidades logarítmicas

Fonte: El Gohary *et al.* (1995)

Shereif *et al.* (1995) descrevem a Estação Experimental de Suez (EES), uma unidade de demonstração composta por dois sistemas de tratamento em paralelo, operando com uma vazão de águas residuárias desviadas da rede coletora da cidade de Suez através de bombeamento de uma vazão máxima de 400 m³/d. A planta está localizada perto da Estação de Tratamento de Esgotos de Suez. O primeiro módulo opera com a vazão de 150 m³/d e é composto por lagoas de estabilização em série, com o seguinte arranjo: (1) Duas lagoas anaeróbias convencionais, em paralelo, com 3,5 m de profundidade, operadas por período alternado de 9 meses e tempo de detenção estimado em 1 d; (2) lagoa facultativa, com 75 m de comprimento, 20 m de largura, 1,5 m de lâmina d'água e tempo de detenção em torno de 10 d; (3) duas lagoas de maturação em série, com função de polimento final, com 30 m de comprimento, 9 m de largura, 1,5 m de profundidade e 5 d de tempo de detenção em cada uma delas; (4) duas lagoas de peixes em paralelo, com comprimento de 70 m, 20 m de largura, 1,5 m de profundidade e 28 d de tempo de detenção estimado em cada uma delas; e (5) duas lagoas de depuração com a finalidade de purificar o peixe cultivado pelo reúso direto. O outro módulo é composto por quatro lagoas rasas em série,

chamadas de lagoas de plâncton, e opera com a vazão de 250 m³/d. Os efluentes finais dos dois módulos são usados em irrigação.

Foram cultivadas nas lagoas de peixes duas espécies, a tilápia do nilo e o *grey mullet*. No trabalho, não é mencionada a quantidade de biomassa estocada, e não foi abordado o programa de monitoramento e nem o tempo decorrido de sua pesquisa, mas foram mostradas as características físico-químicas e bacteriológicas do efluente em suas diversas fases (Shereif *et al.*, 1995). Esses valores estão mostrados nas tabelas 3.13 e 3.14.

Tabela 3.13 - Características físico-químicas (valores médios) das diversas fases do experimento da Estação de Demonstração de Suez

Parâmetros	EB	LA	LF	LM1	LM2	LP1	LP2
OD (mg/l)	0,0	0,0	1,5	2,0	3,0	5,0	5,2
DBO ₅ (mg/l)	290,00	265	110	40	30	25	23
DQO (mg/l)	530,00	410,50	350,10	232,00	190,30	85,00	89,50
N _{Total} -N (mg/l)	40,30	38,50	25,20	20,90	17,10	11,30	10,20
Pt-P (mg/l)	7,40	7,30	6,08	5,20	4,25	2,90	2,92
Boro (mg/l)	1,90	1,70	1,50	1,30	1,01	1,00	0,95
Condutividade Elétrica ^a	3,00	3,00	3,10	3,20	4,00	4,80	6,35
SDT (mg/l)	1920	1920	1984	2048	2560	3072	4064

Legenda: EB...esgoto bruto, LA...lagoa anaeróbia, LF...lagoa facultativa, LM1...lagoa de maturação 1, LM...lagoa de maturação 2, LP1...lagoa de peixe 1 e LP2...lagoa de peixe 2
^aUnidade de medida em mmohms/cm

Fonte: Shereif *et al.* (1995)

Tabela 3.14 - Características bacteriológicas (valores médios) das diversas fases do experimento da Estação de Demonstração de Suez

Parâmetros	EB	LA	LF	LM1	LM2	LP1	LP2
UFC ^a	8,93	8,34	6,67	6,29	5,73	5,38	5,50
<i>Streptococcus fecais</i> ^a	5,94	4,84	3,72	3,26	1,98	1,33	-
Coliformes Totais ^b	3E+7	9E+6	1,6E+6	5E+2	2E+2	14	0
Coliformes Fecais ^b	2,8E+7	2,8E+7	9E+5	80	25	4	0

Legenda: EB=esgoto bruto, LA=lagoa anaeróbia, LF=lagoa facultativa, LM1=lagoa de maturação 1, LM=lagoa de maturação 2, LP1=lagoa de peixe 1, LP2...lagoa de peixe 2 e UFC= unidades formadoras de colônia

^aunidade em log/100 ml

^bunidade em NMP/100 ml

Fonte: Shereif *et al.* (1995)

Sobre os resultados, Shereif *et al.* (1995) concluem que os valores de Oxigênio Dissolvido para as lagoas de peixes não causaram mortes para as duas espécies cultivadas; que os valores de remoção de DBO₅ eram similares a outros sistemas de lagoas em série em climas semelhantes; que a remoção de DQO foi consideravelmente melhorada pelo efeito dos peixes; que, para os nutrientes, não houve nada relevante com a presença de peixes; com relação aos valores de fósforo e boro no efluente, os mesmos permitem o

conveniente reuso direto para irrigação, sendo que certas plantas cultivadas são tolerantes a esse último no valor de 2,00 a 3,00 mg/l. Os valores de condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais aumentaram em função das lagoas não serem impermeabilizadas e, provavelmente, durante o experimento, ocorreu infiltração de águas salgadas. Shereif *et al.* (1995) reportam que danificações na rede coletora de esgotos eram motivo para a grande concentração de SDT nas águas residuárias afluentes e que, em recentes manutenções no sistema coletor, essa concentração foi diminuída no esgoto bruto.

No programa de monitoramento, foram incluídos alguns metais pesados de maior interesse para a irrigação, chumbo, cobre, zinco e cádmio (Shereif *et al.*, 1995). De acordo com o relatado pelo pesquisador, os valores desses metais ficaram bem inferiores àqueles recomendados pela FAO e USEPA para reuso direto sem restrição em agricultura.

De acordo com Shereif *et al.*, (1995), os resultados bacteriológicos demonstram que, a partir do efluente das lagoas de maturação, já se pode fazer o reuso direto em agricultura e aquicultura sem restrição, conforme as diretrizes estabelecidas pela OMS (Mara e Cairncross, 1989). Foi monitorada no experimento a concentração de ovos de helmintos e cistos de protozoários, e encontrou-se a ausência deles a partir das lagoas de maturação. Shereif *et al.* (1995) concluem que os resultados desse experimento reforçam a potencialidade das lagoas de estabilização em série como fonte geradora de recursos, principalmente numa região de ocorrência de pequenas comunidades instaladas em desertos ao longo do vale do rio Nilo.

Os peixes estocados, nesse experimento da Estação de Demonstração de Suez, foram submetidos a um extenso programa de monitoramento, tendo sido analisados a pele e o músculo do pescado produzido em diversas épocas do cultivo em águas residuárias (El-S. Easa *et al.*, 1995). As análises bacteriológicas incluíam ensaios para contagem de bactérias aeróbias em placa (UFC - unidade formadora de colônia), *Staphylococcus aureus*, enterobactérias, Coliformes fecais, *Salmonella*, *Shigella*, *E. coli* e *Aeromonas hydrophila*. Foram feitas análises químicas em amostras da pele dos peixes para detecção de metais pesados: chumbo (Pb), cobre (Cu), zinco (Zn) e cádmio (Cd). El-S. Easa *et al.* (1995) concluíram que os exames microbiológicos e químicos feitos nos peixes cultivados em águas residuárias tratadas indicaram estarem aptos para o consumo humano direto, sob ponto de vista higiênico-sanitário. Aliás, foi evidenciado pelos resultados da análises microbiológicas que o peixes produzidos no reuso direto eram de qualidade melhor ou igual aos que eram comercializados como peixes frescos nos mercados da cidade de Suez.

Experimentos no Brasil

Como mencionado anteriormente, o reúso direto de águas residuárias tratadas ou não, no Brasil, tem recebido muito pouca importância, e, com isso, é raro encontrar relatos sobre o assunto.

Os trabalhos com rigor científico relatados são os de Matheus (Matheus, 1986; Matheus e Barbieri, 1991; Matheus, 1993). Essas pesquisas foram realizadas no estado de São Paulo. Um destaque muito importante é que Matheus não trabalhou com águas residuárias domésticas. No primeiro experimento, utilizou resíduos diluídos de suínos (Matheus, 1986; Matheus e Barbieri, 1991), e no segundo, trabalhou com efluentes industriais de uma unidade de processamento de frutas cítricas (Matheus, 1993).

O experimento foi realizado no Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada (CRHEA) do Departamento de Hidráulica e Saneamento da Escola de Engenharia de São Carlos - USP, localizado às margens da Represa do Lobo, no município de Itirapina, distante aproximadamente 15 km da cidade de São Carlos-SP. Nesse ensaio, foram utilizados resíduos de suínos, mediante a dificuldade de se conseguir águas residuárias domésticas no local. Nesse primeiro experimento, o trabalho foi executado utilizando-se três modelos de lagoas de estabilização, construídas em alvenaria, sendo dois exatamente iguais, com 3 m de diâmetro e 1 m de profundidade, funcionando como lagoas facultativas. Essas lagoas facultativas, chamadas de F1 e F2, recebiam diariamente 200 l de resíduos (fezes de suínos diluídas) com uma concentração de matéria orgânica similar à de um esgoto doméstico, ou seja, contendo uma concentração de 200 a 300 mg/l de DBO₅. Esse material provinha de decantadores e misturadores primários (para remoção de sólidos grosseiros), os quais foram construídos com caixas de cimento-amianto de 1.000 l. A terceira lagoa era a maior delas, com 5 m de diâmetro e profundidade de 1 m e, era conectada à lagoa facultativa 2 (F2) e tinha a função de célula de maturação (M). O tempo de detenção hidráulico era, para F1 e F2, de 28 dias, e na de maturação, 78 d. Foram estocadas, nas lagoas F2 e M, tilápias (*Oreochromis niloticus*) numa densidade de 10 peixes/m². O experimento tinha como objetivo verificar o desempenho das duas lagoas em série com peixes (F2/M) em relação à facultativa convencional (F1). A duração do teste foi de um ano, de julho de 1982 a julho de 1983 (Matheus, 1986; Matheus e Barbieri, 1991).

Segundo Matheus (1986), o programa de monitoramento para todos os tanques foi estabelecido da seguinte forma: (1) Temperatura da água (superfície e fundo) - três vezes por semana no período da manhã e da tarde; (2) temperatura da água (superfície e fundo) - três vezes por semana no período da manhã e da tarde; (3) pH da água (superfície e fundo) - três vezes por semana no período da manhã e da tarde; (4) oxigênio dissolvido da água (superfície e fundo) - três vezes por semana no período da manhã e da tarde; (5)

transparência (disco de Secchi) da água - três vezes por semana no período da manhã; (6) temperatura do ar (mínima e máxima) - diariamente pela manhã; (7) DBO₅ - quinzenalmente; (8) DQO - quinzenalmente; (9) Clorofila-a - quinzenalmente; (10) Nitrogênio - quinzenalmente; (11) Fósforo - quinzenalmente; (12) Sólidos em suspensão voláteis - quinzenalmente; (13) fitoplâncton - quinzenalmente; e (14) lodo no final do experimento. Mensalmente foram feitas medidas para verificação da variação do pH e do Oxigênio Dissolvido em um período de 24 horas, utilizando-se intervalos de 3 horas entre uma coleta e outra (Matheus, 1986; Matheus e Barbieri, 1991). Os resultados desse programa de monitoramento estão condensados nas Tabelas 3.15 e 3.16.

Tabela 3.15 - Características físico-químicas (valores médios) das diversas fases do experimento do CRHEA/USP - (amostragem quinzenal de 06/82 a 07/83).

Parâmetros (mg/l)	A	F1		F2		F2/M	
		C	R	C	R	C	R
DQO	334	109	67	204	39	159	52
DBO ₅	151	15	90	28	81	19	87
SSV	240	119	50	215	10	180	25
NTK	25,1	8,1	68	14,6	47	8,2	68
P _t	14,6	8,1	44	8,4	42	5,7	61

Legenda: A= afluente; F1=efluente da lagoa facultativa 1; F2=efluente da lagoa facultativa 2 (com peixes); F2/M=efluente das lagoas facultativa 2 e maturação em série (ambas com peixes); C = Concentração e R= Remoção em %.

Fonte: adaptado de Matheus (1986)

Tabela 3.16 - Características das variáveis ambientais (valores médios) das diversas fases do experimento do CRHEA/USP - (amostragem três vezes por semana de 06/82 a 07/83)

Parâmetros		Lagoa Facultativa 1		Lagoa Facultativa 2		Lagoa de Maturação	
		S	F	S	F	S	F
		Temperatura (°C)	manhã	21,6	21,3	22,1	21,6
	tarde	25,7	22,6	26,5	23,3	26,2	22,8
OD (mg/l)	manhã	6,3	4,0	4,7	1,9	8,3	5,7
	tarde	11,1	5,5	12,6	2,7	14,5	7,1
pH	manhã	8,7	8,4	9,1	8,9	9,6	9,3
	tarde	9,2	8,7	9,6	8,9	10,1	9,4
Transparência (cm) ^a		33		19		32	
Clorofila-a (µg/l) ^a		725		3.035		1504	

Legenda: S= superfície (20 cm de profundidade) e F = fundo (60 cm de profundidade)
^amedida efetuada na coluna d'água

Fonte: adaptado de Matheus (1986)

Matheus (1986) concluiu que a lagoa facultativa F2 mostrou-se mais estável, não apresentando desequilíbrios que ocorreram muitas vezes na F1 (sem peixes), como *bloom* de micro-crustáceos, subida de material bentônico para a superfície, anaerobiose total em

certos períodos em plena luz do dia. Quanto à média de remoção, não houve, aparentemente diferenças significativas entre as duas lagoas facultativas, embora os dados revelem que foi um pouco melhor o funcionamento da lagoa com peixes (Matheus, 1986; Matheus e Barbieri, 1991).

Matheus (1986) e Matheus e Barbieri (1991) reportam que os peixes contribuíram para a instalação e manutenção de um ambiente mais estabilizado e homogêneo, provavelmente pelas seguintes razões: (1) impedindo, através da predação, o crescimento excessivo do fitoplâncton, pois, como consequência de tal crescimento, haveria também morte em massa desses microorganismos, causando elevada DBO_5 na coluna d'água; (2) controlando a população de zooplâncton, principalmente os microcrustáceos, e mantendo-a em número compatível com o bom desempenho da lagoa; (3) promovendo a circulação e mistura desejável da água, através de sua movimentação e hábitos de agitar o sedimento; (4) evitando a sedimentação de algas, através da circulação da água, o que as tornaria elementos inertes em termos de produção de oxigênio, pois ficariam fora do alcance da energia luminosa; (5) alimentando-se da própria matéria orgânica bruta do afluente, evitando o acúmulo excessivo de lodo no sedimento e diminuindo a carga orgânica efetiva da entrada e (6) alimentando-se de detritos depositados no sedimento. Com relação à produtividade aquícola e ao quesitos sanitários do pescado produzido nada foi relatado. É citado que as tilápias tiveram um crescimento mais acentuado na lagoa facultativa provavelmente porque, nesta, houve maior quantidade de alimento disponível na forma de fitoplâncton, além de matéria orgânica particulada do resíduo bruto.

A segunda fase do experimento (Matheus, 1993) foi com o efluentes de uma indústria de processamento de frutas cítricas tratados por sistema de lagoas de estabilização em série no modelo australiano, especificamente a Citrosuco Paulista, pertencente ao Grupo Döehler, localizada em Matão-SP. O teste durou dois anos, ou melhor duas safras, a de 1990 e a de 1991. Segundo Matheus (1993), as vazões alimentadas nos tanques de peixes foram muita pequenas, o regime hidráulico foi considerado de batelada, com 500 a 2.000 litros por dia, o que conduziu a um tempo de detenção hidráulico estimado muito elevado, da ordem de 50 a 200 dias em cada tanque. Parte do efluente tratado era desviado e alimentado aos tanques, e a investigação foi feita com 5 (cinco) deles, todos com 100 m² de área e 1 m de profundidade. Os tanques operavam em paralelo, sendo um considerado como de controle; outros três eram cultivados em separado com monoculturas de tilápia, carpas prateadas e carpas comum; e o último, cultivado com as três espécies de peixes juntas (policultura). O período de cultivo foi de 5 meses por safra (Matheus, 1993). As formas de peixamento e os resultados aquícolas alcançados nos dois ensaios estão detalhados nas Tabelas 3.17 e 3.18.

Matheus (1993), em suas conclusões, relata que: (1) o reúso direto em piscicultura é viável para águas residuárias de indústrias de processamento de frutas cítricas; (2) os tanques de monocultivo de tilápia apresentaram os níveis de oxigênio dissolvido mais elevados, com valores normalmente acima dos limites de tolerância das espécies estudadas; (3) os sistemas de policultivo apresentaram melhores remoções de DQO solúvel; (4) os sistemas de monocultivo de tilápia e policultivo apresentaram melhores remoções para nutrientes (nitrogênio e fósforo); (5) os sistemas de monocultura de tilápias e policultura apresentaram menores flutuações ambientais, demonstrando uma maior estabilidade, o que não ocorreu nos outros tanques, principalmente no de controle (sem peixes) onde a água residuária apresentou as características mais indesejáveis; (6) os maiores rendimentos foram obtidos nos policultivos, sendo a carpa prateada a espécie com maior potencial de crescimento no ambiente estudado; (7) os menores rendimentos foram apresentadas pela a carpa comum, enquanto a tilápia apresentou uma situação intermediária; (8) a sobrevivência da tilápia foi superior à das espécies de carpas; e (9) os sistemas de monocultura de carpas prateada e comum apresentaram mortalidade total nas duas safras estudadas, demonstrando serem inviáveis nas condições de operação utilizadas nos experimentos.

Tabela 3.17 - Características do peixamento dos experimentos de reúso direto em piscicultura da Citrosuco Paulista
(período de cultivo 5 meses - Safras de 1990 e de 1991)

Safra	Sistema Utilizado	Alevinos introduzidos	BTI(kg)	S	% S	BTF(kg)	PA (kg/ha/ano)
1990	MTN	200	0,53	131	65,5	8,2	1.540
1990	MCP	200	0,32	*	0	0	0
1990	MCC	200	1,18	*	0	0	0
1990	P	200	0,73	162	81,0	11,9	2.232
1991	MTN	240	0,53	198	82,5	13,1	2,514
1991	MCP	240	1,17	**	0	0	0
1991	P	240	1,15	203	84,5	28,1	5,390

Legenda: BTI = biomassa total inicial; S = número de sobreviventes; %S = sobrevivência em %; BTF = biomassa total final; PA = produtividade aquícola; MTN = monocultura de tilápia do Nilo; MCP = monocultura de carpa prateada; MCC = monocultura de carpa comum e P = Policultura.
* mortalidade total a partir do quarto mês de cultivo.
** mortalidade total a partir do terceiro mês cultivo.

Adaptado de Matheus (1992).

No mesmo ano desse segundo trabalho realizado por Matheus (1993), foi publicado um outro experimento institucional, também feito em São Paulo, pela Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo, a SABESP, durante 9 meses, na estação de tratamento de esgotos domésticos da cidade turística de Termas de Ibirá (Azevedo *et al.*, 1993). O experimento foi executado na lagoa facultativa da referida ETE, com 129 m de

comprimento, 39 m de largura e 1,44 m de profundidade. A lagoa facultativa operava com vazão afluyente de 150 m³/d, tempo de detenção médio de 48 dias e atendia a uma população contribuinte fixa de 800 habitantes e flutuante de 2000 habitantes.

Tabela 3.18 - Características do peixamento dos experimentos de reúso direto em piscicultura na Citrosuco Paulista - Detalhamento das Policulturas (período de cultivo 5 meses - Safras de 1990 e de 1991)

Safra	Espécie	Alevinos Introduzidos	BTI(kg)	S	% S	BTF(kg)	PA (kg/ha/ano)	%PA
1	CP	60	0,14	50	83,3	5,8	1.126	50,4
9	TN	70	0,11	64	91,4	4,6	820	40,3
9	CC	70	0,48	48	68,5	1,6	206	9,3
0	Total	200	0,73	162	-	11,92	2.152	100
1	CP	80	0,38	62	77,5	13,8	2.684	49,8
9	TN	80	0,17	73	91,2	7,3	1.426	26,4
9	CC	80	0,60	68	85,0	7,0	1.280	23,8
1	Total	240	1,15	203	-	28,1	5.390	100

Legenda: BTI = biomassa total inicial; S = número de sobreviventes; %S = sobrevivência em %; BTF = biomassa total final; PA = produtividade aquícola; %PA = % produtividade aquícola por espécie; TN = tilápia do Nilo; CP = carpa prateada; CC = carpa comum

Fonte: adaptado de Matheus (1992).

Segundo Azevedo *et al.* (1993), foram estocados 700 exemplares de tilápia do Nilo (*Oreochromis Niloticus*) com comprimento variando de 5 a 25 cm, sendo que estas últimas eram fêmeas e, no momento inicial do peixamento, estavam na fase de desova. Foi observada a presença de centenas de alevinos no primeiro mês da experiência, também foi reportada a morte de 70 unidades ao longo do trabalho, sendo provocadas por ferimento no transporte e por aves predadoras, que passaram a compor a paisagem local.

O programa de monitoramento era composto de uma rotina que previa a análise três vezes ao dia de Oxigênio dissolvido, pH e temperatura. Um outro acompanhamento laboratorial efetuado mensalmente incluía os seguintes parâmetros: Alcalinidade, DBO₅, DQO, Sólidos totais, Sólidos totais fixos, Sólidos totais voláteis, Sólidos em suspensão totais, Sólidos em suspensão voláteis, Sólidos em suspensão fixos, Sólidos sedimentáveis, Análises bacteriológicas (coliformes fecais), Nitrogênio amoniacal e Nitrogênio nitrificado (Azevedo *et al.*, 1993).

Azevedo *et al.* (1993) concluíram que, durante os meses de monitoramento, houve uma considerável melhora na remoção de matéria orgânica. A remoção de DBO₅ que antes era 70,9% (sem peixes) passou para o patamar de 84,0%, e a de DQO, de 59,6% para 74,0%. Foram feitas análises no pescado cultivado e esses autores revelaram que os resultados em termos de concentrações de pesticidas, metais pesados e bactérias patogênicas estiveram abaixo do limite de detecção dos respectivos métodos de

levantamento desses parâmetros. Houve exames biométricos realizados a cada mês, mas esses valores não foram revelados no trabalho publicado. Os níveis no efluente da lagoa facultativa de Clorofila-a, Nitrogênio amoniacal e Fósforo Total médios foram 292 µg/l, 1,6 mg/l e 0,2 mg/l, respectivamente.

Recentemente, Hortegal Filha *et al.* (1999) apresentaram os resultados de uma pesquisa sobre a utilização de lagoas de maturação para a prática de Piscicultura, desenvolvida junto ao Sistema de Lagoas de Estabilização em série do Distrito Industrial (SIDI) de Maracanaú, no Estado de Ceará. Na pesquisa, foram investigadas as características físico-químicas e microbiológicas dos esgotos das três lagoas de maturação do sistema. Também foram levantadas as medidas biométricas dos peixes coletados nessas lagoas de maturação e realizadas análises de Coliformes Fecais na pele, músculos e vísceras desses peixes.

O sistema trata cerca de 45.461 m³/d de uma mistura de águas residuárias industriais (56 indústrias) e domésticas (7 conjuntos habitacionais) e está composto da seguinte maneira: uma lagoa anaérobica (LA), seguida por uma lagoa facultativa secundária (LFS) e por três de maturação de igual dimensão (LMP - primária, LMS - secundária e LMT - terciária). As lagoas de maturação possuem 1.055 m de comprimento por 158 m de largura, profundidade de 1,5 m de lâmina d'água e tempo de retenção hidráulico estimado de 5,5 dias cada uma delas (Hortegal Filha *et al.*, 1999). O trabalho não relata quando ocorreu a estocagem inicial, nem qual foi a quantidade de peixes estocada. A pesquisa informou o recenseamento da ictiofauna das lagoas de maturação secundária e terciária da ETE.

No período de agosto de 1997 a maio de 1998, o trabalho monitorou a qualidade das águas residuárias tratadas somente nas lagoas de maturação (LMP, LMS e LMT) através de duas formas de coletas, a de coluna d'água e a vertida como efluente de cada célula. O recenseamento dos peixes foi efetuado dividindo as lagoas em seis quadrantes e a despesca artesanal foi feita por pescadores locais mediante ao uso de redes (tarrafas) em cada um desses quadrantes virtuais. A Tabela 3.19 apresenta os resultados médios dos parâmetros analisados nas amostras de efluente e coluna d'água, durante o decorrer do experimento. Os resultados ajustaram-se a uma distribuição normal, sendo que para CF adotou-se a média geométrica, discretizando a amplitude total dos resultados (Hortegal Filha *et al.*, 1999).

Tabela 3.19 - Valores médios dos parâmetros analisados para o experimento da ETE SIDI - (monitoramento de agosto/97 a maio 98)

Lagoa	T (°C)	pH	OD (mg/l)	Cl-a (µg/l)	SS (mg/l)	DBO ₅ (mg/l)	NH ₃ /NH ₄ ⁺ (mg/l)	P _t (mg/l)	CF (NMP/100 ml)
LMP _e	28,1	8,37	5,5	610	104	41	7,24	6,09	2,81E+2
LMP _c	28,7	8,35	-	861	160	39	6,26	6,44	9,11E+2
LMS _e	28,4	8,54	6,0	375	66	31	1,92	5,10	3,32E+1
LMS _c	28,9	8,53	-	471	91	31	1,55	5,18	5,25E+1
LMT _e	28,0	8,96	7,2	304	67	23	1,55	3,85	3,65E+1
LMT _c	28,6	8,85	-	331	65	26	1,47	5,22	1,22E+1

Legenda: e - efluente; c - coluna

Fonte: Hortegal Filha *et al.*(1999).

Conforme descreve Hortegal Filha *et al.* (1999), na avaliação do pescado nas lagoas de maturação secundária e terciária, a única espécie encontrada foi a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) e os valores sistematizados estão representados na Tabela 3.20. Os resultados das análises microbiológicas na carne do pescado mostraram que, embora os peixes estivessem dentro de lagoas de maturação de um sistema de tratamento de esgotos doméstico e industrial, encontravam-se dentro dos padrões exigidos pela Portaria nº 451 do Ministério da Saúde (1997), ou seja, possuíam 100 ou menos CF/g.

Hortegal Filha *et al.* (1999) concluíram que as lagoas LMS e LMT do Sistema de Tratamento do Distrito Industrial são, na verdade, reservatórios que abrigam grande população de peixes. O local tornou-se atrativo para pescadores da região. Apesar de não se poder estimar com precisão o tamanho da população de peixes, pode-se dizer que os valores das variáveis físico-químicas e microbiológicas permitem a sobrevivência e o crescimento desses indivíduos, mesmo que o meio aquático seja considerado hipereutrófico. Hortegal Filha *et al.* (1999) evidenciam que é possível a produção animal, na forma de peixe, em efluentes tratados ou em lagoas de maturação, desde que haja um monitoramento adequado da qualidade da água residuária e que, apesar da grande rejeição que ocorre por parte da comunidade em geral em consumir peixes provenientes do reúso direto, pescarias clandestinas são muito comuns nessas lagoas e em outras. Essa pesca clandestina é, normalmente, a base de alimentação de famílias de baixa renda, assim como sustento com a comercialização do pescado, sem declaração das origens. Hortegal Filha *et al.* (1999) encerram seu trabalho chamando a atenção para a regulamentação de tal prática, o controle sanitário dos efluentes e dos peixes produzidos.

Segundo Andrade Neto (1994), outras experiências bem sucedidas já foram realizadas no Nordeste, principalmente pela companhia de saneamento básico do estado do Rio Grande do Norte, a CAERN, onde confirmaram-se a viabilidade técnica e alta produtividade no reúso direto de águas residuárias tratadas por lagoas de estabilização em série. Mas a continuação de qualquer estudo é sempre impedida pela pesca clandestina,

praticada pelos moradores das vizinhanças, com a retirada de parte e às vezes até de todos os peixes das lagoas para consumo direto. Os pescadores alegam que, mesmo sem antes saber ou verificar, por questão metodológica, a qualidade sanitária dos peixes, "é melhor, se for o caso, morrer satisfeito do que com fome".

Tabela 3.20 - Resultados do recenseamento nas lagoas de maturação (LMS e LMT) para o experimento da ETE SIDI - (monitoramento de agosto/97 a maio 98)

Lagoa	Q	P (g)			C (cm)			DP		Total (kg)	
		Máx.	Méd.	Mín.	Máx.	Méd.	Mín.	P*	C*		
L	1°	200,0	93,6	25,0	19,5	16,3	14,0	27,8	0,9	13,8	
	2°	200,0	85,4	35,8	19,8	16,5	13,8	23,8	0,9	3,8	
M	3°	125,0	81,3	36,8	19,0	16,8	14,2	20,6	1,1	6,6	
S	4°	128,0	63,5	34,0	20,2	15,9	13,2	21,2	1,1	1,6	
	5°	125,0	96,5	50,0	18,3	16,7	14,5	13,5	0,6	1,0	
L	6°	125,0	87,7	115,0	18,8	16,8	15,3	0,9	0,1	1,2	
	1°	220,0	73,3	25,0	20,0	15,9	14,0	16,0	0,7	1,8	
	2°	200,0	81,2	25,0	17,1	16,0	13,3	21,8	0,9	1,5	
	M	3°	150,0	94,3	50,0	18,0	16,5	15,0	22,1	0,1	0,1
	T	4°	101,0	75,7	50,0	18,0	15,8	14,0	1,3	0,9	1,1
		5°	125,0	76,2	76,2	18,8	15,9	14,2	6,1	0,7	1,3
	6°	150,0	89,3	50,0	17,8	16,1	13,5	6,8	1,0	1,7	

Legenda: Q - quadrante; P - peso; C - comprimento; DP - desvio padrão

Fonte: Hortegal Filha *et al.* (1999).

3.5- POLICULTIVO

O conceito do uso de uma ou mais espécies de peixes (policultivo) que se alimentam de organismos de diferentes níveis tróficos (fitoplâncton e/ou zooplâncton) é aplicado, na atualidade, à alta tecnologia de aquicultura. A policultura é uma das principais técnicas aplicadas atualmente pelos aquicultores para aumentar a produtividade aquícola (kg/ha/ano). Ela tem suas raízes na antiga China.

A eficiente utilização dos recursos naturais disponíveis nos tanques de cultivo piscícolas pode ser melhor quando estocam-se peixes de várias espécies e de diferentes hábitos alimentares. A policultura é uma técnica de uso apropriado, em se tratando de viveiros adubados, ou seja, produção piscícola com custo baixo, ou quando não existem condições de fornecimento de ração suplementar (Milstein, 1992).

De acordo com Matheus (1993), o sucesso do policultivo chinês é resultante de mais de 1.600 anos de experiências acumuladas. Durante a dinastia Tang, os chineses faziam as seguintes considerações: (1) um corpo de água é um espaço tridimensional e se for tratado como um campo, pelo plantio de um único tipo de cultura, haverá desperdício de espaço e (2) qualquer tanque fertilizado produzirá um número de diferentes organismos que servem para alimentar peixes. Todavia, a grande parcela dos peixes não são onívoros, mas

possuem dieta seletiva. Portanto, estocando uma única espécie, ocorrerá perda e desperdício não somente de espaço mas também de alimento.

Milstein (1992) relata que a policultura começou na China, mais precisamente entre os séculos VII e IX com o cultivo combinado de carpas prateada, cabeça grande e capim com outras espécies, cada uma com diferentes hábitos alimentares. Mais tarde, outros países da Ásia adotaram este mesmo procedimento, em áreas no sudeste asiático. Na maioria desses países, a policultura é baseada na estocagem de *milkfish* (*Chanos chanos*), tilápias (*Oreochromis mossambicus*, *O. niloticus* e outras). Também são cultivada carpas chinesas, carpas comuns, carpas *crucian* (*Carassius carassius*), *snakehead* (*Ophiocephalus striatus*), *gray mullet* (*Mugil cephalus*). Na Índia, o policultivo, principalmente de carpas *catla* (*Catla catla*), *rohu* (*Labeo rohita*) e *mrigla* (*Cirrhinus mrigala*) é bem conhecido desde tempos antigos, e, mais recentemente, foi acrescentado ao cultivo em viveiros adubados de carpas chinesas e comum. A policultura expandiu-se durante este século de um forma impressionante, com a introdução das carpas chinesas em muitos países do mundo, com o propósito de melhorar a qualidade da água e aumentar a produção de pescado.

Carpas chinesas têm sido estocadas de forma consorciada com carpas comuns, nos seguintes países da europa: Polônia, Bulgária, Alemanha e Hungria. Na Iugoslávia, tem sido praticada a seguinte policultura: carpas comuns, tenca (*Tinca tinca*), *Silurus glanis*, perca pike (*Lucioperca lucioperca*) e *pike* (*Essox sp.*). Na França, os peixes consorciados são: carpas comum, *roach* (*Rutilus rutilus*), tenca, *pike* e algumas espécies de percas. Nos Estados Unidos, a policultura tem sido praticada estocando as carpas herbívoras chinesas com um tipo de bagre americano, o *channel catfish* (*Ictalurus punctatus*). Em Israel, carpas comuns crescem em conjunto com tilápias híbridas (*Oreochromis aureus* x *O. niloticus*), carpas prateada e *mulletts* (*Mugil cephalus* e *M. capito*) (Milstein, 1992).

O sinergismo existente na policultura permite que aconteçam interações positivas entre as espécies e, com isso, possibilita que o crescimento e a produtividade de alguns tipos de peixes sejam mais altos do que quando cultivados em monocultura. A policultura da carpa prateada e da comum, por exemplo, permite que ambas excedam seus crescimentos e produtividades em suas respectivas monoculturas. A explicação para tal é que as fezes da carpa prateada disponibilizam o fitoplâncton, rico em material parcialmente digerido, para a alimentação direta da carpa comum, que, por outro lado, não utilizaria essa alga se não fosse dessa maneira, enquanto esta última, ao agitar o lodo no fundo do tanque, possibilita a liberação ou a recirculação de nutrientes para a coluna d'água, interferindo no desenvolvimento de algas filamentosas e outras plantas superiores, e melhorando as condições de alimentação para a carpa prateada (Milstein, 1992).

Milstein (1992), para explicar o aumento da disponibilidade da fonte de alimento na policultura, cita que o fato é bem ilustrado por um provérbio chinês, que diz: "alimente uma

carpa capim bem, e você alimentará três outros peixes”. A carpa capim ingere uma grande quantidade de plantas diariamente, geralmente muito maior que seu peso. As fezes da carpa capim, contendo material macerado e pobremente digerido, são fonte de alimento para os peixes onívoros (tilápia, carpa comum, etc.) e têm um efeito na fertilização do fitoplâncton, que é utilizado pela carpa prateada.

Portanto, as interações sinérgicas entre diferentes espécies de peixes são explicadas baseando-se em dois processos inter-relacionados: o aumento da disponibilidade da fonte alimentação e a melhoria das condições ambientais. Este efeito da policultura é rotineiramente utilizado em Israel para o controle de reservatórios de águas para consumo humano. Esse tipo de manejo, usado desde 1968, tem-se pautado num controle biológico de diferentes problemas que afetam a qualidade da água a ser potabilizada, pelo uso da policultura de peixes nesses reservatórios (Milstein, 1992).

Milstein *et al.* (1985^a) reportam, que foram introduzidos peixes no reservatório do Sistema de Água Nacional (*National Water Carrier System*), e a carga orgânica de fundo diminuiu de 18-20% para 3-5%, e foram reduzidas, consideravelmente, as populações de caracóis, crustáceos e de larvas de insetos, e eliminado completamente o crescimento de macrófitas aquáticas.

3.6- PEIXES E EFEITO NA QUALIDADE DA ÁGUA

Em complementação ao empenho para produzir peixes com o reúso direto de água e conseqüente aproveitamento protéico, deve ser considerada, com igual prioridade, a melhoria da qualidade da água ou do efluente. Este trabalho foi realizado num sistema de tratamento de esgotos domésticos por lagoas de estabilização em série, ambientes que aparentam similaridades com os da produção piscícola por viveiros adubados.

Matheus (1993) conjectura que sistemas piscícolas como pós-tratamento, principalmente usando policultivo, podem ser utilizados para tratamento de águas residuárias pelas seguintes razões: (1) controle biológico adequado pela utilização da combinação correta de espécies filtradoras, onívoras, etc.; (2) baixo custo de manutenção e operação e (3) tal sistema contribuiria para a conservação da energia e produção de biomassa.

Conforme pesquisado e relatado por Milstein *et al.* (1985^a; 1985^b e 1988), a policultura, com objetivo dual de produzir biomassa e melhorar qualidade, deve empregar os seguintes peixes: onívoros ou consumidores de fundo - carpa comum (*Cyprinus carpio*) e tilápia (*Oreochromis niloticus*); filtradoras - carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) e onívoras (consumidoras de macrófitas) - carpa capim (*Ctenopharyngodon idella*). Nesses experimentos, Milstein *et al.* (1985^a; 1985^b e 1988) pesquisaram os seguintes itens com

essas espécies de peixes: (1) o efeito da carpa prateada no policultivo; (2) o efeito dos peixes onívoros no policultivo; (3) a influência da quantidade de tilápia em presença e ausência da carpa prateada; (4) o efeito da carpa prateada na ausência e presença dos peixes onívoros; 5) o efeito dos peixes onívoros na ausência e presença da carpa prateada.

Milstein *et al.* (1985^a; 1985^b e 1988), de acordo com os resultados alcançados em seus ensaios, concluíram que, geralmente, as algas são de maiores dimensões no regime de peixamento em policultivo do que em monocultura, e ainda que a presença de carpa prateada resulta no aumento de algas menores, o nanoplâncton, e reduz o número e a diversidade do zooplâncton. As espécies de menor tamanho prevalecem em maior quantidade no meio porque suas células não podem ser utilizadas pelas carpas prateadas, as quais possuem aparelho filtrador constituído de lamelas com abertura de 10-14 μm (Starling, 1998). Os peixes filtradores promovem o desenvolvimento de pequenas algas de duas maneiras: diretamente, pelo fato de não consumi-las, e indiretamente, pela eliminação de células maiores que, na realidade, são suas competidoras por nutrientes e também responsáveis por diminuir a quantidade de predador das algas, que é o zooplâncton.

Milstein *et al.* (1998) afirmam que essa situação remete à velha questão sobre "quem nasceu primeiro, se o ovo ou a galinha", ou melhor, se o zooplâncton foi reduzido por causa do consumo direto pela carpa ou se foi reduzido porque as carpas consumiram as algas maiores, que servem de alimento para o zooplâncton. Milstein *et al.* (1998), acredita que os dois efeitos puderam ser verificados em seus estudos.

A participação dos onívoros, do tipo carpa comum e tilápia, com o hábito de revolver o sedimento do fundo, sempre causa liberação de nutrientes para a coluna d'água, decorrendo com isso a fertilização e conseqüente aumento das algas maiores, e um segundo fenômeno observado e relatado, que é a diminuição na quantidade do zooplâncton. Outro efeito evidenciado é a eficiência estabilizadora desses peixes, ou seja, a capacidade de reduzir as grandes flutuações na concentração do fitoplâncton ao longo das variações climáticas durante o ano (Milstein *et al.*, 1985^a; 1985^b e 1988).

Outro resultado esperado, devido a esse sinergismo dos peixes sobre a qualidade da água, é a otimização do processo fotossintético que ocorre mediante o favorecimento do desenvolvimento do fitoplâncton, especialmente das pequenas algas (nanoplâncton e picoplâncton). A produção primária garante uma grande variação do regime de oxigênio, gás carbônico, alcalinidade e pH da água do tanque piscícola ao longo do dia (Moscoso e Galecio, 1978). Elevando o oxigênio dissolvido, eleva-se a eficiência da remoção de DBO e da taxa de nitrificação. A maior variação de pH aumenta a remoção microbiológica de coliformes fecais e ainda favorece a remoção de nitrogênio pelo efeito de volatilização do gás amônia (NH_3) causada pelo deslocamento do equilíbrio (Bailey Green *et al.*, 1996; Gómez *et al.*, 1995; Edwards, 1992; King, 1981).

Fazendo menção às intervenções promovidas intencionalmente pelo homem na cadeia trófica, área de pesquisa que tem experimentado excepcionais resultados a nível mundial desde seu surgimento na década de 70, cita-se um tipo de manejo denominada biomanipulação (Starling, 1989; Matheus, 1993; Starling, 1998). O termo biomanipulação designa qualquer intervenção nos mecanismos internos de funcionamento dos ecossistemas aquáticos com vistas a promover a melhoria na qualidade da água (Starling, 1998). A maioria dos estudos de biomanipulação efetuados a partir de 1970 se concentraram na investigação do papel dos peixes fitoplanctófagos como reguladores dos níveis inferiores da cadeia de nutrição dos ecossistemas (Matheus, 1993). No Brasil, esta é uma área muito pouco conhecida. No entanto, existem estudos avançados nesse assunto, principalmente com respeito às tentativas de se obter uma ferramenta adicional para recuperação mais rápida do lago Paranoá, em Brasília (Starling, 1989 e 1998), através da retirada de peixes onívoros (tilápias) e introdução de peixes filtradores (carpa prateada).

De acordo com Starling (1989), a biomanipulação é vista atualmente como uma ferramenta de manejo que se utiliza das interações dos diferentes componentes biológicos dos ecossistemas com a finalidade de contribuir para melhoria da qualidade das suas águas. Starling (1989), em um dos seus estudos, comprovou, através de experimentos em laboratório e em campo, que a carpa prateada pode ser utilizada com eficiente técnica de biomanipulação para o controle da elevada abundância da alga cianofíceia *Cylindrospermopsis raciborskii* no lago Paranoá.

Starling (1998) concluiu que o controle da população de tilápias no Lago Paranoá representa uma estratégia promissora, potencialmente capaz de reduzir em 46% a turbidez, em 31% o Fósforo Total, em 70% o florescimento de algas e em 38% a biomassa total de fitoplâncton, resultando um aumento de 33% no nível de transparência da água. Starling (1998) sustenta que o controle da retirada da tilápia poderia ser feito, de uma forma controlada e oficial, através de um programa de liberação da pesca com redes de abertura padronizada para pescadores existentes na região. Atualmente esses pescadores não possuem liberação para a pesca por tarrafas. Essa permissão oficial traria vantagens econômicas para a população que vive da pesca ou se alimenta dessa forma de proteína de custo baixo. Atualmente, esse programa está em implementação, estabelecendo cooperativas de pescadores, com uma fase inicial de treinamento intensivo com ênfase nos aspectos ambientais da despeca (Starling, 2000). Como parte adicional da tática de biomanipulação no lago Paranoá, Starling (1998) enuncia que a introdução de peixes filtradores, como a carpa prateada, estimularia a contínua remoção do fitoplâncton, em especial as algas grandes presentes no lago. Isso poderia diminuir o uso de algicida, atualmente empregado para controle da florescência de *Microcystis sp.* Starling (1998) reporta que, pelo crescimento observado desse peixe filtrador em seus diversos ensaios,

nas condições atuais do lago Paranoá, existe grande potencial para exploração em monocultivo de carpas prateadas em tanques-rede de forma pouco dispendiosa.

A retirada controlada de tilápias e o manejo na estocagem adicional de carpas prateadas pode vir a constituir em uma importante estratégia de biomanipulação para promover a melhoria na qualidade da água e então acelerar a restauração do lago Paranoá, que é um dos lagos urbanos mais importantes do país (Starling, 1998).

3.7- ESPÉCIES UTILIZADAS

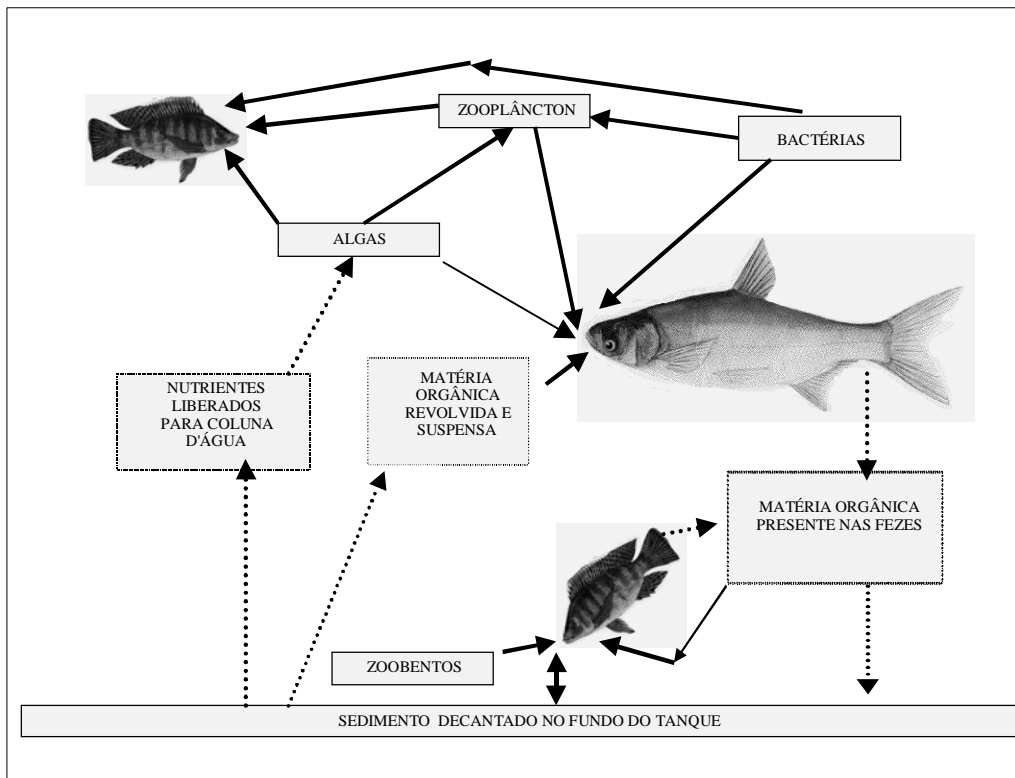
A escolha das espécies de peixes fundamentou-se principalmente em seus hábitos alimentares e na perspectiva de tanques com qualidade de água de efluente de lagoa de estabilização de maturação. Também é conveniente relacionar a rusticidade e a tolerância às variações de pH e de oxigênio dissolvido que geralmente ocorrem nesses ambientes.

Através do breve histórico levantado em outros trabalhos das diversas formas de reúso direto de excretas, de águas residuárias tratadas ou não, as espécies eleitas poderiam ser qualquer uma das carpas chinesas (comum, prateada, cabeça grande, capim, etc.) e, pelo uso freqüente, a tilápia do Nilo. Então, pelo motivo sinérgico que pode ocorrer com efeito na qualidade da água, tal efeito observado e debatido por Milstein *et al.* (1985^a; 1985^b e 1988) e representado na Figura 3.5, a escolha recaiu em um sistema de policultivo de tilápia do Nilo com carpa prateada. A seguir, são apresentadas informações peculiares sobre cada uma das espécies adotadas nesse trabalho.

3.7.1- Tilápia do Nilo

A tilápia pertence a ordem dos *Perciformes* e família *Cichlidae*. O gênero *Oreochromis* consiste de mais de 100 espécies e sub-espécies. Atualmente 15 espécies de tilápias são cultivadas no mundo. Na China são cultivadas, principalmente a *Oreochromis mossambicus* e *Oreochromis niloticus* (Peirong, 1989). De acordo com Peirong (1989), a tilápia é onívora, com uma tendência para ser herbívora. No estágio larval, alimenta-se principalmente de zooplâncton, e o espectro alimentar aumenta com o crescimento do peixe. No seu hábito alimentar, incluem todos os tipos de plâncton, seres bentônicos, algas, pequenas plantas aquáticas, detrito orgânico, e pequenos animais, tais como minhocas, microcrustáceos, insetos aquáticos.

O gênero *Oreochromis* possui numerosos e densos rastros branquiais (24 a 31), o que demonstra a grande probabilidade de alimentar-se de fitoplâncton, desde Clorófitas até Cianófitas, que quase não pode ser digerido por outros tipos de peixes (Peirong, 1989). A Figura 3.6 ilustra um exemplar de tilápia do Nilo.



Fonte: adaptado de Milstein (1992)

Figura 3.5 - Representação esquemática das relações sinérgicas entre peixes e o ambiente aquático (carpa prateada e tilápia do Nilo) - as linhas pontilhadas são trocas químicas e as cheias são rotas de nutrição.

As fêmeas exercem a prática de incubar as larvas na boca. Essa característica auxilia e facilita a sobrevivência de larvas e compensa, em parte, a sua baixa fecundidade em relação a outras espécies comercialmente valiosas (Matheus, 1993). Segundo Matheus (1993), a explicação para a dominância de tilápias em regiões tropicais é justamente sua capacidade de utilizar, além do fitoplâncton, os detritos como alimento. A digestão vegetal em peixes é geralmente prejudicada pelas paredes de celulose das células que atuam como barreiras às enzimas digestivas, mas isso não ocorre com a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), pois o pH do estômago desta espécie é muito baixo (1,0 a 1,2), o que provavelmente facilita a quebra e assimilação do material celular. Além disso, o comprimento do intestino dessa espécie é longo, o que comprova que a digestão do material vegetal é um processo lento, exigindo longo período de exposição do alimento à mucosa intestinal (Matheus, 1993).

Estudos mais recentes demonstraram que a tilápia do Nilo também utiliza bactérias em sua alimentação. Resultados apresentados por Beveridge *et al.* (1988) revelaram que

essa espécie pode ingerir bactérias em suspensão. Estudos histológicos da cavidade faríngea mostram que as células sobre os arcos branquiais (*Microbranchospines*) produzem um muco carregado negativamente, que facilita a floculação e o aprisionamento de partículas muito pequenas, menores do que a abertura entre os rastos branquiais (Beveridge *et al.*, 1988).



Figura 3.6 - Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*)

Segundo Kubitza (2000), a tilápia é nativa de diversos países africanos. A tilápia do Nilo (ou tilápia nilótica) é a espécie mais cultivada no mundo todo. Essa espécie se destaca das demais pelo crescimento mais rápido, reprodução mais tardia (permitindo alcançar maior tamanho antes da primeira reprodução) e alta prolificidade (possibilidade de produção de grandes quantidades de alevinos). A tilápia nilótica parece apresentar uma grande habilidade em filtrar as partículas do plâncton, assim, quando cultivada em viveiros adubados, geralmente supera em crescimento e conversão alimentar as demais espécies de tilápias.

A tilápia nilótica de linhagem tailandesa, também denominada "chitralada", foi introduzida no Brasil em 1997 e apresenta maior docilidade comparada a outras tilápias nilóticas que não sofreram um processo (direto ou indireto) de seleção semelhante ao realizado na Tailândia. São mais calmas durante o manuseio e apresentam relativa facilidade na despesca, mesmo quando cultivadas em viveiros (Kubitza, 2000). Boscolo *et al.* (1998), estudando o desempenho paralelo das linhagens comum e tailandesa, chegaram à conclusão de que estas últimas tem um crescimento superior de 30 a 50% maior que a linhagem comum.

Dentro dos seus limites de tolerância, as tilápias são reconhecidamente espécies de peixes que melhor se adaptam a diferentes condições de qualidade de água. São particularmente bastante tolerantes ao baixo teor de oxigênio dissolvido, convivem com uma

faixa bastante ampla de acidez e alcalinidade na água, crescem e até mesmo se reproduzem em águas salobras e salgadas, e toleram altas concentrações de gás amônia comparada à maioria dos peixes cultivados. Essas características foram decisivas para que as tilápias dividissem com as carpas o pódio dos peixes mais cultivados no mundo (Kubitza, 2000).

Kubitza (2000) reporta que tilápias são peixes tropicais que apresentam conforto térmico entre 27 a 32 °C. Às temperaturas acima de 32 °C e abaixo de 27 °C, seu apetite fica extremamente reduzido e aumentam os riscos de doenças. Temperaturas na faixa de 8 a 14 °C são letais, temperaturas acima de 32 °C podem causar mortalidade de tilápia por estresse térmico.

As tilápias toleram baixas concentrações de oxigênio dissolvido na água. Em viveiros de recria, foram observados alevinos, entre 10 a 25 gramas, que suportaram concentrações de oxigênio entre 0,4 e 0,7 mg/l por 3 a 4 horas, durante 2 a 4 manhãs consecutivas, sem registro de mortalidade. Moscoso *et al.* (1992^b) relata que a tilápia nilótica tolerou oxigênio zero (anoxia) por até 4 horas, sugerindo, como Matheus (1993), a possibilidade desse peixe realizar respiração anaeróbia (Kubitza, 2000).

O pH da água no cultivo de tilápias deve ser mantido entre 6 a 8,5 (Moscoso e Galecio, 1978; Kubitza, 2000). Valores de pH abaixo de 4,5 e acima de 10,5, a taxa de mortalidade é significativa em viveiros com excesso de fitoplâncton e baixa alcalinidade total (< 30 mg/l). Em viveiros adubados muito fertilizados o pH pode alcançar valores acima de 12 ao final da tarde, em dias muitos ensolarados. Isto pode inibir o consumo de alimentos e, se ocorrer com freqüência, afetar o crescimento dos peixes. Geralmente não é observado a Mortalidade direta devido a essa elevação do pH, pois os peixes encontram conforto em águas mais profundas. No entanto, o elevado pH pode potencializar os problemas com toxidez por amônia (Kubitza, 2000).

Proveniente do próprio efluente da lagoa de maturação, da excreção nitrogenada dos próprios peixes e de outros organismos aquáticos, bem como da decomposição anaeróbia do lodo sedimentado no fundo do tanque, o nitrogênio amoniacal pode prejudicar o desempenho, aumentar a incidência de doenças e até mesmo provocar a morte direta dos peixes por intoxicação (Kubitza, 2000). O nitrogênio amoniacal está presente na água sob duas formas: o íon amônio NH_4^+ (forma pouco tóxica) e o gás amônia NH_3 (forma tóxica). No entanto, destaca-se, que a substância tóxica é o gás amônia (NH_3), que, em solução aquosa, está em equilíbrio químico com o amônio (NH_4^+), sendo essa dinâmica dependente do pH e da temperatura. Quando o pH fica acima de 7, aumenta-se a disponibilidade da principal substância tóxica. Especificamente em pH acima de 10 os valores de presença do referido gás variam de 80-90% (Green *et al.*, 1996; Gómez *et al.*, 1995; Edwards, 1992; King, 1981; Reis e Mendonça, 1999).

Segundo Kubitza (2000), as concentrações de amônia letais que matam 50% dos animais em 24, 48, 96 horas ($LC_{50}24$ h; $LC_{50}48$ h e $LC_{50}96$ h) foram determinadas para tilápias vermelhas híbridas (*O. niloticus* x *O. mossambicus*) com os valores de 6,6, 4,0 e 2,6 mg/l, respectivamente.

Segundo Buras *et al.* (1986) o valor máximo para a Tilápia do Nilo é de $[NH_4^+-N] = 8,0$ mg/l (Amônio) e $[NH_3-N] = 0,3$ a $0,6$ mg/l (Amônia).

Castagnoli (2000) relata que, a grande maioria dos peixes possuem baixa tolerância à amônia (NH_3), sendo inferior a $1,0$ mg/l. Já a Tilápia é relativamente tolerante, tendo sido obtidos em ensaios de determinação de $LC_{50}24$ h; $LC_{50}48$ h e $LC_{50}96$ para tilápia azul (*O. aureus*), os valores menores e mais próximos entre si, $2,5$; $2,4$ e $2,3$ mg/l, respectivamente.

3.7.2- Carpa Prateada

A carpa prateada pertence a família *Cyprinidae*, sub-família *Hypophthalmichthyane*, possui brânquias densas, entrelaçadas e conectadas a um tipo de membrana como uma esponja (rede ou peneira). O tamanho linear do intestino é cerca de 6 a 10 vezes o comprimento do corpo (Peirong, 1989). No estágio larval, a carpa prateada é, preferencialmente, zooplancntófaga, mas, com o amadurecimento, passa a ser fitoplancntófaga. A Figura 3.7 ilustra um exemplar de carpa prateada.

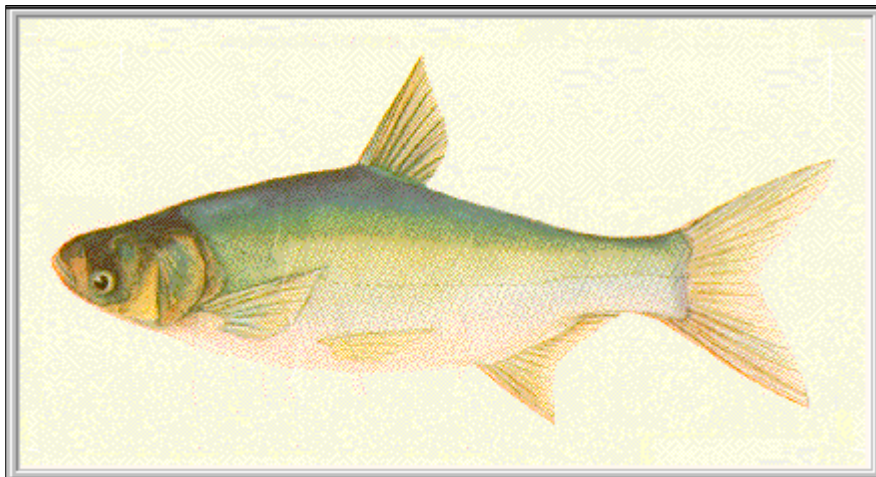


Figura 3.7 - Carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*)

Matheus (1993) reporta que, após 1 mês, a alimentação da carpa prateada é constituída principalmente de fitoplâncton e pequenos animais pertencentes ao zooplâncton, como rotíferos. Pesquisas examinaram o conteúdo estomacal desse peixe e encontraram algas cianofíceas, clorofíceas e rotíferos, confirmando a afirmação anterior.

Starling (1989; 1998), nos seus experimentos sobre biomanipulação no lago Paranoá, concluiu que a carpa prateada tem grande potencial para ser utilizada para controlar algas e estabelecer melhorias na qualidade da água do referido lago. As características fisiológicas como o padrão especial de suas brânquias, a posição dos lábios e o comprimento do intestino, indicam que a carpa prateada é um peixe filtrador e basicamente fitoplanctófago. As brânquias da carpa prateada estão adaptadas para reter organismos em suspensão na água e partículas de tamanho inferior de 10 a 14 μm , o que permite a esta espécie filtrar enormes quantidades de fitoplâncton e outras partículas orgânicas, inclusive zooplâncton e bactérias.

Matheus (1993), menciona que a carpa prateada também se alimenta de pequenos animais e pode até consumir bactérias, sendo que a seleção das partículas ingeridas é uma função mecânica e passiva da morfologia dos anéis branquiais. É citado o valor de 20 μm como abertura do mecanismo filtrador dessa espécie. É relatado que experimentos sobre fisiologia de carpa prateada revelaram, entre outras descobertas, uma elevada capacidade metabólica anaeróbia, o que permite que esse peixe sobreviva em extremas condições de déficit de oxigênio (a concentração mínima de OD está na faixa de 0,3 a 1,1 mg/l). Esses resultados confirmaram a potencialidade do cultivo desta espécie em uma variedade de condições, incluindo o reúso direto de águas residuárias tratadas por lagoas de estabilização em série.

Além do mais, devido a uma marcante especificidade com relação a filtração de partículas em suspensão de determinados tamanhos, a carpa prateada tem sido muito utilizada em cultivos consorciados com outras espécies não competitivas, o que tem acarretado elevados rendimentos nos chamados sistemas de policultivo (Milstein *et al.* 1985^a; 1985^b e 1988).

Milstein *et al.* (1988) relatam que a introdução de carpa prateada em reservatórios e tanques de cultivo, com a finalidade de promover o controle biológico, cria um sistema ecológico balanceado, no qual a competição inter-específica é mínima, o que geralmente promove consideráveis melhoramentos ambientais. A carpa prateada, em conjunto com espécies de peixes que se alimentam no sedimento, cria um sinergismo positivo na coluna d'água através da filtração do excesso de fito e zooplâncton, excretando parte para o fundo e enriquecendo o sedimento com matéria orgânica disponível para o zoobentos (ver Figura 3.5).

Segundo Peirong (1989), a carpa prateada prefere um ambiente ligeiramente alcalino, com pH variando de 7,5 a 8,5. Valores abaixo ou acima dessa faixa poderão retardar o crescimento destes peixes. É relatado que, a valores de oxigênio dissolvido abaixo de 2,0 mg/l, o peixe perde o apetite. Abaixo de 1,0 mg/l, para de se alimentar e

boqueia na superfície d'água, procurando respirar. E, abaixo de 0,5 mg/l, ocorre o sufocamento e o resultado é normalmente a morte.

Buras *et al.* (1987) relatam que as carpas comum e prateada são muito sensíveis à concentração de nitrogênio amoniacal. Os mesmos autores reportam que o limite de concentração para esses peixes é $[\text{NH}_4^+\text{-N}] = 4 \text{ mg/L}$ e $[\text{NH}_3\text{-N}] = 0,2 \text{ a } 0,4 \text{ mg/L}$. É relatado, no trabalho com policultivo de tilápias com carpas comum e prateada, que, quando as condições de estresse como baixo OD e alta concentração de carga orgânica ocorriam nos tanques, as carpas pareciam ser muito mais afetadas do que a tilápia.

3.8- QUALIDADE SANITARIA DE PEIXES CULTIVADOS EM REÚSO DIRETO

Mara e Cairncross (1989) reportam que são três os riscos potenciais com o reúso direto de excretas e águas residuárias tratadas ou não em pisciculturas: (1) transferência passiva de patógenos das excretas ao se consumir os peixes e plantas aquáticas cultivados; (2) transmissão de vermes que utilizam os peixes e plantas aquáticas como hospedeiro intermediário (*Clonorchis sinensis* e *Fasciolopsis buski*) e (3) transmissão de esquistossomose.

Como foi exposto no relatório de Engelberg (IRCWD, 1985), a preocupação com a saúde pública, no reúso em aquicultura, são os trematódeos ou os ovos de *Schistosoma*, *Fasciolopsis* e *Clonorchis*, sendo que os ovos desses parasitas são mais frágeis do que os de *Ascaris* e podem ser eliminados em um curto período de tempo.

Os caracóis são hóspedes intermediários de vários parasitas helmínticos, incluindo o gênero *Schistosoma*. A infecção ocorre em pessoas no momento do banho nos locais contaminados quando as larvas do esquistossoma (miracídeos ou cercárias) penetram a pele humana. O cuidado para evitar a contaminação no manejo dos tanques aquícolas deve ser redobrado para os trabalhadores da aquicultura.

A transmissão de clonorchiasis e fasciolopsiasis ocorre somente em áreas geograficamente restritas da Ásia, onde existe preferência pelo consumo de peixes e plantas aquáticas crus. Essa rota de contaminação pode ser inviabilizada só pela mudança de hábito de consumo, com cocção dos produtos oriundos do reúso direto de águas residuárias. O controle do hospedeiro intermediário (caramujo) e a ausência de ovos viáveis no afluente aos tanques piscícolas garante a inviabilização desse rota de contaminação (Mara e Cairncross, 1989).

Certas espécies de peixes são hóspedes intermediários secundários de vários parasitas helmínticos, por exemplo o gênero *Clonorchis*. A transmissão ocorre quando se come o peixe cru ou mal cozido, e, é nesse momento que os cistos contidos na carne incubam-se no intestino humano. O outro helminto de importância é o do gênero *Fasciolopsis*

que forma seus cistos em plantas aquáticas comestíveis e a transmissão pode ocorrer no consumo das frutas dessas plantas (Strauss, 1985).

Ao contrário, os peixes que crescem em tanques alimentados por efluentes de esgotos domésticos tratados são factíveis de contaminação por bactérias e vírus. Esses patógenos são transportados para as escamas, as guelras, o líquido intraperitoneal, as vias digestivas ou os músculos dos peixes. Também nesse caso, o peixe consumido cru ou mal cozido pode transmitir várias infecções causadas por bactérias e vírus (Léon e Moscoso, 1996; Mara e Cairncross, 1989).

Strauss (1985) analisou diversas publicações sobre infecções de patógenos em peixes e concluiu que:

1. Na maioria dos experimentos, foram encontradas concentrações altas de indicadores de patogenicidade no trato intestinal e no líquido intraperitoneal de peixes cultivados em águas residuárias, portanto, a manipulação no momento da retirada das vísceras é uma rota potencial de transmissão de vírus e bactérias;
2. Quando as concentrações de Coliformes Fecais e *Salmonella* nos efluentes tratados ultrapassarem o limite de 10^4 e 10^5 NMP/100 ml, respectivamente, é provável que as bactérias invadam os músculos dos peixes; o risco potencial de invasão é agravado com o aumento da exposição dos peixes à água contaminada;
3. Quando a concentração de Coliformes Fecais nos efluentes tratados for inferior a 10^3 NMP/100 ml, ocorrerá pouca acumulação de organismos patogênicos entéricos no interior e na superfície do tecido comestível dos peixes; e
4. Quando a contaminação for menor, pode haver elevadas concentrações de agentes patógenos no trato intestinal e no líquido intraperitoneal dos peixes.

Mara e Cairncross (1989) sustentam, com relação a contaminação por vírus e bactérias de peixes cultivados em águas residuárias, as mesmas necessidades apontadas por Strauss (1985) para manutenção da qualidade sanitária para o reúso em aquicultura. Sugerem, ainda, a implementação de mais estudos nessa área e indicam como tentativa a diretriz de 1.000 NMP/100 ml como valor para o indicador Coliformes Fecais.

Moscoso (1998) afirma que a qualidade sanitária dos peixes cultivados em águas residuárias no sistema de piscicultura das Lagoas de San Juan de Miraflores foi satisfatória quando o nível de coliformes fecais foi de 10^4 NMP/100 ml, e foi verificada nos tanques de peixes a redução de uma ordem de magnitude (1 unidade logarítmica). Portanto, sugere como valor limite de coliformes fecais no afluente aos tanques piscícolas o valor de 10^5 NMP/100 ml. Este limite estaria uma unidade logarítmica acima do recomendado pela OMS (1989). Uma tentativa de diretrizes para a qualidade microbiológica no reúso em aquicultura, analogamente à diretriz de Engelberg para reúso agrícola, é dada na Tabela 3.21.

Tabela 3.21 - Critério preliminar de qualidade microbiológica para reúso em aquicultura

Tipo de processo de reúso	Ovos ^a viáveis de Trematódeos (Média Aritmética do n ^o de ovos viáveis por l ou kg)	Coliformes fecais (Média geométrica do NMP/100 ml ou 100 g) ^b
Cultivo de peixes	0	< 10 ⁴
Cultivo de Macrófita aquática	0	< 10 ⁴

^a *Clonorchis, Fasciolopsis e Schistosoma*. Especial atenção deve ser dado a esses parasitas, principalmente em áreas consideradas endêmicas.

^b Esta diretriz assume que na lagoa piscícola haverá a redução de uma unidade logarítmica de CF, significando que na saída do sistema haverá CF < 1000 NMP/100 ml. Em caso de sistemas operando em climas quentes e com tempo de retenção elevado o valor, aqui proposto, pode ser maior.

Fonte: Mara e Cairncross, 1989

No Brasil, não se tem nenhuma diretriz para o reúso direto de águas residuárias ou mesmo do pescado produzido. Entretanto, há critérios e padrões microbiológicos aplicáveis aos alimentos, incluindo qualquer pescado consumido como alimento direto. Os parâmetros usados, segundo a portaria n^o 451/97, são *Salmonella* e Coliformes Fecais, e os valores máximos permitidos são ausência de *Salmonella* em 25 gramas e o máximo de 100 Coliformes Fecais (NMP) por grama (Ministério da Saúde, 1997).

4- METODOLOGIA

Para desenvolvimento do trabalho experimental, foi construída uma unidade piloto composta por dois tanques e demais estruturas auxiliares, na área da Estação de Tratamento de Esgotos de Samambaia, de propriedade da CAESB - Companhia de Saneamento do Distrito Federal, situada no Km 40 da Rodovia DF180/BR60. Essa estação apresenta, em sua concepção original, alguns conceitos inovadores para o sistema de lagoas de estabilização em série.

4.1- ETE SAMAMBAIA

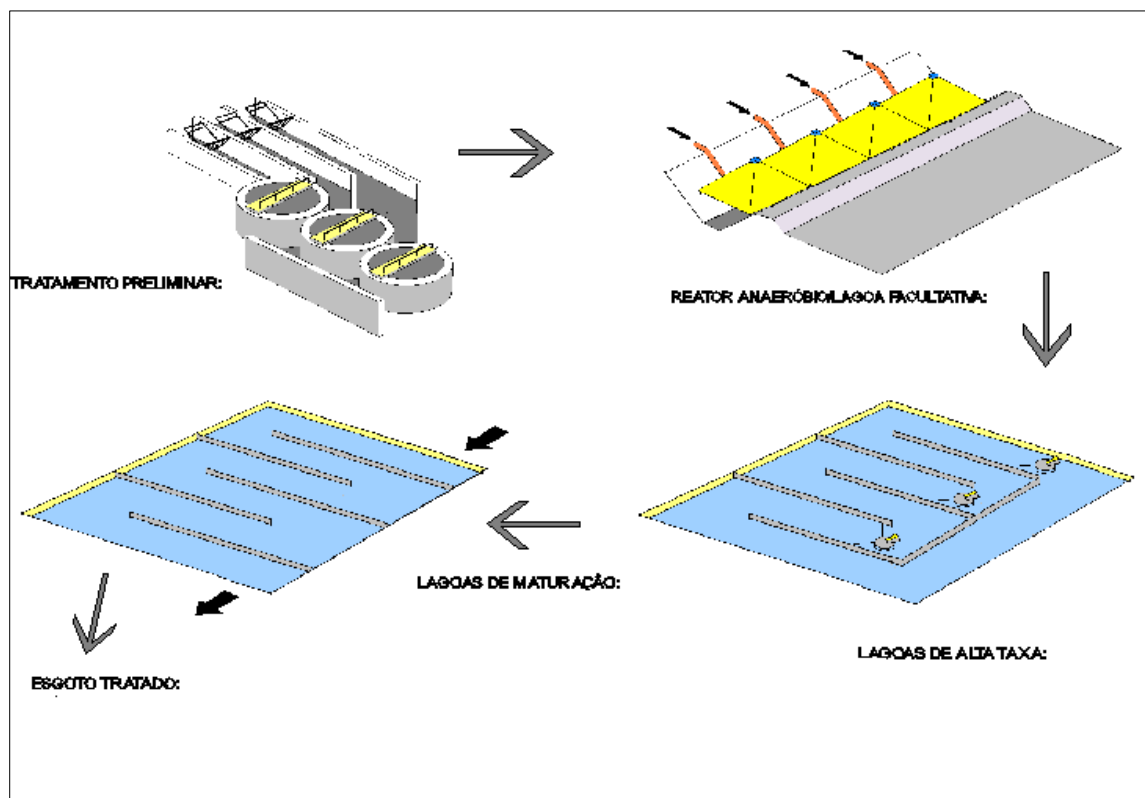
Pinto *et al.* (1997) relatam que a estação de tratamento de esgotos de Samambaia foi construída para a carga orgânica média afluyente de 9.720 kg de DBO_5/d , vazão afluyente máxima de 512 l/s (44.237 m^3/d) e média de 450 l/s (38.880 m^3/d), essa vazão corresponde à população equivalente de 180.000 habitantes e um tempo de detenção hidráulico médio estimado em 15 dias. A estação tem a seguinte conformação: (1) uma grade grosseira de abertura de 50 mm, com limpeza manual; (2) Calha Parshall de 1,52 m (5 pés), para medir a vazão afluyente instantânea e acumulada, dotada de medidor ultra-sônico de nível de água; (3) três conjuntos de pares - grade circular mecanizada, abertura de 10 mm, com desarenador circular em série, com 11 m de diâmetro, com retirada de material desarenado por sistema *air-lift* e a classificação por lavador e transportador tipo cremalheira e (4) O tratamento biológico é configurado por dois módulos iguais operando em paralelo. Cada módulo de tratamento biológico compreende as unidades: reator anaeróbio/lagoa facultativa, lagoa rasa ou de alta taxa e lagoa de polimento com chicanas ou de maturação. Como demonstra o esquema de funcionamento da ETE na Figura 4.1. A estação iniciou sua operação em setembro de 1996 tratando a vazão média de 160 l/s (valor médio de setembro/1996 a outubro/2000).

4.1.1- Reator anaeróbio/Lagoa facultativa

O esgoto afluyente após gradeamento e desarenação é conduzido através de caixas de distribuição para o fundo do reator anaeróbio com fluxo ascendente existente no interior da lagoa facultativa. Os gases são captados através de campânulas, que têm também a função de impedir a saída dos sólidos remobilizados pela produção de gás. Os esgotos, após passar nesse reator, encontram rapidamente uma camada oxidante, que cobre a parte superior das campânulas, que é a própria lagoa facultativa. Isto evita que odores desagradáveis sejam liberados para atmosfera e venham a incomodar a vizinhança.

Como explicado anteriormente, o reator anaeróbio é integrado à lagoa facultativa, tem a forma geométrica de um obelisco ou tronco de pirâmide, com as seguintes características: 1) 240 m de largura; 2) 12 m de comprimento superior e 1 m de comprimento inferior; 3) 6 m de profundidade; 4) volume estimado de 9.720 m³; 5) tempo de detenção hidráulico médio de 6 horas; 6) não possui descarte de lodo; 7) separação de fases composto por 16 campânulas para coleta do biogás e 8) sistema de queima de gás.

A lagoa facultativa, com 240 m de largura e 350 m de comprimento, é composta de duas profundidades. Nos primeiros 80 m com 3 metros e o restante com 1,70 m (em torno de 270 m), com volume total estimado em 162.456 m³. A parte mais profunda da célula funciona como se fosse um decantador secundário, para que os sólidos, que eventualmente venham a ser liberados pelo reator, possam sedimentar nessa parte da lagoa facultativa, uma vez que perdem rapidamente a sustentação pela redução da velocidade ascensional. A lagoa facultativa é projetada para um tempo de detenção mínimo, na ordem de 8 dias, apenas suficiente para manter população de algas e o meio oxidante.



Fonte: Pinto *et al.* (1997)

Figura 4.1 - Esquema de funcionamento da ETE Samambaia (um módulo).

4.1.2- Lagoa de alta taxa

Cada célula completa possui 240 m de largura por 240 m de comprimento, profundidade de operação 1 m, volume estimado de 55.296 m³ e detenção hidráulica mínima estimada em 2,6 dias (Pinto *et al.*, 1997).

Pinto *et al.* (1997) relatam que essa célula tem a finalidade de criar condições para maximizar o processo de fotossíntese de modo a obter a produção de oxigênio necessária à estabilização aeróbia da matéria orgânica remanescente. Nessa célula, é adotada uma profundidade pequena (de 0,5 a 1,0 m) e introduzida uma pequena agitação de modo a permitir o acesso de todas as algas à luz solar. Isso acarreta a possibilidade de que as algas não móveis possam competir pelo substrato e luz solar, nas mesmas condições que as outras.

Cada lagoa de alta taxa da ETE Samambaia é constituída por 4 sub-células, operando em paralelo, ou seja, o efluente da lagoa facultativa sai em 4 pontos e alimenta a de alta taxa. Cada um desses sub-sistemas é constituído por 4 canais de largura de 15 m e comprimento de 240 m, operando em fluxo orbital ou carrossel, com relação comprimento/largura igual a 64. Em cada dessas sub-células, a velocidade da seção é mantida de 10 a 15 cm/s, e esse pequeno turbilhonamento é feito por intermédio de quatro aeradores do tipo ar-aspirado com bloqueio na entrada de ar. Cada propulsor possui a potência de 7,5 CV, sendo empregado um propulsor por canal.

4.1.3- Lagoa de maturação

Cada célula possui 240 m de largura por 240 m de comprimento. Foram usadas chicanas para melhorar o fluxo hidráulico e, conseqüentemente, a eficiência do processo. É provida de 3 chicanas prevalecendo um canal de 60 m por 960 m de comprimento dando uma relação comprimento/largura igual a 16. A lagoa opera com lâmina d'água de 1,5 m, volume estimado de 86.400 m³ e período de detenção hidráulica mínima estimada em 4 dias.

Essa lagoa tem a função de complementar o tratamento, reduzindo a concentração de algas e de patogênicos que tenham passado pelas etapas anteriores. As algas móveis provenientes de lagoas rasas têm maior facilidade de decantar, mineralizando-se no fundo da lagoa de polimento (Pinto *et al.*, 1997).

4.1.4- Monitoramento e resultados

O monitoramento da ETE SAMAMBAIA é feito duas vezes por semana, coletando-se, manualmente, alíquotas das seis lagoas em operação, a cada duas horas, e compondo amostras de 24 horas para o afluente e os efluentes das lagoas facultativas (duas), lagoas rasas (duas) e de polimento (duas). A coleta nas lagoas facultativas é feita através de colunas coletoras (20 cm), sendo as demais são tomadas do efluente vertido de uma célula para outra. A composição é feita em função da vazão afluente medida.

Durante esses quatro anos de operação, o volume de esgotos afluente mostrou-se suficiente apenas para a operação de um módulo completo. Após esse período, entre setembro/96 a setembro/00, o processo apresenta-se estável atingindo os resultados mostrados na Tabela 4.1, conforme informação da própria CAESB. Como já referido, a afluência de águas residuárias está na ordem de 160 l/s, o que corresponde a 34% da vazão e de 54% da carga de projeto para a estação de tratamento. Isso se dá, principalmente, em face da demanda reprimida que ocorre nas cidades satélites do DF. Segundo informação da CAESB, a cidade de Samambaia tem um consumo diário de água potável por habitante de 157 l/habitante.dia.

Tabela 4.1 - Resultados Operacionais da ETE Samambaia
Setembro/1996 a Setembro/2000 (valores medianos)

Parâmetros	A	RA/F	AT	PF	R (%)
DBO ₅ (mg/l)	394 (107-780)	48 (16 - 256)	38 (9 - 272)	29 (2 -272)	93
DQO (mg/l)	866 (119-1725)	220 (107 - 1190)	217 (112-556)	206 (68 - 560)	77
DQO _f (mg/l)	- -	98 (22 - 387)	91 (28 - 261)	81 (11 - 218)	-
SST (mg/l)	432 (108 - 985)	94 (41 - 948)	115 (51 - 1291)	105 (36 - 182)	76
NTK-N (mg/l)	73,6 (34,0 - 112,0)	59,9 (26,4 - 99,9)	45,1 (16,3 - 91,1)	25,8 (5,2 - 78,5)	65
NTK _f -N (mg/l)	- -	41,2 (23,1 - 59,2)	34,1 (6,7 - 88,1)	16,7 (2,8 -50,0)	-
NH ₄ -N (mg/l)	40,4 (10,8 - 63,4)	44,4 (17,3 - 88,4)	27,1 (4,6 - 64,2)	12,0 (0,1 - 45,5)	70
NO _x -N (mg/l)	- -	- -	8,6 (0,6 - 44,4)	11,6 (0,7 - 56,0)	- -
P _t -P (mg/l)	10,27 (4,37 - 48,00)	8,82 (2,87 - 45,00)	8,00 (2,37-14,20)	7,33 (1,41 - 40,0)	29
(P _t) _f -P (mg/l)	- -	5,73 (1,91 - 9,55)	6,59 (0,84 -14,50)	5,83 (0,91 - 10,20)	-
PO ₄ -P (mg/l)	- -	5,73 (1,06 - 11,09)	6,04 (0,47 - 9,90)	5,22 (0,40-9,10)	- -
CF(NMP/ 100 ml)	6,61E+0 7 (1,4 E+07 - 3,8E+08)	8,25 E+05 (1,0 E+04 - 5,0E+06)	1,0 E+05 (4,00 E+02 - 1,0 E+06)	1,5 E+03 (0 - 1,0 E+04)	4,64 ^a
Clorofila (µg/l)	-	1340 (80 - 4435)	1887 (107 - 8950)	1698 (312 - 5016)	-
TDH (d)	-	26	8	13	-
TA (Kg/ha.d)		310	55	43	-

Legenda: A =águas residuárias afluentes; RA/F = reator anaeróbio + lagoa facultativa;
AT= lagoa de alta taxa; PF=lagoa de polimento final; R(%)=remoção em %; TDH=tempo
de detenção hidráulico e TA= taxa de aplicação em termos de DBO₅.

^aremoção em unidades logarítmicas.

4.2- CONSTRUÇÃO DA UNIDADE PILOTO

O trabalho de implementação da Unidade Piloto de Samambaia (UPS) envolveu tanto o projeto e supervisão da construção da pequena obra, quanto a utilização de itens disponibilizados pela própria CAESB, tais como mão-de-obra, materiais de estoque em seu almoxarifado, e recursos financeiros para aquisição dos materiais necessários à construção da pequena planta piloto. Na Figura 4.2, tem-se uma visão panorâmica da unidade de pesquisa. A unidade, vista em planta, está ilustrada na Figura 4.3.



Figura 4.2 - Fotografia Panorâmica da Unidade Piloto de Samambaia
(parte da lagoa de polimento final do módulo II da ETE pode ser vista do lado direito)

Alguns projetos já implementados, em escala experimental, que serviram como fundamento metodológico para construção da unidade de pesquisa foram os realizados nos seguintes locais: (1) nas Lagoas de Estabilização em série de San Juan - Lima - Peru (Moscoso, 1998); (2) nas Lagoas de Estabilização em série de Suez - Egito (Shereif *et al.*, 1995); e (3) nos Experimentos realizados por Matheus (1986), Matheus (1993) e Matheus *et al.* (1991); (4) Experimentos de Buras *et al.* (1987); (5) nas Lagoas de Estabilização em Série do Benton Services Center no Arkansas (Henderson; 1981) e (6) nas Lagoas de Estabilização em Série de Quail Creek perto da cidade de Oklahoma (Edwards, 1992).

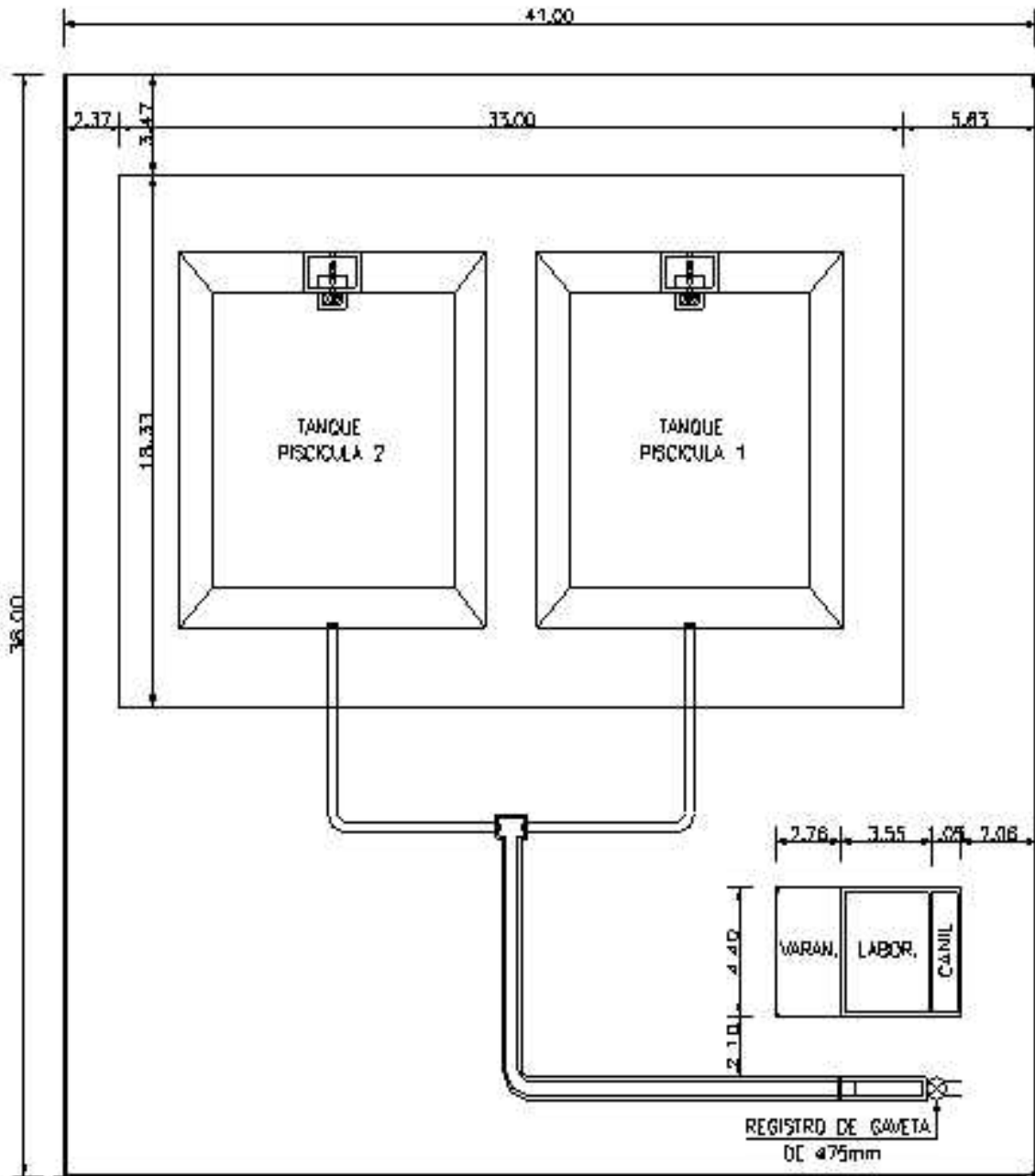


Figura 4.3 - Croquis da Unidade Piloto (vista em planta)

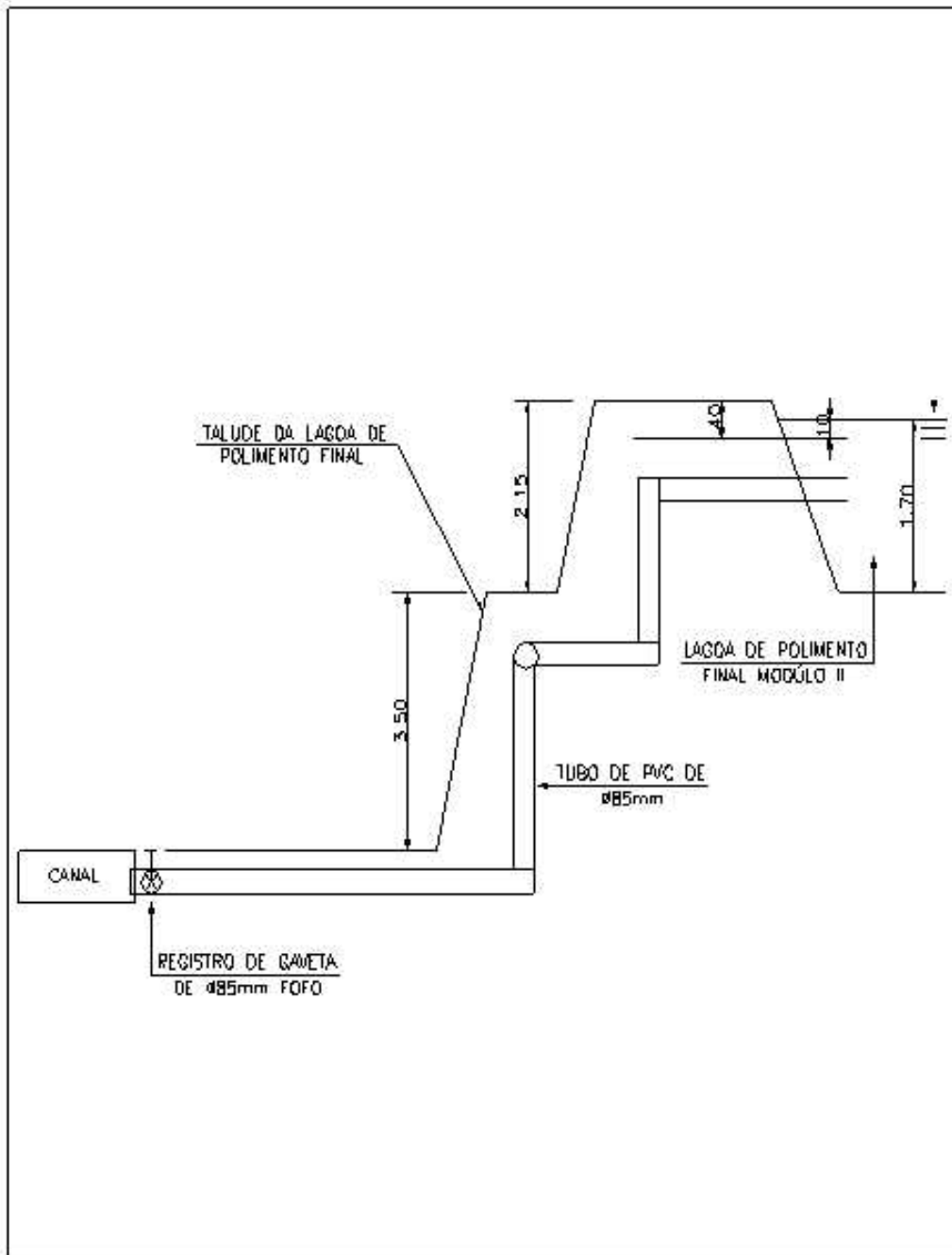


Figura 4.4 - Croquis da instalação hidráulica dos tanques da ETE Samambaia (Vista lateral em corte)

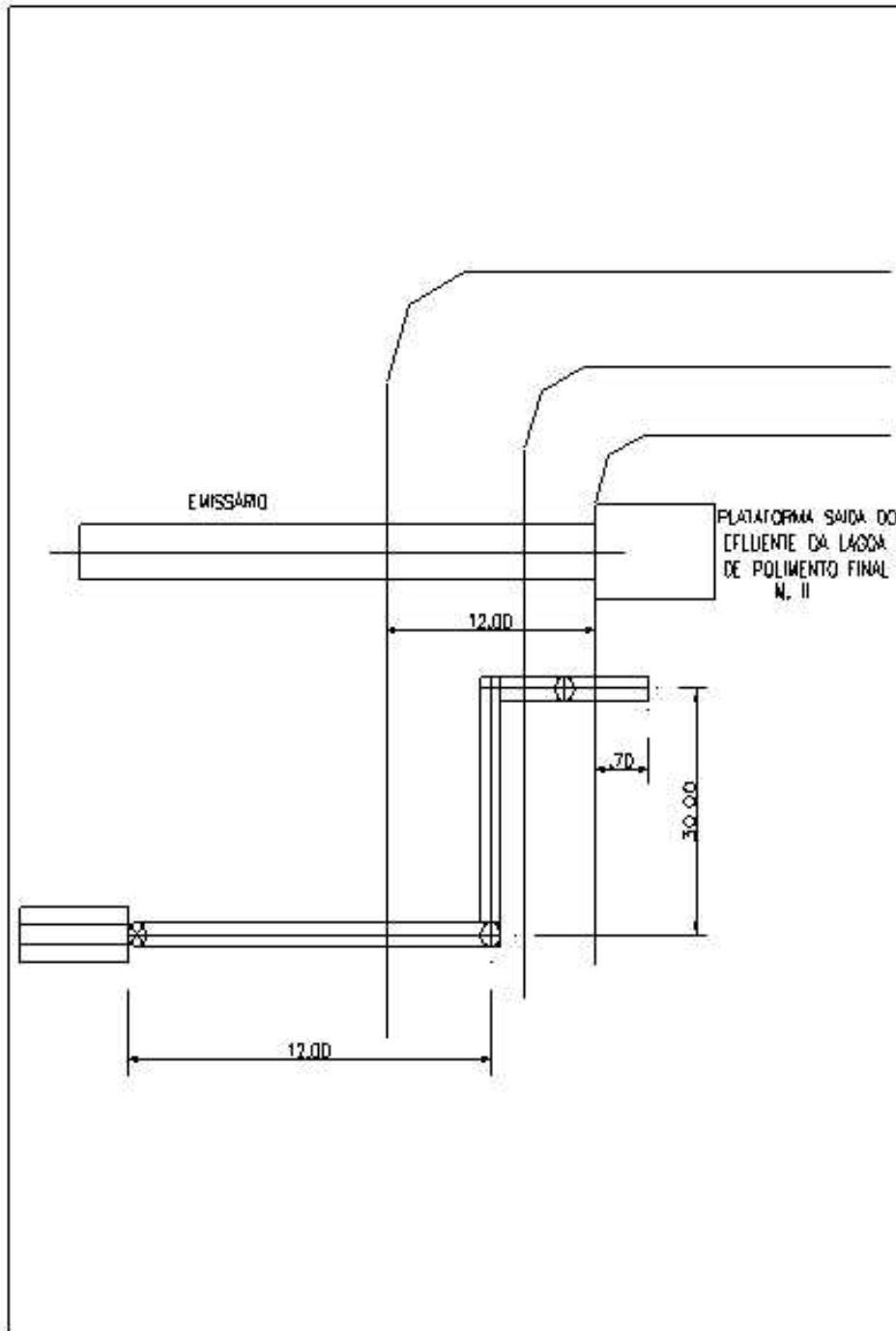


Figura 4.5 - Croquis da instalação hidráulica dos tanques da ETE Samambaia
(Vista em planta)

Os aspectos socioculturais e financeiros do reúso direto em piscicultura não serão abordados neste trabalho.

Prossegue-se relatando o levantamento pormenorizado das diversas fases, com os seus respectivos itens empregados na construção da unidade piloto de Samambaia. O levantamento será descrito da maneira como foi implementado o projeto, ou seja, será feito em ordem cronológica. A relação dos itens utilizados nas diversas fases da construção da UPS, mão de obra e materiais, está descrita na Tabela A.1 do Apêndice A.

4.2.1- Rede Hidráulica

O trabalho da rede hidráulica da lagoa de polimento final do módulo 2 até à área da Unidade foi efetuado pela instalação da tubulação de diâmetro 85 mm, curvas e um registro no final da linha, para controle do fluxo aos tanques. As Figuras 4.4 e 4.5 demonstram a rede hidráulica. A Figura 4.6 mostra, em detalhe, a tomada de efluente da lagoa de maturação.



Figura 4.6 - Tomada d'água do efluente da Lagoa de Maturação do Módulo 2 da ETE Samambaia

4.2.2- Tanque 1 e 2

A superfície de 100 m², de acordo com Bocek (1996^a), é a mínima área para um tanque de peixe, do ponto de vista econômico e financeiro. Ainda, segundo esse autor, o valor da profundidade de operação, em se tratando de aquicultura tradicional, deve ser 1,0 m. A construção do tanque foi feita sempre buscando formas simples e baratas, ou seja com o mínimo uso de máquinas, que quase sempre oneram esses custos. Com isso, de forma artesanal, os tanques construídos e escavados no chão, tiveram a configuração de tronco de pirâmide ou em forma de obelisco, de 100 m² na área mais profunda (10x10 m), de 169 m² na área do espelho d'água (13x13 m) e 1,7 m de profundidade total (com borda livre de 0,5 a 1,5 m).

O serviço de terraplanagem foi realizado entre o período de 10/06/99 a 11/06/99. A princípio, o experimento seria realizado utilizando somente um tanque piscícola, mas, para observar o efeito dos peixes sobre a qualidade d'água, seria necessário dividir o tanque, uma opção difícil de implementar devido ao tamanho do tanque e também devido à exigência de se dispor de saídas diferenciadas para dois possíveis sub-tanques. Portanto, acatando a solução dada no trabalho de Henderson (1981), tomou-se a decisão da construção de um outro tanque para operar em paralelo.

A construção do segundo tanque foi realizada de 18/06/99 a 03/07/99. As máquinas/operadores foram cedidos pelo Departamento de Obras da Administração Regional da cidade de Samambaia. Os tanques 1 e 2 podem ser observados, na fase final, na Figura 4.7.

4.2.3- Canal/Distribuição de Vazão

A primeira fase do canal foi realizada entre os dias 14 e 17 de junho de 1999. A Figura 4.8 demonstra a construção do canal nesta fase da obra.

Nesses últimos quatro anos de operação, o autor tem observado que, na primeira chuva, que acontece, quase sempre, em meados de setembro, essa primeira precipitação é denominada pelos sertanejos locais como *chuva do caju*, porque coincide com a florescência dessa modalidade de fruta do cerrado, ocorre a intensa povoação de sapos machos e fêmeas nas lagoas de maturação dos módulos I e II, num ritual de acasalamento. Os tanques já estavam construídos nessa época durante a *chuva do caju* do ano de 1999 e foi observado no interior dos dois tanques o mesmo modo de acasalamento desses batráquios. Para se evitar essa variável, ou seja presença de sapos machos ou fêmeas ou larvas ou girinos durante o experimento, foi feita uma complementação no canal no sentido de aumentar a altura do mesmo. O complemento do canal foi efetivado no período de 16/08/99

a 22/08/99. A Figura 4.8 mostra o canal em sua primeira fase, já no reboco de suas paredes.



Figura 4.7 - Tanques Piscícolas
(Fase de acabamento da terraplanagem)
tanque 1 em primeiro plano e ao fundo o 2

Após estudos, foi decidido que, para melhor distribuir a vazão afluyente, seria melhor construir um sistema de alimentação equalizada para os dois tanques por orifícios submersos. Para isso, foi construída uma caixa no final do canal e foram adaptadas na entrada do tubo que leva o afluyente duas reduções de PVC de 32 mm. O comprimento e o desnível da tubulação foram os mesmos para os dois tanques.

4.2.4- Saída tipo Monge

Verificando a literatura concernente à piscicultura (Bocek, 1996^{a,b,c}; Valenti *et al.*, 2000; Kubitzka, 2000) e também em visita à Piscigranja do Ipê, pertencente à Secretaria de Agricultura do Governo do Distrito Federal, foi observado um tipo de saída do líquido pelo fundo, chamado no meio dos aquicultores de saída tipo Monge, onde a retirada tem a finalidade de descartar a água com qualidade inferior, em termos de oxigênio dissolvido,

muito usada no sistema de produção em viveiros adubados. O mesmo tipo de saída também é citado por Edwards (1992) como sendo a utilizada na unidade de reúso direto de águas residuárias parcialmente tratadas da cidade de Munique, conforme já descrito anteriormente.



Figura 4.8 - Canal/Distribuição e tubulação afluente aos tanques
(fase de acabamento - reboco)

A diferença é que os Monges empregados na Unidade foram localizados fora do interior do tanque, para facilitar a coleta de amostra, como pode ser observado na Figura 4.3. Os monges foram dotados de uma tela de proteção, no interior do tanque, para evitar o escape de peixes, tela executada em chapa moeda de abertura de 20 mm. Os tanques piscícolas possuem também uma saída de fundo através de um registro de 50 mm, conforme verifica-se no desenho da Figura 4.9. Os monges foram construídos no período de 04 a 13/08/99.

A saída do efluente dos tanques, ou saída dos monges, é conduzida até o emissário da estação de tratamento, conforme mostrado na Figura 4.10. A saída tipo monge, já pronta, pode ser visualizada pela Figura 4.10. Verifica-se na foto da Figura 4.10 que a estrutura da saída possui escadas laterais, tipo marinheiro, feitas em ferro galvanizado, para dar maior segurança ao operador que necessitar, por exemplo, abrir o registro de fundo. Outra propriedade é a flexibilidade de controlar a profundidade do nível dos tanques, como pode ser visto na Figura 4.9, pois existe fixado na caixa de fundo, a 20 cm do chão, um pedaço de tubo de espera, conectando o lado bolsa do tubo nessa espera. Pode-se operar os tanques com profundidade variando de no mínimo de 20 cm até 1,70 m.

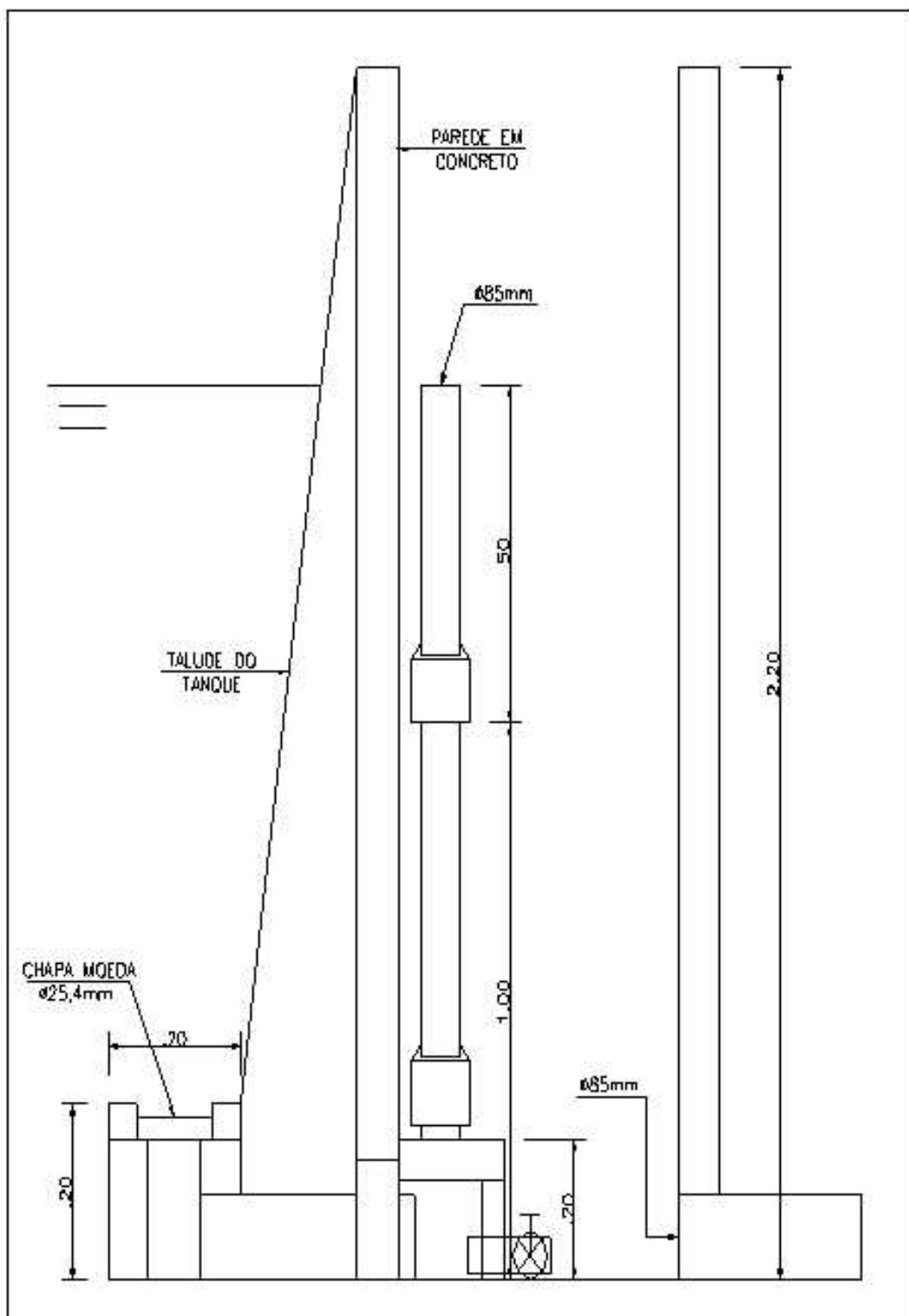


Figura 4.9 - Croquis da drenagem tipo "monge" dos tanques da ETE Samambaia
(Vista em corte)



Figura 4.10 - Saída tipo Monge
(visto por cima)

4.2.5- Cerca

Para garantir o acesso limitado a algumas pessoas, e principalmente, impedir a entrada de animais no interior da área da unidade de demonstração piloto, foi delimitado e implementado uma cerca de arame farpado com 8 fios. Como reforço, foi instalado uma tela de abertura de 40x50 mm e de 1,8 m de largura, utilizadas na construção de galinheiros, inclusive o material é conhecido como tela de galinheiro. Após, observando, ainda, a fragilidade da cerca, foi novamente aumentada a robustez através da acomodação de outra tela, um pouco mais reforçada (tela de alambrado). Na parte inferior da cerca, foi construído um muro de pedra marroada unida por argamassa de cimento comum. A cerca foi implementada no período de 13 a 22/7/99. Na Figura 4.11 é ilustrada a fase inicial da construção da cerca, por meio da escavação de buracos para instalar os mourões.

4.2.6- Impermeabilização dos Tanques

Enfim, após a construção física dos tanques e acessórios necessários para o andamento do experimento, iniciou-se o teste de estanqueidade dos mesmos, já que ambos foram feitos escavados no chão e não sofreram compactação com auxílio de máquinas. A partir da segunda quinzena de agosto de 99, iniciou-se o processo de enchimento,

colocando o sistema em regime permanente de vazão, ou seja entrando e saindo efluente da lagoa de maturação do módulo II da ETE Samambaia. Nesse ocasião, foi detectado que o Tanque 2 possuía uma infiltração excessiva de tal modo que todo o volume afluente infiltrava-se e não existia nenhuma saída de líquido por meio do Monge. Era visível que o nível do tanque estava sofrendo pequeno abaixamento. Esse fato foi observado no teste que aconteceu em dois períodos distintos da concentração de umidade no solo, parte na época seca em que o solo está insaturado e em um grande período no momento de intensidade chuvosa na região (final de setembro até janeiro de 2000), oportunidade em que, ao contrário da primeira, o solo encontra-se supersaturado. A causa provável dessa infiltração excessiva foi que os taludes do Tanque 2 foram construídos em cima de um ou mais formigueiros. A partir da comprovação desse vazamento pelo solo no teste de estanqueidade, foi decidido que era necessário impermear o Tanque 2, portanto para evitar diferença entre os tanques optou-se pela impermeabilização nos dois. Essa fase da obra só poderia ser feita com o solo do fundo e dos taludes dos tanques secos, ou seja num veranico ou em fevereiro, época em que nesse ano de 2000, findaria o tempo pluvioso na região.

De tal maneira, numa tardia e rápida estiagem que ocorreu no final do mês de fevereiro de 2000 foi feita a impermeabilização do primeiro tanque, o número 2, para isso foi utilizado como material impermeabilizante uma lona de polietileno, mais conhecida nas lojas de revenda de material agropecuário como lona preta, em função de sua coloração. Segundo vendedores, desses estabelecimentos, esse material já é há muito tempo usado nas propriedades agrícolas com a finalidade de impermear tanques e barragens. Outro motivo que inspirou o uso dessa lona foi o seu custo, que comparado a qualquer outro material impermeabilizante, foi sempre menor.

Do dia 21 de fevereiro até 24 de março de 2000, foi efetuado o trabalho de impermeabilização nos dois tanques. Essa etapa da obra pode ser visualizada na Figura 4.12.

Uma característica que merece consideração de se observar, nesse tipo de impermeabilização, é a emenda que foi necessário ser feito na imediação do meio do fundo do tanque, como pode se observar na Figura 4.12. Isso se deve porque a lona tem largura máxima de 8 m e o tanque de borda a borda, longitudinalmente, tem mais que o dobro dessa medida. A essa emenda o autor batizou-a de tipo "zíper", principalmente pela alternância provocada entre uma placa coberta, que fica abaixo da lona, e outra por cima do plástico, como pode ser verificado na Figura 4.12, o acabamento entre placas e plástico foi dado com argamassa de cimento comum. Após a cura, foi feita a impermeabilização com SIKA -TOP.

Após esse serviço, foi feita a pavimentação em torno dos tanques, durante o período de 21/2/00 a 24/03/00. É bom ressaltar que todas essas placas utilizadas nessa etapa da obra da unidade de demonstração piloto foram provenientes de sobra de material do tempo de implementação da obra da ETE Samambaia (esses itens foram utilizados em todos os taludes das seis lagoas construídas).



Figura 4.11 - Início do cercado da Unidade Piloto

4.2.7- Proteção da borda livre dos Tanques

Durante dois meses, no período seco do ano 2000, entre os meses de abril e maio, foi realizado um dos pré-testes. Nesse momento, foi observada a fotosensibilidade do impermeabilizante aplicado, ou seja, na parte que estava exposta ao sol ocorreu a decomposição dessa lona plástica, exalando um forte cheiro de um tipo de volátil orgânico e tornando o material extremamente frágil a ponto de ser facilmente rasgado. Ao se rasgar em um determinado local, principalmente na dobra da lona feita pelo modelo de embalagem, o material prosseguia rasgando através da força do vento. Novamente, em tempo, decidiu-se que as bordas livres deveriam ter uma proteção contra o sol, optou-se por fazer uma fina camada de argamassa armada, onde a armação utilizada foi novamente a tela de galinheiro, pela facilidade de se encontrar e pelo preço.

A maneira de se concretar essa borda livre foi muito particular, porque teve que ser feita primeiro diminuindo a altura do espelho d'água do tanque, para garantir que toda borda livre da nova situação não sofresse mais com a insolação, ou seja fosse coberta com o concreto armado, e em segundo fixar a tela de galinheiro por intermédio de ripas de madeira,

perpendiculares à lona, pregadas por meio de pedaços de pequenas estacas de madeiras na parte de cima ou interna da camada de concreto, como demonstra a Figura 4.13. Outro modo peculiar do serviço foi todo ele ter sido feito com o pedreiro dentro do barco inflável, a tarefa obrigou o uso da flutuação do barco ou da altura do nível d'água, ou os dois juntos, como uma espécie de andaime. O barco utilizado pode ser visto na Figura 4.13. Essa etapa do implemento foi efetuada entre os dias 01/06 a 15/06/2000.



Figura 4.12 - Impermeabilização do Tanque 2
- fase final de fixação da lona na borda do talude -
(no canto esquerdo inferior - detalhe do formigueiro principal)

4.2.8- Prédio de Apoio (Mini-laboratório)

Em primeiro lugar, aliás muito no início da obra, foi feita a rede de água potável. Para isso foi retirada a alimentação de um ponto na rede próxima à plataforma de saída da lagoa de polimento final.

Para abrigar todos os apetrechos utilizados no experimento, foi edificado, na área da unidade piloto de Samambaia (UPS), um prédio, com a função de apoio e de um mini-laboratório. O edifício é constituído de porta com chaves, janelas com grades de proteção

com cadeados, uma bancada em L com 6 metros ao total, um pia com água potável e energia elétrica (220 V).



Figura 4.13 - Proteção da borda livre exposta ao sol por concreto armado.
No detalhe: 1. barco inflável aportado no Monge e 2. no canto superior direito o resultado do ataque do sol à lona plástica

O prédio foi provido de duas varandas laterais, uma delas com a finalidade de ser usada para os momentos de levantamento biométricos dos peixes, sendo provida de duas caixas d'água de 1 m³, uma para auxiliar no armazenamento dos exemplares capturados para pesar e outra para receber os peixes já mensurados e pronto para retornar ao tanque. O prédio foi construído do dia 21/03 até o dia 05/06/2000.

4.3- DESCRIÇÃO DA UNIDADE PILOTO DA SAMAMBAIA

4.3.1 Vertedouro e Vazão

O vertedouro instalado é da largura do canal e tem 29,5 cm. Foi fixado num trecho reto com o comprimento muito maior que três vezes a largura antes da primeira singularidade, ou seja o registro de gaveta a montante, e numa extensão linear muito maior que uma largura após, ou seja a próxima singularidade é a curva do canal, como pode ser visto na Figura 4.3, e está a mais que 10 m a jusante. O vertedouro construído é de chapa de aço

inoxidável de espessura de 30 mm. O medidor é considerado um vertedouro sem contração, porque todo fluxo passa por cima da crista do mesmo.

Para se calibrar a vazão medida pelo dispositivo, foram feitas, durante cinco dias consecutivos, 10 medidas por dia para cada altura acima da crista, variando de 5 a 30 mm com o incremento de 5 mm. A altura da crista foi medida utilizando paquímetro, com a parte posterior do instrumento, usada para medir espessura.

A medida era executada da seguinte maneira: 1) regulava-se a abertura no registro de gaveta para proporcionar as seis alturas de líquido, acima da crista do vertedouro, utilizadas para calibrar - 5, 10, 15, 20, 25 e 30 mm; e 2) transcorria 2 horas com a vazão regulada, e na segunda hora efetuava-se a medida do tempo necessário para encher um recipiente de capacidade de 80 litros, através de corta fluxo. Os resultados médios por dia do tempo para preencher o tambor usado e a respectiva vazão média estão demonstradas na Tabela 4.2.

Os resultados estampados na coluna da Vazão medida (l/s) foram alimentados ao instrumento de medição de vazão instantâneo e acumulado, leitura efetuada através da medição da altura da lâmina d'água por meio de ultra-som, a sonda e o instrumento medidor é da marca M.S. Instrumentos Programmable - Level Controller.

Tabela 4.2 - Resultados da calibração do vertedouro sem contração utilizado no experimento na UPS

Altura no vertedouro (mm)	Tempo médio para volume medido de 80 litros (segundos)						Vazão medida (l/s)
	Dia 1	Dia 2	Dia 3	Dia 4	Dia 5	Média	
30	30.14	36.10	35.69	37.70	33.50	34.63	2.31
25	39.20	42.32	47.38	44.20	43.89	43.40	1.84
20	89.45	65.83	75.89	80.61	93.41	81.04	0.99
15	93.15	93.15	95.61	100.10	98.95	96.19	0.83
10	214.17	199.17	205.62	210.50	216.10	209.11	0.38
5	271.39	209.80	310.79	300.82	295.80	277.72	0.29

Com esses resultados foi também levantado a fórmula para esse vertedouro, por meio da expressão matemática proposta por Azevedo Netto *et al.* (1998), que propõe a equação 4.1 para dispositivos sem contração:

$$Q = a * L * H^b \quad \text{(Equação 4.1)}$$

Onde Q representa a vazão em l/s, a uma constante de multiplicação adimensional, L é a largura do vertedouro em cm, H a altura em cm da lâmina acima da crista do vertedouro e b um expoente adimensional. Por meio da ferramenta de análise de regressão não-linear do programa estatístico SPSS[→], foi possível determinar a expressão matemática para o vertedouro e é demonstrada pela Equação 4.2. O coeficiente de determinação calculado pelo programa para essa regressão foi de 0,9724.

$$Q = 0.01337 * L * H^{1.61002} \quad (r^2=0,9724, n=6) \quad (\text{Equação 4.2})$$

Após a definição do controle da vazão, a decisão quanto ao tempo de detenção hidráulico em dias (θ_H) para o presente projeto foi avaliada para duas profundidades de 1,0 e 1,5 m, considerando-se sete critérios diferentes, de operação ou de projeto de sistemas, sendo que cinco deles com a característica fundamental de reúso aquícola, e somente um considerando os tanques com a função de melhorar a qualidade das águas residuárias. Esses princípios foram obtidos das referências bibliográficas citadas, e estão resumidos e demonstrados na Tabela 4.3.

Os resultados apresentados possuem pouca congruência, como já era esperado, pelo fato das diferentes inspirações por cada um dos critérios. O tempo de residência estimado mais extremo foi o calculado pelo critério de Mara (1993). Todos os tempos de retenções hidráulicos calculados, da Tabela 4.3, levaram, ainda, em adicional a perda por evaporação superficial do tanque, utilizando para isso o valor médio de Evaporação para o Distrito Federal de 7 mm/d (INMET, 1999).

Por conseguinte, esses valores nitidamente não orientam a decisão de qual é o melhor tempo de detenção hidráulico para os tanques desse projeto. Starling (1999) e Moscoso (1999) propuseram que o tempo de detenção hidráulico do tanque piscícola fosse o mesmo da Lagoa de Polimento Final, justificando que, com o experimento, avaliar-se-ia o sistema aquícola como uma quarta lagoa de maturação, diferindo dessa última pelo fato de conter peixes. Portanto com esse intuito e por garantir a vazão regularizada contínua optou nesse experimento operar com vazão afluyente para garantir um tempo de detenção hidráulico de aproximadamente 13 dias, como pode ser observado na Tabela 4.1, já que esse é o tempo médio atual das lagoas de polimento final da ETE Samambaia.

Tabela 4.3 - Avaliação do Tempo de detenção hidráulico (θ_H) por diferentes critérios.

Referência	Parâmetro	Taxa de Aplicação	θ_H em dias (1,0 m)	θ_H em dias (1,5 m)
Kubitza ^a (2000)	Vazão de Água	11 l/s/hectare	10	15
Mara ^a (1993)	Nitrogênio Total	4 kg/hectare.d	73 ^c	110 ^c
Mara e Cairncross ^b (1989)	DBO ₅	30 kg/hectare.d	6 ^d	10 ^d
Moscoso ^a (1999)	DBO ₅	50 kg/hectare.d	4 ^d	6 ^d
Strauss e Blumenthal ^b (1990)	DBO ₅	14 kg/hectare.d	14 ^d	21 ^d
Moscoso (1999); Starling (1999)	Polimento Final (LPF)	θ_H igual à LPF	8-10	8-10
Henderson (1981)	Lagoas de Estabilização	θ_H igual a Lagoa de Estabilização	12	12

^a Valor recomendado para projeto

^b Valor recomendado de operação de sistema de reúso aquícola

^c Valores medianos : NTK = 18 mg/l, NH₄-N = 7mg/l e NO_x-N = 20 mg/l (Série de 1998 - Lagoa de Polimento Final Módulo II)

^d Valor mediano : DBO₅ = 20 mg/l (Série de 1998 - Lagoa de Polimento Final Módulo II)

4.3.2- Volume dos Tanques

Como explicado anteriormente, os tanques foram feitos manualmente. Com isso existe uma irregularidade de construção entre os dois. A principal é que o Tanque 1 foi construído com os taludes um pouco mais inclinados que o Tanque 2.

Para calcular os volumes dos tanques, se ambos fossem figuras geométricas regulares poder-se-ia utilizar a fórmula proposta por Perry e Chilton (1980) para tronco de pirâmide ou obelisco conforme a Equação 4.3:

$$V = (h/6) * \{ l_1 * b_1 + [(b_1 + b_2) * (l_1 + l_2) / 4] + l_2 * b_2 \} \quad (\text{Equação 4.3})$$

onde: V é o volume em m^3 ; h é altura em m; l_1 e b_1 são comprimento e largura da base ou área menor; l_2 e b_2 são comprimento e largura da base ou área maior; e essa equação é utilizada quando os ângulos dos taludes são diferentes.

Outra maneira de calcular o volume dos tanques, é projetar a base menor como uma paralelepípedo retangular. Quando feito isto, a figura geométrica passa a ter mais dois paralelepípedos menores laterais, ocorrendo a divisão do prisma em 3 paralelepípedos retangulares. Essa técnica foi adotada e as medidas dos tanques foram feitas com o tanque vazio e depois com profundidade de 1,5 m de lâmina d'água e são apresentados na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 - Planilha para cálculo do volume do Tanque 1 (altura da lâmina d'água 1,50 m)

Talude Total	Talude s/ Molhar	Talude Molhado	Cateto Calculado	Comprimento e Largura lado cima	Comprimento e Largura lado baixo
3,35	1,67	1,68	0,76		
3,35	1,61	1,74	0,88	13,00	10,50
4,10	2,00	2,10	1,47		
4,30	1,91	2,39	1,86	10,80	9,50
3,70	1,86	1,84	1,07		
3,90	1,79	2,11	1,48	13,00	8,00
3,60	1,56	2,04	1,38		
3,40	1,74	1,66	0,71	12,40	9,50
Volume dos Paralelepípedos menores			Volume do Paralelepípedo Principal	Volume Total	
40,23				131,25	171

Em função dessa diferença construtiva de inclinação dos taludes, o Tanque 2 para ter volume semelhante ao 1, foi necessário operar com altura de lâmina d'água de 1,45 m, ou seja 5 cm menor que o 1, conforme pode ser verificado na Tabela 4.5. Vale enaltecer e reconhecer, novamente, a flexibilidade do Monge construído, que permite diminuir a altura da lâmina d'água somente pela substituição do tubo superior mostrado nas Figuras 4.9 e 4.10.

Tabela 4.5 - Planilha para cálculo do volume do Tanque 2 (altura da lâmina d'água 1,45 m)

Talude Total	Talude s/ Molhar	Talude Molhado	Cateto Calculado	Comprimento e Largura lado cima	Comprimento e Largura lado baixo
3,50	0,92	2,58	2,10	11,50	9,60
3,70	1,15	2,55	2,06		
3,60	1,25	2,35	1,81		
3,50	1,20	2,30	1,74	13,00	11,50
3,40	0,79	2,61	2,14		
3,40	0,70	2,70	2,24		
3,70	0,74	2,96	2,55	13,50	10,30
3,30	0,71	2,59	2,11		
3,20	0,50	2,70	2,24	13,00	9,00
Volume dos Paralelepíedodos menores			Volume do Paralelepíedodo Principal	Volume Total	
69,20				102,53	172

4.4- DESENVOLVIMENTO DO TRABALHO EXPERIMENTAL

O planejamento e execução do trabalho experimental foi realizado em etapas, antes mesmo da carreira principal. Como atividades preliminares, aqui denominadas de pré-testes, em duas ocasiões foi avaliada a sobrevivência e o crescimento de alguns exemplares de tilápias e carpas prateadas em tanque-rede instalado na lagoa de polimento final do módulo II. Um segundo momento, durante dois meses, ainda como teste preliminar, prosseguiu-se com a estocagem de algumas unidades de tilápias nos dois tanques da Unidade Piloto, Tanque 1 e 2.

4.4.1- Atividades Preliminares

Antes do início do experimento, foram feitos testes iniciais através de quatro provas (denominado de fase pré-testes). Nas três primeiras, na época chuvosa (novembro a março), realizaram-se testes sucessivos de sobrevivência dos peixes. Com esse intuito, foram estocados em tanques-redes, de cada vez, 30 exemplares de carpas prateadas (*Hypophthalmichthys molitrix*) e, por duas vezes, 30 exemplares de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*). A tilápia utilizada nesse momento foi coletada nos tanques de cultivo em fazendas circunvizinhas à ETE Samambaia; e a carpa prateada utilizada foi doação do Biólogo Fernando L. R. M. Starling, peixes proveniente do programa de biomanipulação do Lago Paranoá, anteriormente citado.

Na etapa final dos pré-testes, já com o sistema experimental construído, os dois tanques foram estocados com 170 (cento e setenta) exemplares de tilápias do Nilo

(*Oreochromis niloticus*) em cada um deles. Eles foram alimentados com efluente da lagoa de polimento final da referida ETE, com valor de Nitrogênio Amoniacoal de 10 mg/l [$\text{NH}_4^+\text{-N}$], a alimentação foi suspensa e após três dias, os tanques foram monitorados com relação à concentração amoniacoal, tendo-se detectado um abaixamento para níveis inferiores a 0,6 mg/l; possivelmente devido à nitrificação (Edwards, 1992). A alimentação aos tanques foi executada através de pulsos diários, ao longo de 40 dias. Cada afluência era composta de uma vazão unitária de 1 l/s durante 40 minutos, tempo de detenção hidráulico em torno de 100 dias (Mara, 1993).

Em um segundo momento desse mesmo pré-teste, nos últimos 20 dias, o regime hidráulico foi contínuo com vazão constante de 0,38 l/s (Tempo de Detenção Hidráulico em torno de 13 dias). Durante o ensaio, foram coletadas amostras e analisados antes e depois dos tanques. Nem no início e nem no final desse ensaio foram efetuados quaisquer exames biométricos nos peixes estocados. A discussão desse trabalho foi publicada e relatada por Felizatto *et al.* (2000^a), durante o Primeiro Simpósio de Recursos Hídricos do Centro Oeste.

4.4.2- Rotina experimental

O experimento teve início em 29/06 e foi encerrado em 29/10/2000, perfazendo um ensaio de 120 dias. A rotina experimental foi dividida no controle: do tanque 1 e 2; do afluente e efluentes dos tanques 1 e 2; e nas inspeções dos peixes cultivados no Tanque 1.

Na primeira quinzena, foi estabelecido um período de adaptação dos peixes, onde o regime hidráulico foi intermitente, com pulsos diários, inserindo uma vazão diária de 1 l/s durante 40 minutos, com tempo de detenção hidráulico em torno de 100 d. A partir da segunda quinzena, iniciou-se a afluência com característica contínua com vazão unitária controlada para ser de 0,48 l/s, objetivando tempo de detenção hidráulico nos tanques em torno 13 dias. A vazão acumulada pelo medidor instalado no canal da UPS registrou o valor de 3.456 m³ durante esses 120 dias de ensaio.

Após o início do regime contínuo de vazão afluente aos tanques, e no 20º dia dessa carreira, começou a verter o efluente de cada tanque, através do tubo interno (85 mm) da saída tipo Monge (Figura 4.9), e em regime permanente e com os dois tanques transbordando de maneiras equivalentes. Iniciou-se, então, o monitoramento da fase líquida do ensaio: o afluente (amostra 1) e os efluentes aos tanques psicícola nº 1 (amostra 2) e nº 2 (amostra 3).

4.4.2.1- Controle dos peixes cultivados

O sistema adotado nesse projeto de pesquisa foi o Policultivo, onde os peixes introduzidos na lagoa foram a carpa prateada (*Hypophthalmichthys molitrix*) - peixe filtrador, que se alimenta de plâncton, especialmente de fitoplâncton localizadas na camada superior do tanque; e a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) - peixe onívoro, que se alimenta de detritos, fitoplâncton, zooplâncton, artrópodes, larvas, etc., e usualmente habita o meio da lagoa, e possuindo grande plasticidade alimentar.

Os peixes foram estocados no Tanque 1 e da maneira demonstrada na Tabela 4.6. Os resultados individuais para cada exemplar de carpa prateada e tilápia, no tempo inicial do ensaio estão listados nas Tabelas B.1 e B.2 do Apêndice B.

A estocagem e o policultivo foram realizados da seguinte forma: (1) Carpa prateada (machos e fêmeas) em duas gaiolas de 2,5x2,5x1,8 m (malha de 5 mm), dispostas no início e no final do tanque, com densidade de 80 g/m³, os peixes foram divididos nas duas gaiolas e a opção por tanques-redes foi pela facilidade do controle sobre os peixes (Henderson, 1981; Starling, 1999); e (2) Tilápia do nilo (machos e fêmeas) soltas no tanque, a densidade de estocagem inicial foi de 97 g/m³, conforme sugerido por Moscoso (1999).

Tabela 4.6 - Característica no cultivo de peixes no Tanque 1 - Unidade Piloto

Parâmetros		Tilápia do Nilo	Carpa Prateada
Número (peixes)		658	14
Densidade de Estocagem (peixes/m ²)		3,95	0,08
Densidade de Estocagem (g/m ³)		97	80
Biomassa inicial (kg/ha)		988	814
Peso (em gramas)	Médio	25	983
	Máximo	60	2150
	Mínimo	3	81
	Desvio Padrão	7.35	833
Comprimento Total (em cm)	Médio	11	41
	Máximo	15	58
	Mínimo	5	20
	Desvio Padrão	1,25	16,3

Os peixes, novamente, foram conseguidos através de doações, os alevinos de Tilápia do Nilo através de um piscicultor, Sr. Otacílio Antônio de Souza, proprietário da Lajeado Empreendimentos Agroindustriais Ltda., de Rubiataba, Goiás. As carpas prateadas, parte juvenis e parte adultas, foram concedidas, outra vez, pelo Biólogo Fernando L. R. M. Starling. A idéia original era o cultivo com carpa de idade juvenil, mas infelizmente as unidades utilizadas nesse experimento foram exemplares que restaram de um grande lote

que infelizmente diminuiu em função aves predadores no local onde eles se encontravam, na Psigranja do Ipê, da Secretaria de Agricultura do Distrito Federal.

Nos transportes dos peixes até a UPS, tanto de Rubiataba-GO quanto da Granja do Ipê (Núcleo Rural do Gama, Brasília, DF), foram usados oxigenação artificial, mediante a utilização de oxigênio industrial engarrafados sob pressão.

A rotina experimental no controle ictiológico foi orientada para: (1) Avaliar o crescimento e produtividade aquícola parcial (tamanho e peso) médio diário através de quatro coletas consecutivas e realizadas na frequência mensal, de cerca de 100 indivíduos por amostragens aleatórias, 15 a 20% do total segundo Moscoso (1999); (2) Avaliar a taxa de mortalidade, efetuada ao longo e no final do experimento, quando se relacionaram os indivíduos sobreviventes com os inicialmente estocados; (3) Avaliar a produtividade aquícola total, no final do experimento, quando foram medidos e pesados todos os peixes; e (4) Avaliar as condições sanitárias do pescado, considerando-o como alimento, examinando-o, sob a luz da portaria 451 da SNVS do Ministério da Saúde (1997), analisando-se a pele e o tecido muscular. Essas análises foram feitas no Instituto de Saúde do Distrito Federal, e os parâmetros foram: Coliformes Fecais (a 45°C/g), *Salmonella sp./25 g* e *Staphylococcus aureus* (UFC/g).

Para essa etapa contou-se com auxílio de: uma balança eletrônica marca MARTE modelo AC 40, com capacidade de pesagem de 40 kg e precisão de 1 g; uma trena com graduação em centímetros instalada em mesa; uma garrafa de oxigênio industrial puro com válvula reguladora de pressão e difusor para melhor distribuir o gás; duas caixas d'água de 1.000 l, sempre contendo água limpa sem cloro, coletada e transportada de fonte natural existente na ETE Samambaia, através de caminhão com bomba, do tipo limpa-fossa; uma tarrafa de despesca com abertura de 20 mm e um pulsar, desse normalmente utilizado por pescadores.

4.4.2.2- Controle dos Tanques

Mara e Cairncross (1989) propõem que o afluente e efluente de sistema aquícola deve ser amostrado para avaliação dos parâmetros físico-químico e microbiológicos no mínimo a cada mês. O monitoramento executado nesse experimento foi duas vezes por semana durante os quatro meses da carreira.

O monitoramento realizado para o sistema constou das seguintes atividades: (1) Controle operacional dos tanques; (2) Controle da eficiência dos tanques piscícola e testemunho (parâmetros físico-químicos); e (3) Controle microbiológico dos tanques.

O controle operacional de rotina realizado no local, atividade número 1, com frequência diária, de Segunda-feira a Sexta-feira, foi efetuado pelas medidas de: (1) Transparência pelo

Disco de Secchi, às 9:00 e 16:00 Hs. (Moscoso,1999); (2) Temperatura do ar, da água residuária tratada afluente aos tanques através de medidas horárias por termômetro de vidro, a dos tanques (superfície e fundo) através de medidor portátil, das 8:00 às 17:00 H; (3) pH do afluente aos tanques e dos tanques (superfície e fundo) através de medidas horárias por medidor portátil, das 8:00 às 17:00 H e (4) Oxigênio Dissolvido (superfície e fundo) através de medidas horárias pelo mesmo medidor portátil, das 8:00 às 17:00 H.

Esse controle diário foi realizado no local por meio do uso da estrutura do mini-laboratório construído, e foi feito nos meses de agosto, setembro e outubro. Durante esses três meses e a cada duas semanas foi feito o mesmo controle, estendendo-se pelas 24 horas do dia. Para efetuar esse controle, contou-se com auxílio dos seguintes equipamentos: (1) disco de Secchi; (2) Medidor portátil de pH, marca Digimed, modelo DM 2; (3) Condutímetro portátil, modelo CG 859, marca SCHOTT GERÄTE; (4) Medidor portátil de Oxigênio Dissolvido, modelo CG 867, marca SCHOTT GERÄTE; e (5) um compressor para aquário usado para calibrar o medidor de OD. Os medidores de condutividade e OD foram gentilmente cedidos para o uso nesse experimento pelo laboratório de Qualidade da Água da UnB, sendo que os outros equipamentos são de propriedade da CAESB.

O sistema foi avaliado, para a atividade número 2, duas vezes por semana, coletando amostras no pontos afluente e efluentes dos tanques piscícola e testemunha. A coleta de amostra foi realizada, manualmente, pelo operador-plantonista de estação de tratamento de esgotos da CAESB, tratando-se de uma coleta diária composta efetuada por coletas horárias de 400 ml de amostras afluente e efluentes tanque 1 e 2. As amostras eram preservadas em caixa de isopor contendo gelo picado. O início da coleta era às 8:00 h. e o final às 17:00 h. No final da tarde, as três amostras eram levadas até a geladeira de preservação de amostras da ETE para, no outro dia de manhã, serem enviadas ao laboratório da ETE Recanto das Emas, laboratório central da Coordenadoria de Operação Oeste da CAESB, para serem analisadas.

As análises físico-químicas efetuadas foram: (1) Alcalinidade; (2) Clorofila-a; (3) Demanda Química de Oxigênio total e filtrada ($< 1,2 \mu\text{m}$); (4) Demanda Bioquímica de Oxigênio total; (5) Sólidos em Suspensão totais; (6) Nitrogênio total de Kjeldahl - NTK total e filtrada ($< 1,2 \mu\text{m}$); (7) Nitrogênio Amônia - $\text{NH}_4\text{-N}$; (8) Nitrogênio Nitrificado - $\text{NO}_x\text{-N}$; (9) Fósforo Total e filtrado ($< 1,2 \mu\text{m}$) - $\text{P}_t\text{-P}$ e (10) Ortofosfato - $\text{PO}_4\text{-P}$.

A partir da segunda quinzena do mês de agosto foi instalado um monitoramento diário da concentração de amônio. As amostras eram coletadas na superfície (20 cm) dos Tanques 1 e 2. Esse monitoramento foi implementado em função da quantidade crescentes de peixes mortos até essa data, e tinha a intenção de avaliar a variação desse parâmetro com frequência menor de amostragem.

As análises microbiológicas (atividade número 3) foram efetuadas para o parâmetro coliformes fecais e totais das amostras afluente e efluente dos tanques piscícola e testemunho, coletadas semanalmente, durante todas as Quintas-feiras às 9:00 H. Essas análises foram efetuadas no Laboratório de Qualidade da Água da UnB.

4.4.3- Métodos de análise

Todas as análises foram realizadas de acordo com as metodologias propostas pelo "Standards Methods" (APHA, 1999).

Para determinação da Clorofila-a, adotou-se o método de Wood (1985), que se baseia na extração, por solução de clorofórmio e metanol, da clorofila-a retida em filtro de microfibras de vidro de 1,2 micra de diâmetro de poro. A concentração de clorofila-a é determinada em função da diferença entre a leitura da absorvância obtida no comprimento de onda de 665 nm e no 750 nm.

A Tabela 4.7 apresenta os parâmetros analisados bem como metodologias e equipamentos utilizados.

Tabela 4.7 - Parâmetros de controle operacional medidos, metodologias e equipamentos empregados

Parâmetros (Água)	Método/equipamento
Alcalinidade (mg CaCO ₃ /l)	Titulação com ácido sulfúrico 0,02 moles/l
Clorofila-a (µg/l)	Extração com solventes e leitura colorimétrica/ Espectrofotômetro marca HACH, modelo DR-4000U, EUA
DBO (mg O ₂ /l)	Manométrico/ Oxtop da Merck
DQO (mg O ₂ /l)	Digestão em refluxo fechado - leitura colorimétrica/ Espectrofotômetro marca HACH, modelo DR-4000U, EUA
Sólidos em Suspensão totais (mg/l)	Gravimétrico/Balança analítica marca Sartorius modelo Basic, precisão 0,001 g
NTK-N (mg/l)	Digestão com CuSO ₄ +K ₂ SO ₄ / em H ₂ SO ₄ concentrado/Destilação e Titulação com H ₂ SO ₄ 0,02 N
NH ₄ -N (mg/l)	Floculação/Centrifugação/Colorimétrico com reagente de Nessler
NO _x -N (mg/l)	Filtração/Método da coluna de Cádmio
P _t -P (mg/l)	Digestão K ₂ S ₂ O ₈ 5%/H ₂ SO ₄ (3:1)
PO ₄ -P (mg/l)	Reação com ácido ascórbico- leitura Espectrofotômetro marca HACH, modelo DR-4000U, EUA
PH	Potenciométrico/ medidor de pH portátil marca DIGIMED, modelo DM 2
Condutividade (mS/cm)	Potenciométrico/ Condutímetro portátil, modelo CG 859, marca SCHOTT GERÄTE
OD (mg/l)	Medidor portátil de Oxigênio Dissolvido, modelo CG 867, marca SCHOTT GERÄTE
Temperatura (°C)	Termomêtro de mercúrio e termopar no eletrodo de medir pH
CT (NMP/100 ml)	Método do substrato cromogênico MUG-ONPG/Colilert
CF (NMP/100 ml)	Método do substrato cromogênico MUG-ONPG/Colilert
CF (NMP/g) - nos peixes	Técnica da Enxaguadura/Técnica do Número mais provável
<i>Salmonelas sp</i> - nos peixes	Técnica Presença/Ausência
<i>Staphylococcus aureus</i> (UFC) - nos peixes	Técnica da contagem direta em placas

5- RESULTADOS

O presente capítulo apresenta os resultados experimentais obtidos durante os ensaios. Os mesmos foram divididos em duas fases, a preliminar ou etapa de pre-testes e o teste propriamente dito, que teve duração de 4 meses (120 dias).

Seguindo a metodologia proposta no capítulo anterior, os resultados serão apresentados e discutidos sob três aspectos: o controle operacional efetuado nos tanques; o programa de monitoramento de análises físico-químicas e microbiológicas da fase líquida das amostras afluentes (amostra caracterizada como 1) e efluente aos Tanques 1 (amostra 2) e Tanque 2 (amostra 3), e por último a avaliação piscícola.

5.1- PRE-TESTES

Os testes com peixes, antes mesmo do início da fase de engorda dos mesmos é muito comum no complexo de reúso direto de água em piscicultura de Calcutá (Ghosh, 1988).

Conforme enunciado no plano de investigação desse experimento os testes preliminares foram executados em quatro ocasiões. Por três vezes, consecutivas, entre os meses de novembro a março de 1999, os pre-testes foram efetuados na lagoa de maturação do módulo II, o método adotado nesses foi a estocagem de peixes (tilápias e carpas prateadas) em tanque-rede, instalado na saída do efluente da lagoa. Foi verificado a total mortalidade dos exemplares num período de tempo menor que 24 horas. Reputa-se como a provável causa para tal mortalidade a concentração de Nitrogênio amoniacal (NH_4^+ -N) do efluente que atingiu os valores de 20 a 24 mg/L nessa época de intensa chuva. No entanto, destaca-se, que a substância tóxica é o gás amônia (NH_3), que em solução aquosa está em equilíbrio químico com o amônio (NH_4^+), sendo essa dinâmica dependente do pH e da temperatura. Quando o pH supera o valor de 7,0 o equilíbrio químico é deslocado no sentido da produção dessa substância tóxica, especificamente em pH acima de 10 os valores de presença do referido gás variam de 80-90% (Green *et al.*, 1996; Gomés, 1995; Edwards, 1992; King, 1981; Reis, 1999). Os valores levantados durante esse experimento indicam que o pH do efluente da lagoa de polimento final variam entre o mínimo de 7,5 até o valor de 11,5, conforme será discutido a seguir.

De 19/04/00 a 20/06/00, já com o sistema experimental construído, foi promovida a quarta etapa ou a etapa final dos pré-testes, onde em cada um dos tanques foi estocados com 170 (cento e setenta) exemplares de tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*). Foi verificado uma taxa de mortalidade de 20% em relação ao indivíduos inicialmente estocados. Durante o ensaio foram coletadas amostras e analisados antes e depois dos

tanques, foi detectado boas remoções de sólidos (SST) e matéria orgânica (DQO), não sendo conveniente afirmar que a depuração nos tanques foi de responsabilidade dos peixes, pois ambos os tinham. Não foi efetuado quaisquer exames biométricos nos peixes estocados inicialmente e nos coletados ao final do pré-teste, apesar disso foi notado o crescimento dos exemplares durante o período desse pré-cultivo (Felizatto *et al*, 2000).

O principal aprendizado para o futuro desse último teste, com vista a aplicar no ensaio, é que com uma fase inicial de aclimação aos exemplares de peixes poder-se-ia operar em regime permanente contínuo com vazão para proporcionar um tempo de detenção de 13 dias.

5.2- EXPERIMENTO

O experimento contou com a duração de 120 dias, dos quais os 15 dias iniciais foram definidos como a fase de aclimação, onde a alimentação foi efetivada por pulsos diários através de uma afluência de 40 minutos de 1 l/s (tempo de detenção de 100 d). A partir da segunda quinzena do primeiro mês foi estabelecida uma vazão contínua de 0,48 l/s com o objetivo de manter um tempo de detenção hidráulico nos tanques de 13 dias, que coincide com o mesmo da lagoa de polimento final. O controle da vazão foi sempre orientado a manter a vazão diária de cerca de 30 m³, esse volume depois de subtraído a parte evaporada (7 mm/d) nos dois tanques proporcionaria o tempo de detenção desejado. O resultado do controle de vazão para os tanques foi a contento, pois conseguiu-se manter a vazão desejada para os tanques, sob penas de ocorrências de entupimentos parciais na linha, essas situações foram observadas principalmente durante à noite e ocorriam sempre na válvula controladora devido a formação de uma espécie de *limo* na gaveta da mesma. Os períodos em que ocorriam a diminuição ou até mesmo a parada da alimentação da vazão eram compensados durante o dia, sempre com o intuito de manter o volume diário em 30 m³. Como resultado desse controle de alimentação é interessante registrar a dificuldade de controlar vazão tão baixa, 0,48 l/s, utilizando uma válvula de gaveta.

A partir do dia 19/07/2000, o 19º dia do teste, iniciou-se a coleta e análise de amostras afluente e efluente do Tanque 1 e 2, conforme exposto no plano metodológico.

A partir do mês de agosto iniciou-se o controle operacional dos tanques, efetuado através de instrumento analisando as amostras de fundo (20 cm do fundo) e superfície (20 cm da superfície) dos Tanques 1 (com peixes) e 2 (controle).

No início e no final do experimento todos os peixes cultivados foram pesados e medidos, também no final de cada mês durante o ensaio por três ocasiões foi feito a biometria dos peixes cultivados no Tanque 1. Esses resultados estão disposto e serão discutidos no item referente à piscicultura.

5.2.1- Controle Operacional dos Tanques

5.2.1.1- Transparência

Os resultados da Transparência medida às 9:00 e às 16:00 h. através do Disco de Secchi estão exibidos na Tabela 5.1. Percebe-se pelos valores expostos das medidas efetuadas não existe nenhuma diferença entre os tanques 1 e 2. Os valores baixos de transparência, na piscicultura tradicional sugerem fertilização excessiva, comparado à transparência sugerida por Bocek (1996^b), de 20 a 30 cm, para cultivo de peixes em tanques adubados.

Tabela 5.1 - Resultados da Transparência medida pelo Disco de Secchi
- valores mediano, máximo e mínimo em centímetros -
- ensaio de 29/07 a 29/10 -

Valores	Transparência - Disco de Secchi (cm)			
	Medida às 9:00 h.		Medida às 16:00 h.	
	Tanque 1	Tanque 2	Tanque 1	Tanque 2
Média	12	11	10	11
Máximo	16	16	13	20
Mínimo	10	8	8	7

Os valores são menores aos dos experimentos de San Juan de Miraflores e publicados por Moscoso *et al.* (1992^b), as transparências desse experimento variaram entre 18 a 20 cm.

A transparência relatada por Matheus (1993) foram da ordem de 30 a 60 cm, valores obtidos em tanques de peixes alimentados com águas residuárias industriais tratadas por lagoas de estabilização em série.

Portanto esses resultados sugerem ambiente com alta concentração de biomassa algal comparando-se à aquicultura convencional e a outros trabalhos reportados sobre reúso de efluentes de lagoas de estabilização em série.

5.2.1.2- Condutividade Elétrica

O monitoramento desse parâmetro foi efetuado por análise instrumental e na frequência horária, iniciando às 8:00 h. e findando às 17:00 h., a análise foi executada nas amostras da alimentação e nas da superfície (20 cm do espelho d'água) e nas do fundo (20 cm do fundo) dos dois tanques. O controle foi iniciado a partir do mês de agosto e se

estendeu até o final do experimento; no período de duas semanas durante esses três meses consecutivos as medições foram feitas durante as 24 horas do dia.

Os resultados foram manipulados em gráficos e a variável representada é a mediana de cada horário para cada amostra, que no total são cinco (5 amostras). Os gráficos estão dispostos nas Figuras 5.1, 5.2 e 5.3.

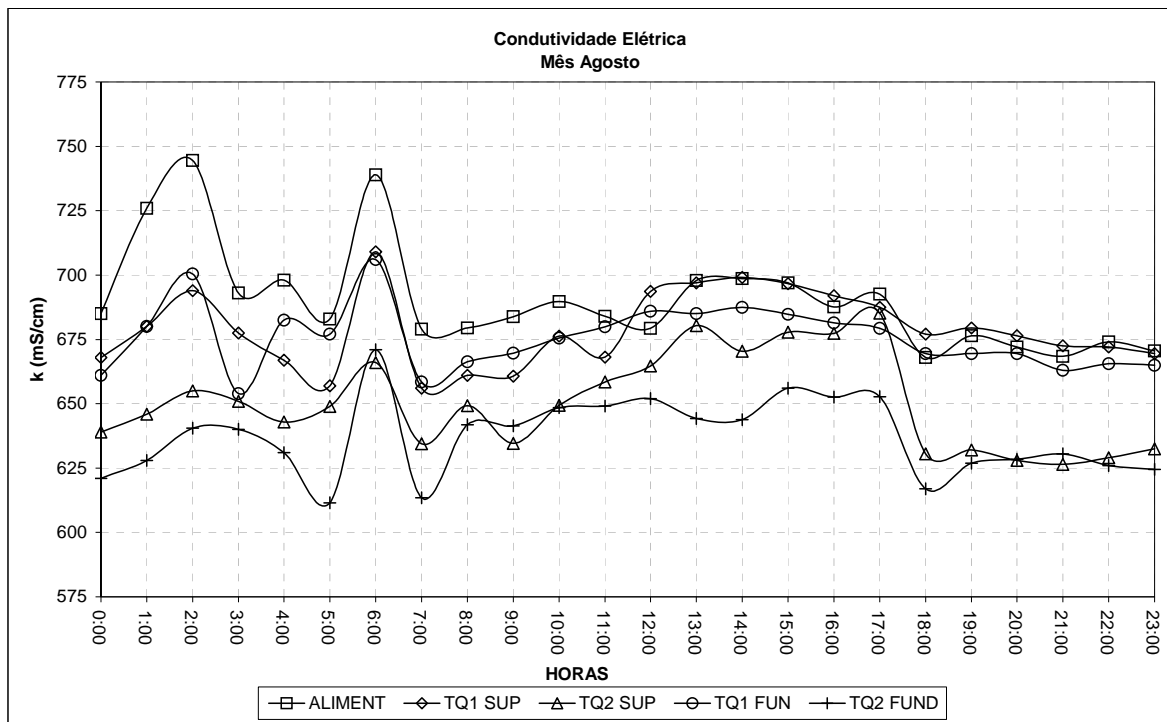


Figura 5.1 - Controle Operacional dos Tanques - Condutividade horária (mês agosto)

APHA-AWWA-WPCF (1999) define que a condutividade k é a capacidade de uma determinada solução aquosa de conduzir a corrente elétrica. Esta capacidade depende da presença de íons, de sua concentração, mobilidade, valência e da temperatura em que ocorre a medição. A maioria das soluções de compostos inorgânicos é boa condutora e a maior parte dos compostos orgânicos que não dissociem em íons é dielétrica.

Os valores de condutividade elétrica reportados por Matheus (1993) em seu experimento variaram de 200 a 900 mS/cm. Os valores levantados e demonstrado através dos gráficos nesse experimento não se correlacionam entre si e nem com as horas de luminosidade do sol ou a intensidade dessa energia solar.

Os valores medidos nesse experimento para as águas residuárias são superiores a água potável que varia entre 60 - 66 mS/cm, mas são inferiores a algumas soluções inorgânicas diluídas, como por exemplo a padrão utilizada para calibrar o aparelho, de KCl a 10^{-3} mol/l é de 1420 mS/cm. É notório que esses valores não sofrem influência da presença dos peixes, da variação do pH, do perfil da temperatura, discutidos a seguir.

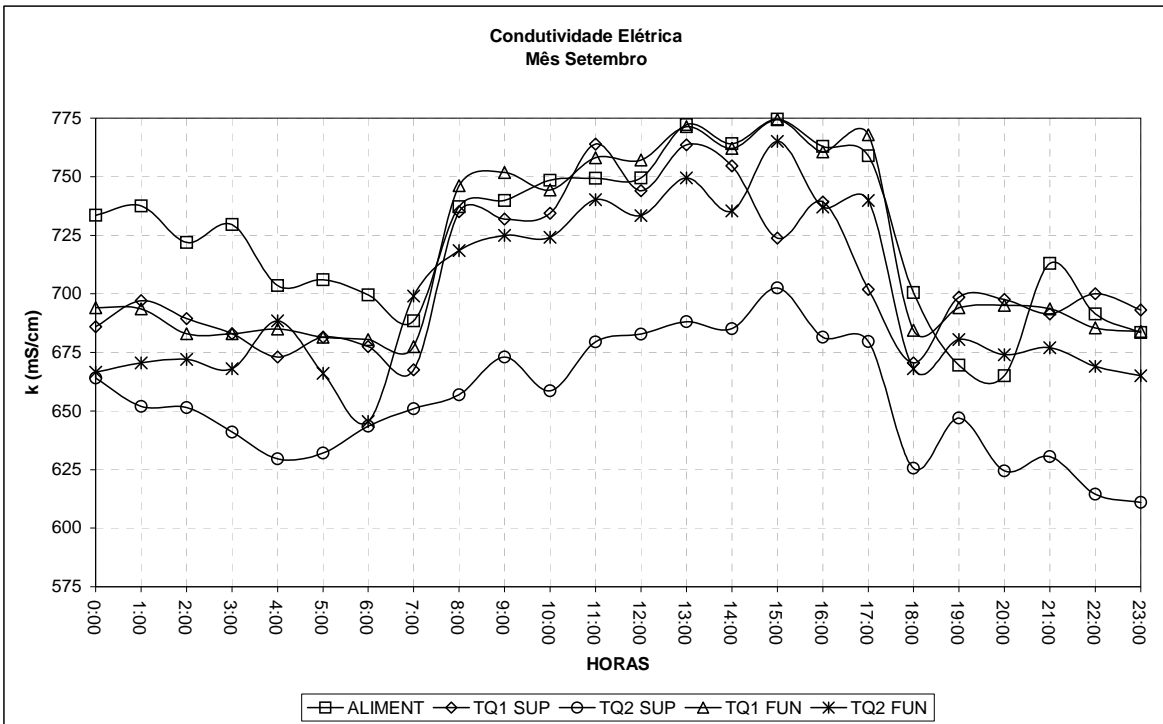


Figura 5.2 - Controle Operacional dos Tanques - Condutividade horária (mês setembro)

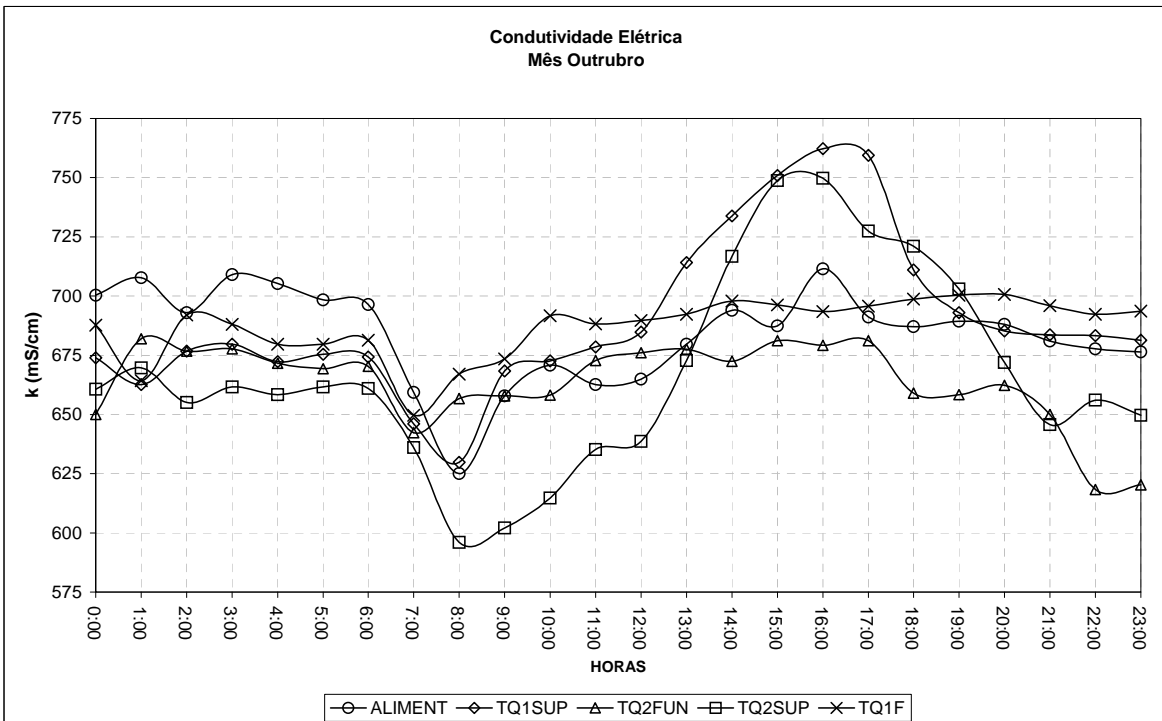


Figura 5.3 - Controle Operacional dos Tanques - Condutividade horária (mês outubro)

5.2.1.3- Temperatura

Para a fase líquida, esse parâmetro foi feito pelo mesmo aparelho utilizado para medir o Oxigênio Dissolvido. A temperatura foi medida em °C e com a precisão de um décimo do grau. A medição da temperatura do ar foi executada através de um termômetro de coluna de Mercúrio com precisão de 1 °C. Os resultados medidos e representados pelos gráficos estão dispostos na Figuras 5.4, 5.5 e 5.6.

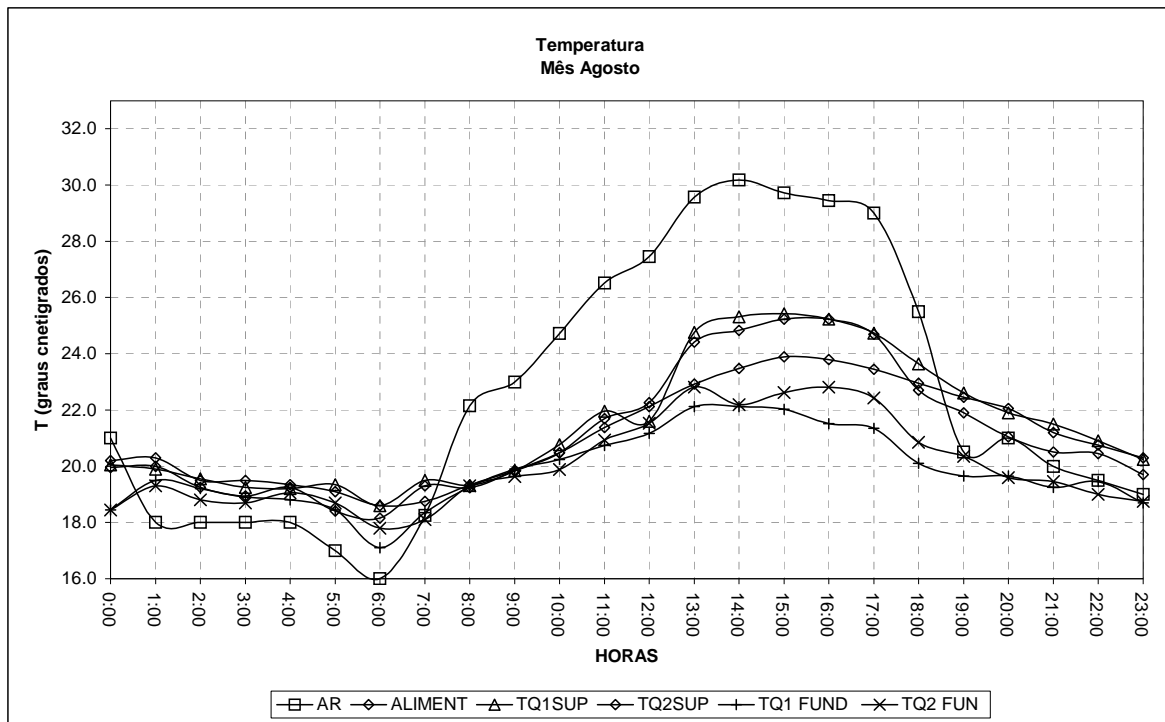


Figura 5.4 - Controle Operacional dos Tanques -Temperatura horária (mês agosto)

A temperatura é um fator considerável no desempenho de uma lagoa de estabilização, exercendo uma influência direta na velocidade da fotossíntese e na cinética da degradação bioquímica da matéria orgânica e de outras reações que ocorrem nesse ecossistema, as variações da temperatura podem acelerar e retardar essas transformações. O retardamento da degradação bioquímica provocado pela diminuição da temperatura estimula também menores quantidades formadas de produtos dessa decomposição microbológica, como por exemplo a disponibilidade dos nutrientes para as algas (Matheus, 1993).

Além disso a temperatura exerce um papel fundamental no metabolismo e no comportamento biológico dos peixes, influenciando a atividade reprodutiva e a taxa de crescimento desses animais. Os dados de temperatura obtidos indicam que na superfície e no fundo dos Tanques 1 e o 2 ocorreram variações semelhantes.

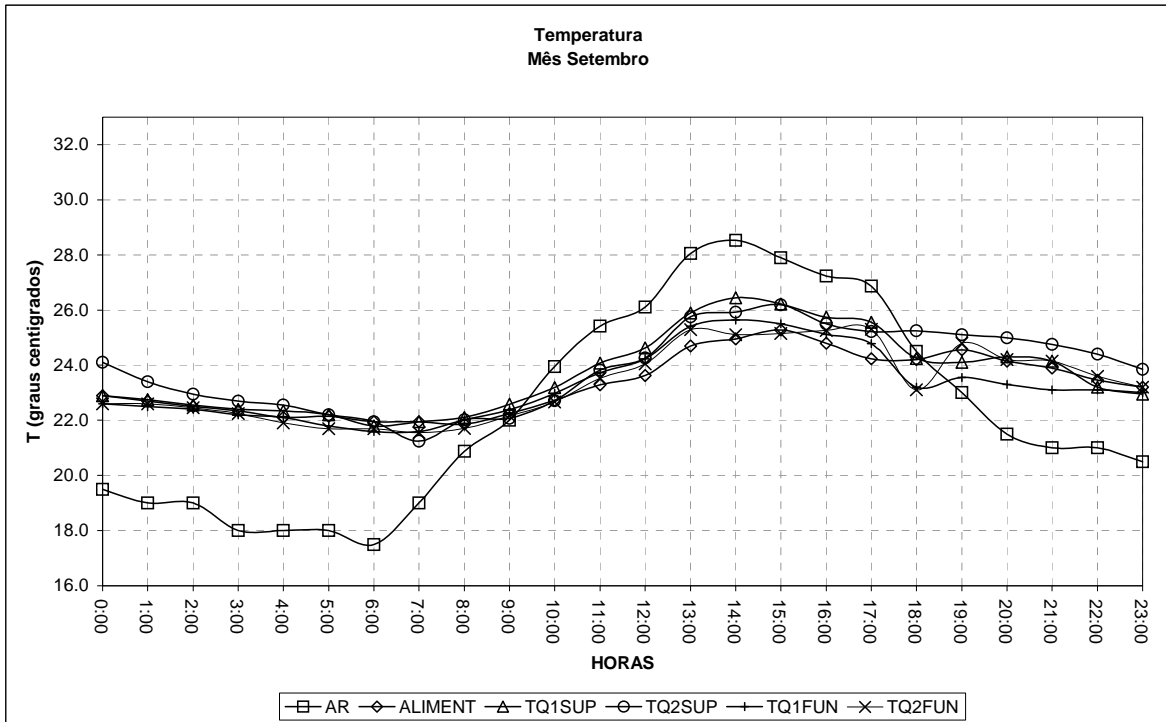


Figura 5.5 - Controle Operacional dos Tanques -Temperatura horária (mês setembro)

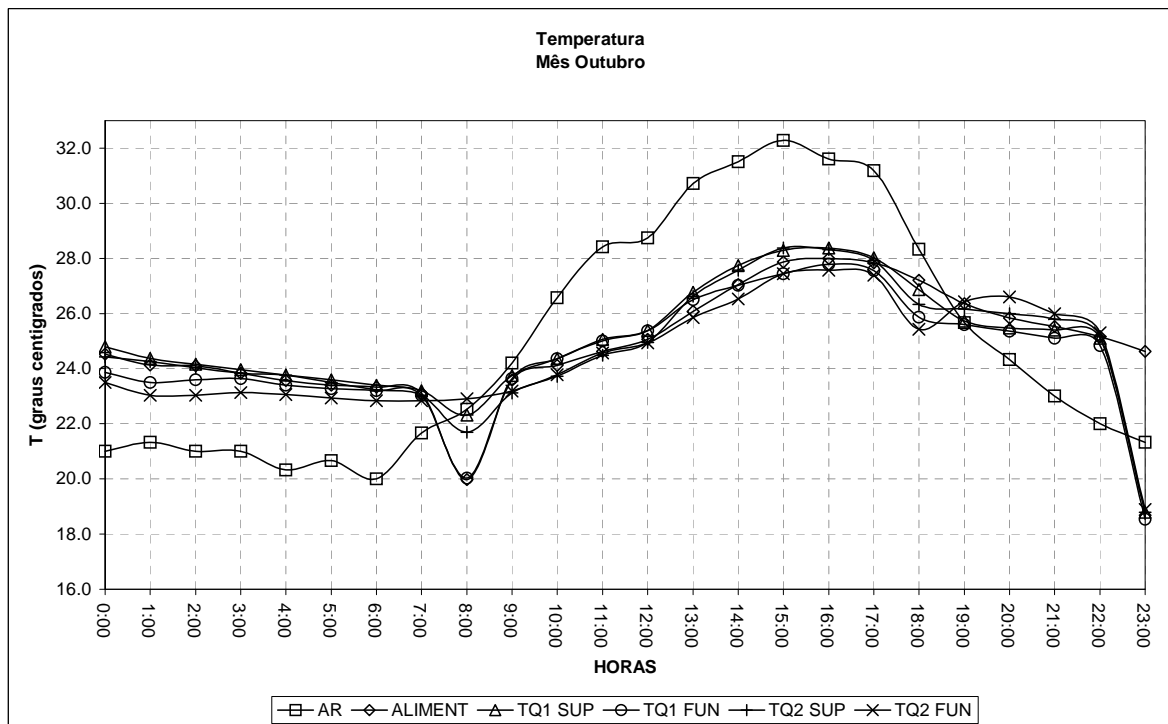


Figura 5.6 - Controle Operacional dos Tanques -Temperatura horária (mês outubro)

Durante o período transcorrido a temperatura do ar foi sempre superior a todas as outras no intervalo de 10:00 às 17:00 h. e sempre inferior durante a madrugada (1:00 às

6:00 h.). Para o ar o mês de outubro registrou temperaturas maiores que agosto, e esse último assinalou valores superiores a setembro.

Todos os parâmetros obtidos demonstraram valores superiores no período vespertino, 10:00 h. às 18:00 h., quando comparado com a manhã. Na superfície e no fundo dos dois tanques as temperaturas foram semelhantes para todos os três meses do experimento, comparando um com outro.

Matheus (1993) explica que foi observado em seu trabalho a estratificação térmica, fenômeno natural de ecossistemas lénticos, mesmo com pequena variação térmica, o autor relata que em dias calmos (sem vento) com a intensa radiação solar, o maior aquecimento da superfície da água resulta na formação de camadas com densidades e temperaturas diferentes. À noite, verificou-se uma gradual homogeneização da temperatura alcançando completa isotermita aproximadamente às 7:00 h., decorrente de movimentos convectivos, que promoveram a circulação vertical (Matheus,1993).

Os resultados obtidos durante a pesquisa com a Unidade de Demonstração Piloto de Samambaia, confirmaram as informações obtidas na literatura. Houve, conforme demonstrado pelos gráficos das Figuras 5.4, 5.5 e 5.6, nítida estratificação diária nos meses de agosto e setembro. Essa estratificação desaparecia à noite conforme as camadas superiores esfriavam e a água circulava verticalmente.

Peirong (1989) relata que a faixa excelente de temperatura para tilápia e carpa prateada é de 25 a 32 ° C, a variação registrada no tanque de cultivo dos peixes nesse experimento foi de 18 a 28 ° C. Portanto, de um modo geral a temperatura como um fator isolado durante o ensaio foi favorável ao desenvolvimento dos peixes, pois sua variação manteve-se na faixa ótima de crescimento destes organismos.

5.2.1.4- pH

Segundo as experiências relatadas por Uehara e Vidal (1989), em lagoas de maturação, se o efluente possuir coloração verde bastante acentuada ou baixa transparência ou alta concentração de fitoplâncton certamente seu pH estará na faixa alcalina (acima de 7,0), ao passo que, se apresentar com tonalidade verde amarelada, isso indicará uma tendência para acidificação (menor que 7,0).

O pH de uma lagoa varia ao longo do dia e nas diferentes camadas do líquido, prevalecendo na superfície valores mais elevados. A causa dessa contínua variação é o consumo de gás carbônico realizado pelas algas. Normalmente, durante as primeiras horas da manhã os valores de pH são os mais baixos, tornando-se mais elevados entre 14h00 e 16h00, é nesse período em que as algas se encontram em plena atividade fotossintética. À noite, o pH volta a declinar sensivelmente, pois, de um lado, as algas deixam de consumir

gás carbônico e, de outro, ele continua a ser produzido pelas bactérias. No caso dos tanque piscícola a concentração desse gás é aumentada, no período noturno, mediante a respiração simultânea dos peixes e das algas.

A elevação do pH, com valores acima de 8, em decorrência da atividade fotossintética das algas, tanto produz efeitos benéficos, tais como a precipitação de certos compostos, o fosfato de cálcio, por exemplo, quanto efeitos adversos, como a dissociação do nitrogênio na formação de amônia tóxica para alguns macroinvertebrados (*Daphnias*) e peixes (Green *et al.*, 1996; Gómez *et al.*, 1995; Edwards, 1992; King, 1981; Reis e Mendonça, 1999).

Os resultados obtidos e demonstrados pelos gráficos das Figuras 5.7, 5.8 e 5.9 corroboraram com os relatos buscados na literatura. O menor valor registrado de pH foi 7,5, conferindo um ambiente sempre alcalino aos tanques do experimento. Os menores valores registrados foram sempre os do fundo, os maiores os da superfície e como variável intermediária o líquido alimentado aos tanques.

O valor de pH como fator isolado não pode ser responsabilizado como contribuinte deletério ao metabolismo e ao comportamento biológico dos peixes, porque durante o experimento manteve-se numa faixa de variação de 7,5 a 11, e a faixa ótima para produção de peixes é de 6,5 a 10 (Moscoso e Galecio, 1978).

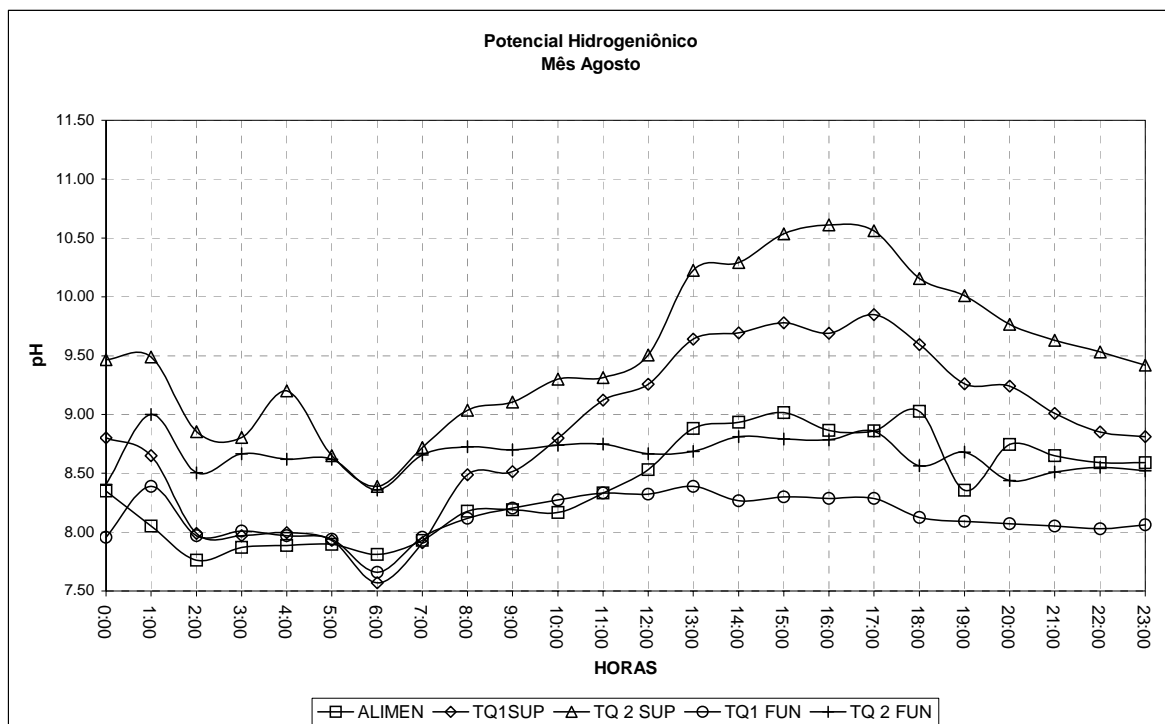


Figura 5.7 - Controle Operacional dos Tanques- pH horário (mês agosto)

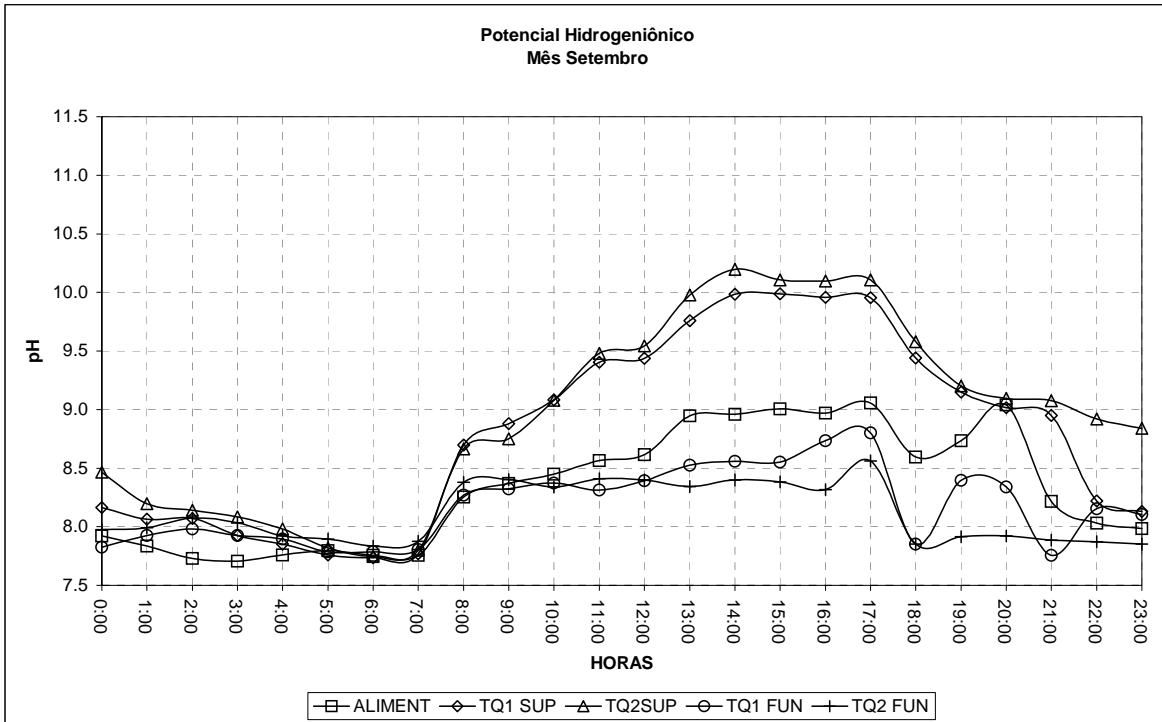


Figura 5.8 - Controle Operacional dos Tanques - pH horário (mês setembro)

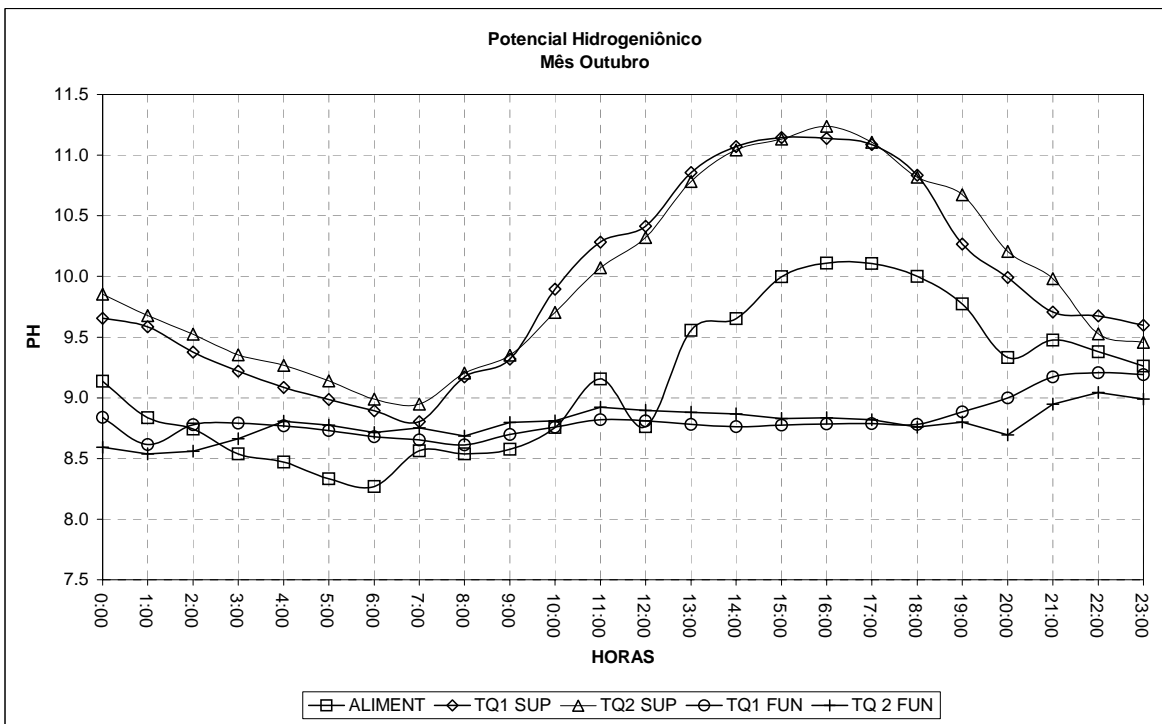


Figura 5.9 - Controle Operacional dos Tanques - pH horário (mês outubro)

5.2.1.5- Oxigênio Dissolvido

Em lagoas de estabilização, a principal fonte de OD utilizada pela respiração dos peixes e pelos microorganismos nas suas funções respiratórias e de estabilização da matéria orgânica, provém do oxigênio sintetizado pela fotossíntese realizada pela ação do fitoplâncton. O oxigênio atmosférico, que pode difundir-se no meio líquido, só é considerado uma fonte importante em lagoas de estabilização maiores que 10 ha e com tempo de detenção superior a 20 dias. O oxigênio proveniente do ar representa uma parcela muito pequena, principalmente quando se verifica que a superfície das lagoas facultativas se encontra supersaturada, ao contrário resultando numa perda de oxigênio para a atmosfera (Uehara e Vidal, 1989).

A concentração de oxigênio dissolvido oscila com a profundidade, hora do dia, estação do ano e nebulosidade. Em lagoas, em certas horas do dia, o oxigênio fotossintético - em grande parte encapsulado em finas bolhas - pode chegar às camadas superficiais em concentrações superiores a 35 mg/l, condição aparente de supersaturação. De madrugada, as concentrações de OD caem a valores de 0,5 a 2 mg/l e, na maioria das lagoas, a partir das 2h00 da manhã não se detecta a presença de oxigênio (Uehara e Vidal, 1989).

Uehara e Vidal (1989) relata que um outro fenômeno observado em lagoas de estabilização, ainda, em relação ao oxigênio dissolvido, é o da estratificação térmica na massa líquida. Quando de sua ocorrência, nos primeiros 20 cm a 40 cm da camada superficial estão presentes altas concentrações de OD e, nas regiões imediatamente abaixo do termoclima, essas concentrações caem abruptamente ou não se verificam. O rompimento do termoclima, naturalmente, só acontece se prevalecerem condições ótimas de mistura, possibilitadas pela ação do vento, por exemplo. Abaixo de termoclimas pronunciados e persistentes, é possível, em alguns sistemas de lagoas, se encontrar oxigênio graças à presença de certas espécies de algas fitoflageladas (como as *Euglenóides*) que, dotadas de mobilidade própria, exercem normalmente sua atividade fotossintética (Uehara e Vidal, 1989).

Matheus (1993) reporta que as concentrações de oxigênio dissolvido também mostraram significativas variações em relação à profundidade dos tanques. Durante o dia, geralmente havia supersaturação no hipolimnio enquanto à noite, os valores de OD permaneciam sempre mais baixos. Os valores mais baixos foram registrados no fundo dos tanques de controle, ou seja na lagoa sem a presença de peixes e as concentrações hipolimnéticas mais baixas do OD foram registradas nos dias mais quentes com marcantes estratificação térmicas. Devido a forte estratificação, pouco ou nenhum oxigênio era fornecido ao hipolimnio durante o dia. Assim sendo o OD só atingia as camadas inferiores durante os períodos noturnos através da circulação vertical. Por outro lado, o OD

sofria nestes períodos, elevado consumo pelas densas populações microbianas presentes (Matheus (1993)).

Os resultados obtidos estão demonstrados pelos gráficos das Figuras 5.10, 5.11 e 5.12, e corroboraram, em parte com os relatos verificados na literatura. O menor valor registrado foi de 2,0 mg/l e o máximo foi 21 mg/l. Os menores valores registrados foram sempre os do fundo, os maiores os da superfície e com valor intermediário o do líquido alimentado aos tanques.

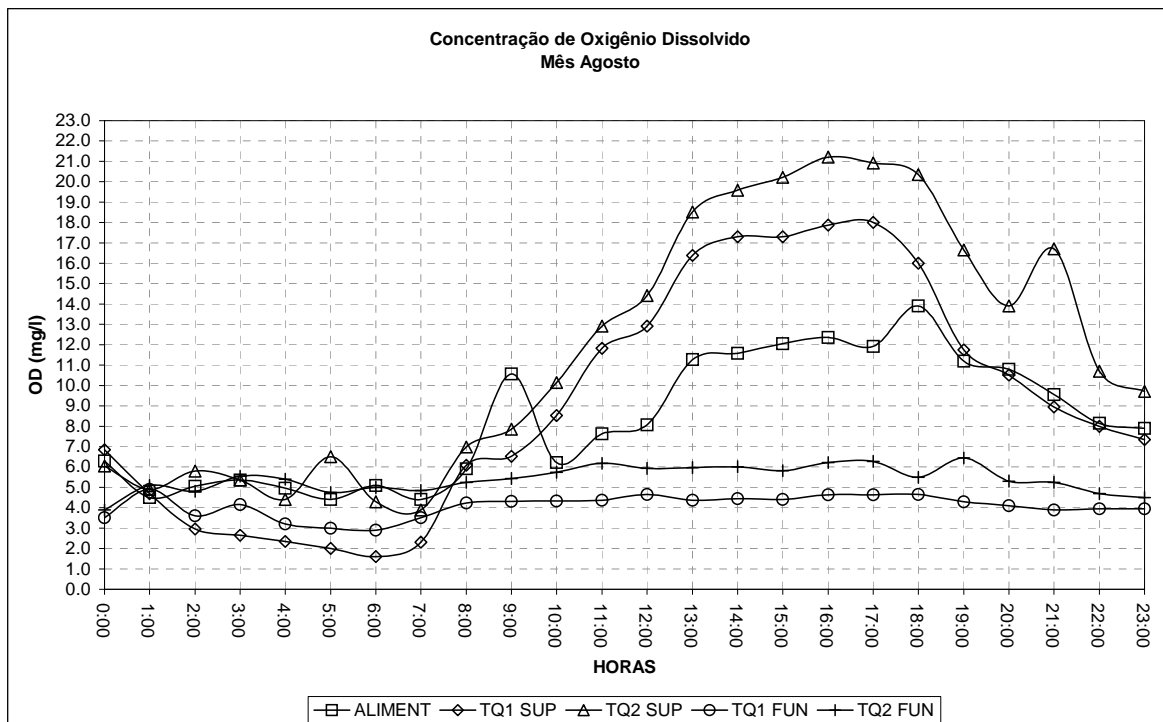


Figura 5.10 - Controle Operacional dos Tanques - OD horário (mês agosto)

Ao contrário do que foi verificado e relatado por Matheus (1993), nesse experimento não foi observado uma diferença de concentração de OD maior na superfície do tanque que continha peixes, comparando-se ao de controle (Tanque 2). Especificamente no mês de agosto é nítido a superioridade da concentração de OD na superfície e no fundo do tanque sem peixes, no segundo mês essa diferença é menor e em outubro ocorreu a inversão, como foi relatado pelo autor supracitado, ou seja o Tanque 1 na superfície apresentou resultados superiores ao 2 em relação a concentração de OD. Em função desses resultados não se pode responsabilizar qualquer influência a presença de peixes na variação da concentração de OD, também o OD como um fator isolado, nesse experimento, colaborou com o desenvolvimento dos peixes, para Peirong (1989) o OD mínimo para tilápia e carpa prateada é de 2,0 mg/l.

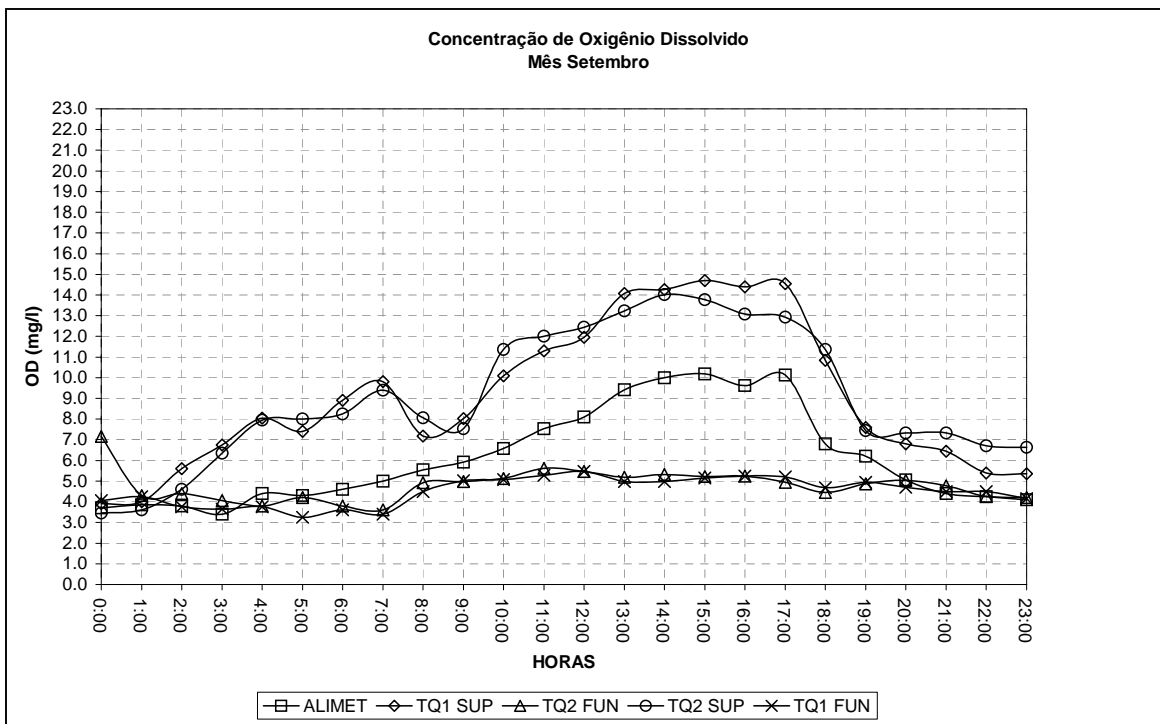


Figura 5.11 - Controle Operacional dos Tanques - OD horário (mês setembro)

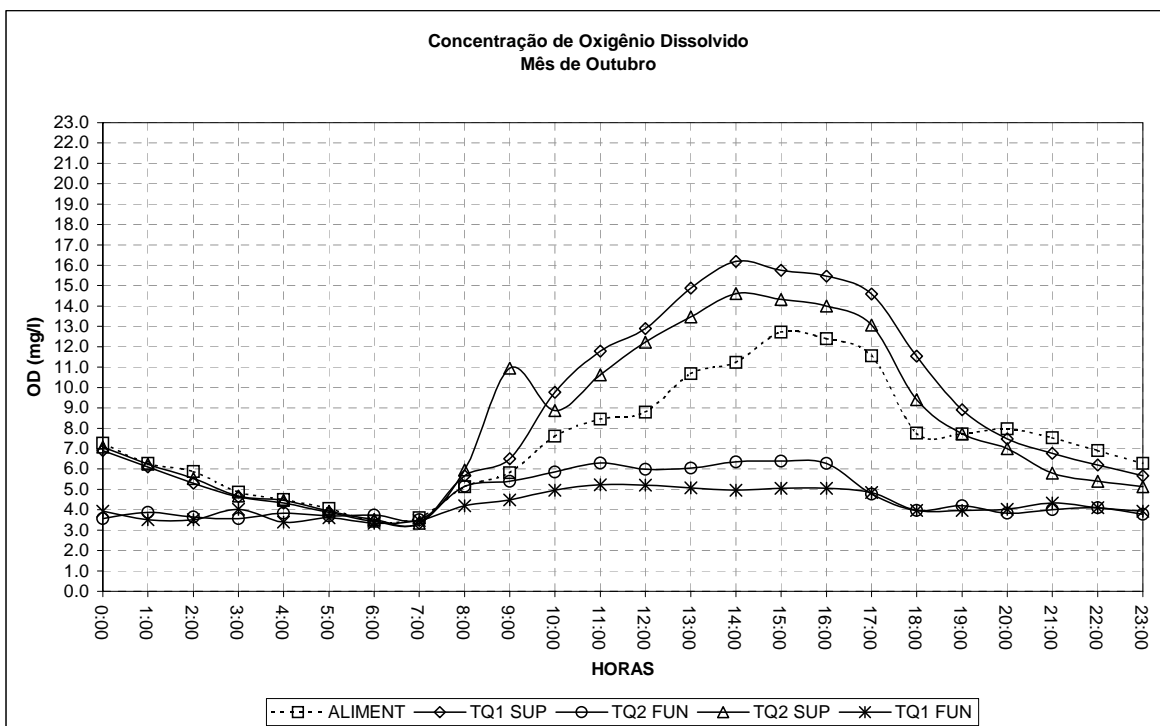


Figura 5.12 - Controle Operacional dos Tanques - OD horário (mês outubro)

5.2.2- Qualidade da Água

Conforme descrito no capítulo 4, o programa de monitoramento de análises físico-químicas da fase líquida das porções afluente e efluentes aos tanques foi realizado através de duas coletas compostas com frequência semanal, executadas uma na Segunda-feira e outra Quarta-feira, pela amostragem horária durante o período de 8:00 h. às 17:00 h.

Durante o experimento, que teve a duração de 120 dias, foram gerados aproximadamente 27 dados configurados para cada três amostras: afluente (índice subscrito igual a 1), efluente Tanque 1 (índice 2) e Tanque 2 (índice 3). Nessas amostras foram analisados quatorze (14) parâmetros, como segue: Alcalinidade, Nitrogênio Amoniacoal, Clorofila-a, DBO₅, DQO, DQO filtrada, NTK, NTK filtrado, Nitrogênio Nitrificado (NO_x), Ortofosfato, Pt, Pt filtrado, pH e SST.

O monitoramento microbiológico dessa etapa foi realizado através de coleta simples das mesmas três amostras identificadas anteriormente, com periodicidade semanal e sempre na Quinta-feira. A série é composta por 12 dados e os parâmetros analisados foram Coliformes Fecais e Totais.

Na literatura consultada (Henderson, 1979; Edwards, 1992; Matheus, 1986; Matheus e Barbieri, 1991; Matheus, 1993) as análises de dados para verificação da influência dos peixes na melhoria da qualidade da água em tanques que recebem esgotos tratados por lagoas de estabilização em série, tem sido pautada na discussão das diferenças existentes entre as médias ou medianas das amostras afluente e efluente desses tanques. Outro recurso frequentemente utilizado pelos autores citados é a análise gráfica da sequência, sempre dispondo o par de amostras - afluente e efluente - e de maneira cronológica. Nestes trabalhos examinados não foi mencionado a análise da conformidade dessas sequências de dados em uma ou outra determinada distribuição de probabilidade, Normal ou Log-Normal, etc.

No sentido de melhor aperfeiçoar o exame dos dados obtidos nesse experimento, os resultados foram ponderados consonante com a estratégia demonstrada no fluxograma da Figura 5.13.

Em primeiro lugar foi efetuado a confecção dos 14 gráficos *Box-plot*, um para cada parâmetro analisado, esse modelo de representação foi escolhido pela facilidade que o mesmo traz na visualização das sequências de dados, em forma da distribuição de cada uma das variáveis.

Os resultados da fase líquida do experimento, conforme descrito anteriormente, foram representados utilizando um tipo de gráfico da estatística descritiva denominado *Box-plot* (Ayres *et al*, 2000; SPSS®, 1996^{a,b}; Zar, 1996), feito pelo programa estatístico SPSS® Versão 7.0.

Esta representação gráfica foi proposta por John Tukey (SPSS®, 1996^b) para de um modo simplificado poder apresentar a distribuição de frequências de uma determinada série de dados, Ayres *et al.* (2000) explicam que esse desenho gráfico é muito utilizado nas áreas das ciências biológicas e médicas. O gráfico é confeccionado da seguinte forma cada grupo de dados é representado em um dos *Box*, e nele a linha horizontal, mais escura, no meio da figura representa a mediana (50% frequência) e as linhas do lado de baixo e a do lado de cima do retângulo representa o primeiro e o terceiro quartis da distribuição, 25% e 75% das probabilidades de ocorrência.

O *Box-plot* exibe, ainda, o menor e o maior escores através do limite inferior e superior de linhas retas verticais, que se originam do primeiro e terceiro quartis, respectivamente. A altura do retângulo é denominada *hspread* (SPSS®, 1996^b) é representa a faixa entre quartis, ou melhor 50% dos dados estão compreendidos entre esses valores. Portanto, o tamanho do *hspread* indica quão é heterogênea os valores da série de dados representada, então esse comprimento é proporcional ao desvio padrão calculado para a sequência.

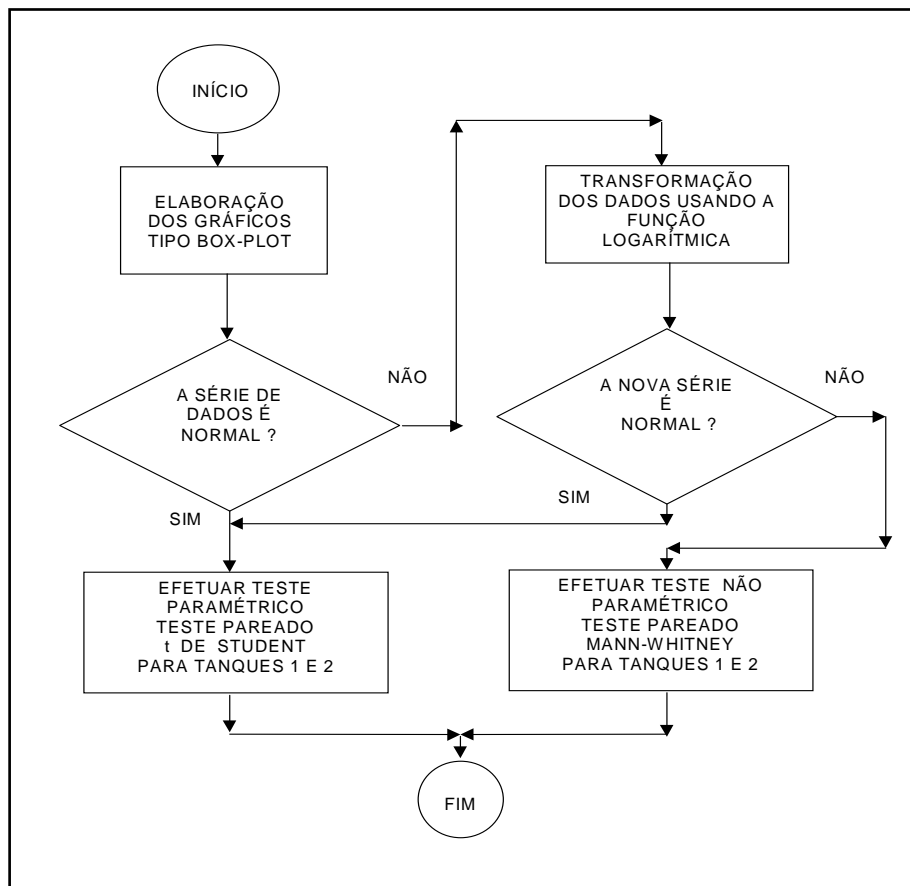


Figura 5.13 - Fluxograma para análise estatísticas dos dados do experimento

A distribuição teórica de frequências mais importante para variáveis contínuas é a normal, isso acontece pelo conhecimento teórico a mais de três séculos dessa distribuição e também porque com isso a manipulação dessa equação permite extrair numerosas conclusões teóricas de enorme aplicação prática (Beiguelman, 1996; Zar, 1996).

Beiguelman (1996) relata que a publicação da equação da curva normal foi feita pela primeira vez por Abraham de Moivre (1667-1754), em 1733, no trabalho denominado *Approximatio ad summam terminorum binomii*, vinte anos depois do aparecimento do livro póstumo de Jakob Bernoulli (1654-1705) com a demonstração pioneira do teorema binomial (*Ars conjectandi*, 1713).

Ayres *et al.* (2000) reportam que a curva da distribuição normal apresenta as seguintes características: (1) simétrica; (2) em forma de sino; (3) assintótica: as extremidades se aproximam mas não tocam a linha da abcissas e (4) dois pontos de inflexão situados a igual distância da média, um de cada lado desse parâmetro: $\mu \pm 1\sigma$.

Vários testes têm sido descritos para a identificação da normalidade das variáveis, alguns mais conhecidos são: (1) Teste D'Agostino ($n \geq 10$); (2) Teste D'Agostino-Pearson ($n \geq 20$); (3) Teste de Kolmogorov-Smirnov; (4) Teste de Lilliefors; (5) Teste de Shapiro-Wilk; (6) Teste para Valores extremos (*Outliers*); (7) Teste de Fisher e (8) Teste de Levene (SPSS®, 1996^{a,b}; Ayres *et al.*, 2000). O teste utilizado nos dados desse experimento foi o do programa estatístico SPSS® (1996^{a,b}), nesse teste é relacionado o valor da simetria e da curtose dos dados com os seus respectivos erros padrões e a série é considerada normal quando para ambas relações calculadas os valores estiverem compreendidos entre -2 e +2.

Como sugerido no fluxograma da Figura 5.13, em caso do não atendimento da normalidade da série de dados a opção seguinte é a transformação dos valores nos seus respectivos logaritmos, essa transformação faz parte dos procedimentos estatísticos de mudanças de escala, com a finalidade de obter a normalidade da distribuição dos escores e a estabilização da variância.

Ayres *et al.* (2000) explicam que nos programas estatísticos, na distribuição normal os escores amostrais são transformados de modo linear em z - escores, cuja média é igual a zero (0) e o desvio padrão igual a um (1). Outras transformações não-lineares podem ser efetuadas para atender ao modelo de distribuição normal, sobretudo quando os dados brutos apresentam acentuada assimetria ou quando médias muito grandes são acompanhadas por variâncias também muito elevadas, com perda da normalidade, da homogeneidade e da homocedasticidade (Ayres *et al.*, 2000).

As funções mais utilizadas para transformar os dados brutos são: exponencial, logaritmo natural (neperiano), logaritmo decimal, percentual, quadrado, raiz quadrada, ordinal (rank) e recíproca (Zar, 1996; Ayres *et al.*, 2000). Ayres *et al.* (2000) indicam a

transformação logarítmica como uma das mais poderosas e sugerem seu uso quando a distribuição é muito assimétrica, sendo sugerida também em série de dados de pH, esta transformação não admite, obviamente, valores negativos ou nulos.

Como proposto anteriormente no fluxograma de análise dos dados desse experimento, com a definição da normalidade dos dados, brutos ou transformados em seus respectivos logaritmos, procede-se ao uso de um teste paramétrico de comparação das médias, é um teste de dados pareados e denominado t de Student.

Ayres *et al.* (2000) relatam que a finalidade do teste t de Student é a de comparar a média amostral com a média da população, sendo necessário assumir que a média paramétrica do universo em questão, ou seja, o valor de μ . O teste é efetuado estimando-se a variância da população pela variância amostral (s). Este procedimento é escolhido sobretudo quando o tamanho da amostra é considerada pequena ($n \leq 30$), que é o caso das amostras desse experimento, como discutido anteriormente as séries possuem 27 dados.

Essa verificação estatística foi executada nos pares de escores, possibilitando o cálculo das diferenças entre as variáveis examinadas e mediante ao seguinte teste de hipóteses:

$$\left\{ \begin{array}{l} \text{Hipótese Nula} \quad - \mathcal{H}_0: \mu_d = 0 \\ \text{Hipótese Alternativa} \quad - \mathcal{H}_A: \mu_d \neq 0 \\ \alpha = 0.05 \text{ ou } 5\% \end{array} \right.$$

A variável testada é a μ_d - média da população das diferenças entre as dois parâmetros - portanto a hipótese nula é a de que as duas variáveis não possuem diferenças, ou seja, são iguais. Quanto a hipótese alternativa, existe, entretanto, a possibilidade de se escolher uma dentre três, duas para um teste monocaudal ou seja a diferença entre as variáveis é menor ou maior que zero; e a terceira que é a bicaudal onde a diferença entre os escores é diferente de zero. No caso da aplicação desse teste nesse trabalho serão verificados de forma bicaudal, pois interessa saber, no nível de significância de 5%, se existe algum efeito no efluente do tanque que possui a presença de peixes, seja ele menor ou maior comparado com o tanque número 2, sem peixes.

Conforme é relatado pelo manual do programa SPSS® (1996^b), a maioria dos cálculos estatísticos clássicos assume que os dados que são analisados vêm de uma distribuição específica, quase sempre a distribuição normal. Ainda, segundo o mesmo manual, o cálculo dos ditos paramétricos são desenvolvidos baseado em parâmetros da própria distribuição, como a média e a variância. Além disso, muitos destes testes, como

exemplo o t de Student ou a análise de variância, também assumem que os grupos que são analisados têm variâncias iguais, ou seja são homocedásticos.

No caso de prevalecer a não conformidade à curva normal, mesmo com as tentativas de transformação matemáticas, já citadas anteriormente, existe uma classe de testes estatísticos conhecidos como não paramétricos ou teste de distribuição não normais ou livres, estes testes não fazem nenhuma suposição sobre o ajustamento dos dados a nenhuma função de distribuição (SPSS[®], 1996^b).

Consonante com o manual do SPSS[®] (1996^b), em caso do programa estatístico manipulado conter o exame paramétrico e o não paramétrico para a mesma finalidade, deve se optar inicialmente pelo uso do primeiro, pois o mesmo é mais sensível que a versão não paramétrica.

Prosseguindo com a análise do resultados desse experimento, como última opção de exame dos dados e em caso da manutenção da não normalidade da série, como próximo procedimento adotou-se o uso de um teste não paramétrico, também pareado e denominado teste de Mann-Whitney. Neste trabalho e em primeira instância o teste não paramétrico foi preterido em relação ao paramétrico, principalmente, devido à robustez estatística desse último em relação ao primeiro, conforme justificado anteriormente.

Nas sequências, que porventura, não apresentaram a conformidade com a distribuição normal, as hipóteses verificadas para o teste de Mann-Whitney foram as mesmas usadas no teste t de Student, expostas anteriormente. O teste de Mann-Whitney, também foi executado utilizando o programa estatístico BioEstat versão 2.0.

De acordo com o modo de investigação de análise dos dados proposto pelo fluxograma da Figura 5.13 avante é apresentado os resultados do desenvolvimento dessa metodologia e ponderado os dados com os publicados e pesquisados na literatura pesquisada. Para facilitar na explanação adotou-se a divisão dos parâmetros, conforme os itens apresentados a seguir, vale ressaltar, novamente, que as variáveis com índice 1 referem-se a amostra afluyente, as com 2 ao Tanque 2 (com peixes) e o de número 3 ao tanque de controle (Tanque 2).

5.2.2.1- Alcalinidade e pH

A alcalinidade em águas residuárias é resultado da presença de hidróxidos, carbonatos e bicarbonatos de cátions seguintes elementos como cálcio, magnésio, sódio, potássio ou amônio. Os bicarbonatos de cálcio e magnésio são os sais mais comuns presentes nas águas residuárias, a alcalinidade no meio tem uma função de tamponamento do líquido que resiste a mudança de pH com adição ou presença de ácidos (Metcalf & Eddy, 1991).

Os resultados obtidos para esses dois parâmetros estão sintetizados na Tabela 5.2 exibidos nos *Box-plots* das Figuras 5.14 e 5.15.

As séries de dados das variáveis pH e Alcalinidade foram consideradas como distribuição normais, como pode-se verificar pelos valores, entre -2 e +2, das relações entre a curtose e a assimetria com seus respectivos erros padrões, como pode ser visto na Tabela 5.3. Com a verificação da conformidade da distribuição normal prosseguiu-se executando o teste t de Student para os parâmetros pertinentes a amostra do efluente do Tanque 1 e do Tanque 2.

Tabela 5.2 - Dados físico-químicos descritivos

Parâmetros - Alcalinidade e pH					
Parâmetro	N	Mínimo	Máximo	Mediana	Desvio Padrão
ALC ₁	27	91	164	133,15	21,15
ALC ₂	27	83	148	122,26	18,54
ALC ₃	27	86	140	116,19	14,72
pH ₁	27	7,48	9.81	8,80	0,48
pH ₂	27	7,93	9.18	8,47	0,37
pH ₃	27	8,09	9.86	8,74	0,39

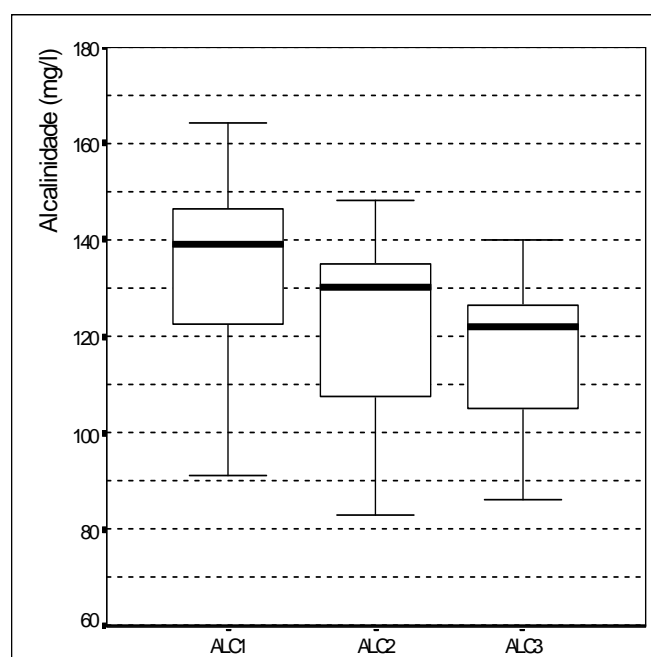


Figura 5.14 - Gráfico *Box-plot* - Alcalinidade

Os resultados do teste t de Student para Alcalinidade e pH das amostras efluentes dos Tanques 1 e 2 pode ser verificado na Tabela 5.4. A hipótese nula foi rejeitada e é aceita

a hipótese alternativa ou seja pode-se afirmar que as diferenças existentes entre os dois parâmetros são significativas, a nível de 5%.

Tabela 5.3 - Curtose e Assimetria

Parâmetros - Alcalinidade e pH

Parâmetro	Assimetria	Erro Padrão	Ass./E. Pad.	Curtose	Erro Padrão	Curt./E. Pad.
ALC ₁	-0,76	0,45	-1,71	-0,45	0,87	-0,51
ALC ₂	-0,89	0,45	-1,99	-0,44	0,87	-0,51
ALC ₃	-0,66	0,45	-1,47	-0,55	0,87	-0,63
pH ₁	-0,37	0,45	-0,82	1,28	0,87	1,47
pH ₂	0,14	0,45	0,31	-0,99	0,87	-1,14
pH ₃	0,63	0,45	1,42	0,98	0,87	1,12

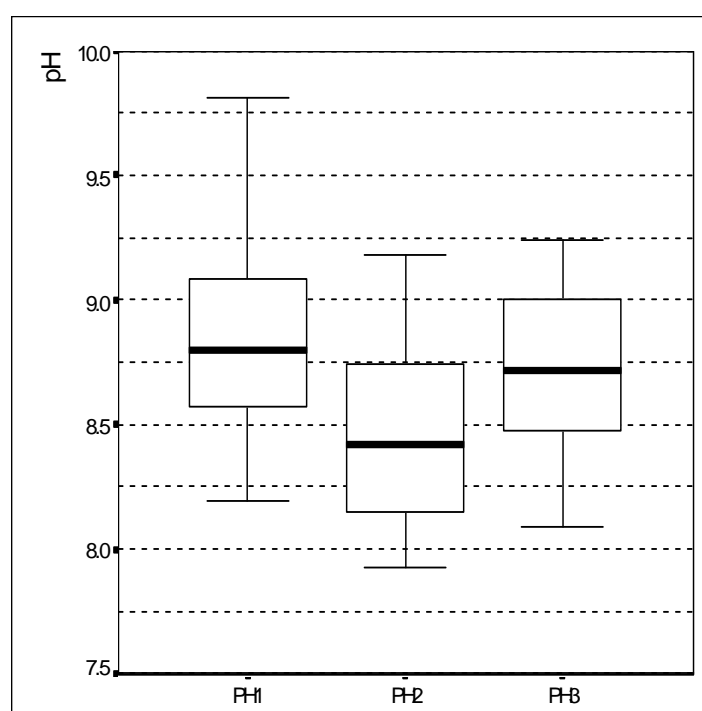


Figura 5.15 - Gráfico *Box-plot* - pH

Tabela 5.4 - Resultado do Teste t de Student

Parâmetros - Alcalinidade e pH

Par	Média da Diferença entre as variáveis	Desv. Pad.	Intervalo de Confiança para a Diferença - 95% -		t calculado	Graus de Liberdade (GL)	Significância (bicaudal) - p -
			Inf.	Sup.			
ALC ₁ -ALC ₂	6,07	6,75	3,40	8,75	4,67	26	0,000
pH ₁ -pH ₂	-0,27	0,35	-0,41	-0,13	-3,99	26	0,000

Lenda: Inf.- inferior; Sup.- superior e Desv. Pad.- desvio padrão.

Portanto pelos valores obtidos, para Alcalinidade e pH, é possível que a presença de peixes no tanque 1 exerce uma ligeira tendência em inibir a fotossíntese, já que a diminuição da alcalinidade e o aumento do pH em ambientes eutrofizados estão relacionada com a atividade fotossintética (Uehara e Vidal, 1989).

5.2.2.2- Matéria Orgânica

Nesse item foi considerado para análise dos dados os parâmetros DQO, DQO filtrada e a DBO₅. O número de dados referente a DBO₅ foram menos, somente 8 dados, devido a uma parada na análise desse parâmetro, ocorrido durante o experimento, mediante defeito apresentado no equipamento de medição.

Metcalf & Eddy (1991) definem que em águas residuárias a matéria orgânica biodegradável, suspensa ou solúvel e é removida através da ação microbiológica. Em lagoas de maturação ocorre a simbiose entre algas e os microorganismos de degradação aeróbia. O oxigênio produzido pela ação fotossintética é liberado e usado pela bactéria para remover a matéria orgânica produzindo o gás carbônico, que por sua vez é utilizado pelo fitoplâncton. A biocenose dos sistemas de lagoa de estabilização é muito maior e sua relação dentro do sistema é muito complexa e a quantidade e o tipo particular de grupo de organismos desse habitat como bactérias, algas e outras animais superiores dependerá dos seguintes fatores: carga orgânica; grau de mistura; pH; nutrientes; radiação solar e temperatura.

Edwards (1992) relata que a ação de peixes na melhoria da qualidade das águas residuárias através da alimentação do fitoplâncton é uma alternativa importante a ser considerada na reciclagem da matéria orgânica e dos nutrientes, principalmente na forma suspensa, presente nos efluentes de lagoas de maturação.

Nos seus ensaios na Citrosuco, em Matão, São Paulo, Matheus(1993) reporta que existe uma influência positiva na remoção de matéria orgânica, e ele apontou essa melhoria na qualidade do efluente de tanques de peixes através da variável DQO filtrada.

Henderson (1979) relata que no seu experimento na ETE Benton-Arkansas foi observado uma melhoria na qualidade da água do efluente da lagoa de maturação contendo peixe, o valor mediano da DBO₅ do efluente foi menor, 15 mg/l, comparado com o do efluente do tanque de controle, 23 mg/l.

Azevedo *et al.* (1993) reportaram que a presença de peixes em uma lagoa facultativa revelaram a melhoria na remoção de DBO₅ de 70,9 a 84,0% e a DQO de 59,6 para 74,0%, , indicado pelos valores medianos dos dados do efluente.

Os resultados obtidos para esses três parâmetros estão sintetizados na Tabela 5.5 e expostos nos gráficos *Box-plots* das Figuras 5.16, 5.17 e 5.18.

As séries de dados das variáveis DBO_5 e DQO filtrada foram consideradas como distribuição normais, como pode-se verificar pelos valores, entre -2 e +2, das relações entre a curtose e a assimetria com seus respectivos erros padrões, como pode ser visto na Tabela 5.6. Com a verificação da conformidade da distribuição normal prossegue-se executando o teste t de Student para os parâmetros pertinentes a amostra do efluente do Tanque 1 e do Tanque 2.

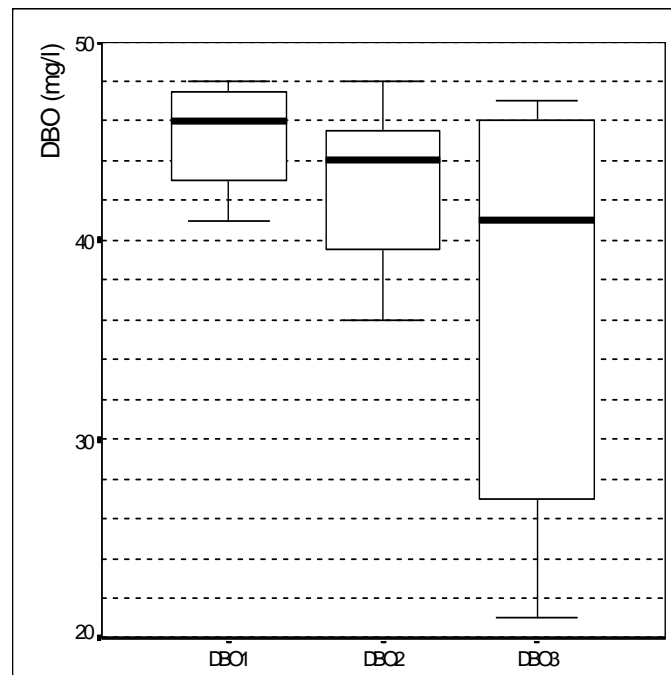


Figura 5.16 - Gráfico *Box-plot* - DBO_5

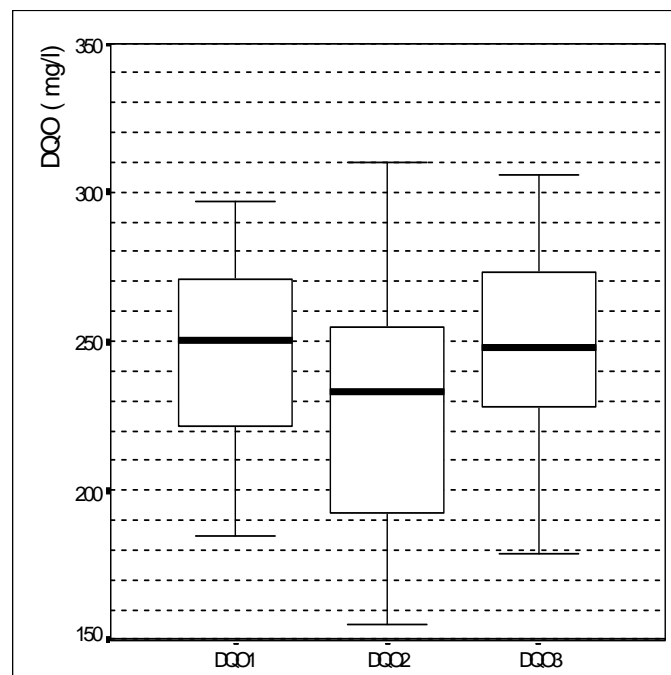


Figura 5.17 - Gráfico *Box-plot* - DQO

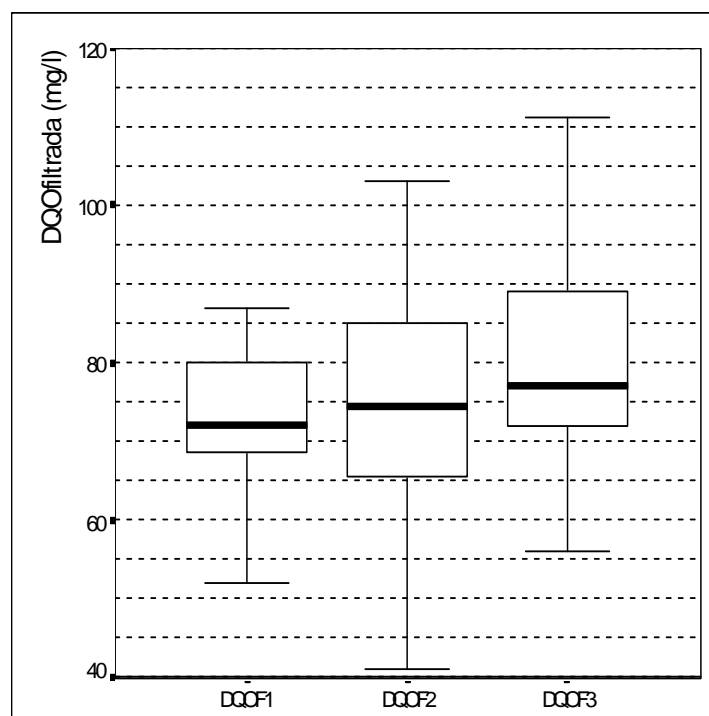


Figura 5.18 - Gráfico *Box-plot* - DQO filtrada

Tabela 5.5 - Dados físico-químicos descritivos
Parâmetros (mg/l) - DBO₅, DQO e DQO filtrada

Parâmetro	N	Mínimo	Máximo	Mediana	Desvio Padrão
DBO ₅ ₁	8	41	48	45,50	2,78
DBO ₅ ₂	8	26	48	40,88	7,14
DBO ₅ ₃	7	21	47	36,43	11,57
DQO ₁	27	96	297	242,85	40,36
DQO ₂	27	82	310	224,33	50,89
DQO ₃	27	86	306	243,74	46,73
DQOf ₁	24	38	87	71,46	11,02
DQOf ₂	24	25	103	73,17	18,23
DQOf ₃	24	42	118	79,29	16,27
Log(DQO ₁)	27	1,98	2,47	2,38	0,09
Log(DQO ₂)	27	1,91	2,49	2,34	0,12
Log(DQO ₃)	27	1,93	2,49	2,38	0,11

Os escores brutos e também aqueles resultantes da transformação logarítmica da variável DQO, Tabela 5.6, não foram considerados conforme a curva normal de distribuição de probabilidade. Portanto, segundo o fluxograma de análise de dados da Figura 5.13, o teste não paramétrico de Mann-Whitney foi executado para esse parâmetro.

Os resultados obtidos, no teste t Student, para DQO e DBO₅ estão demonstrado na Tabela 5.7. O resultado obtido para o teste de Mann-Whitney para a variável DQO filtrada é exibido na Tabela 5.8.

Tabela 5.6 - Curtose e Assimetria
Parâmetros - DBO₅, DQO e DQOf

Parâmetro	Assimetria	Erro Padrão	Ass./E. Pad.	Curtose	Erro Padrão	Curt./E. Pad.
DBO ₅ ₁	-0,64	0,75	-0,85	-1,38	1,48	-0,93
DBO ₅ ₂	-1,47	0,75	-1,95	2,12	1,48	1,43
DBO ₅ ₃	-0,66	0,79	-0,83	-1,68	1,59	-1,06
DQO ₁	-1,85	0,45	-4,13	5,79	0,87	6,64
DQO ₂	-0,64	0,45	-1,43	1,08	0,87	1,23
DQO ₃	-1,50	0,45	-3,34	3,83	0,87	4,39
DQOf ₁	-1,37	0,47	-2,91	2,73	0,92	2,97
DQOf ₂	-0,78	0,47	-1,66	1,02	0,92	1,11
DQOf ₃	0,27	0,47	0,57	1,20	0,92	1,31
Log(DQO ₁)	-3,08	0,45	-6,87	12,53	0,87	14,36
Log(DQO ₂)	-1,82	0,45	-4,07	5,39	0,87	6,18
Log(DQO ₃)	-2,78	0,45	-6,21	10,47	0,87	12,00

Tabela 5.7 - Resultado do Teste t de Student
Parâmetros - DBO₅ e DQO filtrada

Par	Média da Diferença entre as variáveis	Desv. Pad.	Intervalo de Confiança para a Diferença - 95% -		t calculado	Graus de Liberdade (GL)	Significância (bicaudal) - p -
			Inf.	Sup.			
			DBO ₅ ₂ -DBO ₅ ₃	4,71			
DQOf ₂ -DQOf ₃	-6,13	17,35	-13,54	1,20	-1,73	23	0,10

Lengenda: Inf- inferior; Sup- superior e Desv. Pad.- desvio padrão

Tabela 5.8 - Resultado do Teste Mann-Whitney
Parâmetros - DQO

Par	N1	N2	R1	R2	U	Z(U)	p
DQO ₂ -DQO ₃	27	27	642,50	842,50	268,50	1,66	0,10

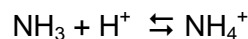
Para as variáveis que caracterizam a matéria orgânica, DBO₅ e DQO total e filtrada, os testes paramétricos e não paramétricos resultaram em aceitar a hipótese nula, ou seja, não existe diferença entre os efluentes dos Tanques 1 e 2. Diferindo da literatura pesquisada, não foi verificado, a partir dos dados obtidos nesse trabalho, qualquer influência positiva ou negativa da presença de peixes em tanques alimentados com efluente de lagoa de maturação.

5.2.2.3- Nitrogênio

Basicamente, o nitrogênio existente na água residuária que alimenta os tanques de peixes está presente na forma orgânica (solúvel e particulada) e inorgânica (principalmente amônia) as quais são passíveis de inúmeras transformações nesses ambientes (Arceivala, 1981; Metcalf & Eddy, 1991; von Sperling, 1996; Green *et al.*, 1996; Gomés, 1995; Edwards, 1992; King, 1981; Reis, 1999).

Arceivala (1981) define que os principais mecanismos de remoção de nitrogênio em lagoas de estabilização são: (1) volatilização da amônia, (2) assimilação da amônia pelas algas, (3) assimilação dos nitratos pelas algas, (4) nitrificação e a desnitrificação e (5) sedimentação do nitrogênio orgânico particulado.

von Sperling (1996) relata que destes mecanismos, o mais importante é o da volatilização da amônia, ou seja, desprendimento da amônia para a atmosfera através do deslocamento do equilíbrio químico provocado pelo aumento de pH. No meio líquido, amônia apresenta-se conforme a seguinte reação de equilíbrio:



A amônia livre (NH_3) é passível de volatilização, ao passo que o íon amônio não pode ser removido por volatilização. Com a elevação do pH, o equilíbrio da reação se desloca para a esquerda, favorecendo a maior presença de NH_3 . No pH neutro prevalece a forma iônica, aumentando o pH para 9,5 o gás estará presente em torno de 50% e toda a forma amoniacal será gasosa em pH maior que 11 (Reis, 1999).

Arceivala (1981) relata que o processo de volatilização amoniacal tende ser mais importante em lagoas de maturação, as quais, em função da sua profundidade, e mediante a atividade fotossintética ao longo da coluna d'água, usualmente atingem valores de pH bastante elevados. van Haandel e Lettinga (1994) relatam que, adicionalmente, nas lagoas de maturação, a produção e desprendimento de bolhas de oxigênio da fase líquida supersaturada pode acelerar a liberação do NH_3 . Arceivala (1981) menciona que 6 a 12% , em peso seco, do material celular das algas e que as algas preferem assimilar a fase amoniacal antes mesmo do nitrato.

Após ser assimilada, o amônio é convertida em nitrogênio orgânico particulado que passa a fazer parte da células das algas. Uma parte do nitrogênio, contida nas algas, é retirada pelo efluente e outra é assimilada por peixes, que preferencialmente, predem o fitoplâncton. Parte do material celular do fitoplâncton gradativamente acumula-se no sedimento saindo temporariamente dos caminhos da reciclagem. Em tanques piscícola, porcentagem significativa do nitrogênio orgânico do sedimento é rapidamente utilizado pelo consumo por peixes do grupo bentófagos e onívoros, do qual a tilápia faz parte (Matheus, 1993).

O processo de nitrificação, realizado por bactérias em sistemas naturais, é composto de duas etapas sequenciais e que ocorrem simultaneamente: a primeira é a oxidação do NH_4^+ até NO_2^- e a segunda a redução desse último até NO_3^- . A presença de oxigênio dissolvido e um período de incubação, ou seja, Idade do lodo, deve ser acima de 10 dias para ocorrência da nitrificação (Metcalf & Eddy, 1991).

Matheus (1993) explica que a atividade dos peixes no revolver os sedimentos do fundo dos tanques e liberando-os para os estratos aeróbios, aumenta a atividade das bactérias nitrificantes, esse mecanismo seria induzido pela floculação de bactérias em torno destes substratos em suspensão.

Na reciclagem do nitrogênio em viveiros adubados com arraçoamento, o nitrogênio não assimilado na alimentação é excretado pelas fezes das tilápias e outra parte, em forma amoniacal, é excretada através das brânquias e urina (Kubtiza, 2000).

Matheus (1993) relata que os resultados alcançados nos tanques de peixes da Citro-Suco de Matão indicaram que a nitrificação não se desenvolveu com grande intensidade, sendo que o sistema de policultivo foi mais eficiente na remoção de nitrogênio inorgânico pelos menores valores de NH_4^+ , NO_2^- e NO_3^- encontrados, comparando com o afluente. Os valores mais elevados no nitrogênio total efluente aos tanques de peixes podem ser explicados pela maior incorporação de nitrogênio orgânico nas células dos organismos planctônicos.

Os resultados obtidos do nitrogênio no experimento são apresentados em quatro parâmetros estão sintetizados na Tabela 5.9 e expostos nos gráficos *Box-plots* das Figuras 5.19, 5.20, 5.21 e 5.22. As séries de dados das variáveis NH_4^+ , NO_x , NTK total e filtrado conformaram na curva normal, conforme comprovado na Tabela 5.10. Com os parâmetros normalizados prossegue-se com o teste t de Student, Tabela 5.11.

Tabela 5.9 - Dados físico-químicos descritivos

Parâmetros (mg/l) - NH_4 , NO_x , NTK total e filtrado

Parâmetro	N	Mínimo	Máximo	Mediana	Desvio Padrão
NH_4_1	27	1,05	14,90	8,11	3,90
NH_4_2	27	0,54	9,95	5,07	2,75
NH_4_3	27	0,08	9,95	4,42	2,80
NO_x_1	27	3,00	16,80	8,46	3,89
NO_x_2	27	2,00	16,00	9,28	4,36
NO_x_3	27	4,80	21,60	12,45	4,11
NTK_1	27	16,80	33,18	23,58	3,72
NTK_2	26	11,90	25,34	19,69	3,73
NTK_3	27	13,86	24,92	19,70	3,10
NTKf_1	24	8,00	23,80	16,09	4,26
NTKf_2	24	7,00	19,18	12,97	3,56
NTKf_3	24	5,60	16,80	11,76	2,44

Tabela 5.10 - Curtose e Assimetria
Parâmetros - NH₄, NO_x, NTK total e filtrado

Parâmetro	Assimetria	Erro Padrão	Ass./E. Pad.	Curtose	Erro Padrão	Curt./E. Pad.
NH ₄ ₁	-0,17	0,45	-0,38	-0,43	0,87	-0,49
NH ₄ ₂	0,04	0,45	-0,08	-0,70	0,87	-0,81
NH ₄ ₃	0,54	0,45	1,20	-0,51	0,87	-0,59
NO _x ₁	0,77	0,45	1,72	-0,36	0,87	-0,41
NO _x ₂	-0,01	0,45	-0,02	-1,31	0,87	-1,51
NO _x ₃	-0,09	0,45	-0,20	0,08	0,87	0,09
NTK ₁	0,39	0,45	0,87	0,78	0,87	0,89
NTK ₂	-0,43	0,46	-0,95	-0,87	0,89	-0,98
NTK ₃	-0,31	0,45	-0,70	-0,77	0,87	-0,88
NTKf ₁	0,00	0,47	0,01	-0,56	0,92	-0,61
NTKf ₂	0,19	0,47	0,41	-0,89	0,92	-0,97
NTKf ₃	-0,16	0,47	-0,34	0,88	0,92	0,96

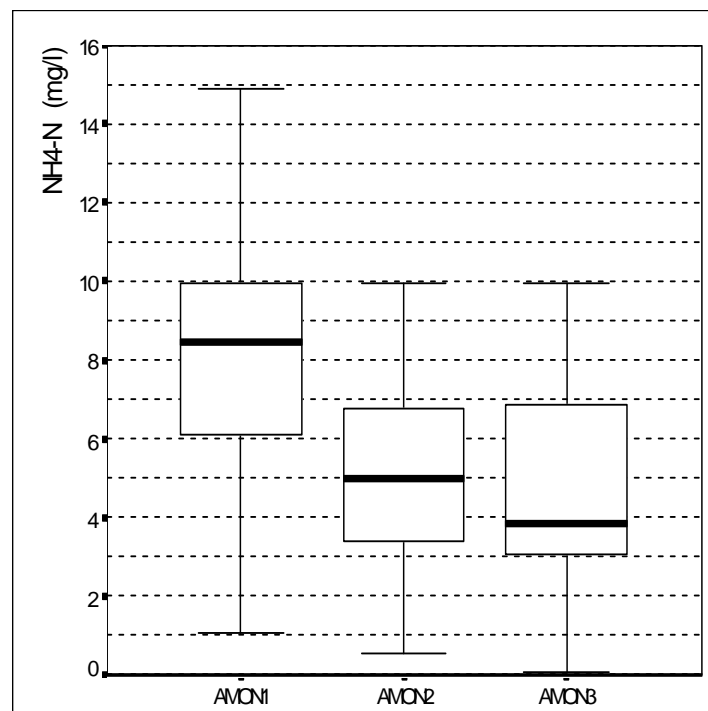


Figura 5.19 - Gráfico *Box-plot* - Nitrogênio Amoniacal

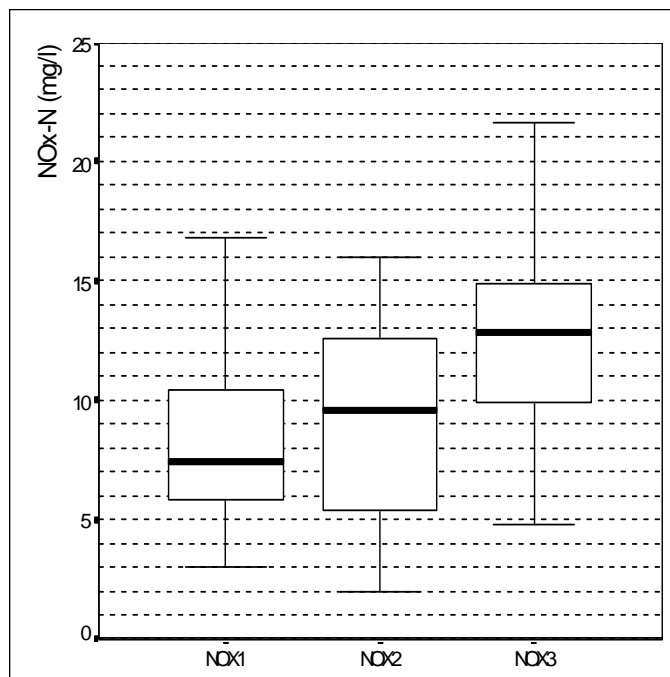


Figura 5.20 - Gráfico *Box-plot* - Nitrogênio nitrificado

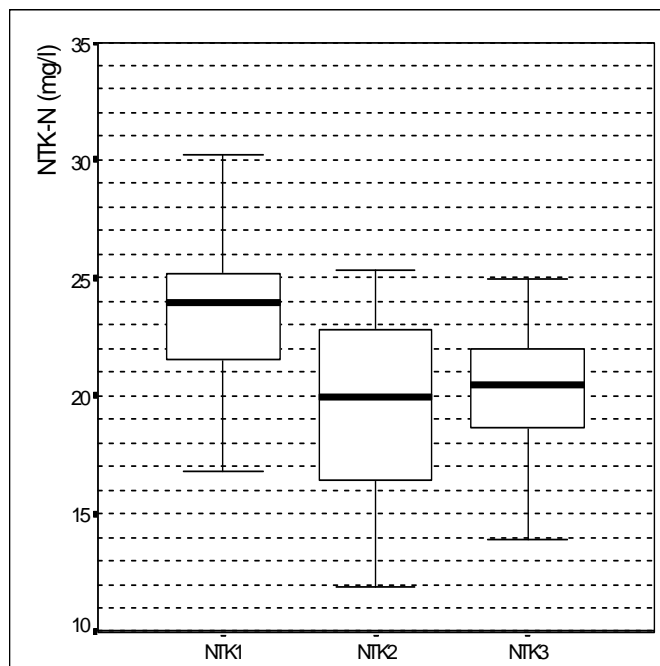


Figura 5.21 - Gráfico *Box-plot* - NTK

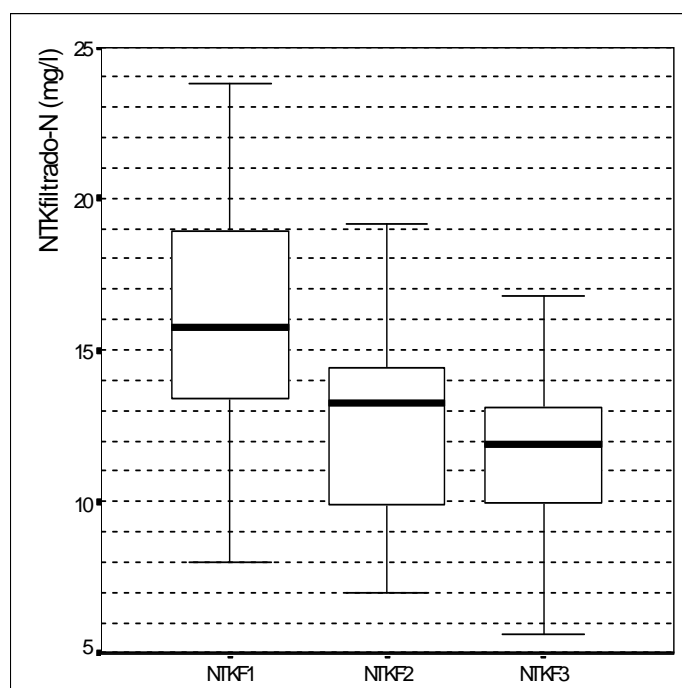


Figura 5.22 - Gráfico *Box-plot* - NTK filtrada

Tabela 5.11 - Resultado do Teste t de Student

Parâmetros - NH₄, NO_x, NTK total e filtrado

Par	Média da Diferença entre as variáveis	Desv. Pad.	Intervalo de Confiança para a Diferença - 95% -		t calculado	Graus de Liberdade (GL)	Significância (bicaudal) - p -
			Inf.	Sup.			
NH ₄ ₂ - NH ₄ ₃	0,64	1,00	0,25	1,04	3,33	26	0,00
NO _x ₂ - NO _x ₃	-3,17	3,77	-4,66	-1,68	-4,37	26	0,00
NTK ₂ - NTK ₃	-0,19	2,28	-1,11	0,73	-0,42	25	0,68
NTKf ₂ - NTKf ₃	1,21	3,21	-0,15	2,56	1,84	23	0,08

Lengenda: Inf- inferior; Sup- superior e Desv. Pad.- desvio padrão

Para as variáveis que caracterizam a concentração de nitrogênio orgânico, NTK total e filtrada, o teste t de Student resultou em aceitar a hipótese nula, ou seja, não existe diferença significativa (5%) entre os efluentes dos Tanques 1 e 2. Confirmando os resultados apontados pelos experimentos relatados por Matheus (1993).

Conforme observado no gráfico da Figura 5.20, os valores de nitrogênio nitrificado efluentes aos Tanques 1 e 2 foram maiores quando comparados ao afluente, indicando a ocorrência de nitrificação em ambos os tanques. Esses resultados diferem daqueles reportados por Matheus (1993), onde não ocorreu o processo de nitrificação, mas pelo que relata o autor o sucedido foi a desnitrificação, verificado pela diminuição dos valores de NO₂⁻

e NO_3^- . Vale ressaltar que os valores de nitrogênio inorgânico relatados por Matheus (1993), em seus experimentos na Citro-Suco de Matão, são muito inferiores aos desse experimento. Matheus (1993) reporta que para a amostra afluyente aos tanques de peixe e o de controle os valores medianos para NO_2 foi de 50 $\mu\text{g/l}$, de 50,5 $\mu\text{g/l}$ para NO_3 e 314,3 $\mu\text{g/l}$ para NH_4^+ .

Na Tabela 5.11 para as variáveis evidenciadas como nitrogênio inorgânico, NH_4 e NO_x , foi rejeitada a hipótese nula e aceita a hipótese alternativa. Portanto, o teste t de Student apontou a existência de diferenças significativas entre os efluentes dos Tanques 1 e 2.

Muito embora, como pode ser observado na Tabela 5.11, essas diferenças são pequenas, do ponto de vista tecnológico, mas vale destacar que houve influência na qualidade das águas residuárias provocado pelos peixes, certificado pelos dados de concentração amoniacal com valores maiores e o nitrogênio nitrificado, ao contrário, com resultados menores à série obtida no Tanque 2 (sem peixe). É possível que o pequeno acréscimo na média das concentrações amoniacal no efluente do Tanque 2 seja atribuído as excreções liberados pelos peixes, conforme é discutido por Kubitzka (2000).

5.2.2.4- Fósforo

O fósforo presente no efluente da lagoa de maturação é composto de fósforo orgânico e por fosfatos, sendo que os últimos quase sempre representam a maioria (von Sperling, 1996).

Arceivala (1981) apresenta os seguintes mecanismos como principais responsáveis pela remoção de fósforo em lagoas de estabilização: (1) a retirada de fósforo orgânico contido nas algas e bactérias através da saída com o efluente final e (2) a precipitação de fosfatos em condições de elevado pH.

O fósforo orgânico compõe parte do material celular das algas, Arceivala (1981) relata que 1,0% do peso seco do fitoplâncton corresponde a fósforo. Portanto, a remoção de fósforo em lagoas de estabilização pela assimilação e saída pelas algas é no máximo 5,0%.

As remoções de fósforo mais significativas podem ocorrer através da precipitação dos fosfatos em condições de pH elevado, acima de 8. O fosfato pode-se precipitar-se na forma de fosfato dicálcio, de formulação química $\text{Ca}_2\text{HPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ e a apatita - $\text{Ca}(\text{OH})_2 \cdot 3\text{Ca}_3\text{PO}_4$. São válidas as mesmas recomendações apontadas para as lagoas de maturação, em que foi ressaltado a vinculação entre esse tipo de lagoa de estabilização e os elevados valores de pH, valendo-se da pequena altura da coluna d'água (von Sperling, 1996) .

O efeito do peixe no ciclo do fósforo em lagoas pode ser mediante aos seguintes mecanismos: (1) pela remoção produzida pela alimentação do fitoplâncton em suspensão ou sedimentado; (2) pela liberação do fósforo inorgânico para a coluna d'água através do hábito de revolver o fundo para se alimentar ou (3) através de suas das excreções - fezes e urina (Starling, 1998; Kubitzka, 2000). Em tanques de cultivos de peixes, além da parcela de fósforo na coluna d'água excretada pelos peixes existe uma outra fração que é proveniente da liberação pelo zooplâncton, este último excreta em torno de 10% de seu conteúdo em fósforo, embora possa ocorrer variações nessa quantidade liberada, que depende da taxa de predação pelos peixes, temperatura do meio e qualidade do alimento ingerido por estes microrganismos (Matheus, 1993).

Matheus (1993) relata que os resultados obtidos em seus experimentos na Citro-Suco de Matão, no estado de São Paulo, demonstraram a ocorrência de valores baixos de fósforo dissolvido (PO_4^{-3}) principalmente nos sistemas de policultivo e monocultivo de tilápia do Nilo, os valores no efluente do Tanque de controle sempre foram mais elevados. Matheus (1993) relata que as concentrações medianas de fósforo afluente foi 975,4 $\mu\text{g/l}$ para o PO_4^{-3} , 2726,4 $\mu\text{g/l}$ para Pt filtrado e 4423 $\mu\text{g/l}$ para Pt total. Portanto, inferiores aos resultados alcançados nesse experimento, comparado com as concentrações do efluente da Lagoa de Polimento Final do módulo II da ETE Samambaia.

Os resultados alcançados para a série do fósforo nesse experimento são apresentados sob a forma de três parâmetros - PO_4^{-3} , Pt e Pt filtrado - e estão sintetizados na Tabela 5.12 e expostos nos gráficos *Box-plots* das Figuras 5.23, 5.24 e 5.25.

Tabela 5.12 - Dados físico-químicos descritivos

Parâmetros (mg/l) - Pt, Pt filtrado e PO_4^{-3}

Parâmetro	N	Mínimo	Máximo	Mediana	Desvio Padrão
PO_4_1	27	5,00	9,30	7,55	1,10
PO_4_2	27	5,60	9,50	7,96	0,87
PO_4_3	27	3,70	9,00	7,23	1,18
Pt_1	27	8,20	11,00	9,84	0,78
Pt_2	27	8,20	11,80	10,00	0,82
Pt_3	27	7,60	11,80	10,20	1,02
Ptf_1	24	5,00	9,20	7,78	1,01
Ptf_2	24	5,60	10,60	8,33	0,98
Ptf_3	24	6,60	9,60	7,97	0,96
$\text{Log}(\text{Ptf}_1)$	24	0,70	0,96	0,89	0,06
$\text{Log}(\text{Ptf}_2)$	24	0,75	1,03	0,92	0,05
$\text{Log}(\text{Ptf}_3)$	24	0,82	0,98	0,90	0,05
$\text{Log}(\text{PO}_4_1)$	27	0,70	0,97	0,87	0,07
$\text{Log}(\text{PO}_4_2)$	27	0,75	0,98	0,90	0,05
$\text{Log}(\text{PO}_4_3)$	27	0,57	0,95	0,85	0,08

Das três séries de dados, somente o fósforo total (Pt) apresentou resultados conforme a distribuição normal de probabilidade, Tabela 5.13, para as demais tanto os escores brutos quanto a transformação logarítmica não conformaram-se na distribuição de Moivre.

Tabela 5.13 - Curtose e Assimetria
Parâmetros - Pt, Pt filtrado e PO4

Parâmetro	Assimetria	Erro Padrão	Ass./E. Pad.	Curtose	Erro Padrão	Curt./E. Pad.
PO4 ₁	-0,58	0,45	-1,30	0,17	0,87	0,20
PO4 ₂	-0,62	0,45	-1,38	0,93	0,87	1,07
PO4 ₃	-1,26	0,45	-2,82	2,06	0,87	2,36
Pt ₁	-0,40	0,45	-0,90	-0,39	0,87	-0,44
Pt ₂	-0,14	0,45	-0,32	0,07	0,87	0,08
Pt ₃	-0,88	0,45	-1,97	0,59	0,87	0,68
Ptf ₁	-0,65	0,47	-1,38	0,95	0,92	1,04
Ptf ₂	-0,29	0,47	-0,61	2,49	0,92	2,71
Ptf ₃	0,21	0,47	0,45	-1,09	0,92	-1,18
Log(Ptf ₁)	-1,19	0,47	-2,52	2,78	0,92	3,02
Log(Ptf ₂)	-1,03	0,47	-2,18	3,90	0,92	4,25
Log(Ptf ₃)	0,05	0,47	0,11	-1,13	0,92	-1,23
Log(PO4 ₁)	-0,99	0,45	-2,21	0,94	0,87	1,07
Log(PO4 ₁)	-1,04	0,45	-2,31	1,96	0,87	2,25
Log(PO4 ₁)	-1,92	0,45	-4,29	4,69	0,87	5,38

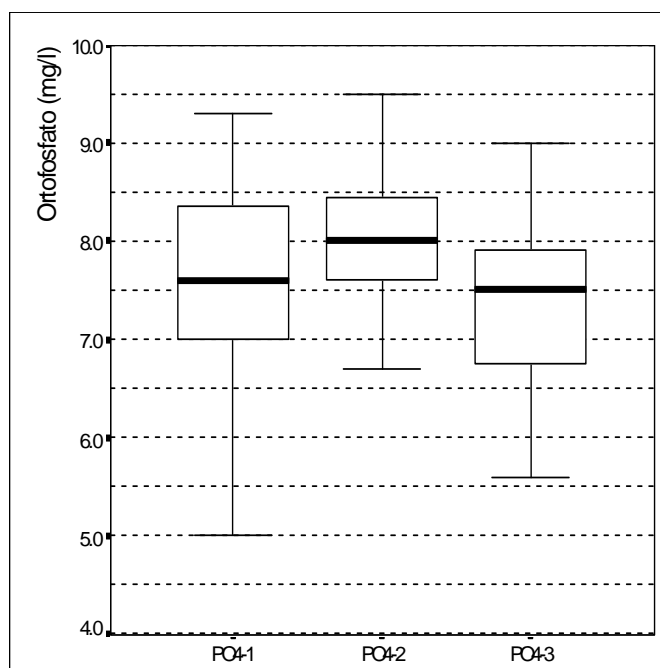


Figura 5.23 - Gráfico *Box-plot* - PO₄⁻³

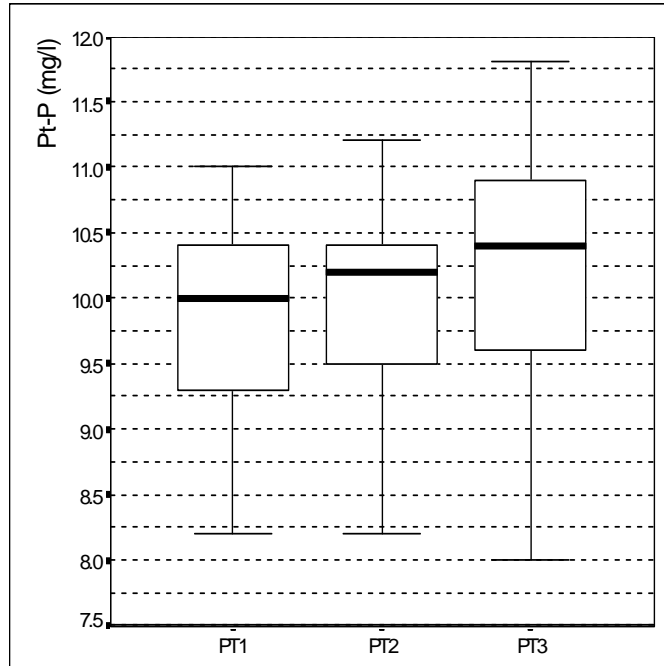


Figura 5.24 - Gráfico *Box-plot* - Pt total

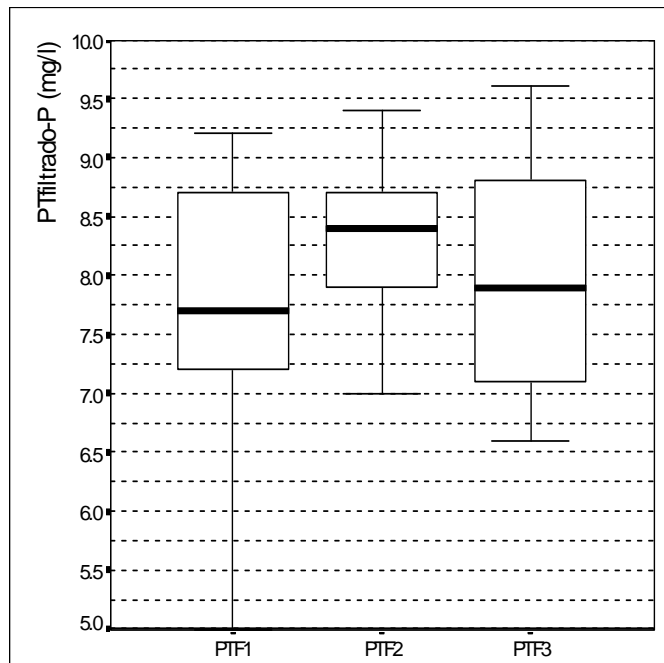


Figura 5.25 - Gráfico *Box-plot* - Pt filtrada

Para as variáveis consideradas normais, amostras efluente Tanque 1 e 2, procedeu-se efetuando o teste paramétrico t de Student, Tabela 5.14, o resultado do teste foi significativo para igualdade entre as amostras, portanto a hipótese nula foi aceita e indica que não existe diferença entre essas amostras. Portanto, a presença de peixes não interfere na concentração de Fósforo total, confirmando os resultados da literatura pesquisada (Matheus, 1993).

Tabela 5.14 - Resultado do Teste t de Student

Par	Média da Diferença entre as variáveis	Desv. Pad.	Intervalo de		t calculado	Graus de Liberdade (GL)	Significância (bicaudal) - p -
			Confiança para a Diferença - 95% -				
			Inf.	Sup.			
Pt ₂ -Pt ₃	-0,20	0,86	-0,54	0,14	-1,21	26	0,24

Lengenda: Inf- inferior; Sup- superior e Desv. Pad.- desvio padrão

As séries de dados relativas às concentrações de fósforo total filtrado e ortofosfato foram verificadas conforme o teste não paramétrico de Mann-Whitney, os resultados estão demonstrados na Tabela 5.15.

Para a concentração de fosfato, pelo resultado do teste, rejeita-se a hipótese nula e a hipótese alternativa é aceita, indicando que, estatisticamente com nível de significância de 5%, a concentração do efluente do Tanque 1 (com peixes) é superior. Ainda que a diferença entre os valores seja pequena, 0,5 mg/l entre as medianas das concentrações do efluente dos Tanques 1 e 2, do ponto de vista tecnológico, é importante destacar, como já tem sido evidenciado na literatura (Starling, 1998), a influência negativa de peixes (tilápia) na liberação do fósforo inorgânico.

O teste de Mann-Whitney para o fósforo total filtrado indicou a nulidade como hipótese aceita, apontando para uma igualdade entre os resultados das concentrações de Pt filtrado para os efluentes dos Tanques 1 e 2. Esses resultados confirmam os mesmos relatado por Matheus (1993).

Tabela 5.15 - Resultado do Teste Mann-Whitney

Par	Parâmetros - PO ₄ ⁻³ e Pt filtrado						p
	N1	N2	R1	R2	U	Z(U)	
PO ₄ ₂ -PO ₄ ₃	27	27	885,00	600,00	222,00	2,47	0,01
Ptf ₂ -Ptf ₃	27	27	675,50	809,50	297,50	1,16	0,25

5.2.2.5- Clorofila-a e Sólidos em Suspensão Totais

Reed *et al.* (1979) comentando o experimento de Henderson (1979), relata que, provavelmente a grande influência de peixes na qualidade da água foi a remoção adicional de Sólidos Totais em Suspensão.

Henderson (1979) relata que a presença de peixes fitoplanctófagos manteve a concentração mediana de SST em torno de 17 mg/l, valor de duas a três vezes menor que o usual em lagoas de estabilização sem peixe.

As experiências americanas com o uso de peixes em lagoas de estabilização em série sempre foram orientadas no sentido de conseguir o resultado de concentração de SST menor que 30 mg/l, valor preconizado pela USEPA para efluente secundário (Edwards, 1992).

Matheus (1993) reporta que nos tanques experimentais de cultivo de peixes na Citrosuco, mesmo no policultivo, não ocorreu diminuição significativa de algas. Resultados sobre a quantidade de clorofila-a revelaram diferenças pouco acentuadas entre os tanques. Aparentemente, o tanque utilizado como controle apresentou concentrações menores de clorofila-a, principalmente no início de cultivo. Os resultados demonstraram um aumento de produção de algas com a presença de peixes. Entretanto, em todos os tanques, a concentração apresentou grande oscilações durante o período de estudo. Estas flutuações podem ser atribuídas às seguintes causas: (1) alta taxa de síntese de clorofila-a para compensar o grande decréscimo na intensidade luminosa nas primeiras camadas da zona eufótica; (2) migração vertical de pequenos fitoflagelados da zona eufótica para afótica (ritmos endógenos); (3) decréscimo da biomassa de algas devido à pressão pela predação pelo zooplâncton e/ou peixes e (4) movimento da água controlado pela hidrodinâmica (movimento convectivo) do sistema, causando uma variação na distribuição vertical de células, principalmente as não flageladas e favorecendo o deslocamento em direção às camadas de maior concentração de nutrientes.

Os resultados sintetizados desse experimento estão na Tabela 5.16.

Tabela 5.16 - Dados físico-químicos descritivos
Parâmetros - Clorofila-a ($\mu\text{g/l}$) e SST (mg/l)

Parâmetro	N	Mínimo	Máximo	Mediana	Desvio Padrão
Cl-a ₁	26	1456	3488	2622,88	535,77
Cl-a ₂	26	873	3696	2233,23	841,52
Cl-a ₃	25	1443	3760	2760,92	606,00
SST ₁	27	96	188	130,52	22,94
SST ₂	27	67	185	116,74	27,47
SST ₃	26	80	185	134,50	23,87

Os valores alcançados para Clorofila-a e SST estão demonstrados graficamente nas Figuras 5.26 e 5.27.

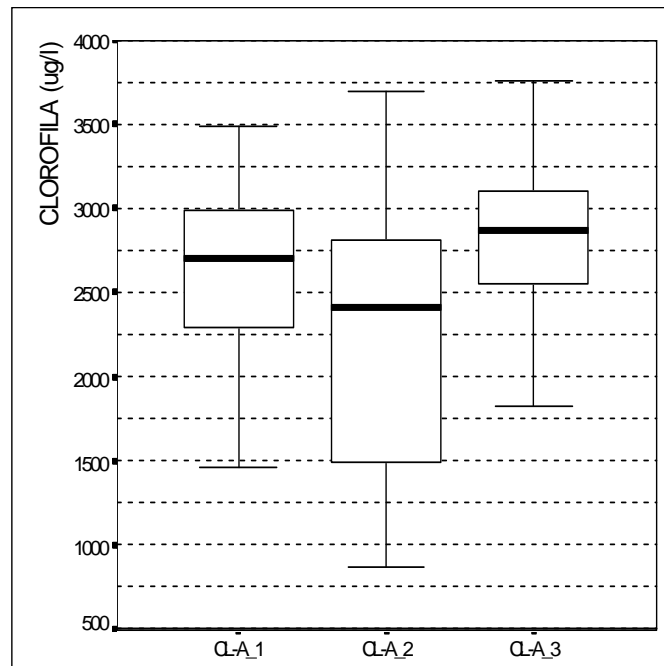


Figura 5.26 - Gráfico *Box-plot* - Clorofila-a

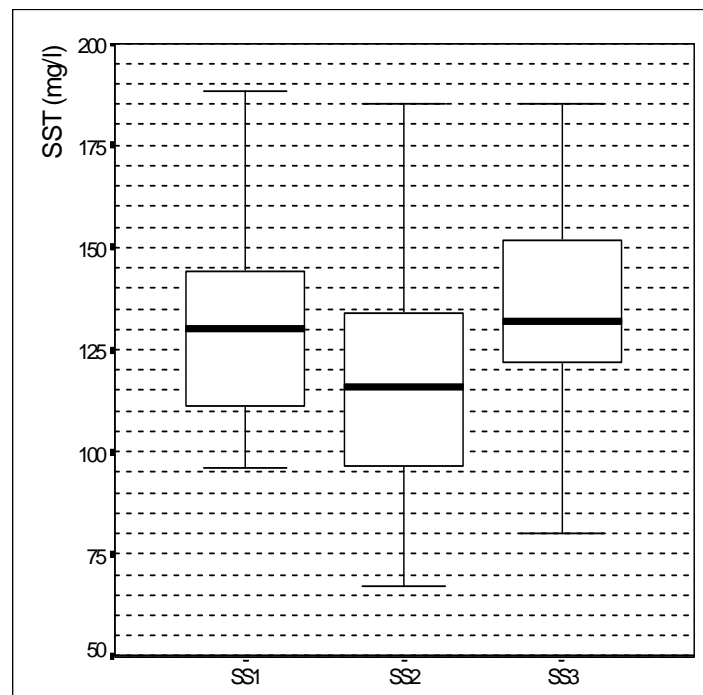


Figura 5.27 - Gráfico *Box-plot* - SST

As concentrações de Clorofila-a apresentaram grandes variações, principalmente, os dados referente a amostra efluente ao Tanque 2 (com peixes), como relatado na literatura pesquisada.

O resultado do teste de normalidade, Tabela 5.17, indicou que todas as concentrações referente aos dois parâmetros Clorofila-a e SST possuem a conformidade com a curva normal.

Tabela 5.17 - Curtose e Assimetria
Parâmetros - Clorofila-a e SST

Parâmetro	Assimetria	Erro Padrão	Ass./E. Pad.	Curtose	Erro Padrão	Curt./E. Pad.
Cl-a ₁	-0,53	0,46	-1,16	-0,31	0,89	-0,35
Cl-a ₂	-0,27	0,46	-0,59	-0,90	0,89	-1,01
Cl-a ₃	-0,84	0,46	-1,81	0,52	0,90	0,57
SST ₁	0,55	0,45	1,24	-0,08	0,87	-0,10
SST ₂	0,42	0,45	0,94	0,17	0,87	0,20
SST ₃	0,10	0,46	0,22	0,24	0,89	0,27

O resultado do teste de t de Student para as concentrações referentes as amostras efluentes do Tanque 1 e do 2 estão demonstrada na Tabela 5.18.

Tabela 5.18 - Resultado do Teste t de Student
Parâmetros - Clorofila-a e SST

Par	Média da Diferença entre as variáveis	Desv. Pad.	Intervalo de Confiança para a Diferença - 95% -		t calculado	Graus de Liberdade (GL)	Significância (bicaudal) - p -
			Inf.	Sup.			
Cl-a ₂ -Cl-a ₃	-533,08	651,07	-801,83	-264,33	-4,09	24	0,00
SST ₂ -SST ₃	-17,73	25,96	-28,22	-7,24	-3,48	25	0,00

Lengenda: Inf- inferior; Sup- superior e Desv. Pad.- desvio padrão

O teste t de Student revelou a rejeição da hipótese nula e a aceitação da hipótese alternativa. Esses resultados indicam que a presença de peixes exerce influências positivas na qualidade da água para estes dois parâmetros, ou seja o hábito alimentar dos peixes fez com houvesse uma tendência na remoção de Clorofila-a e de SST.

Os resultados de SST e Clorofila-a reforçam a característica filtradores de peixes, conforme relatados na literatura pesquisada. A Clorofila-a, especialmente, contraria aos relatos de Matheus (1993), que reporta uma tendência ao acréscimo na produção de algas em tanques cultivados com peixes.

Esses resultados, devem ser destacados, do ponto de vista tecnológico, pois a remoção adicional provocado pela presença de peixes no Tanque 1 foi de 12% para Sólidos Totais em Suspensão e 15% de Clorofila-a, principalmente porque essa melhora na qualidade da água não teve nenhum custo operacional.

5.2.2.6- Coliformes Total e Fecal

Mara e Cairncross (1989) relatam que pesquisas na área de reúso de água em piscicultura devem sempre estabelecer como objetivo principal encontrar qual é o índice máximo de contaminação de bactérias nas águas residuárias, que não prejudique a qualidade sanitária do pescado. O valor de 10^3 NMP/100 ml para coliformes fecal no interior dos tanques de peixes é o estabelecido como interino ou tentativa, de modo que o efluente aos tanques de cultivo pode ter no máximo 10^4 NMP/100 ml. Mara e Cairncross (1989) relatam que em tanques de peixes pode ocorrer remoção de uma ou mais unidades logarítmica, dependendo da temperatura e do tempo de detenção hidráulico.

Moscoso (1998) reporta como principal conclusão de seus estudos: é poder afirmar que o tratamento de águas residuárias em lagoas de estabilização é apropriado para obter um efluente com níveis de coliformes fecais menores que 10^5 NMP/100 ml e esse limite é o estabelecido para produzir peixes aptos para o consumo humano direto.

Strauss (1985) revisou a literatura de sobrevivência de organismos patogênicos em peixes e relatou que a invasão do músculo dos peixes por bactérias ocorre quando o mesmo é cultivado em tanques que possuem concentrações superiores a 10^4 NMP/100 ml para coliformes fecal e 10^5 NMP/100 ml para salmonelas; e, ainda, mesmo que o nível de contaminação na água reusada for baixo, certamente no trato intestinal e no líquido intraperitônio do peixe conterà presença de bactérias.

Balasubramanian *et al.* (1991) relata que no reúso direto a presença maior ou menor de bactérias em peixe, dependerá do hábito alimentar desse último. Assim, o conteúdo do trato intestinal de tilápia contém níveis similares de coliformes, salmonelas e estreptococcus, pela disposição voraz desse peixe em alimentar-se de matéria orgânica. Enquanto na carpa prateada a carga patogênica maior se encontra nas guelras, ocorrido pela predisposição de filtrar organismos microscópios desse peixe.

Quanto ao hábito alimentar da tilápia, em estudos mais recentes, a hipótese que tem explicado o porque desse peixe conseguir alimentar-se de corpúsculos menores do que o seu dispositivo de seleção do tamanho da partícula, recai sobre a capacidade que o mesmo tem em produzir uma secreção mucosa, carregada eletricamente negativa, com a qualidade de exercer o papel de um coagulante. Estudos histológicos da cavidade bucofaríngea da tilápia mostra que suas guelras produzem esse muco, o qual é excretado sobre o

organismos causando a floculação (aumento do diâmetro da partícula) para após ser ingerido pelo peixe (Balasubramanian *et al.*,1991; Kubitzka, 2000).

Portanto, na literatura consultada é evidente a indicação da capacidade de remoção de bactérias pelos peixes, principalmente pelo mecanismo da alimentação. Então as bactérias podem estar no trato intestinal o que reforça a tese de que o pescado deve ser manipulado com muito cuidado no momento do preparo e que não se recomenda o consumo desse alimento de forma crua, como é hábito alimentar no oriente.

Os resultados dos dados microbiológicos desse experimento estão, sinteticamente, Tabela 5.19. Os gráficos ilustrativos da distribuição de cada sequência de dados estão demonstrados nas Figura 5.28 e 5.29.

Tabela 5.19 - Dados microbiológicos descritivos
Parâmetro (NMP/100 ml) - Coliformes Total e Fecal

Parâmetro	N	Mínimo	Máximo	Mediana	Desvio Padrão
CF ₁	12	0.00E+00	6.30E+02	2.03E+02	2.08E+02
CF ₂	11	0.00E+00	2.70E+04	3.37E+03	8.29E+03
CF ₃	12	0.00E+00	8.60E+02	1.44E+02	2.37E+02
CT ₁	10	5.10E+01	2.42E+05	3.78E+04	7.37E+04
CT ₂	9	0.00E+00	2.75E+04	4.51E+03	9.26E+03
CT ₃	9	2.34E+02	2.42E+05	7.97E+04	1.12E+05

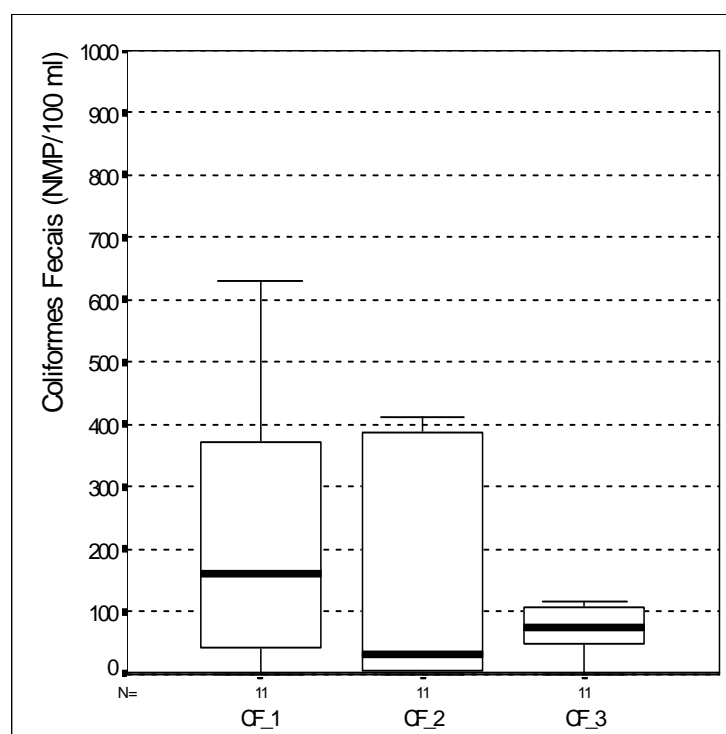


Figura 5.28 - Gráfico *Box-plot* - Coliformes Fecais

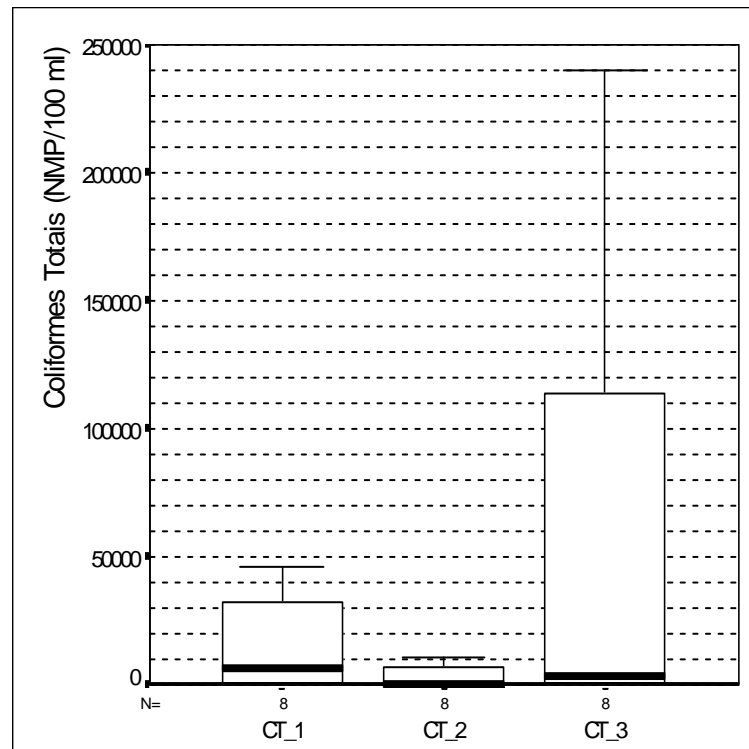


Figura 5.29 - Gráfico *Box-plot* - Coliformes Totais

As concentrações de Coliformes fecais apresentaram resultados baixos, principalmente, na amostra afluente, confirmando os valores alcançados durante esses últimos quatro anos de operação da ETE Samambaia. A frequência dos resultados menor que 10^5 ou 10^4 é de 100%, conforme gráficos na Figura 5.28 e 5.29.

O resultado do teste de normalidade, Tabela 5.20, indicou que quase todas as concentrações referente aos dois parâmetros não possuem a conformidade com a curva normal, exceção feita a coliformes fecais na entrada dos tanques e coliformes totais efluente ao Tanque 2. Para estes dados a transformação logarítmica não é indicada, pelo motivo da série conter zero como valor (Ayres *et al.*, 2000). Portanto, prosseguiu-se efetuando o teste não paramétrico para comparar médias de duas amostras independentes, Tabela 5.21.

Tabela 5.20 - Curtose e Assimetria
Parâmetro - Coliformes Total e Fecal

Parâmetro	Assimetria	Erro Padrão	Ass./E. Pad.	Curtose	Erro Padrão	Curt./E. Pad.
CF ₁	0,77	0,64	1,21	-0,45	1,23	-0,37
CF ₂	2,80	0,66	4,24	8,02	1,28	6,27
CF ₃	2,95	0,64	4,63	9,18	1,23	7,45
CT ₁	2,86	0,69	4,17	8,55	1,33	6,41
CT ₂	2,39	0,72	3,34	5,75	1,40	4,11
CT ₃	0,88	0,72	1,22	-1,54	1,40	-1,10

Tabela 5.21 - Resultado do Teste Mann-Whitney
Parâmetros - Coliformes Fecais e Totais

Par	N1	N2	R1	R2	U	Z(U)	p
CF ₂ - CF ₃	11	11	125	128	59	0,10	0,92
CT ₂ - CT ₃	8	8	50,5	85,5	14,5	1,84	0,07

O teste de Mann-Whitney para Coliformes Fecais e Totais indicou a aceitação da hipótese nula, ou seja, não existe diferenças significativas (5%) para essas concentrações.

Portanto, nesse experimento os peixes não atuaram no sentido de diminuir as concentrações microbiológicas analisadas, contrariando a literatura consultada. Mas, vale destacar que os resultados de concentração afluentes foram bem inferiores àqueles indicados, como valores interinos, para reúso de água em piscicultura.

5.2.3- Parâmetros Piscicultura

Conforme descrito na metodologia, durante o experimento todos os peixes foram pesados e medidos no início do peixamento e no final. Esse processo foi repetido a cada 30 dias, onde foi efetuado a amostragem de 15 a 25% do total e, novamente, foi feito o exame biométrico nessa parcela coletada.

Os trabalhos que atentam para a produção de pescado utilizando o reúso da água de efluente de lagoa de estabilização em série (El-Gohary *et al.*, 1995; Matheus e Barbieri, 1991; Matheus, 1993; Moscoso *et al.*, 1992^b; Moscoso, 1998) sempre avaliam as características da piscicultura abordando os seguintes parâmetros: (1) o índice de sobrevivência ou mortandade; (2) o crescimento longitudinal e mássico; (3) a produtividade líquida e (4) a qualidade sanitária do produto final. Lembrando que esses mesmos parâmetros são utilizados na piscicultura convencional (Kubitza, 2000).

No presente trabalho, também foi adotado a avaliação piscícola segundo a literatura consultada, com exceção da produtividade líquida, que não foi calculada porque ocorreu um alto índice de mortandade, sendo que a biomassa final foi menor do que a inicialmente estocada.

5.2.3.1- Sobrevivência

Matheus (1993) relata que em cultivos intensivos tradicionais ou do tipo viveiros adubados a inibição do crescimento de peixes é atribuída a degradação anaeróbia do sedimento. No caso da fermentação, mais específico na produção de amônio, além de acarretar baixo rendimento, paralelamente, causa também a morte dos organismos cultivados.

A forma catiônica (NH_4^+) não pode penetrar passivamente através da membrana celular pois é impedida por processos bioquímicos no interior da célula e por este motivo não é tóxica para peixes. Ao contrário, amônia livre ou não ionizada (NH_3) pode facilmente difundir-se através das membranas das brânquias devido à sua elevada solubilidade nos lipídios e a falta de cargas elétricas, constituindo assim, um poderoso veneno para os peixes (Thurston *et al.*, 1981 *apud* Matheus, 1993).

A toxicidade da amônia para organismos aquáticos como algas, zooplâncton e peixes, é um fenômeno universal que tem sido amplamente descrito na literatura (Buras *et al.*, 1987; Edwards, 1992; El-Gohary *et al.*, 1995; Gómez *et al.*, 1995; Kubitzka, 2000; Mara, 1993; Matheus, 1993; Moscoso, 1999; Reis *et al.*, 1999). A ação tóxica do veneno se traduz em alterações necróticas nos órgãos diretamente expostos como brânquias e intestino, como as descritas no trabalho realizado por El-Gohary *et al.* (1995).

Experimentos têm demonstrado que peixes herbívoros apresentam maiores tolerância à amônia bem como à elevada densidade de estocagem e a altas concentrações de produtos primários do metabolismo do nitrogênio. Já as tilápias de um modo geral, possuem a capacidade de aclimação a níveis mais elevados de amônia, comparando com as carpas prateadas (Thurston *et al.* 1981 *apud* Matheus, 1993).

Buras *et al.* (1986) reporta que o valor máximo da concentração de amônio para carpa prateada é de 4 mg/l e o dobro para a tilápia do Nilo. A dosagem letal do gás amônia é 0,45 mg/l para a tilápia e 0,3 mg/l para a carpa prateada.

El-Gohary *et al.* (1995) relata que no seu período experimental o nitrogênio amoniacal variou de 0 a 7,3 mg/l, com a concentração média em trono de 2,7 mg/l e a amônia correspondente igual a 0,41 mg/l. Os 20 exemplares de carpa prateada não resistiram a nove dias nesse ambiente e morreram todos, os peixes examinados apresentaram característica de morte por doença conhecida como Hidropisia Infecciosa de Carpa. As 20 unidades de tilápia do Nilo estocadas sobreviveram até o final do período do ensaio.

Moscoso *et al.* (1992^b) relatam que a sobrevivência de tilápia variaram de 33,8 a 100% com a correspondente concentração de amônio alimentado ao tanques de peixes variando entre 0,02 a 1,08 mg/l. Moscoso (1999) indica que, segundo suas experiências, a dosagem máxima de amônio alimentada aos tanques de peixes não deve ultrapassar a 12 mg/l para não causar grande índice de mortandade da espécie tilápia do Nilo.

Matheus (1993) relata que em todos os peixamentos em que foi efetuado as monoculturas de carpa prateada e de carpa comum ocorreram a total mortandade dos exemplares até o quarto mês de cultivo. A razão disso não é atribuído à amônia, porque as concentrações de amônio para o efluente de lagoa de estabilização tratando esgoto industrial de processamento de frutas cítricas possuem valores extremamente pequenos

para o nitrogênio amoniacal, variando de 0,01 a 0,5 mg/l. A causa das mortes é atribuída a ausência de oxigênio dissolvido nos tanques no período noturno.

No presente experimento os valores de amônio variaram em patamar bem superior aos valores de todos os trabalhos publicados e consultados. Com o intuito de verificar a possível correlação entre morte de peixe e a dosagem do nitrogênio amoniacal, foi feito, paralelamente ao monitoramento da fase líquida uma coleta simples e diária às 12:00 h. e analisado a concentração de amônio da superfície dos Tanques 1 e 2. Esse procedimento foi iniciado, conforme descrito na metodologia, a partir do dia 16 de agosto e o gráfico da Figura 5.30 representa a variação da concentração amoniacal para a coleta de superfície (20 cm de profundidade) para os dois tanques.

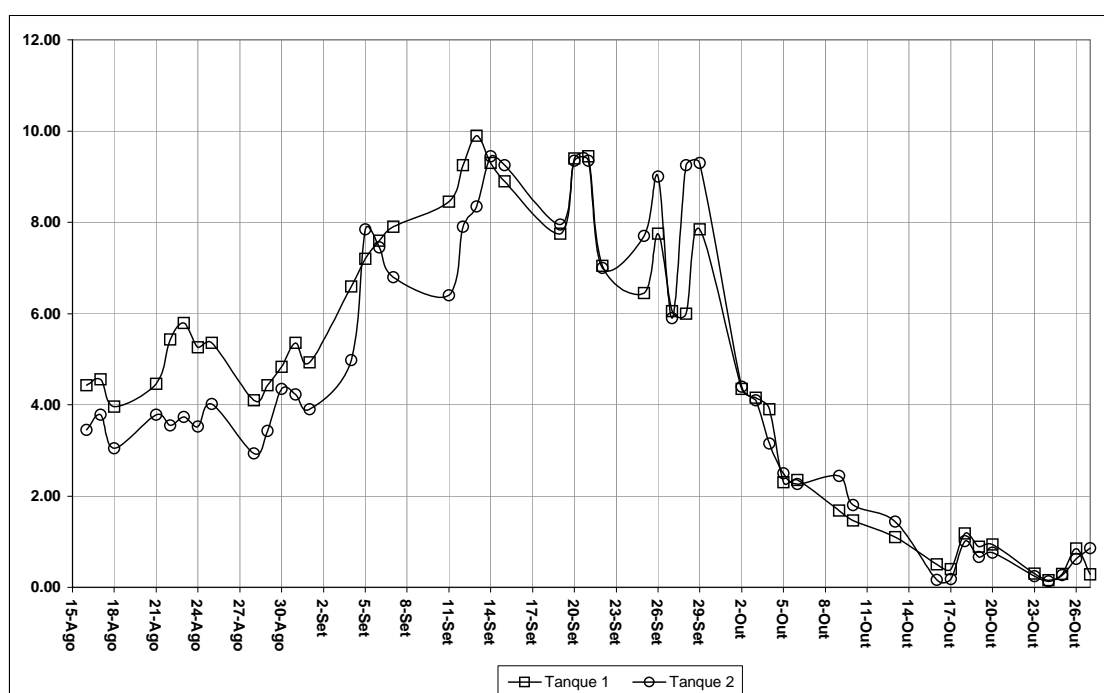


Figura 5.30 - Variação da Concentração Amoniacal
Amostras de superfície - Tanque 1 (com peixes) e 2 (controle)

Legitimando os relatos da bibliografia consultada, no presente trabalho, ocorreu a total mortandade dos exemplares de carpa prateada estocados nos tanques-redes. Dos 14 exemplares inicialmente estocados 12 morreram nos primeiros 25 dias do experimento, os dois últimos exemplares escaparam dos tanques-redes e ficaram soltos no Tanque 1, foram reconhecidos e medidos (biometria) na terceira despesca (setembro/2000) e vieram a morrer no início de outubro. A sobrevivência desses dois exemplares durante todo esse período onde a concentração de amônio foi superior a 4 mg/l é intrigante. Starling (2000) conjectura que a limitação imposta pelo tanque-rede em relação a capacidade do peixe em refugiar-se no fundo do tanque em caso de qualquer ameaça é um fator agravante, pois a

volatilização da amônia (NH_3) ocorre na superfície, especificamente no filme da superfície da coluna d'água com o ar.

O gráfico da Figura 5.31 demonstra a evolução diária e acumulada das mortes dos peixes da espécie carpa prateada. A Figura 5.32 demonstra a mesma evolução para os exemplares de tilápia do Nilo.

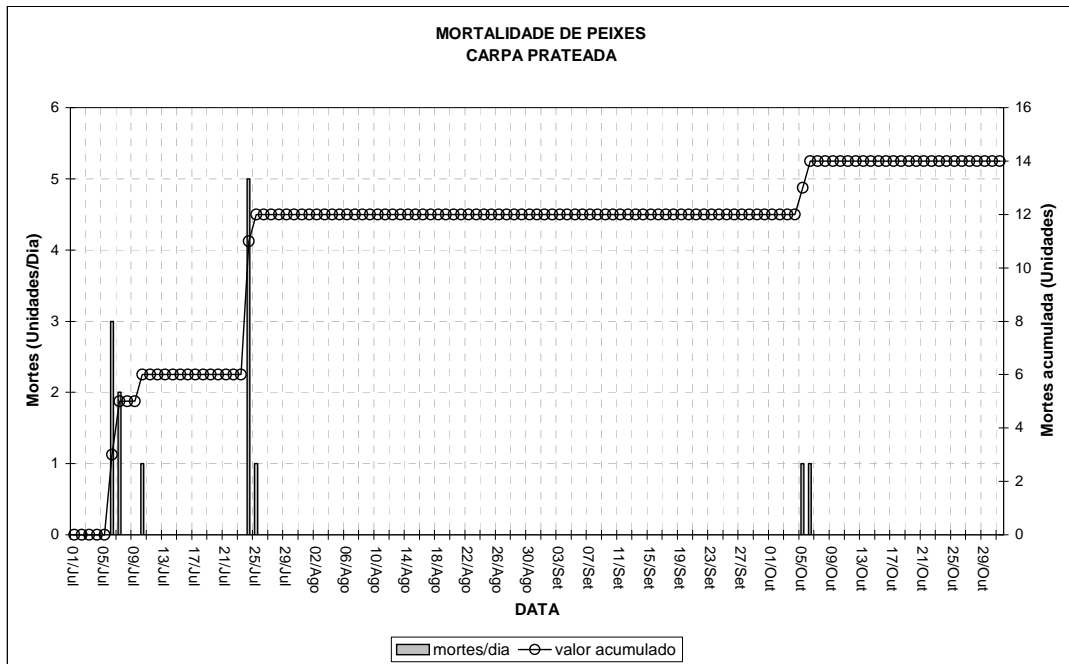


Figura 5.31 - Evolução das Mortes de carpas prateada (diária e acumulado)

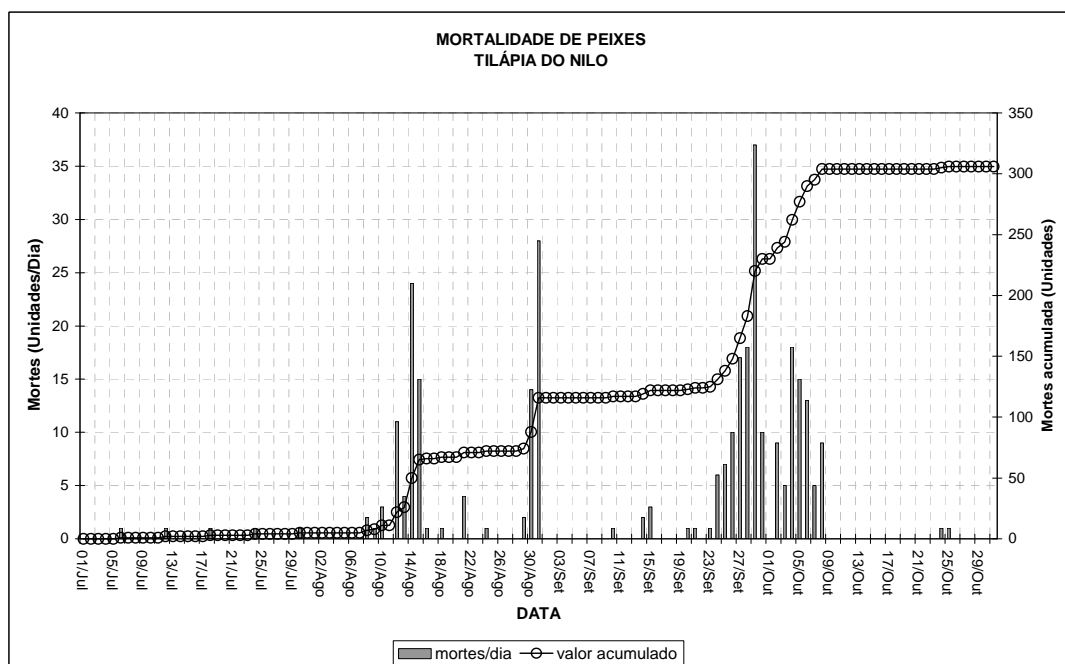


Figura 5.32 - Evolução das Mortes de tilápias do Nilo (diária e acumulado)

Todas as carpas prateadas que foram recolhidas na superfície dos tanques-redes manifestaram em seus corpos as mesmas características descritas por El-Gohary *et al.*(1995), ou seja apresentaram muco esbranquiçado nas brânquias e necroses pelo corpo todo, especialmente na região dorsoventral. O que permite concluir, que para a carpa prateada, a Hidropisia Infecciosa tenha sido a *causa mortis*.

No caso do cultivo de tilápia nilótica, neste experimento, como no caso das carpas, foi efetuado o recolhimento dos peixes a cada momento em que eles vinham a tona. Em todos os exemplares mortos foi evidenciado a presença do muco esbranquiçado na brânquia semelhante à carpa prateada, e não foi observado necroses no corpo desses peixes. Ao final do experimento foi totalizado 306 peixes mortos e recolhidos.

Comparando-se os gráficos das Figuras 5.30 e 5.32, é evidenciado que a partir do momento em que a concentração de amônio atingiu 4 mg/l foi iniciado o processo de envenenamento e quando atingiu o valor de 8 mg/l houve a maior mortandade por dia, chegando esse valor a 35 exemplares em um só dia. Esse resultado tende a comprovar o valor limite indicado por Buras *et al.* (1987) para tilápia, como sendo 8 mg/l.

Nesse trabalho foi observado a presença de pássaros predadores de peixes, como nos relatados por Azevedo *et al.* (1993), Matheus (1993) e Moscoso *et al.* (1992^b).

Os pássaros predadores de peixes observados durante o experimento foram os seguintes: garça branca (*Egretta thula*), martim-pescador (*Ceryle torquata*) e biguá (*Phalacrocorax olivaceus*). Certamente, os rendimentos e as porcentagens de sobrevivência foram também influenciados pela predação por estes pássaros. No presente trabalho a predação de peixes foi responsável pelo consumo de 261 exemplares, ou seja, 2,2 peixes em média por dia.

Portanto, no presente trabalho o índice de sobrevivência alcançado para tilápia foi de 14%, valor inferior a todos os trabalhos consultados da literatura. Esse índice demonstra que as condições ambientais impostas aos peixes no Tanque 1 durante o período experimental foram extremamente severas, e que a concentração amoniacal foi um dos fatores mais agravante nestas circunstâncias. Conforme pode ser verificado pelo monitoramento da fase líquida, demonstrado na Tabela 5.9 e na Figura 5.19, a concentração na amostra afluente de NH_4^+ variou entre 1,05 a 14,90 mg/l e a mediana foi de 8,11 mg/l, ou seja, durante 50% das vezes a dosagem desse composto foi superior ao limite recomendado por Buras *et al.* (1987).

5.2.3.2- Crescimento

Matheus (1993) relata que a análise quantitativa aplicada à piscicultura intensiva visa a obtenção de resultados fundamentados em modelos matemáticos.

No presente trabalho foi aplicado três destas metodologias relatadas na literatura consultada. A análise do crescimento foi efetuada utilizando: a relação peso/comprimento (Matheus, 1986; Matheus, 1993), equação proposta por Wrigley *et al.* (1988 *apud* El-Gohary *et al.*, 1995) e a fórmula de crescimento linear (Moscoso, 1992^b).

Matheus (1993) relata que o crescimento de qualquer animal é influenciado por fatores endógenos e exógenos durante o seu desenvolvimento, desde o embrião até a senilidade. Afirma também, que dentre estes fatores, o suprimento de alimento é o mais importante porque somente quando o alimento disponível é suficiente, o peixe pode atingir seu tamanho máximo dependendo das condições ambientais. Fatores como temperatura, densidade e abundância de espécies competidoras, geralmente atuam indiretamente através de seu efeito sobre o suprimento alimentar.

Kubitza (2000) relata que a produção de peixes utilizando viveiros adubados é sempre a mais utilizada, principalmente pelo fato de minimizar ou até anular o custo com ração complementar. O alimento natural é, invariavelmente, de alto valor nutritivo (Tabela 5.22) e pode contribuir exclusivamente com o suprimento de proteína, energia e vitaminas.

Tabela 5.22 - Composição média em termos de proteína bruta, extrato etéreo, matéria mineral e energia do alimento natural dos peixes em viveiros adubados.

Tipo de Organismos	Percentual com base na matéria seca (%)			
	Proteína	Gorduras	Minerais	Energia - kcal/kg
Algas	30	6	34	3.500
Rotíferos	64	20	6	4.860
Cladóceros	56	19	8	4.800
Copépodos	52	9	7	5.400
Chironomídeos	59	5	6	5.000

Fonte: Kubitza (2000)

Os resultados obtidos com uso de adubos orgânicos na produção de tilápia, especificamente pela aplicação semanal de 1.000 kg de cama de frango (massa seca) por hectare, que em piscicultura é considerada uma grande fertilização, garantem nos tanques de cultivo concentrações de amônio em torno de 0,09 mg/l e de clorofila-a de 160 a 175 mg/m³ (Kubitza, 2000). Portanto, comparando os resultados da concentração da biomassa de algas do presente experimento com esse valor da literatura é possível afirmar que a quantidade de alimento no Tanque 1 foi extremamente elevada, cerca de 10 a 20 vezes superior, pois a concentração da amostra afluyente de clorofila-a variou de 1456 a 3488 mg/m³ (Tabela 5.16 e Figura 5.26). Portanto, pode-se afirmar que a disponibilidade de alimento através da biomassa de algas foi extremamente alta.

Nesse trabalho, os resultados obtidos e discutidos são referentes ao crescimento da tilápia do Nilo e estão demonstrados nas Tabelas 5.23 e 5.24 e nos gráficos das Figuras 5.33 e 5.34.

Tabela 5.23 - Evolução da Biometria dos peixes (peso em g)

	N	Mínimo	Máximo	Mediana	Desvio Padrão
Início	658	3	60	25	7.33
1 mês	118	18	63	35	9.13
2 meses	100	16	80	41	11.77
3 meses	100	26	89	50	13.85
Final	91	28	159	107	23.79

Tabela 5.24 - Evolução da Biometria dos peixes (comprimento em cm)

	N	Mínimo	Máximo	Mediana	Desvio Padrão
Início	658	5	15	11	1.25
1 mês	118	10	15	12	1.13
2 meses	100	10	16	13	1.38
3 meses	100	12	19	15	1.29
Final	91	13	22	19	1.45

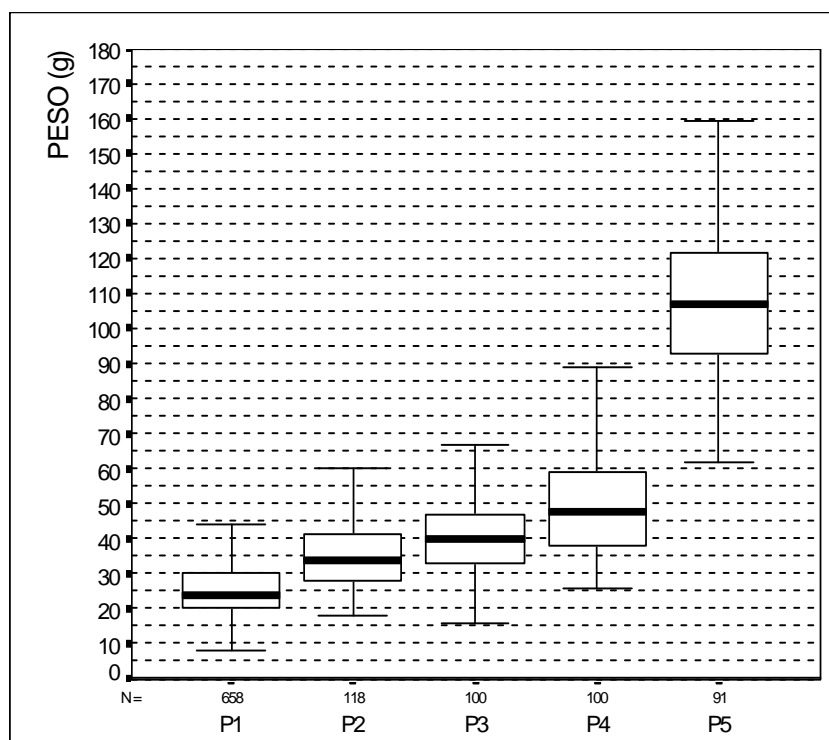


Figura 5.33 - Gráfico *Box-plot* Biometria dos peixes (peso)

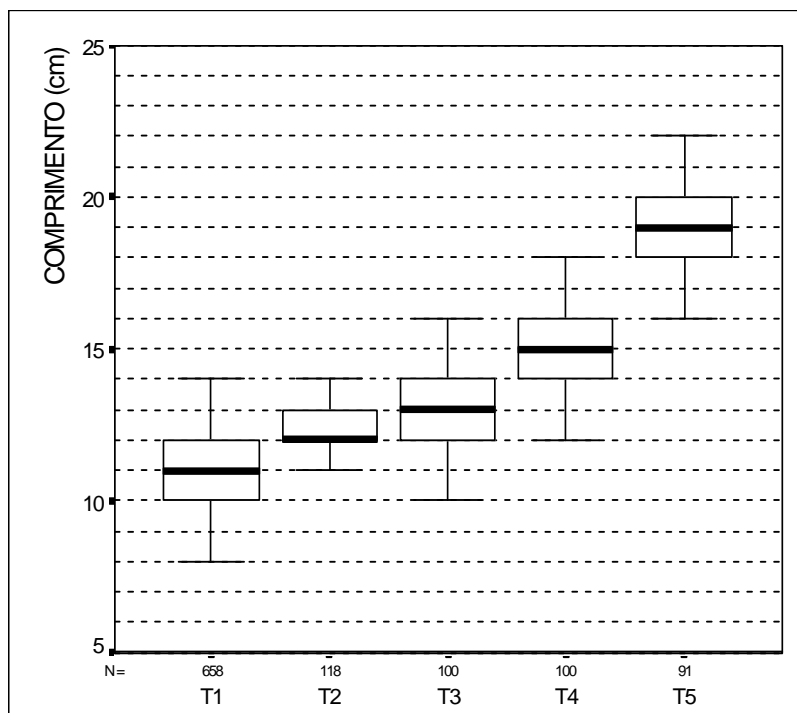


Figura 5.34 - Gráfico *Box-plot* Biometria dos peixes (comprimento)

O gráfico da Figura 5.35 representa simultaneamente a evolução do peso e do comprimento das tilápias cultivadas no Tanque 1, através da plotagem dos valores medianos destas duas variáveis ao longo dos meses em que se realizou o experimento.

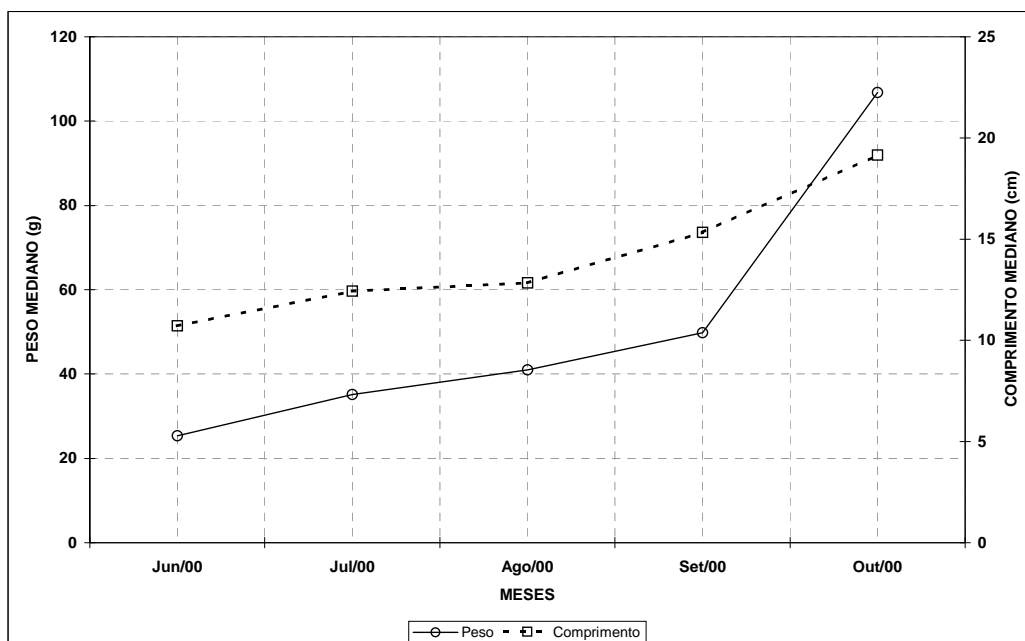


Figura 5.35 - Curvas de crescimento (peso e comprimento) para *Oreochromis niloticus*

Moscoso (1992^b) relata que as taxas de crescimento em seus experimentos variaram para o comprimento de 0,061 a 0,104 cm/d e para o peso de 0,68 a 1,93 g/d. O cálculo foi efetuado de acordo com a equação 4.1.

$$TCL = (V_{\text{final}} - V_{\text{inicial}}) / t \quad (4.1)$$

onde: TCL= Taxa de crescimento linear; V_{inicial} = comprimento ou peso inicial; V_{final} = comprimento o peso final; t= tempo de duração entre V_{final} e V_{inicial} em dias.

Os valores obtidos para a taxa de crescimento calculada dessa forma nesse experimento foram de 0,68 g/d e 0,067 cm/d. Esses valores correspondem as menores taxas relatadas por Moscoso (1992^b).

El-Gohary *et al.* (1995) reportaram que a taxa de crescimento relativa resultante de seu experimento foi 1,43%. Essa taxa foi calculada conforme a proposta de Wrigley *et al.* (1988 *apud* El-Gohary *et al.*, 1995) e foi efetuado de acordo com a equação 4.2.

$$TGR = \text{Ln} (W_{\text{final}} / W_{\text{inicial}}) * 100/t \quad (4.2)$$

onde: TGR= Taxa de crescimento relativa; W_{inicial} = peso inicial; W_{final} = peso final; t= tempo de duração entre V_{final} e V_{inicial} em dias.

O valor obtido para a taxa de crescimento relativa calculada dessa forma nesse experimento foi de 1,21%. Esse valor é menor ao relatado por El-Gohary *et al.* (1995).

Matheus (1993) relata que na natureza, normalmente é mais fácil medir-se o comprimento dos peixes do que seu peso. Assim, pode-se medir o comprimento (L) e convertê-lo em peso (W) usando-se em geral a equação $W = \phi \cdot L^\theta$ (relação peso/comprimento). A relação peso/comprimento tem sido utilizada nas análises de crescimento, visando-se basicamente dois aspectos: facilitar a estimativa do peso dos indivíduos através do conhecimento do seu comprimento e como medida indicativa da condição do peixe, isto é, bem estar geral, acúmulo de gordura e desenvolvimento.

O valor de θ (teta) da expressão da relação peso/comprimento pode variar entre 2,0 a 4,0, estando próximo a 3,0, uma vez que ele explica a relação do crescimento em peso que se dá em 3 dimensões enquanto as medidas de comprimento são tomadas em uma única dimensão (Matheus, 1986).

O coeficiente θ (teta) difere apenas entre as espécies mas as vezes, dentro da mesma espécie (frequentemente entre estágios de desenvolvimento da espécie), ou graças a variações ambientais e condições nutricionais (Matheus, 1993).

Matheus (1986) relata que quando θ (teta) é igual a 3,0, descreve um tipo de crescimento isométrico, caracterizando um peixe cuja forma do corpo e gravidade específica não variam. Os peixes cujos valores de θ (teta) são bem maiores ou menores que o valor citado caracterizam-se como espécies de crescimento alométrico. As populações de tilápia

do Nilo cultivadas em lagoas de estabilização revelaram relação peso/comprimento com valores de θ (teta) igual a 3,0085 (lagoa facultativa) e 2,9818 (lagoa de maturação).

Matheus (1993) reporta que para a tilápia cultivada o valores de θ (teta) foi igual a 2,7462.

O valor obtido para o presente trabalho de θ (teta) foi igual a 2,5119, bem inferior aos relatados por Matheus (1986; 1993).

Matheus (1993) relata que o ϕ indica a "condição", a gordura ou o bem estar geral do peixe, baseando-se na hipótese de que os peixes mais pesados de um dado comprimento estão em melhores condições que os demais. Os valores de ϕ resultante desse experimento para tilápia nilótica foi de 0,03412 e 0,03495.

As populações de tilápia do Nilo cultivadas em lagoas de estabilização revelaram relação peso/comprimento com valores de ϕ igual a 0,01644 (lagoa facultativa) e 0,01936 (lagoa de maturação).

O valor obtido para o presente trabalho de ϕ foi igual a 0,06138, superior aos relatados por Matheus (1986; 1993). Os valores de ϕ e θ , nesse experimento, foram obtidos através de regressão não linear efetuada no programa estatístico SPSS®. O resultado da equação não linear e o gráfico da relação peso/comprimento está representado na Figura 5.36.

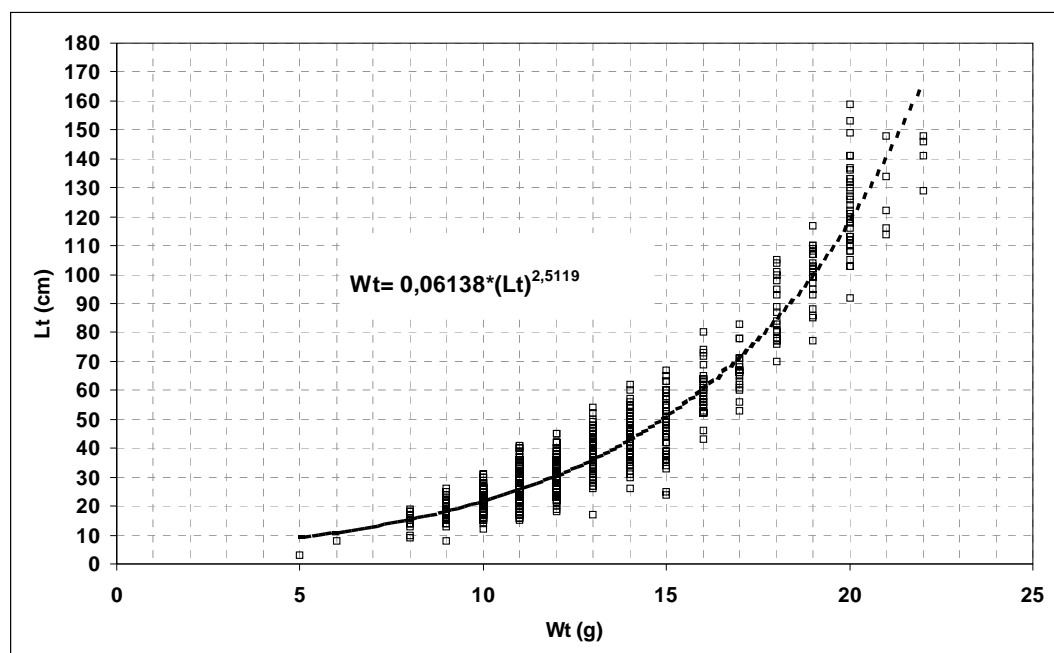


Figura 5.36 - Gráfico relação peso total (Wt)/comprimento total (Lt) para tilápia do Nilo do experimento.

Pelos resultados apresentados foi verificado o crescimento dos peixes, principalmente no quarto mês em que o incremento foi mais acentuado, tanto para a variável peso quanto para o comprimento. Esse crescimento obtido foi sempre inferior aos valores relatados pela literatura, indicando que o crescimento, como a mortalidade foi afetado pelas condições ambientais severas imposta aos exemplares de tilápia do Nilo cultivados no Tanque 1.

5.2.3.3- Qualidade Sanitária

Conforme descrito no capítulo 4, ao final do experimento foram coletados cinco exemplares dos peixes cultivados no Tanque 1 e processado a análise microbiológica na pele e no músculo do pescado, segundo a portaria 451 da SNVS (Ministério da Saúde, 1997). O restante dos peixes foram transferidos para o Tanque 2, onde ficaram por uma semana num processo de depuração. Antes dessa transferência, o Tanque 2 foi limpo e preenchido com água de mina, fonte pertencente a própria área da ETE Samambaia. Após a depuração de uma semana, novamente, foram coletados e analisados mais cinco unidades de tilápias.

A água do Tanque 2 durante o processo de depuração foi analisada, através de coleta simples, e os resultados estão demonstrados na Tabela 5.25.

Tabela 5.25 - Dados físico-químicos e bacteriológicos da Depuração

Parâmetros	Data	
	30/10/2000	06/11/2000
pH	7,60	9,55
Alcalinidade (mg/l)	13	14
DQO (mg/l)	21	51
DQO filtrada (mg/l)	-	32
DBO (mg/l)	48	50
NTK (mg/l)	2,38	3,92
NTK filtrado (mg/l)	1,12	2,52
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,18	0,00
NOx (mg/l)	3,60	3,10
Pt (mg/l)	0,05	0,23
Pt filtrado (mg/l)	0,03	0,16
PO ₄ ⁻³ (mg/l)	0,03	0,16
SST (mg/l)	10	20
CF (NMP/100 ml)	9,5	10,46

A depuração tem sido utilizado como a última etapa no processo de reúso de água em piscicultura: na Índia, na Alemanha e no Peru; normalmente o tempo de duração dos dos

peixes em água limpa varia de 1 semana a 20 dias (Balasubramanian *et al.*, 1991; Edwards, 1992; Moscoso, 1998).

As análises dos peixes foram efetuadas no laboratório de microbiologia do Instituto de Saúde do Distrito Federal, órgão ligado à Secretaria de Saúde do Governo do Distrito Federal. Os parâmetros microbiológicos analisados foram: Coliformes fecais (NMP/g), *Staphylococcus aureus* (UFC/g) e *Salmonella sp.* (Ausência ou presença/25 g).

As amostras foram identificadas com três números (##.###.##): o primeiro número, de dois dígitos, identifica se a amostra foi a coletada antes (01) ou depois da depuração (02); o segundo número, com três dígitos, identifica o peso do peixe o terceiro e último número, de dois dígitos, identifica o comprimento longitudinal do exemplar analisado.

Os resultados obtidos pela análise microbiológica estão demonstrados nas Tabelas 5.26 e 5.27.

Tabela 5.26 - Resultados análises microbiológicas dos peixes cultivados
(antes da Depuração)

Parâmetros		Amostra				
		0102813	0107617	0107118	0109919	0113621
Coliformes fecais/g	Pele	2,3	8,16	8,5	1,1	1,5
	Músculo	0,0	0,0	2,3	0,0	0,4
<i>Staphylococcus aureus</i> UFC/g	Pele	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Músculo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Salmonellas sp/g</i>	Pele	A	A	A	A	A
	Músculo	A	A	A	A	A

Legenda: A = ausência.

Tabela 5.27 - Resultados análises microbiológicas dos peixes cultivados
(depois da Depuração)

Parâmetros		Amostra				
		0207015	0210718	0213218	0214320	0212018
Coliformes fecais/g	Pele	0,78	0,0	0,0	1,5	4,3
	Músculo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Staphylococcus aureus</i> UFC/g	Pele	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	Músculo	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Salmonellas sp/g</i>	Pele	A	A	A	A	A
	Músculo	A	A	A	A	A

Legenda: A = ausência.

Pelos resultados obtidos pode se afirmar que os peixes cultivados, com efluente da lagoa de polimento final do módulo II da ETE Samambaia, possuem condições higiênico-sanitárias satisfatória para serem consumidos como alimento direto pelo homem. Não se pode verificar a ação da Depuração nos peixes, pois os resultados iniciais já tinham condições apropriadas.

6- CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Os resultados obtidos durante os quatro meses de acompanhamento da unidade piloto de reúso direto de água em piscicultura da Estação de Tratamento de Esgoto de Samambaia permitem concluir o seguinte:

1. A presença de peixes não causou diferenças nos valores dos parâmetros analisados por instrumentos (pH, condutividade, temperatura e oxigênio dissolvido), comparando com o tanque controle;
2. O tanque cultivado com peixes apresentou resultados maiores para a concentração de amônio e menores para o nitrogênio nitrificado, revelando uma tendência das excretas liberadas pelos peixes em aumentar o nitrogênio amoniacal e a propensão dos mesmos na inibição da reação de nitrificação;
3. A presença de peixes no tanque também causou resultados superiores para o fósforo inorgânico, confirmando assim, duas possibilidades, uma do aumento da concentração através da excreção pelo peixe, e outra é que ao alimentar-se provoca a liberação do fosfato do sedimento para a coluna d'água;
4. O tanque piscícola apresentou menores concentrações de Clorofila-a e de Sólidos em Suspensão Totais, demonstrando uma maior remoção de material particulado, confirmando a capacidade filtradora dos peixes;
5. A porcentagem de sobrevivência da Tilápia do Nilo foi superior à da Carpa Prateada;
6. A Carpa prateada apresentou mortalidade total de indivíduos no experimento, demonstrando ser inviável o seu cultivo se for mantido as mesmas condições de operação utilizadas no atual trabalho;
7. A concentração de Nitrogênio amoniacal foi superior aos limites suportados por Tilápia do Nilo, revelando um baixo índice de sobrevivência para essa espécie;
8. A Tilápia do Nilo apresentou bom índice de crescimento, observado pelo exemplares remanescentes, revelando existir a possibilidade da produção piscícola sem arraçoamento complementar;
9. A qualidade higiênico-sanitária dos peixes foi considerada satisfatória, segundo a análise dos parâmetros microbiológicos da portaria 451 da Secretaria Nacional de Vigilância Sanitária do Ministério da Saúde, indicando que o pescado produzido pode ser consumido diretamente pelo homem;
10. Os materiais e metodologia alternativos empregados na construção da unidade piloto demonstraram ser eficazes pelas boas condições de operação da unidade durante o desenvolvimento do experimento e
11. O tema reúso direto de água em piscicultura foi divulgado, regionalmente, através do Primeiro Simpósio de Recursos Hídricos do Centro-oeste realizado pela Associação

Brasileira de Recursos Hídricos ocorrido em Brasília, Distrito Federal (vide Felizatto *et al.*, 2000^a). A matéria também foi debatida internacionalmente através da divulgação do presente trabalho no XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental realizado pela Associação Interamericana de Engenharia Sanitária e Ambiental em conjunto com a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental e ocorrido em Porto Alegre, Rio Grande do Sul (vide Felizatto *et al.*, 2000^b).

Com base na experiência obtida no experimento realizado, recomenda-se que as pesquisas futuras incluam os seguintes aspectos:

1. investigação científica sobre diferentes densidades e proporções entre espécies de peixes em condições de policultivo;
2. realização de testes com menores cargas orgânicas e de nitrogênio afluentes ao tanque piscícola, ou seja, investigar o aumento do tempo de detenção hidráulico;
3. estudos com policultivo de carpa prateada e comum com tilápia do Nilo, cultivando os peixes soltos no tanque e
4. experiência utilizando um arranjo com dois tanques em série, o primeiro deles cultivando plantas aquáticas, por exemplo *Lemna sp.*, e outro com policultivo de peixes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABL (1998). "Vocabulário Ortográfico". Academia Brasileira de Letras/ Imprensa Nacional
- APHA - AWWA - WPCF (1999). "Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater". American Public Health Association 20^a Edition(CD-Rom), Washington DC.
- Andrade Neto, C. O. (1994). "Pesquisa referente à experiência brasileira relativa a sistemas de baixo custo para tratamento de águas residuárias - Relatório Final": Caixa Econômica Federal, 228 p.
- Arceivala, S. J. (1981). "Wastewater Treatment and Disposal - Engineering and Ecology in Pollution Control". Marcel Dekker Inc., New York USA, 885 p.
- Araújo, A. L.; König, A; Milanêz, J.G. e Ceballos, B. S. O. (1999). "Reúso indireto de esgotos na irrigação de colunas experimentais de solo cultivadas com alface (*Lactuca Sativa*,L.)". 20^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais do Congresso (CD-Rom), Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 596-604 p.
- Asano, T. (1988). "Wastewater reuse cuts down waste". *Water Quality International*. N^o 2, 50-51p.
- Asano, T. (1991). "Planning and Implementation of Water Reuse Projects". *Water Science and Technology*, Vol. **24**, N^o 9, 1-10 p.
- Asano, T. e Levine, A. D. (1996). "Wastewater Reclamation, Recycling and Reuse: Past, Present and Future". *Water Science and Technology*, Vol. **33**, N^o 10-11, 1-14 p.
- Ayres, M.; Ayres Jr., M.; Ayres, D.L. e dos Santos, A.S. (2000). "BioEstat 2.0 - Aplicações Estatísticas nas Áreas das Ciências Biológicas e Médicas". Sociedade Civil Mamirauá/CNPq. - Centro Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico/M.C.T. - Ministério da Ciência e Tecnologia, Brasília - DF, Brasil, 259 p.
- Azevedo, A. D. P.; Barbirato Jr., L.; da Silva, N. L. e Elias, V. F. (1993). "Peixamento de Lagoas Facultativas". 17^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais do Congresso Volume 2 Tomo 1, Natal, RN, Brasil, 534-543 p.
- Azevedo Netto, J.M.; Fernandez, M.; Araújo, R e Ito, A.E. (1998). "Manual de Hidráulica". Editora Edgar Brucher, São Paulo SP, 669 p.
- Balasubramanian, S; Rajan, M.R. e Raj, S.P. (1991). "Microbiology of fish grown in a sewage-fed pond". *Bioresource Technology*, N^o **40**, 63-66 p.
- Banco Mundial (1998). "Brasil: Gestão dos problemas da Poluição - A Agenda Ambiental Marrom. Volume I: Relatório de Política". Relatório N^o 16635-BR. Diretoria Sub-Regional - Brasil. Diretoria Setorial - Desenvolvimento Ambiental e Social Sustentáveis Região da América Latina e Caribe, 49 p.
- Bavarian State Ministry for Land Development and Environmental Protection (1980). "*Wasserwirtschaftlicher Rahmenplan Isar Bayerisches Statsministerium fur Landesentwicklung und Umweltrafen*", Munique, Alemanha.

- Beiguelman, B. (1996). "Curso Prático de Bioestatística.- 4ª Edição". Sociedade Brasileira de Genética. Ribeirão Preto SP, 242 p.
- Beveridge, M.C.M. (1996). "Environmental Aquaculture Course". IBAMA, Brasília DF.
- Bocek, A. (1996^a). "Introduction to fish culture in ponds". International Center for Aquaculture and Aquatic Environments - Auburn University, Alabama, USA. Homepage - www.aq.auburn.edu.
- Bocek, A. (1996^b). "Introduction to fish pond fertilization". International Center for Aquaculture and Aquatic Environments - Auburn University, Alabama, USA. Homepage - www.aq.auburn.edu.
- Bocek, A. (1996^c). "Introduction to Tilapia culture". International Center for Aquaculture and Aquatic Environments - Auburn University, Alabama, USA. Homepage - www.aq.auburn.edu.
- Boscolo, W. R.; Hayashi, C.; Soares, C. M., Furuya, W. M. e Nagae, M. Y. (1998). "Desempenho de Machos revertidos de Tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), Linhagens Tailandesa e Comum, na Fase Inicial". Resumo da Aquicultura Brasil 98, Aquicultura Brasil 98, Recife PE.
- Buras, N.; Duek, L.; Niv, S.; Hopher, B. e Sandbank, E. (1987). "Microbiological aspects of fish grown in treated wastewater". Water Research, **Vol. 21**, **Nº 1**, 1-10 p.
- Campos, J.R. (1999). "Tratamento de Esgotos Sanitários por Processo Anaeróbio e Disposição controlado no Solo". PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico. Rede Cooperativa de Pesquisas, Rio de Janeiro - RJ, Brasil, 435 p.
- Castagnoli, N. (2000). "Piscicultura Intensiva e Sustentável". Em: Aquicultura no Brasil - Bases para um desenvolvimento sustentável. Editores: Valenti, W.C.; Poli, C.R.; Pereira, J.A. e Borghetti, J.R. (2000). C.N.Pq. - Centro Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico/ M.C.T. - Ministério da Ciência e Tecnologia, Brasília - DF, Brasil, 399 p.
- CEPIS (1997). "Repindex 53: Uso de Aguas Residuales". OPAS - Organización Panamericana de la Salud (OMS - Organización Mundial de la Salud). Homepage - www.cepis.org.pe.
- CEPIS (1998). "HDT 37: Aspectos Sanitarios de la utilización de aguas residuales y excretas en la agricultura y acuicultura - La declaración de Engelberg (Signosis)". OPAS - Organización Panamericana de la Salud (OMS - Organización Mundial de la Salud). Homepage - www.cepis.org.pe
- Crook, J. e Surampalli, R. (1996). "Water reclamation and reuse criteria in the U.S." *Water Science and Technology*, Vol. **33**, Nº 10-11, 451-462 pp.
- Edwards, Peters (1992). "Reuse of Human Wastes in Aquaculture - A technical review". Water Sanitation Report. UNDP - World Bank - Water and Sanitation Program. The International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank, Washington, DC, 350 p.
- El-S. Easa, M.; Shereif, M. M.; Shaaban, A. I. e Mancy, K. H. (1995). "Public Health implications of waste reuse for fish production". *Water Science and Technology*, **Vol. 32** Nº **11**, 145-152 pp.

- El-Gohary, F.; El-Hawarry, S.; Badr, S. e Rashed, Y. (1995). "Wastewater Treatment and Reuse for Aquaculture". *Water Science and Technology*, **Vol. 32 N° 11**, 127-136 pp.
- Felizatto, M.R.; Starling, F.L.R.M. e Souza, M.A.A. (2000^a). "Estudos preliminares para verificação da possibilidade de reúso direto em piscicultura no Distrito Federal". 1^o Simpósio de Recursos Hídricos do Centro-oeste. ABRH - Associação Brasileira de Recursos Hídricos. Anais do Simpósio (CD-Rom), Brasília, DF, Brasil, 20 p.
- Felizatto, M.R.; Starling, F.L.R.M. e Sousa, M.A.A. (2000^b). "Reúso de água em piscicultura: Análise da possibilidade de aplicação de efluente de Lagoas de Estabilização em Série". XXVIII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais em CD-Rom, Porto Alegre, RS, Brasil, 27 p.
- Forero, R.S. (1997). "Introducción; y uso de aguas residuales tratadas en agricultura y acuicultura". CEPIS - Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPAS - Organización Panamericana de la Salud (OMS - Organización Mundial de la Salud). Homepage - www.cepis.org.pe
- Gómez, E.; Casellas, C.; Picot, B. e Bontoux, J. (1995). "Ammonia Elimination Processes in Stabilisation and High-rate Algal Pond Systems". *Water Science and Technology*, **Vol. 31, N° 12**, 303-312 p.
- Governo do Brasil (1986). "Resolução CONAMA nº 20, de 18 de Junho de 1986. Estabelece a Classificação de águas doces, salobras e salinas". DOU - Diário Oficial da União, - Brasília, p. 11.356.
- Ghosh, D. (1988). "Wastewater-fed Aquaculture in the Wetlands of Calcutta- an Overview". *Wastewater-Fed Aquaculture. Proceedings of the International Seminar on Wastewater Reclamation and Reuse for Aquaculture*. Calcutta, Índia.
- Green, F. B.; Bernstone, L.S.; Lundquist, T.J. e Oswald, W.J. (1996). "Advanced Integrated Wastewater Pond Systems for Nitrogen Removal". *Water Science and Technology*, **Vol. 33, N° 7**, 207-217 p.
- Henderson, S. (1979). "Utilization of Silver and Bighead Carp for Water Quality Improvement". *Aquaculture Systems for Wastewater Treatment - Seminar Proceedings and Engineering Assesment*. United States Environmental Protection Agency, National Technical Information Service/U.S. Department of Commerce, Springfield, VA, 309-350 p.
- Henderson, S. (1982). "Pisciculture in wastewater". In: E.J. Middlebrooks (ed.), *Water Reuse*, Ann Arbor Science Publ. Inc., Ann Arbor, 419-4258 pp.
- Hepher, B.; Milstein, A.; Leventer, H. e Teltsch, B. (1989). "The effect of fish density and species combination on growth and utilization of natural food in ponds". *Aquaculture an Fisheries Management*, **N° 20**, 50-71 p.
- Hepher, B. e Schroeder, G.L. (1977). "Wasterwater utilization in Israel aquaculture". E. D'Itri (ed.), *Wastewater Renovation and Reuse*, pp. 529-589, Marcel Dekker Inc.
- Hortegal Filha, M.S.R.; Mota, S.; Ceballos, B.S.O.; Silva, F.J.A.; Santiago, R.G. e Costa, F.H.F. (1999). "Viabilidade do uso de lagoas de maturação na Piscicultura". 20^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. ABES - Associação Brasileira de

- Engenharia Sanitária e Ambiental. Anais do Congresso (CD-Rom), Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 3434-3441 p.
- Hespanhol, I. e Prost, A. M. E. (1994). "WHO Guidelines and National Standards for Reuse and Water Quality". *Water Research*, Vol. **28**, N° 1, 119-124 pp.
- Hyde, H.C.; Ross, R.S. e Sturmer, L. (1984). "Technology Assesment of Aquaculture Systems for Municipal Wastewater Treatment". EPA 600/2-84-145, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, 118 p.
- INMET - Instituto Nacional de Meteorologia (1999). "BAMET - Banco de Dados Meteorológicos. Relatório N° 015". Brasília, DF, 1 p.
- Iqbal, S. (1999). "Duckweed Aquaculture. Potentials, Possibilities and Limitations for Combined Wastewater Treatment and Animal Feed Production in Developing Countries". SANDEC Report N° 6/99. Dept. of Water & Sanitation in Developing Countries (SANDEC) - Swiss Federal Institute for Environmental Science & Technology (EAWAG), March 1999, Duebendorf, Switzerland, 91p.
- IRCWD NEWS (1985). "Heath Aspects of Wastewater and Excreta Use in Agriculture and Aquaculture: The Engelberg Report". World Health Organization (WHO) - International Reference Centre for Wastes Disposal (IRCWD) , N° **23**, December, 11-18 p.
- King, D.L. (1981). "Some Ecological Limits to the Use of Alternative Systems for Wastewater Managment". Aquaculture Systems for Wastewater Treatment - Seminar Proceedings and Engineering Assesment. United States Environmental Protection Agency, National Technical Information Service/U.S. Department of Commerce, Springfield, VA, 299-307 p.
- Kubitza, F. (2000). "Tilápia - Tecnologia e Planejamento na Produção Comercial". *Editora ACQUA & IMAGEM*, Jundiaí - SP, 285p.
- Léon, G. e Moscoso, J. (1996). "Curso de Tratamiento y Uso de Aguas Residuales". CEPIS - Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPS - Organización Pan-Americana de Saúde, Lima, Peru, 151 p.
- Liebmann, H. e Meure, F. (1979). "Terra. Um planeta inabitável? - Da antiguidade até os nossos dias, toda a trajetória poluidora da humanidade". Biblioteca do Exército Editora, Rio de Janeiro - RJ, Brasil, 180 p.
- Macêdo, C.G. (1997). "Notas para uma história recente da Saúde Pública na América Latina". OPS - Organização Pan-Americana de Saúde. Regional da OMS - Organização Mundial da Saúde. Brasília - DF, Brasil, 106 p.
- Mara, D.D. (1993). "A rational Aproach to the design for wastewater-fed fishponds". *Water Research*, Vol. **27**, N° **12**, 1797-1799 p.
- Mara, D.D. e Cairncross, S. (1989). "Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture". WHO - World Health Organization & UNEP - United Nations Environment Programme, Geneva, Switzerland, 187p.
- Matheus, C.E. (1985). "Utilização de peixes em águas residuárias - uma revisão bibliográfica". *Revista DAE*, Vol. **45**, N° **143**, 383-385 p.

- Matheus, C.E. (1986). "Utilização de peixes para melhorar o desempenho de lagoas de estabilização". Revista DAE, **Vol. 46, Nº 144**, 87-101 p.
- Matheus, C.E. e Barbieri, G. (1991). "Crescimento de *Oreochromis niloticus* em Ambientes altamente eutrofizados: Lagoas de Estabilização Facultativas e Lagoas de Maturação". Seminário Regional de Ecologia, São Carlos - SP, 271-292 p.
- Matheus, C.E. (1993). "Policultivo de peixes em efluentes de Indústrias de Processamento de Frutas Cítricas e efeitos na qualidade da água". Tese de Doutorado, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, Brasil, 375 p.
- Metcalf & Eddy (1991). "Wastewater Engineering - Treatment, Disposal e Reuse". 3ª Edição. Editora McGraw-Hill Inc, 1334 p.
- Milstein, A.; Hephher, B. e Teltsch, B. (1985^a). "Principal component analysis of interaction between fish species and the ecological conditions in fish pond: I. Phytoplankton". Aquaculture, **Nº 16**, 305-317 p.
- Milstein, A.; Hephher, B. e Teltsch, B. (1985^b). "Principal component analysis of interaction between fish species and the ecological conditions in fish pond: II. Zooplankton". Aquaculture, **Nº 16**, 319-330 p.
- Milstein, A.; Hephher, B. e Teltsch, B. (1988). "The effect of fish species combination in fish ponds on plankton composition". Aquaculture and Fisheries Management, **Nº 19**, 127-137 p.
- Milstein, A. e Svirsky, F. (1996). "Effect of fish species combinations on water chemistry and plankton composition in earthen fish". Aquaculture Research, **Nº 27**, 79-90 p.
- Milstein, A. (1992). "Ecological aspects of fish species interactions in polyculture ponds". Hydrobiologia, **Nº 231**, 177-186 p.
- Ministério da Saúde do Brasil (1997). "Regulamento Técnico - Princípios Gerais para o Estabelecimento de Critérios e Padrões Microbiológicos para Alimentos". Secretária Nacional de Vigilância Sanitária. DOU -Diário Oficial da União, Brasília, Brasil, 8 p.
- Mortimer, C.H.; Hickling, C.F. (1954). "Fertilizer in Fish Ponds, a Review and Bibliografy", Colonial Office, *Fish. Publ.* **Nº 5**. Her Majesty's Stationery Office, London, 155 p.
- Moscoso, J. e Galecio, F. (1978). "Reutilizacion de Las Aguas Residuales para Piscicultura - Revision de Literatura" CEPIS - Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPS - Organización Pan-Americana de Saúde, Lima, Peru, 93 p.
- Moscoso, J e Munõz, A. F. (1992). "Reuso en Acuicultura de las Aguas Residuales Tratadas en las Lagunas de Estabilización de San Juan. Sección I: Resumen Ejecutivo". CEPIS - Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPAS - Organizacion Panamericana de la Salud, Lima, Peru, 35 p.
- Moscoso, J; León, G; Merino, E. G e Muñoz, A. F. (1992^a). "Reuso en Acuicultura de las Aguas Residuales Tratadas en las Lagunas de Estabilización de San Juan. Sección II: Tratamiento de las Aguas Residuales y Aspectos Sanitarios". CEPIS - Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPS - Organización Pan-Americana de Saúde, Lima, Peru, 70 p.

- Moscoso, J; Nava, H. e Muñoz, A. F. (1992^b). "Reuso en Acuicultura de las Aguas Residuales Tratadas en las Lagunas de Estabilización de San Juan. Sección III: Acuicultura". CEPIS - Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPS - Organização Pan-Americana de Saúde, Lima, Peru, 71 p.
- Moscoso, J; Egocheaga, L. e Muñoz, A.F. (1992^c). "Reuso en Acuicultura de las Aguas Residuales Tratadas en las Lagunas de Estabilización de San Juan. Sección IV: Factibilidad Técnica, Económica y Social". CEPIS - Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPS - Organização Pan-Americana de Saúde, Lima, Peru, 78 p .
- Moscoso, J e León, G. (1994). "HDT 59: Uso de Aguas Residuales" CEPIS - Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPAS - Organización Panamericana de la Salud (OMS - Organización Mundial de la Salud). Homepage - www.cepis.org.pe
- Moscoso, J. (1998). "Acuicultura con aguas residuales tratadas en las Lagunas de Estabilización de San Juan, Lima, Perú". 26^o Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. AIDIS - Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental. Lima, Peru, Anais do Congresso (CD-Rom), 21 p.
- Moscoso, J. (1999). Comunicações pessoais (via Internet).
- Olah, J.; Sharangi, N. e Datta, N.C. (1986). "City sewage fish ponds in Hungary and India". *Aquaculture*, Vol. **Nº 54**, 129-134 P.
- OMS (1973). "Aprovechamiento de efluentes: Métodos y medidas de protección sanitaria en el tratamiento de aguas servidas - Informe de una Reunión de Expertos de la OMS". Organización Mundial de La Salud - Série de Informes Técnicos Nº 517, Ginebra, Suiza, 60 p.
- OMS (1989). "Directrices sanitarias sobre el uso de aguas residuales en agricultura y acuicultura - Informe de un Grupo Científico de la OMS". Organización Mundial de La Salud - Série de Informes Técnicos Nº 778, Ginebra, Suiza, 90 p.
- OPAS/OMS (1990) . "Las condiciones de Salud en las Americas - Edición 1990". Volume 1 Publicación Científica Nº 524. Organización Panamericana de La Salud - Oficina Sanitaria Panamericana, Oficina Regional de la Organización Mundial de La Salud, Washington - DC, EUA, 528 p.
- OPAS/OMS (1998). "A Saúde no Brasil". OPS - Organização Pan-Americana de Saúde. Escritório Regional da OMS - Organização Mundial da Saúde. Brasília - DF, Brasil, 82 p.
- Oswald, W.J. (1995). "Ponds in the twenty-first century". *Water Science and Technology*, **Vol. 31, Nº 12**, 1-8 p.
- Peirong, S. (1989). "The biology of major freshwater-cultivated fishes in china". In: *Integrated Fish Farming in China*. NACA Technical Manual 7 - Network for Aquaculture Centres in Asia and the Pacific, Bangkok, Thailand, 1-32 p.
- Perry, R.H. e Chilton, C.H. (1980). "Manual de Engenharia Química - 5ª Edição". Editora Gruanabara Dois, Rio de Janeiro - RJ, 1200 p.

- Pinto, M.A.T., Neder, K.D.; Felizatto, M.R. e Ludovice, M.L. (1997). "ETE Samambaia - dos projetos à prática dos novos conceitos no processo de tratamento de esgotos por Lagoas de Estabilização". 19^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais do Congresso (CD-Rom), Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 150-155 p.
- Reis, J.T. e Mendonça, A. S. F. (1999). "Amônia em efluentes e mananciais de água doce - Uma avaliação dos limites impostos pelo CONAMA". 20^o Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Anais do Congresso (CD-Rom), Rio de Janeiro, RJ, Brasil, 2438-2447 p.
- Reed, S.C. e Bastian, R.K. (1980). "Aquaculture systems for wastewater treatment: an engineering assesment". EPA 430/9-780-007, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, 127 p.
- Reed, S.C; Bastian, R.K e Jewell, W. (1979). "Enginnering assessment of aquaculture systems for wastewater treatment: an overview" *Aquaculture Systems for Wastewater Treatment: Seminar Proceedings and Engineering Assesment*, EPA 430/9-80-006, U.S. Environmental Protection Agency, Washington DC, 1-12 pp.
- Shereif, M. M.; Easa, M. El - S.; El-Samra, M. I.. e Mancy, K. H. (1995). "A demonstration of wastewater treatment for reuse applications in fish production and irrigation in Suez, Egypt". *Water Science and Technology*, Vol. 32, N^o 11, 137-144 p.
- Souza, M.A. A. (1997). "Reuso de Água". Programa de Educação Continuada em Tecnologia Apropriada e Saneamento para Professores Universitários. *Original Reprográfico*. CEPIS - Centro Panamericano de Ingenieria Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPS - Organização Pan-Americana de Saúde, 29 p.
- SPSS[®] (1996^a). "SPSS[®] Base 7.0 for Windows[™] - User's Guide". SPSS inc., Chicago[™], IL., USA, 564 p.
- SPSS[®] (1996^b). "SPSS[®] Base 7.0 for Windows[™] - Applications Guide". SPSS inc., Chicago, IL., USA, 214 p.
- Starling, F.L.R.M. (1989). "Estudo experimental dos impactos de peixes planctófagos sobre a comunidade plantônica e a qualidade da água do lago Paranoá, Brasília, DF". Dissertação de Mestrado. Departamento de Ecologia, Universidade de Brasília, 250 p.
- Starling, F.L.R.M. (1998). "Development of Biomanipulation Strategies for the Remediation of Eutrophication Problems in an Urban Reservoir, Lago Paranoá, Brazil". PhD Thesis, Institute of Aquaculture, University of Stirling, Scotland, UK, 159 p.
- Starling, F.L.R.M. (1999). Comunicação Pessoal.
- Starling, F.L.R.M. (2000). Comunicação Pessoal.
- Strauss, M. (1985). "Health Aspects of Nightsoil and Sludge use in Agriculture and Aquaculture - Part II - Pathogen Survival". International Reference Centre of Waste Disposal (IRCWD). IRCWD Report N^o 04/85. Duebendorf, Switzerland, 87 p.
- Strauss, M. e Blumenthal, U. J. (1990^a). "Use of Human Wastes in Agriculture and Aquaculture - Utilization, Practices and Health Perspectives". International Reference Centre of Waste Disposal (IRCWD). IRCWD Report N^o 08/90. Duebendorf, Switzerland, 327 p.

- Strauss, M. e Blumenthal, U. J. (1990^b). "Use of Human Wastes in Agriculture and Aquaculture - Utilization, Practices and Health Perspectives - Executive Summary". International Reference Centre of Waste Disposal (IRCWD). IRCWD Report N° 09/90. Duebendorf, Switzerland, 52 p.
- Uehara, M.Y. e Vidal, W.L. (1989). "Operação e Manutenção de lagoas anaeróbias e facultativas - Série Manuais". CETESB Companhia de Tecnologia do Saneamento Ambiental - Secretaria do Meio Ambiente, São Paulo - SP, 91 p.
- Tang, Y. (1970). "Evaluation of balance between fishes and available fish food in multispecies fish culture ponds in Taiwan". *Trans. Amer. Fish Soc.*, 99: 708-718 p.
- Tchobanoglous, G.; Stowel, R.; Ludwig, R.; Colt, J. e Knight, A. (1979). "The Use of Aquatic Plants and Animals for the Treatment of Wastewater: An Overview". Seminar Proceedings and Engineering Assesment - Aquaculture Systems for Wastewater Treatment, Davis, California, 35-55 pp.
- Thruston, R.V; Russo, R.C. e Vinogradov, G. A. (1981). "Ammonia toxicity to fish: effect of pH on the toxicity of the un-ionized ammonia species". *Enviromental Sciences Technology*, 15(7), 837-840.
- Valenti, W.C.; Poli, C.R.; Pereira, J.A. e Borghetti, J.R. (2000). "Aquicultura no Brasil - bases para um desenvolvimento sustentável". C.N.Pq. - Centro Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico/ M.C.T. - Ministério da Ciência e Tecnologia, Brasília - DF, Brasil, 399 p.
- van Haandel, A.C. e Lettinga, G. (1994). "Tratamento Aneróbio de Esgotos - Um manual para regiões de clima quente". 250 p.
- von Sperling, M.(1996). "Lagoas de Estabilização". Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte - MG, 134 p.
- Wrigley, T.J.; Toerien, D.F e Gaigher, I.G. (1988). "Fish production in small oxidation ponds" *Water Research*, N° 22, 1279-1285 p.
- Wood, L.W. (1985). "Cloroform Methanol extraction of Clorophyll-a". *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, N° 42, 38-43 p.
- WPCF - Water Pollution Contol Federation (1989). "Water Reuse (Second Edition) - Manual of Practice", Alexandria - VA, USA. 243 p.
- Zar, J.H. (1996). "Biostatistical Analysis - Third Edition". Prentice-Hall International, New Jersey, NJ, USA, 661 p.

APÊNDICE A - CONSTRUÇÃO DA UNIDADE PILOTO

Tabela A.1 - Relação dos itens utilizados nas diversas fases da construção da Unidade Piloto de Samambaia.

Fases da Construção	Itens utilizados	
	Mão-de-obra	Materiais
Rede Hidráulica Lagoa de Polimento Final do Módulo II	<ul style="list-style-type: none"> • Um pedreiro e um auxiliar (82 homens-horas). 	<ul style="list-style-type: none"> • 15 Barras (6 m cada) ou 66 m de tubos PVC com bolsa de 85 mm; • um Registro FoFo de 85 mm; • 3 Curvas PVC com bolsa e • 21 Anéis de vedação.
Tanque 1	<ul style="list-style-type: none"> • 6 horas de Pá-mecânica com operador e • 7 horas de Retro-escavadeira com operador. 	
Tanque 2	<ul style="list-style-type: none"> • 5 horas de Pá-mecânica com operador e • 6 horas de Retro-escavadeira com operador. 	
Canal/Distribuição de Vazão	<ul style="list-style-type: none"> • Um pedreiro e um auxiliar (118 homens-horas). 	<ul style="list-style-type: none"> • 250 kg de Cimento Portland Comum; • 1,0 m³ de Areia média; • 50 litros de Brita número 1 e • 200 Tijolos (cerâmico e furado) - 10x20 cm.
Saída tipo "Monge"	<ul style="list-style-type: none"> • Um pedreiro e um auxiliar (88 homens-horas). 	<ul style="list-style-type: none"> • 8 Colunas armadas de Ferro 5/16"; • 400 kg de Cimento Portland Comum; • 1,0 m³ de Areia média; • 250 Tijolos (cerâmico e furado) - 10x20 cm; • 0,5 m³ de Brita número 1; • 1,0 m² de Chapa moeda abertura 20 mm; • 2 Registros PVC (de esfera) - 50 mm e • 40 kg de Impermeabilizante SIKA[®] TOP.

Tabela A.1 - Relação dos itens utilizados nas diversas fases da construção da Unidade Piloto de Samambaia (continuação).

Fases da Construção	Itens utilizados	
	Mão-de-obra	Materiais
Rede Hidráulica "Monge" até Emissário	<ul style="list-style-type: none"> Um pedreiro e um auxiliar (16 homens-horas) e 3 horas de Retro-escavadeira 	<ul style="list-style-type: none"> 6 Barras (6 m cada) ou 36 m de tubos PVC com bolsa de 85 mm e 6 Anéis de vedação.
Cerca	<ul style="list-style-type: none"> Um pedreiro e 3 auxiliares (172 homens-horas). 	<ul style="list-style-type: none"> 80 Mourões (concreto armado) de 2,50 m de altura; 1600 m de Arame farpado, fio de arame galvanizado nu de 1 mm de espessura; 200 m de Tela galinheiro de 1,80 m de largura (abertura 40x50 mm e fio de espessura de 1 mm); 200 m de Tela alambrado de 1,50 m de largura (abertura 80x55 mm e fio de espessura de 2 mm); 1.100 kg de Cimento Portland Comum; 2 m³ de Areia média; 3 m³ de Pedra marroada e 2 kg de Arame galvanizado de espessura 4/16".
Impermeabilização dos Tanques	<ul style="list-style-type: none"> Um pedreiro e 4 auxiliares (135 homens-horas). 	<ul style="list-style-type: none"> 100 m de Lona de polietileno (<i>lona preta</i>) - espessura 150 µm e largura de 8 m; 300 kg de Cimento Portland Comum e 0,5 m³ de Areia média.
Pavimentação em torno dos Tanques	<ul style="list-style-type: none"> Um pedreiro e 4 auxiliares (240 homens-horas). 	<ul style="list-style-type: none"> 700 kg de Cimento Portland Comum; 1 m³ de Areia média; 500 Placas de alvenaria (60x60 cm).

Tabela A.1 - Relação dos itens utilizados nas diversas fases da construção da Unidade Piloto de Samambaia (continuação).

Proteção da borda livre dos Tanques	<ul style="list-style-type: none"> Um pedreiro e auxiliar (84 homens-horas). 	<ul style="list-style-type: none"> 700 kg de Cimento Portland Comum; 4 m³ de Areia média e 200 m de Tela galinheiro de 1,80 m de largura (abertura 40x50 mm e fio de espessura de 1 mm).
Prédio de Apoio (Mini-laboratório)	<ul style="list-style-type: none"> Um pedreiro e auxiliar (84 homens-horas). 	<ul style="list-style-type: none"> 600 kg de Cimento Portland Comum; 2 m³ de Areia média; 800 Tijolos (cerâmico e furado) - 10x20 cm; 40 Telhas de fibro-cimento de 2,44x0,5 m; 30 m de Caibros de madeira de 5x6 cm; 1 Pia em aço inox de 1,20 m de largura; 1 Torneira de 3/4'; 1 Porta de ferro de 0,80x2,10 m; 2 Janelas de ferro (uma de 3x1 m e outra 1x1 m) 2 Bancadas construídas em concreto armado com 6 m (forma de L).

Tabela B.8 – Resultados microbiológicos das amostras afluentes e efluentes do Tanque 1 e 2 do Experimento.

Data	Coliformes Totais _{Afluente}	Coliformes Totais _{Tanque 1}	Coliformes Totais _{Tanque 2}
27/Jul	2,86E+02	5,20E+01	7,41E+02
03/Ago	2,42E+03	2,42E+03	2,42E+03
10/Ago	5,10E+01	0,00E+00	2,34E+02
17/Ago	3,79E+02	7,40E+01	2,49E+02
24/Ago	-	-	-
31/Ago	-	-	-
05/Set	2,42E+05	3,00E+00	2,42E+05
14/Set	4,30E+04	1,00E+01	2,40E+05
21/Set	2,10E+04	2,00E+01	2,00E+05
05/Out	1,35E+04	1,73E+02	-
11/Out	9,59E+03	2,75E+04	4,20E+03
20/Out	4,61E+04	1,03E+04	2,72E+04
26/Out	-	-	-

Data	Coliformes Fecais _{Afluente}	Coliformes Fecais _{Tanque 1}	Coliformes Fecais _{Tanque 2}
27/Jul	7,30E+01	2,00E+01	7,40E+01
03/Ago	6,30E+01	1,00E+01	9,80E+01
10/Ago	2,00E+01	0,00E+00	6,30E+01
17/Ago	-	-	-
24/Ago	3,13E+02	3,00E+01	1,14E+02
31/Ago	3,75E+02	1,12E+02	2,78E+02
05/Set	6,30E+02	4,10E+02	8,60E+02
14/Set	4,10E+02	9,10E+03	1,00E+02
21/Set	1,60E+02	2,70E+04	3,10E+01
05/Out	3,00E+01	-	4,10E+01
11/Out	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
20/Out	0,00E+00	0,00E+00	0,00E+00
26/Out	3,65E+02	3,65E+02	6,45E+01