

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
ENGENHARIA DE PRODUÇÃO**

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DO EFLUENTE DE LAGOAS DE
ESTABILIZAÇÃO PARA UTILIZAÇÃO NA PISCICULTURA**

Clovis Matheus Pereira

Tese apresentada ao Programa de Pós – Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Santa Catarina como requisito parcial para obtenção do título de Doutor em Engenharia de Produção

**Florianópolis
2004**

CLOVIS MATHEUS PEREIRA

**AVALIAÇÃO DO POTENCIAL DO EFLUENTE DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO
PARA UTILIZAÇÃO NA PISCICULTURA**

Esta tese foi julgada e aprovada para a obtenção do título de **Doutor em Engenharia de Produção no Programa de Pós - Graduação em Engenharia de Produção** da Universidade Federal de Santa Catarina

Florianópolis, 25 de junho de 2004

Prof. Edson P. Paladini

Coordenador do Curso

Banca Examinadora

Prof.a. Sandra Sulamita N. Baasch, Dra.
Moderadora

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
Orientador

Prof. Rafael Kopschitz Xavier Bastos, Dr.

Prof. Alexandre de Ávila Lerípio, Dr.

Prof. Juan Ramon Esquivel Garcia, Dr.

Prof. João Bosco R. Rodrigues, Dr.

À todos que acreditam que melhorar
o conhecimento traz crescimento.

Aos que aprenderam que crescer é
uma questão de sobrevivência.

Agradecimentos

Meus agradecimentos às instituições, À Universidade Federal de Santa Catarina, UFSC, À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior, CAPES,

Ao Programa de Pesquisa em Saneamento Básico, PROSAB (FINEP) e à

Companhia Catarinense de Água e Saneamento, CASAN.

Meus agradecimentos pessoais ao meu Orientador Prof. Dr. Flávio Rubens Lapolli que me abriu a porta e me ajudou a manter a trilha de minha formação profissional

do Doutorado e ao Eng. Jair Sartoratto da CASAN, que com seu arrojo e determinação possibilitou a realização deste trabalho desde o meu Mestrado.

Aos meus colegas pela parceria nos bons e mais difíceis momentos.

Aos meus amigos e à minha família pelo apoio incondicional às dificuldades superadas para a realização desta jornada.

À Deus pela saúde e pela luz que ilumina meu caminho.

Tudo que acontece com a Terra,
acontece com os filhos dela.
O homem não tece a teia da
vida; ele é um fio dela. Tudo que
ele faz à teia faz a si mesmo.

Ted Perry, inspirado no chefe
Seattle (Capra, 1996)

Sumário

| | |
|---|-------------|
| SUMÁRIO..... | VI |
| LISTA DE FIGURAS..... | IX |
| LISTA DE TABELAS..... | X |
| LISTA DE QUADROS..... | XII |
| RESUMO..... | XIII |
| ABSTRACT..... | XIV |
| 1 INTRODUÇÃO..... | 1 |
| 2 OBJETIVOS | 4 |
| 2.1 OBJETIVO GERAL:..... | 4 |
| 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS: | 4 |
| 3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA..... | 6 |
| 3.1 DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL..... | 6 |
| 3.1.1 <i>O conceito de sustentabilidade</i> | 6 |
| 3.1.2 <i>A concepção moderna da qualidade de um empreendimento</i> | 12 |
| 3.1.3 <i>Gestão da água</i> | 14 |
| 3.2 O TRATAMENTO DE ESGOTOS | 16 |
| 3.2.1 <i>Panorama do tratamento dos esgotos</i> | 16 |
| 3.2.2 <i>Caracterização dos processos de tratamento de esgotos</i> | 20 |
| 3.2.3 <i>Processos de tratamento das águas residuárias</i> | 22 |
| 3.2.4 <i>O conceito de sustentabilidade aplicado ao tratamento de esgotos</i> | 30 |
| 3.3 ANÁLISE DE SUSTENTABILIDADE..... | 33 |
| 3.3.1 <i>Ciclo do N</i> | 40 |
| 3.3.2 <i>Ciclo do P</i> | 43 |
| 3.3.3 <i>Eutrofização das águas e a transformação da matéria orgânica</i> | 47 |
| 3.4 A PISCICULTURA..... | 50 |
| 3.4.1 <i>Concepção da piscicultura como sistema produtivo</i> | 50 |
| 3.4.2 <i>Características das espécies de peixes mais aptas para piscicultura com águas residuárias e potencialidades deste ambiente</i> | 52 |
| 3.4.3 <i>Principais parâmetros ambientais desejáveis para a piscicultura</i> | 57 |
| 3.4.4 <i>A utilização do efluente das ETEs na piscicultura</i> | 60 |
| 3.4.5 <i>A qualidade do peixe produzido</i> | 65 |
| 3.4.6 <i>Cuidados necessários para o uso de água residuária na piscicultura</i> | 67 |
| 3.4.7 <i>Produtos químicos presentes no esgoto que representam perigo a saúde humana e sobrevivência dos peixes</i> | 71 |

| | | |
|----------|--|------------|
| 4 | METODOLOGIA DA PESQUISA..... | 75 |
| 4.1 | CARACTERIZAÇÃO DA PESQUISA | 75 |
| 4.2 | DESCRIÇÃO DA METODOLOGIA | 75 |
| 4.3 | CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DO ESTUDO..... | 76 |
| 4.4 | INSTALAÇÕES DA ÁREA EXPERIMENTAL..... | 77 |
| 4.5 | PROTOCOLOS EXPERIMENTAIS | 78 |
| 4.5.1 | <i>Acompanhamento dos principais parâmetros ambientais.....</i> | <i>79</i> |
| 4.5.2 | <i>Análise preliminar da comunidade planctônica.....</i> | <i>80</i> |
| 4.5.3 | <i>Importância da profundidade para a diminuição das concentrações de amônia no efluente de uma lagoa de estabilização.....</i> | <i>82</i> |
| 4.5.4 | <i>Análise da capacidade de produção de peixes no efluente de lagoas de estabilização e a sua influência na qualidade do efluente.....</i> | <i>83</i> |
| 4.5.5 | <i>Análise comparativa da qualidade do pescado produzido no efluente de lagoas de estabilização e em água limpa.....</i> | <i>87</i> |
| 4.5.6 | <i>Teste de genotoxicidade</i> | <i>89</i> |
| 4.5.7 | <i>Análise do grau de sustentabilidade do reúso da água pela piscicultura no tratamento em lagoas de estabilização.....</i> | <i>90</i> |
| 4.5.8 | <i>Importância do tempo de retenção na eficiência de redução da amônia e a influência dos peixes</i> | <i>94</i> |
| 5 | RESULTADOS E DISCUSSÃO | 97 |
| 5.1 | PRINCIPAIS PARÂMETROS AMBIENTAIS ANALISADOS NO SISTEMA DE TRATAMENTO..... | 97 |
| 5.1.1 | <i>Temperatura.....</i> | <i>97</i> |
| 5.1.2 | <i>Oxigênio.....</i> | <i>99</i> |
| 5.1.3 | <i>pH e amônia.....</i> | <i>100</i> |
| 5.1.4 | <i>Coliformes fecais.....</i> | <i>102</i> |
| 5.1.5 | <i>Avaliação do sistema de tratamento</i> | <i>102</i> |
| 5.2 | ANÁLISE PRELIMINAR DA COMUNIDADE PLANCTÔNICA..... | 105 |
| 5.3 | IMPORTÂNCIA DA PROFUNDIDADE PARA A DIMINUIÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE AMÔNIA NO EFLUENTE DE UMA LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO..... | 110 |
| 5.4 | ANÁLISE DA CAPACIDADE DE PRODUÇÃO DE PEIXES NO EFLUENTE DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO E A SUA INFLUÊNCIA NA QUALIDADE DO EFLUENTE | 113 |
| 5.4.1 | <i>Biometrias.....</i> | <i>113</i> |
| 5.4.2 | <i>Qualidade da água nos tanques experimentais para a sobrevivência dos peixes.....</i> | <i>115</i> |
| 5.5 | ANÁLISE COMPARATIVA DA QUALIDADE DO PESCADO PRODUZIDO NO EFLUENTE DE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO E EM ÁGUA LIMPA..... | 119 |
| 5.5.1 | <i>Análise microbiológica.....</i> | <i>119</i> |
| 5.5.2 | <i>Análise sensorial</i> | <i>121</i> |
| 5.6 | TESTE DE GENOTOXICIDADE..... | 123 |
| 5.7 | ANÁLISE DO GRAU DE SUSTENTABILIDADE DO USO DO EFLUENTE DO SISTEMA DE TRATAMENTO EM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO PELA PISCICULTURA..... | 123 |
| 5.7.1 | <i>Análise da sustentabilidade</i> | <i>128</i> |
| 5.7.2 | <i>A entropia do nitrogênio e o custo ambiental</i> | <i>130</i> |
| 5.7.3 | <i>A entropia do fósforo e o custo ambiental.....</i> | <i>132</i> |
| 5.7.4 | <i>A entropia da DBO₅ (matéria orgânica) e o custo ambiental.....</i> | <i>135</i> |

| | | |
|----------|---|------------|
| 5.7.5 | <i>Análise final da sustentabilidade</i> | 136 |
| 5.8 | IMPORTÂNCIA DO TEMPO DE RETENÇÃO NA EFICIÊNCIA DE REDUÇÃO DA AMÔNIA | 140 |
| 6 | CONCLUSÕES | 148 |
| 6.1 | RECOMENDAÇÕES..... | 150 |
| 7 | CONSIDERAÇÕES FINAIS | 153 |
| 8 | FONTES BIBLIOGRÁFICAS | 156 |

LISTA DE FIGURAS

| | |
|--|-----|
| Figura 1. Disposição dos tanques experimentais, vista panorâmica da ETE Potecas e prédio de apoio. | 77 |
| Figura 2. Foto com vista de cima do tanque experimental mostrando divisão central e barras de estrutura e sustentação do tanque. | 78 |
| Figura 3. Organismos formadores do plâncton do efluente da lagoa de estabilização no início do experimento | 106 |
| Figura 4. Organismos formadores do plâncton do efluente da lagoa de estabilização no final do experimento..... | 108 |
| Figura 5. Concentrações médias (mg/L) de N – amônia dos tratamentos experimentais..... | 109 |
| Figura 6. Pesos médios mensais dos peixes nos 3 tratamentos experimentais durante o período de cultivo. | 113 |
| Figura 7. Regressão linear das concentrações de sólidos suspensos dos tratamentos experimentais T1, T2, T3 e do efluente da lagoa de estabilização durante o período de cultivo dos peixes | 118 |
| Figura 8. Perfil do <i>flavor</i> da carne dos peixes criados em água limpa e no efluente de lagoas de estabilização..... | 122 |
| Tabela 25. Valores médios, máximos e mínimos de pH e de oxigênio dissolvido (mg/L) da Lagoa facultativa (LF) e dos tanques experimentais | 142 |
| Figura 9. Variação das concentrações de N - amônia(mg/L) nos tanques com 7, 14 e 21 dias de tempo de detenção e do efluente da lagoa de estabilização (LF) | 144 |

LISTA DE TABELAS

| | |
|--|-----|
| Tabela 1. Concentrações médias (mg/L) de DQO e Sólidos Suspensos de entrada do esgoto e saída de cada lagoa de estabilização do sistema de tratamento e a eficiência de remoção percentual com relação ao esgoto de entrada no sistema | 104 |
| Tabela 2. Concentrações médias (mg/L) do esgoto (entrada), e da saída da última lagoa de estabilização e a eficiência de remoção do sistema de tratamento do NTK (Nitrogênio Total Kjeldhal), N- amônia e Fósforo total. | 104 |
| Tabela 3. Análise quali - quantitativa (indivíduos/L) do plâncton da lagoa de estabilização no início do experimento | 106 |
| Tabela 4. Análise quali - quantitativa (indivíduos/L) do plâncton nos tanques filtrados com exclusão do plâncton e sem exclusão do plâncton ao final do experimento | 107 |
| Tabela 5. Valores médios, máximos e mínimos de temperatura (°C), pH, oxigênio dissolvido (mg/L) e transparência (cm) nos tanques experimentais | 109 |
| Tabela 6. Concentrações médias (mg/L) inicial e final de N – nitrito, N – nitrato, N – amônia durante o período experimental | 110 |
| Tabela 7: Parâmetros Ambientais médios, máximos e mínimos dos tanques experimentais: temperatura (°C), pH, OD (mg/L), transparência (cm) | 111 |
| Tabela 8. Concentrações médias, iniciais e finais, dos nutrientes dos tanques experimentais..... | 111 |
| Tabela 9. Avaliação do peso final, da sobrevivência e da produtividade da criação de peixes nos tratamentos experimentais..... | 114 |
| Tabela 10. Resultados médios mensais do fator de condição dos peixes por tratamento experimental..... | 115 |
| Tabela 11. Parâmetros ambientais médios, máximos e mínimos durante o período experimental..... | 116 |
| Tabela 12. Valores médios em mg/L e desvio padrão da série nitrogenada dos tratamentos experimentais e do efluente da lagoa de estabilização | 116 |
| Tabela 13. Concentrações médias (mg/L) e desvio padrão (D.P.) do fósforo total, ortofosfatos, DBO, DQO e sólidos suspensos e NMP/100mL de coliformes fecais obtidos nos tanques experimentais e no efluente da lagoa de estabilização. | 118 |
| Tabela 14. Concentrações médias de clorofila <i>a</i> em mg/m ³ dos tratamentos experimentais e do efluente de lagoas de estabilização | 119 |
| Tabela 15. Resultado das análises microbiológicas da pele dos peixes criados em um pesque pague (testemunho), na água limpa, e no efluente de lagoas de estabilização. | 120 |
| Tabela 17. Avaliação do peso final, da sobrevivência e da produtividade da criação de peixes nos tratamentos experimentais..... | 124 |
| Tabela 18. Percentual das amostras consideradas sustentáveis ambientalmente, que satisfazem os parâmetros de qualidade ambiental determinados pela legislação. | 125 |
| Tabela 19. Volumes críticos (concentração média durante o período experimental / concentração limite estabelecida pelas normas ambientais dos parâmetros | |

| | |
|--|-----|
| analisados no período). | 126 |
| Tabela 20. Entropia e custo ambiental médio do parâmetro nitrogênio total dos tratamentos experimentais e do efluente da ETE | 132 |
| Tabela 21. Peso úmido médio por litro de peixes existentes no início, ao final do período experimental e o ganho de peso úmido obtido por litro..... | 133 |
| Tabela 22. Entropia e custo ambiental médio do parâmetro fósforo dos tratamentos experimentais e do efluente da ETE. | 134 |
| Tabela 23. Entropia e custo ambiental médio do parâmetro DBO ₅ dos tratamentos experimentais e do efluente da ETE | 136 |
| Tabela 24. Valores finais de avaliação dos sistemas de piscicultura e do efluente de lagoas de estabilização..... | 137 |
| Tabela 26. Resultados das análises de DQO e eficiência de remoção de DQO, sólidos suspensos e orto fosfato..... | 143 |

LISTA DE QUADROS

| | |
|---|-----|
| Quadro 1. Níveis de tratamento dos esgotos e capacidade de remoção de parâmetros de padrão de qualidade | 22 |
| Quadro 2. Valores de fósforo total (mg/L) para os principais graus de trofia do ambiente | 45 |
| Quadro 3. Delineamento experimental do experimento de capacidade de produção de peixes no efluente da ETE continental de Florianópolis..... | 85 |
| Quadro 4. Parâmetros de classificação das águas segundo a legislação dos órgãos ambientais..... | 92 |
| Quadro 5. Valores de fósforo total (mg/L) para os principais graus de trofia do ambiente. | 127 |

RESUMO

O efluente de lagoas de estabilização da ETE continental da CASAN Florianópolis foi avaliado para a utilização na criação de peixes da espécie tilápia (*Oreochromis niloticus*). Foram analisadas a qualidade deste efluente, a influência da criação dos peixes neste efluente e a sustentabilidade do sistema de tratamento de esgotos. Foram testadas alternativas de manejo da água para reduzir as altas concentrações de N – amônia, que são um fator limitante para a produção de peixes. Os experimentos se desenvolveram em tanques em formato *raceway*, de fibra de vidro com 2,57m² providos de aeração do tipo *airlift*. Foram testadas a mudança de profundidade e do tempo de detenção hidráulico em experimentos distintos, como forma melhorar a qualidade do efluente. Nas profundidades testadas, 40, 60 e 80cm, a profundidade de 40 cm foi a que mais favoreceu a proliferação de algas, reduzindo o N - amônia em 88%. Para testar os tempos de detenção de 7, 14 e 21 dias os tanques experimentais foram interligados em série e analisada a qualidade da água. O tanque com 21 dias apresentou 75% das amostras abaixo de 2,0 mg/L de N – amônia (concentração considerada limite para a criação de peixes) com 14 dias 50% das amostras e com 7 dias nenhuma amostra esteve abaixo desta concentração. A capacidade de produção e a qualidade da carne das tilápias criadas no efluente de lagoas de estabilização foram testadas num período experimental de 189 dias nas densidades de 3 peixes/m² (T₂) e 7 peixes/m² (T₃) comparadas à criação de 7 peixes/m² em água limpa + ração (T₁). Os peixes criados em água limpa e ração (T₁) cresceram mais. A densidade do T₃ foi maior do que o dobro do T₂ (3 e 7/m²) porém a diferença de crescimento entre os dois tratamentos compensou a diferença de número resultando em produções finais equivalentes. A alta sobrevivência confirma as condições para sobrevivência dos peixes, mas em ambientes com altas concentrações de amônia eles não se alimentam e em apenas 10% das amostras coletadas nos tanques que utilizaram efluente de lagoa de estabilização as concentrações se mostraram favoráveis ao crescimento dos peixes, o sistema de criação reduziu as concentrações de nitrogênio orgânico total. Houve maior consumo dos sólidos suspensos com crescimento dos peixes. Os resultados das análises de coliformes fecais, *Salmonella sp* e *Staphylococcus aureus* dos efluentes, e da carne dos peixe produzido ficaram dentro dos padrões recomendados pela OMS (Organização Mundial de Saúde). Na análise de sustentabilidade, o parâmetro fósforo apresentou os piores índices de sustentabilidade. A criação de peixes em água limpa utilizando ração apresentou índice de sustentabilidade melhor do que o efluente da ETE. A criação de peixes com o efluente pode ser considerada uma atividade sustentável, pois promoveu a melhoria da qualidade do efluente do sistema de tratamento e pode dar sustentabilidade para a integração com outros sistemas produtivos.

Palavras chave: peixes; efluentes; lagoas de estabilização; desenvolvimento sustentável; piscicultura

ABSTRACT

The effluent of stabilization ponds of CASAN's continental ETE in Florianópolis was evaluated for use in fish culture of tilapia (*Oreochromis niloticus*) species. The quality of this effluent was analyzed, as well as the influence of fish culture in it and the sustainability of sewage treatment system. Alternative water handling was tested in order to reduce the high concentration of N – ammonia, which is a limiting factor in production of fish. The test took place in raceway shape tanks, made of fiber glass with 2,57 m², having airlift type aeration. The depth of 40, 60 and 80 cm, the depth de 40 cm prove to be favourable for the proliferation of algae, reducing the N – ammonia by 88%. In order to test the detention time of 7, 14 and 21 days the test tanks were joined in a row and the quality of water was analysed. The tank with 21 days presented 75% of the samples below the 2,0 mg/L of N – ammonia (a concentration which is considered to be the limit for fish culture), the one with 14 days presented 50% the samples below this level and the tank with 7 days presented no samples below this level of concentration. The production capacity and the quality of the meat from the tilapia bred in the effluent of stabilisation pond were tested during an experimental period of 189 days in a density of 3 fish/m² and 7 fish/m² (T₂) and (T₃) and the fish cultured in clean water plus ration (T₁). The fish bred in clean water and ration (T₁) grew more. The density of T₃ was than twice that of T₂ (3 and 7/m²) but the difference in growth between the two treatments did not present any difference in the total of the final production. The high survival rate confirms the conditions for the survival of the fish, but in environment with a high concentration of N – ammonia they don't feed themselves and only in 10% of the collected samples from the tanks which used effluent from the stabilisation pond did the concentration show itself to be favourable to grow of fish, the breeding system reduced the total concentration of organic nitrogen. There was a greater consumption of suspended solids which resulted in fish growth. The results from the analysis of fecal coliforms, *Salmonella sp* and *Staphylococcus aureus* from the effluents, and the meat from the fish produced were found to be within the standards required by WHO(World Health Organization). In sustainability analysis the phosphorus parameter was responsible for the higher rates of insustainability. The effluent of intensive fish culture caused less impact than the ETE effluent. The fish culture with effluent can be considered a sustainable activity, had positive entropy, since it improved the quality of the effluent from the sewage treatment system and can sustain the integration with ETE systems.

Key-words: fish; effluent; stabilization ponds, sustainable development; fishculture

1 Introdução

O Clube de Roma, formado por cientistas, empresários e ex-políticos de renome mundial, publicou em 1972 o relatório “*Limites ao Crescimento*”, no qual preveniam os riscos de um crescimento econômico contínuo, baseado em recursos naturais e alertavam para os limites da exploração do planeta (VALLE, 1995).

A concepção dos sistemas produtivos estabelecidos nesta época preocupavam-se unicamente com a viabilidade técnica e econômica do sistema produtivo, analisados como sistemas isolados, a concepção mais moderna tem uma visão holística e sistêmica para o sistema produtivo.

Quando o meio ambiente e os impactos causados são pouco considerados, os custos ambientais da emissão de resíduos são repassados à sociedade com perda de qualidade ambiental, inúmeros problemas de saúde pública podem ser causados às pessoas não participantes do processo produtivo, este dano é denominado *externalidade*.

Nos processos naturais as transformações se dão de forma integrada entre diversos ecossistemas. A divisão dos ecossistemas é apenas conceitual, todas as transformações são do planeta como um todo.

A “Gestão Ambiental” (gestão \equiv gerência) considera que o sistema produtivo e a natureza são integrados, o melhor aproveitamento das matérias primas diminui os resíduos e os impactos/custos ambientais. Nos futuros projetos de tratamento de esgoto, além das preocupações com saúde pública deverá ser incluída a gestão ambiental.

A análise de sustentabilidade da integração de atividades pode mostrar se haverá uma melhoria de qualidade nos sistemas de tratamento de esgotos.

Para a integração do sistema de tratamento de esgotos com a piscicultura é necessário que sejam adotadas técnicas de tratamento que coloquem o efluente do sistema de tratamento do esgoto em condições de uso para a piscicultura.

O reúso da água do esgoto tratado pela piscicultura é um tema de interesse crescente no Brasil, e que ganha importância pela escassez e pelos usos conflitantes da água.

Esta nova atividade de produção, integrada ao sistema de tratamento de esgotos, precisa ser discutida sob os mais diversos aspectos para clareza dos riscos, custos e benefícios.

Nesta pesquisa, foram abordadas a segurança sanitária, a sustentabilidade ambiental e a viabilidade técnica e econômica da integração entre a piscicultura e o tratamento de esgotos.

O presente trabalho faz parte da área de Pesquisa em Gestão Ambiental do Programa de Pós Graduação em Engenharia de Produção da Universidade Federal de Santa Catarina. Os trabalhos experimentais foram realizados no Laboratório de Reúso de Águas – LARA do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, graças a parceria do LARA com a Companhia Catarinense de Águas e Saneamento - CASAN. A pesquisa foi financiada pela FINEP, CNPq e Caixa Econômica Federal no âmbito do PROSAB - Programa de Pesquisas em Saneamento Básico, Edital 3 Tema 2.

Parte dos resultados obtidos foram publicados no livro, *Utilização de Esgotos Tratados em Fertirrigação, Hidroponia e Piscicultura*, resultado do esforço

interdisciplinar e articulado de pesquisas, em boa parte, inéditas no País.

Para facilitar a compreensão e organização, a fundamentação teórica do trabalho é apresentada em três capítulos que tratarão dos temas: 1) sustentabilidade e gestão ambiental de sistemas, 2) sistemas de tratamento de esgoto e 3) piscicultura.

2 OBJETIVOS

O presente trabalho tem em sua concepção os seguintes objetivos para o desenvolvimento da gestão ambiental dos efluentes domésticos:

2.1 Objetivo Geral:

Avaliar a potencialidade da utilização de esgotos sanitários tratados em lagoas de estabilização pela piscicultura, como um instrumento de gestão para a sua valorização e melhoria de qualidade.

2.2 Objetivos Específicos:

- Analisar a qualidade do efluente de lagoas de estabilização e testar alternativas de sua melhoria, favorecendo a sobrevivência e crescimento dos peixes.
- Estabelecer a capacidade de produção de peixes com a água do sistema de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização, para análise de custo/benefício da atividade.
- Avaliar a influencia da criação de peixes na qualidade do efluente de lagoas de estabilização.
- Analisar a qualidade do peixe produzido com o efluente de lagoas de

estabilização.

- Realizar uma análise da sustentabilidade do sistema de tratamento associada à produção de peixes.
- Propor a valorização do efluente sanitário tratado com a produção obtida com a piscicultura.

3 Fundamentação teórica

3.1 Desenvolvimento sustentável

3.1.1 O conceito de sustentabilidade

Segundo a obra *Nosso Futuro Comum - 1987 – Relatório Brundtland*. (VINATEA, 1999), desenvolvimento sustentado é aquele que atende as necessidades do presente sem comprometer a possibilidade de as gerações futuras atenderem suas próprias necessidades.

O alto percentual de pessoas no mundo que passam fome, não possui água para beber e fazer sua higiene, e que morrem por problemas de saneamento básico, são estatísticas suficientes para questionar se o atual modelo de desenvolvimento do planeta está sendo sustentável.

Uma sociedade que pretende manter sua *sustentabilidade* (manutenção das condições para a vida das futuras gerações) necessita analisar como está estabelecendo sua sobrevivência.

A grande concentração de pessoas nos centros urbanos parece ser uma situação insustentável, sob o ponto de vista ambiental. A enorme quantidade de pessoas vivendo em um espaço tão pequeno tem causado impactos irreversíveis ao meio ambiente e às próprias pessoas.

Segundo Vinatea (1999) os indígenas necessitavam uma área de 35 Km² para suprir as necessidades básicas de 65 pessoas, atualmente nas grandes cidades do mundo vivem em média 6 milhões de pessoas nesta mesma área.

Na ocupação da terra antes da colonização europeia, os indígenas brasileiros não estabeleciam um lugar fixo para viver, não possuíam a noção de propriedade da terra, assim, quando enfrentavam problemas de escassez de alimento ou de contaminação do ambiente, migravam para outro local. No novo local os indígenas tinham novamente todas as potencialidades disponíveis para a sobrevivência de sua tribo e o ambiente, anteriormente ocupado, tinha a oportunidade de recuperação.

A colonização europeia criou as grandes cidades que lançam diariamente os efluentes oriundos de um incremento de insumos destinados à sobrevivência da população urbana, insumos vindos de outras regiões, do estado, do país, do mundo.

As cidades são fundadas a partir de interesses comuns, como a disponibilidade de água, potencialidades ambientais e facilidades de acesso. O aglomerado urbano necessita enormes esforços para mitigar o grande impacto ambiental e reduzir os riscos à saúde pública causados pela grande concentração de pessoas.

A água tratada para o consumo nas grandes cidades é obtida de rios que em sua grande maioria recebem o impacto do lançamento de agrotóxicos, da elevada quantidade de sólidos suspensos originários da erosão dos solos mal utilizados, e dos esgotos de cidades situadas à montante do ponto de captação. O aproveitamento das águas de um único rio por diversos países é motivo de grandes preocupações em todo o mundo e motivo da previsão de grandes conflitos mundiais provocados pela escassez de água.

A escassez de água não é só pela quantidade disponível, mas também pela qualidade da água a ser tratada para os diversos usos. A discussão sobre a

sustentabilidade pode ser feita sob diversos âmbitos e para que se possa auferir formas de analisá-la, merece uma análise mais profunda.

A palavra sustentabilidade, como significado de manutenção, suportável, suficiente para manutenção; precisa ser analisado na escala de tempo; até quando alguma coisa, um sistema, um objeto, uma pessoa, uma sociedade, o meio ambiente, pode se manter sustentável? (D'AGOSTINI, no prelo)

Dimensionar o impacto ambiental dos sistemas produtivos pode ser difícil pela complexidade de fatores e diferentes unidades. Como avaliar os fatores econômicos, sociais e os reparos necessários à recuperação do ambiente? Qual é o custo ambiental?

Para falar de sustentabilidade e de manutenção das condições de vida no planeta, Baumgärtner (1998) & D'Agostini (no prelo) propõem também pensar nos processos de transformação de energia e matéria.

Segundo a 1^a Lei da Termodinâmica, de uma forma bastante simplista, “na natureza nada se perde ou se cria, tudo se transforma”, a entalpia.

Para a 2^a Lei da Termodinâmica, em todo processo de transformação, a troca de matéria em energia, se dá de uma forma mais simples para outra mais complexa, com perda de energia para o sistema. O universo, segundo esta Lei, está ficando cada vez mais complexo, mas perdendo as oportunidades ou atingindo as transformações possíveis de acontecerem, a entropia.

Baumgärtner (1998) propõe que a entropia seja utilizada como uma ferramenta para integrar os processos econômicos e os processos biofísicos existentes, criar uma medida do o que foi transformado em algo útil, e o que foi transformado em rejeito, impacto/custo ambiental. Hannon *et al.* (1993) apud Baumgärtner (1998),

sugerem que a entropia seja utilizada como uma medida de sustentabilidade de uma atividade econômica.

Quando desperdiçamos energia ou matéria, estamos tirando das futuras gerações a oportunidade de utilizá-las.

A entropia do universo está diminuindo na medida em que as possibilidades de se criar coisas novas vão diminuindo. O ser humano tem interesse de obter coisas com entropia elevada, nestes sistemas a parcela de “*energia*” utilizada é convertida em coisas interessantes com grande aproveitamento.

Por outro lado não se pode substituir o gasto de energia, o trabalho ou a entropia pelo valor econômico. O valor econômico de alguma coisa é dado por inúmeros fatores nem sempre mensuráveis, a inclusão das leis termodinâmicas (entalpia e entropia) fornecem um componente biofísico em contraste aos componentes econômicos da economia moderna (DALY, 1986; TOWNSEND, 1992 apud BAUMGÄRTNER, 1998).

Para cada possibilidade criada (uso da roda, descoberta da energia elétrica, descoberta de petróleo, etc), há a oportunidade de uma nova série de eventos acontecerem, um aumento da entropia, mas isto representa também uma oportunidade a menos de produzir novos eventos. Pode parecer que estas oportunidades sejam infinitas, mas os recursos terrestres são finitos, há uma limitação das matérias primas existentes e de espaço, e não se conhece um outro local no universo com possibilidades de vida. De todos os planetas conhecidos somente a terra parece possuir vida (D’AGOSTINI, no prelo).

Falar de sustentabilidade e desenvolvimento sustentável é um tanto momentâneo, instantâneo. Ao longo da sua formação, o planeta sofreu grandes

modificações que transformaram a fauna e a flora existentes. Seria insustentável a vida daquelas comunidades de animais extintos, já que desapareceram? A sustentabilidade é possível ou é somente um objetivo inatingível e momentâneo?

Segundo Moser (1983) “a natureza ao invés de ser admirada passou a ser estudada, em vez de cultivada, dominada, em vez de companheira, escrava”.

Com a abundância o homem moderno estabeleceu uma sociedade que utiliza uma grande quantidade de recursos naturais para sua sobrevivência. Com o atual crescimento da população e a falta de alguns recursos como a água, por exemplo, parece que a humanidade se encaminha para uma época de escassez e cada vez mais é necessário economizar a natureza (o planeta).

Economizar não é somente não gastar, mas é também gastar bem, contabilizar prioridades. Todo processo de troca natural ou econômico ocorre com o uso de energia. A energia perdida na transformação em trabalho não pode ser considerada como um custo ambiental já que são criadas novas possibilidades com o resultado do trabalho.

Na análise de sustentabilidade de um sistema qualquer, pode ser avaliada a quantidade de *energia* utilizada e a quantidade de coisas interessantes que são produzidas, contabilizando, pode-se chamar de *custo ambiental*, a energia perdida (D’AGOSTINI, no prelo).

Um sistema produtivo qualquer utiliza matérias primas, energia e mão de obra para produzir e utiliza o meio ambiente como depósito de seus efluentes: sólidos, líquidos e gasosos. A degradação ambiental causada por estes efluentes pode causar problemas de saúde à comunidade de pessoas que vivem na área impactada pelo sistema produtivo

Considerar os danos causados a esta população nos custos de produção dos sistemas é algo complexo. O custos dos remédios e dos dias sem trabalhar dos cidadãos são mensuráveis, mas a redução do tempo de vida de uma pessoa ou a extinção de uma espécie qualquer são bastante difíceis de serem calculados na análise de custo ambiental.

A decisão do sistema produtivo em lançar os efluentes no ambiente e transferir a responsabilidade dos custos para se proteger da poluição ou os custos dos efeitos adversos à saúde às pessoas, é chamada de “*externalidade*” ou custo externo (MARGULIS, 1990).

“Ambiente é muito mais o estado de um lugar qualquer, do que um lugar que se gostaria de manter em certo estado..., um bom desempenho ambiental é possibilitar a reprodução ou a emergência do estado interessante e desejável em um lugar”. (D’AGOSTINI, no prelo).

No caso da água, nada se poderia fazer com uma enorme quantidade de água sem a qualidade necessária para cumprir as necessidades para seu uso, por exemplo, pode-se morrer de sede no meio do oceano, pois a qualidade da água do mar não é boa para o consumo humano. De forma análoga, pouco se pode fazer com uma quantidade ínfima de água de ótima qualidade.

O potencial ambiental do corpo d’água é dado pela quantidade e pela qualidade da água existente.

A crescente preocupação com a escassez de água é decorrente não só da falta de água em algumas regiões, mas principalmente, decorrente do uso que se está dando a ela. Os grandes centros urbanos captam água para tratamento e distribuição em fontes que estão diminuindo suas possibilidades de tratamento

devido a crescente carga de poluição (D'AGOSTINI, no prelo).

A perda de qualidade da água é tanto decorrente da urbanização desordenada como da atividade rural. A agricultura consome de 60 a 80% da água existente e é responsável pela poluição dos rios devido a degradação do solo e do uso de defensivos agrícolas (BASTOS *et al.*, 2003). Muitos processos produtivos são acumuladores de dejetos animais, como é o caso de suinocultura, da avicultura e também a aquacultura (VINATEA, 1999; BOLL *et al.*, 2000).

Os desequilíbrios, entre oferta e demanda e a constante queda de qualidade dos recursos hídricos disponíveis, ilustram a fragilidade da sustentabilidade do atual modelo de uso da água.

A água de boa qualidade é uma necessidade vital a qualquer ser vivo e uma questão de sobrevivência. Os problemas decorrentes de sua falta são do ser humano e não do elemento água.

Na análise de um sistema produtivo ou do uso da água por um domicílio qualquer, a água ao entrar no sistema produtivo ou no domicílio perde qualidade, decorrente de seu uso. A devolução desta água ao ambiente causa um impacto, sobre o qual o ambiente despende recursos (oxigênio, espaço físico) para depurar o resíduo, o que pode ser considerado um “custo ambiental”. Este custo pode ser caracterizado em função da qualidade e quantidade de resíduos.

3.1.2 A concepção moderna da qualidade de um empreendimento

São objetivos de uma “Gestão pela Qualidade” de um empreendimento: buscar reduções dos custos de produção, agregar valor ao produto, controlar e tratar os efluentes e melhorar os processos produtivos como forma de conseguir um produto

melhor com menores custos, a otimização dos processos.

As *Tecnologias Limpas* buscam o combate ao desperdício com estratégias integradas, aplicadas preventivamente aos processos, produtos e serviços, e por que não, para os domicílios dos cidadãos com o objetivo de aumentar a eficiência do emprego das matérias primas, energia e água, reduzindo os riscos ambientais e aumentando a economia (CABEDA, 1999).

As *Tecnologias Limpas* procuram integrar os agentes do sistema, a reciclagem dos materiais. Faz com que o resíduo tenha um ciclo de vida, o subproduto é reintegrado ao sistema ou passa a fazer parte de outro sistema produtivo reciclando o material ou produzindo outro produto, há um inventário de energia e matérias primas (SOARES, 1996).

Para tanto, a tomada de decisão para a melhoria de um sistema produtivo deve ser tomada com base em fatos, dados e informações quantitativas (CABEDA, 1999).

A ONU, Organização das Nações Unidas, através da Universidade das Nações Unidas, desenvolve um programa denominado Iniciativa para a Pesquisa em Emissão Zero (ZERI - Zero Emissions Research Initiative). Diversas linhas de pesquisas abordam o combate ao desperdício do processo produtivo como a forma de conseguir melhorar a sustentabilidade, já que se constitui numa das maiores fontes de poluição. A expressão “Nada será perdido”, reflete bem a abordagem pretendida, com os estudos de Modelos Completos de Entrada e Saída; (Entrada total = Saída total) (LERÍPIO *et al*, 1996).

O ciclo completo de produção (fabricação/uso/reciclagem/uso), explorando todas as potencialidades da matéria prima, significa redução dos desperdícios de

recursos naturais, além da substituição de matérias primas não renováveis por outras provenientes de fontes renováveis (CAPRA & PAULI, 1995).

Na concepção ZERI o sistema produtivo deixa de ter um fluxo linear para se transformar em uma teia de interações com outros processos, além de reciclar dentro do próprio processo. Promove em primeiro lugar a redução dos resíduos e de impactos ambientais; em segundo lugar cria a oportunidade de utilização de mão de obra e empregos produtivos. Com a reciclagem ocorre uma melhoria da qualidade dos efluentes e resíduos, produzindo renda onde hoje só existem custos de tratamento (CABEDA, 1999).

Esta concepção de teia de interações é uma imitação dos processos naturais, o que ocorre com qualquer fenômeno biofísico. As mudanças de um ambiente qualquer se refletem em diversos níveis e direções do sistema. As teias curtas de pouca interação tem maior desperdício de matéria e de energia (CAPRA, 1996).

3.1.3 Gestão da água

A gestão ambiental da água no Brasil foi oficializada a partir da criação da lei 9.433/97 que instituiu o Conselho Nacional de Recursos Hídricos. O Conselho cria políticas para a gestão integrada dos recursos hídricos em conformidade com a Lei, promovendo os usos múltiplos (incluindo o reúso), a conservação, o uso racional e a diminuição da poluição das águas (SCHUBART, 2003).

A água é apontada como motivo de futuros conflitos e de grandes preocupações para a sobrevivência de milhões de pessoas.

A utilização industrial da água potável responde por cerca de 15% do total

consumido. O consumo doméstico de água, calculado em cerca de 200 litros/hab./dia, embora pareça pouco importante em termos comparativos, representa apenas 5% do total do consumo, ganha importância por se localizar em conglomerados urbanos, onde grandes concentrações de pessoas sofrem com os problemas decorrentes de sistemas obsoletos e subdimensionados para a necessidade atual (LERÍPIO *et al.*, 1996).

A agricultura, responsável por 80% do consumo total de água doce no planeta, apresenta uma série de peculiaridades em relação aos demais tipos de consumidores. Primeiro, porque utiliza grandes quantidades de água por unidade de produto. Segundo, a irrigação com manejo inadequado do solo causa sérios problemas à própria atividade (LERÍPIO *et al.*, 1996).

A sociedade é responsável pelos custos do tratamento de seus efluentes. O desperdício de água potável, o emprego de grandes quantidades de produtos químicos poluentes, o excesso de fósforo do uso dos sabões e detergentes, e o lançamento de matéria orgânica no esgoto são alguns dos motivos da grande dificuldade em se obter um esgoto tratado de boa qualidade e com baixo custo.

A "Gestão Ambiental" pode ser aplicada em um domicílio. O uso de detergentes e seu lançamento no esgoto podem ser melhor gerenciados, como forma de "Reduzir" o aporte de fósforo no sistema de tratamento.

Um trabalho de conscientização e educação ambiental pode reduzir o uso de detergentes. A aplicação de sobretaxa de impostos e a substituição do detergente por água quente ou outros sabões menos poluentes são ações para a melhoria da qualidade ambiental. Tais medidas de caráter mitigatório promovem a redução da carga de fósforo despejada no ambiente.

A água tratada utilizada nos domicílios para cozinhar, matar a sede e para o banho não necessita ter a mesma qualidade que a água utilizada nos domicílios para a irrigação de jardins, lavagem de calçadas e descarga de vasos sanitários. O fósforo existente no esgoto é sal nutriente para a grama e para as plantas de um jardim .

O *reúso* da água das torneiras para estes fins diminui o volume de água necessária. A redução do volume de água utilizada diminui o volume de efluente a ser tratado.

O tratamento e reúso da água residuária para a criação de peixes ou para a agricultura agrega valor produtivo ao sistema original e retorna o potencial produtivo da água captada, fazendo a água *reciclar* seu uso.

Na aplicação da Gestão Ambiental em sistemas produtivos 3 Rs são utilizados para definir ações a serem adotadas: 1°) Reduzir o uso de matérias primas evitando desperdícios; 2°) Reciclar matérias primas no próprio processo produtivo; 3°) Reutilizar os resíduos e efluentes em outros processos produtivos.

3.2 O tratamento de esgotos

3.2.1 Panorama do tratamento dos esgotos

Segundo dados da WHO - UNESCO (2004) no panorama mundial, o acesso à água é privilégio de cerca de 95 % das pessoas das áreas urbana e de 71% das pessoas das áreas rurais, enquanto, dar algum tipo de destino ao esgoto é privilégio de 85% das pessoas nas áreas urbanas e apenas 40% das pessoas nas áreas

rurais.

Dufeell (1996) considerava que 1,5 bilhões de pessoas do planeta não têm acesso à água potável e 2 bilhões não dispõem de sistemas de esgotamento sanitário adequado.

A população mundial, estimada em 6 bilhões de pessoas, tem mais de 50% deste total nos centros urbanos (EDWARDS, 1999).

Os grandes centros urbanos localizados nas regiões litorâneas causam problemas de contaminação às praias e aos organismos marinhos.

Estima-se que 70% dos casos de diarreia em crianças de até 5 anos no mundo (aproximadamente 1,4 bilhões), são causados por microorganismos transmitidos pela água e pelos alimentos. Na América Latina em 1999, somente 49% da população era beneficiada por rede de esgoto, deste total, menos de 10% recebia tratamento, nesta realidade, pode-se admitir que tratar o esgoto seja um avanço (LEON & MOSCOSSO, 1999).

Durante a primeira metade do século XX os esgotos do Brasil quando não eram lançados a céu aberto eram canalizados para locais sem residência até chegarem em córregos e rios, os sistemas de tratamento de se resumiam às latrinas e fossas sépticas. Os projetos de tratamento de esgotos eram "obras faraônicas" que em alguns casos não chegaram a cumprir totalmente com seus objetivos. Os governos municipais e estaduais sem estrutura de coleta e tratamento de esgoto lançam seus efluentes no ambiente sem qualquer tratamento, desta forma não possuem autoridade moral em cobrar das indústrias o tratamento de seus resíduos (LOBO, 2003).

Diante do problema, no sentido de resolver os problemas ambientais e de

saúde pública as autoridades procuravam copiar os exemplos dos países mais desenvolvidos para adotar uma estratégia que resolvesse os problemas que tomavam proporções alarmantes. As soluções não poderiam esperar que os países em desenvolvimento ficassem nas condições econômicas dos países desenvolvidos para acatar os mesmos processos utilizados por aqueles (LOBO, 2003).

Segundo a Constituição Federal de 1988, art. 225 – “Todos tem direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para presentes e futuras gerações”.

Em 1992, 67% da população brasileira era atendida com água correspondendo a 86% da população urbana, enquanto somente 5% da população brasileira tinha esgoto tratado (HELLER, 1999). Em 2001, 88,54% da população brasileira era atendida com abastecimento de água, sendo atendidos 52,75% do total com esgoto sanitários, e destes somente 10% são esgotos tratados (LOBO, 2003; PAHO/WHO, 2001).

O tratamento de esgotos é um empreendimento que necessita ser viabilizado técnica e economicamente. De uma parte, a concessionária é responsável pela coleta e tratamento do esgoto, e de outra parte, os usuários pagam os serviços. Em Santa Catarina este serviço é cobrado como um percentual do consumo d'água.

Nas regiões de baixa renda a ocupação é desordenada, as redes de distribuição de energia elétrica e de água são clandestinas, os usuários não pagam impostos, conseqüentemente não há infra-estrutura urbana, a falta de condições econômicas para pagamento da instalação da rede de água e conseqüentemente da rede coletora para o tratamento do esgoto inviabilizam o sistema de tratamento

(LOBO, 2003).

A maior preocupação para a população de baixa renda é com a própria sobrevivência, são secundárias as preocupações com as questões ambientais. Uma única torneira de água potável atendendo dezenas de casas que despejam seu esgoto a céu aberto é situação comum (OLSEN, 1992).

A enorme quantidade de resíduos sólidos espalhados a céu aberto e o lançamento dos efluentes líquidos diretamente no ambiente são um quadro de risco eminente de epidemias, fruto da falta de saneamento e da falta de conscientização. Dar destino adequado ao lixo e ao esgoto é uma dificuldade para quem tem como maior preocupação a própria sobrevivência.

Os enormes gastos com a saúde pública podem ser diminuídos com o saneamento básico, água tratada, coleta de lixo, coleta e tratamento de esgoto. Segundo Leigh (1996) as doenças causadas por falta de água potável e de condições sanitárias precárias são, depois das doenças de hipertensão, a maior causa de mortalidade no mundo.

O saneamento básico exerce função decisiva na sociedade, principalmente em função de sua significativa participação na qualidade de vida dos cidadãos. Segundo estudos realizados nos anos 90, para cada real investido em saneamento básico, economiza-se cerca de 20 em medicina curativa (AWWA, 1996).

O volume de esgoto produzido por habitante aumenta conforme a sua renda *per capita* (COPASA-MG, 1988 apud VON SPERLING, 1995¹).

Os projetos para tratamento do esgoto devem levar em consideração as facilidades de instalação e a diminuição dos custos, condizentes com as realidades regionais.

As áreas residenciais das populações de alta renda são extremamente valorizadas, obrigando a instalação das unidades de tratamento de esgotos a grandes distâncias, onerando a rede coletora ou obrigando a instalação de sistemas compactos altamente sofisticados e mecanizados com custo de operação mais caros.

Os padrões recomendados pela OMS (Organização Mundial da Saúde) no âmbito mundial e do CONAMA (Conselho Nacional de Meio Ambiente), no âmbito nacional, para o lançamento de efluentes ao ambiente devem ser respeitados para qualquer projeto de tratamento.

A necessidade de tratamento dos efluentes é uma questão de saúde pública e de interesse comum a todo o cidadão independente de sua renda *per capita*, mas a adequação do sistema de tratamento a ser instalado e a sua gestão devem ser encaradas como parte do empreendimento, "sistema de tratamento de esgotos".

3.2.2 Caracterização dos processos de tratamento de esgotos

Na concepção do projeto dos sistemas de tratamento de esgotos são fatores importantes: a finalidade e a exigência de qualidade, a disponibilidade de área, os custos operacionais, composição do efluente (carga orgânica e compostos químicos), volume e características de fluxo do efluente von Sperling (1995¹).

A avaliação de qualquer processo de tratamento é baseada na análise dos parâmetros físico-químicos do início e do final do tratamento, calculando o percentual de eficiência de redução do parâmetro pré - estabelecidos pelas normas técnicas.

A eficiência ou percentagem de remoção de um poluente qualquer é dada pela fórmula:

$$E = \frac{C_o - C_e}{C_o} \cdot 100, \text{ segundo von Sperling (1995}^1\text{)} \quad (1)$$

Onde:

E= eficiência de remoção (%)

Co= concentração afluyente do poluente (mg/L)

Ce= concentração efluente do poluente (mg/L)

A adequação às condições desejadas do tratamento dos efluentes define o nível de tratamento a ser estabelecido: preliminar, primário, secundário e terciário.

Para um mesmo sistema de tratamento o parâmetro analisado tem variações devido as condições climáticas e a variabilidade do próprio efluente a ser tratado.

A finalidade do tratamento define o nível de tratamento e a necessidade de sofisticação do sistema de tratamento para a melhoria do padrão de qualidade dos parâmetros analisados: Para o reúso da água do esgoto tratado pela piscicultura é recomendável o nível terciário de tratamento, principalmente devido aos riscos potenciais de contaminação por patógenos e ao excesso de nutrientes, principalmente amônia, existente nos efluentes de ETEs com tratamentos considerados de nível secundário para os padrões de remoção, conforme o Quadro 1.

Quadro 1. Níveis de tratamento dos esgotos e capacidade de remoção de parâmetros de padrão de qualidade

| Nível | Remoção |
|------------|--|
| Preliminar | <ul style="list-style-type: none"> • Sólidos em suspensão grosseiros |
| Primário | <ul style="list-style-type: none"> • Sólidos em suspensão sedimentáveis • DBO em suspensão (matéria orgânica componente dos sólidos suspensos sedimentáveis) |
| Secundário | <ul style="list-style-type: none"> • DBO em suspensão (matéria orgânica em suspensão) • DBO solúvel (matéria orgânica na forma de sólidos dissolvidos) |
| Terciário | <ul style="list-style-type: none"> • Nutrientes • Patogênicos • Compostos não biodegradáveis • Metais pesados • Sólidos inorgânicos dissolvidos • Sólidos em suspensão remanescentes |

Fonte: von Sperling (1995¹).

3.2.3 Processos de tratamento das águas residuárias

Para von Sperling (1995¹), os principais tratamentos secundários aeróbios são: as lagoas de estabilização, os lodos ativados e os biofilmes, com suas variações.

Todos os processos biológicos de tratamento de esgotos baseiam-se no contato efetivo entre os microrganismos e o material orgânico contido no esgoto a ser tratado. O objetivo do tratamento secundário de esgotos é a decomposição da matéria orgânica em sais nutrientes e será mais efetivo, quanto mais favoráveis

forem as condições de temperatura, disponibilidade de oxigênio, pH, tempo de contato, etc. (VON SPERLING, 1995¹).

Os processos de tratamento secundário são concebidos utilizando as potencialidades naturais do ambiente, a infra-estrutura instalada favorece os processos biológicos e sua performance é mais eficiente do que no ambiente natural.

O movimento e o contato da massa d'água com a luz aumenta a produtividade das algas, acelerando o processo.

Lagoas de estabilização

Em 1958 se iniciaram as instalações de lagoas de estabilização na América Latina, e em 1993 já somavam 3000 sistemas deste tipo. No Brasil, as lagoas de estabilização foram introduzidas em 1960, pelo Engenheiro Benoit Almeida Victoretti, com a construção das lagoas de estabilização de São José dos Campos, São Paulo (KELLNER & PIRES, 1998).

O sistema possui uma grande eficiência na remoção de patógenos, mas para os padrões estabelecidos pelos países desenvolvidos, produz altas quantidades de sólidos suspensos e DBO (mais de 30 mg/L de sólidos suspensos e 30mg/L de DBO) (LEON & MOSCOSSO, 1999).

O sistema se baseia em: lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de maturação. Esta formação pode ser arranjada em série de acordo com as exigências do projeto.

O processo de lagoas de estabilização é essencialmente natural, não

empregando nenhum equipamento de mistura da massa d'água. A estabilização da matéria orgânica se processa em taxas mais lentas, implicando na necessidade de um longo período de retenção, usualmente superior a 20 dias (VON SPERLING, 1995²).

Na lagoa anaeróbia primeiramente, as partículas mais pesadas vão para o fundo onde ocorre a ação das bactérias anaeróbias. A profundidade entre 2,5 e 5,0 m cria um ambiente onde o consumo de oxigênio é muito superior à produção. A zona fótica (onde existe ação da luz solar) é muito pequena com relação a profundidade e só uma pequena parcela superficial da lagoa consegue produzir oxigênio através das algas (VON SPERLING, 1995²).

Na lagoa facultativa as profundidades são menores fazendo com que o efluente que já tem uma DBO mais baixa do que na entrada do sistema seja tratado por bactérias facultativas (vivem no ambiente aeróbio e anaeróbio facultativamente) obtendo oxigênio das algas na zona fótica. Na lagoa facultativa a zona fótica é proporcionalmente maior do que a da lagoa anaeróbia.

A lagoa de maturação tem a finalidade de “polir” o efluente tratado que possui uma grande quantidade de sólidos suspensos formado principalmente da biomassa de algas, matéria orgânica particulada e zooplâncton. Esta lagoa tem baixa profundidade, favorecendo a produtividade de algas e conseqüentemente altíssimas concentrações de oxigênio. A possibilidade de ocorrência de percentuais maiores do que 300% de saturação de O₂ na água, pode ser um problema para a vida dos peixes mas favorece a remoção (“desinfecção”) dos patógenos existentes (VON SPERLING, 1996 v.3; PAVANELLI *et al.* 1999; PEREIRA, 2000).

O efluente de lagoas de estabilização pode apresentar elevadas

concentrações de amônia. Ao realizarem a fotossíntese as algas consomem o CO_2 e liberam O_2 fazendo com que o pH aumente (BOYD, 1989). Em pH alto um percentual maior de amônia não é ionizado (NH_3) e é volátil, favorecendo a redução dos teores deste nutriente. A concentração maior do que 2,0 mg/L é considerada alta para a criação de peixes (VON SPERLING, 1996 ; COINTREAU *et al.*, 1987; BARTONE & KHOURI, 1988; PEREIRA, 2000).

O alto tempo de retenção do sistema de lagoas de estabilização permite a remoção por sedimentação de ovos de helmintos e cistos de protozoários, os metais pesados adsorvidos pela matéria orgânica também sedimentam. O efluente tratado por este sistema possui boas características para uso agrícola e de aquacultura (VON SPERLING, 1996 v.2).

Embora os efluentes dos sistemas com séries de quatro ou mais lagoas de estabilização apresentem características que permitem a sua utilização para irrigação irrestrita, o controle da contaminação deste efluente deve ser adotado para evitar problemas ambientais e a contaminação dos trabalhadores (BRANDÃO *et al.*, 2002).

A aeração mecânica das lagoas pode manter as partículas de sólidos em suspensão, aumentando o contato com as bactérias e aumentando os teores de oxigênio disponível, resultando melhoria da eficiência e favorecendo a redução da área necessária para a instalação de uma lagoa de estabilização. Entretanto ocorre a produção de muita biomassa o que requer a decantação e retirada do lodo para o lançamento no ambiente (VON SPERLING, 1996 v.3).

Este sistema de tecnologia simples e sem necessidades de equipamentos e energia convencional, é adequado às possibilidades dos países em

desenvolvimento, razão pela qual constitui-se 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 & MUÑOZ, 1992).

Para Silva & Mara (1999) o efluente tratado em lagoas de estabilização possui grande quantidade de algas (sólidos suspensos), estas algas possuem 50% de proteínas, o que lhes conferem alto valor nutritivo, mas quando lançadas nos cursos d'água causam a chamada "poluição verde".

Lodos ativados

No processo de lodos ativados há o fornecimento de oxigênio através de aeradores mecânicos ou difusores de ar. O reator tem recirculação de parte do lodo produzido criando uma grande biomassa de contato. A biomassa produzida no reator é retirada por decantação formando um lodo que necessita estabilização e tratamento por ser rico em ovos de helmintos e patógenos, representando em risco para a saúde pública se descartado no ambiente sem cuidados para sua compostagem (VON SPERLING, 1995).

O sistema pode apresentar variações com o aumento do tempo de retenção (*aeração prolongada*) produzindo um lodo estabilizado pelas bactérias ou utilizar a *aeração intermitente* que faz com que o lodo produzido seja decantado e o sobrenadante retirado. Neste sistema não é necessário o decantador primário pois o lodo será tratado novamente quando forem ligados os aeradores mecânicos (VON SPERLING, 1995).

O sistema de lodos ativados requer a utilização de aeradores, bombas e gasto de energia o que encarece sua instalação e operação. Por outro lado a área necessária é muito menor que no sistema de lagoas de estabilização. Devido aos altos índices de contaminação por patógenos do efluente e dos lodos produzidos é recomendável sua desinfecção para reutilizar seus efluentes (VON SPERLING, 1995).

Biofilmes

O sistema de biofilmes se baseia no aumento da área de contato da matéria orgânica com corpos inertes que são utilizados para fixação de microrganismos que estabilizam a matéria orgânica. O sistema possui variações quanto aos corpos inertes a serem utilizados e quanto à mobilidade destes corpos inertes. Os principais sistemas aeróbios com biofilmes são os filtros de alta e baixa carga, os biodiscos e o sistema de leito fluidizado (VON SPERLING, 1995).

No sistema de leito fluidizado/expandido os corpos inertes estão soltos, e em movimento causado pelo fluxo ascendente do efluente e pela alta superfície de contato que os mantém em leve suspensão. A movimentação dos corpos e os choques entre eles favorecem a renovação do material fixado. Os corpos inertes podem ser: areia, plástico, carvão etc.

O sistema requer um bom controle do fluxo de efluente para que o sistema se mantenha em suspensão e o material inerte não extravase do reator. O tempo de retenção é de apenas minutos. O efluente produzido necessita decantador secundário para separar o lodo produzido (VON SPERLING, 1995).

Fossa séptica e reatores anaeróbios

Em 1882 o francês Louis Mouras descreveu o que seria o primeiro sistema de tratamento anaeróbio, a fossa séptica. O sistema evoluiu com estruturas de separação de fases líquida e sólida, aproveitamento dos gases produzidos e a introdução de leitos para aumento do contato e eficiência do sistema.

O sistema se baseia na estabilização da matéria orgânica por bactérias anaeróbias num processo de fermentação que se caracteriza pela formação de gases: metano, carbônico e sulfídrico principalmente, e proporcionalmente, uma pequena quantidade de material celular. São produzidas quantidades mínimas de lodo, quando comparado com os processos aeróbios (VON SPERLING, 1995).

Há maior catabolismo (uso do material orgânico para gerar energia) do que anabolismo (uso do material orgânico para gerar novas células). A maior parte dos organismos existentes são consumidores e não produtores, realizadores de síntese celular (VON SPERLING, 1995).

A decomposição da matéria orgânica é mais lenta do que no processo aeróbio devido a falta de oxigênio. As estruturas de tratamento anaeróbio são construídas de forma que a maior parte do lodo seja retida no reator para o aumento da massa de contato e aumento da eficiência do processo, o fluxo do líquido é ascendente para que o líquido tenha o maior contato possível com a massa de contato, os gases podem ser coletados para desodorização e/ou para utilização como fonte de energia (VON SPERLING, 1995).

Filtro Anaeróbio

O filtro anaeróbio e os biofilmes tem a mesma concepção. O lodo imobilizado a corpos inertes permitem a percolação do líquido pelos espaços vazios entre eles, produzindo uma grande concentração de microorganismos, o filtro anaeróbio é uma unidade fechada e funciona afogado. Este sistema é recomendável para efluentes com baixas concentrações de sólidos suspensos (VON SPERLING, 1995¹).

Reatores anaeróbios de manta de lodo

Os reatores anaeróbios de manta de lodo são concebidos para aproveitamento dos gases produzidos e melhorar a eficiência na separação dos sólidos.

O UASB (RAFA) Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente tem como principal característica o separador de fase sólida/líquida. Como nos outros reatores o fluxo ascendente proporciona o contato do líquido influente com a massa de contato na zona de digestão, o líquido passa pelo coletor de gases e atinge o "separador de fases" que é uma região do reator onde a área para o escoamento do líquido aumenta diminuindo a velocidade. Nesta área as condições são melhores para que partículas sedimentem. Quando o acúmulo destas partículas forma uma massa com peso maior do que a capacidade de arrasto do líquido ascendente, ocorre a sedimentação e volta à zona de digestão, aumentando a eficiência do reator (VON SPERLING, 1995).

O sistema anaeróbio é um eficiente processo de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, mas possui pouca eficiência na remoção de macronutrientes

(nitrogênio e fósforo) e organismos patogênicos insatisfatória (VON SPERLING, 1995¹).

O efluente anaeróbio pós-tratado em lagoas de maturação pode produzir uma grande quantidade de algas graças a sua riqueza em sais nutrientes. Este pós-tratamento aeróbio pode dar condições para a sua reutilização na piscicultura. As algas são a base da cadeia trófica e produzem oxigênio para os peixes.

3.2.4 O conceito de sustentabilidade aplicado ao tratamento de esgotos

Os sistemas de tratamento de esgotos (águas residuárias), em sua grande maioria, não revertem os investimentos em equipamentos, infra-estrutura, espaço físico, projeto e manutenção, em algo produtivo.

Pode parecer desnecessário produzir peixes no esgoto tratado em um país como o Brasil, que tem grande abundância de água. No entanto, no nordeste brasileiro existem áreas de extrema pobreza e falta d'água.

O efluente da maioria dos sistemas de tratamento de águas residuárias tem excesso de nutrientes, os quais poderiam ser utilizados para produzir alimentos nas hortas, lavouras e criações de peixes. Utilizando o ambiente aquático para o lançamento deste excesso de nutrientes estamos agravando os problemas de eutrofização das águas.

O fósforo, o principal causador da eutrofização dos corpos d'água, é um fertilizante retirado de rochas fosfatadas com um rastro ambiental para sua produção e com um ciclo biogeoquímico que tende a extinção, criando uma situação de insustentabilidade e desperdício.

Enquanto nos *países em desenvolvimento* a principal preocupação do tratamento das águas residuárias é a remoção de organismos patogênicos como helmintos, bactérias e vírus causadores de doenças endêmicas, nos *países desenvolvidos* os casos de doenças endêmicas são excepcionais e a principal preocupação é a redução de matéria orgânica e a diminuição dos nutrientes (LEON & MOSCOSSO, 1999).

Uma das formas de analisar o grau de sustentabilidade do uso da água é analisar as potencialidades do uso da água na captação e as potencialidades do uso na descarga como efluente da Estação de Tratamento de Esgotos (ETE). Se as potencialidades obtidas na captação são mantidas no lançamento, pode-se considerar que o sistema tenha um bom desempenho ambiental ou tenha boa sustentabilidade ambiental, mantêm sua potencialidade.

O acompanhamento dos parâmetros de qualidade e quantidade da água desde a captação, dos usos dados à água até o tratamento dos efluentes são os instrumentos da gestão ambiental da água.

Com a identificação das situações de insustentabilidade, podemos evitar desperdícios, evitar o excesso de poluentes, estabelecer metas a serem atingidas e praticar uma gestão ambiental com os usuários, estabelecendo um *índice de qualidade do uso da água* (IQUA) proposto por D'Ágostini (no prelo).

A determinação da capacidade de produção e da relação custo/benefício do reúso da água são ferramentas para a análise da sua sustentabilidade. Quais as matérias primas estão sendo desperdiçadas para o ambiente causando um custo ambiental (poluição)? Quais as oportunidades de integração de atividades para evitar este desperdício?

A adequação deste efluente para a reciclagem da água retorna seu potencial produtivo de origem, mas exige a melhoria do sistema de tratamento. O reúso da água dá um retorno financeiro já que a água utilizada/disponibilizada tem um valor, que pode compensar os investimentos para esta melhoria e manutenção, diminuindo os impactos ambientais.

Para a Gestão Ambiental do sistema de tratamento de esgotos é necessário um inventário de matérias primas. Por exemplo, na análise dos impactos causados pela integração com a piscicultura, o controle dos principais parâmetros ambientais do efluente da ETE e da piscicultura podem mostrar os impactos e/ou benefícios provocados pela criação de peixes

Edwards (1999) reexaminando resoluções e pesquisas de diversas entidades internacionais (Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, Banco Mundial, Comissão Social e Econômica para a Ásia e Pacífico) que pesquisam o reúso do esgoto na aquacultura, considera existir um potencial para alimentar pessoas e criar empregos não utilizado nos países em desenvolvimento.

A modificação dos hábitos da população e a nova consciência da necessidade de *Sustentabilidade Mundial*, discutida na Reunião de Cúpula da Eco-92, criou uma Agenda de intenções da humanidade para com a preservação do Planeta. A *Agenda 21* é um documento de intenções, com ações integradas e participativas da população. A necessidade de reflexão sobre os paradigmas capitalistas, sociais, culturais e produtivos são condições para a continuidade da vida na terra.

A implantação de uma nova atividade necessita ser encarada com seriedade, desenvolvendo seus produtos e seu mercado com viabilidade econômica, promovendo a sustentabilidade e a preservação ambiental.

3.3 Análise de sustentabilidade

A análise de sustentabilidade proposta neste trabalho será direcionada à formulação de um índice ou indicador do grau de sustentabilidade da integração da atividade de piscicultura com o sistema de tratamento de esgotos.

“O indicador é um instrumento que permite mensurar as modificações das características de um sistema”. O indicador deve segundo Deponti *et al.* (2002):

- Ser significativo para a avaliação do sistema;
- Ter validade, objetividade e consistência;
- Ter coerência e ser sensível a mudanças no tempo e no sistema;
- Ser centrado em aspectos práticos e claros, de fácil entendimento e que contribua para a participação dos envolvidos no processo de mensuração;
- Fornecer informações sobre vários aspectos do sistema;
- Ser facilmente mensurável, baseado em informações facilmente disponíveis e com baixo custo;
- Permitir ampla participação dos atores envolvidos na sua definição;
- Permitir a relação com outros indicadores, facilitando a interação entre eles.

Na construção deste indicador serão utilizados os parâmetros comumente analisados no sistema de tratamento de esgotos e disponíveis nas normas de controle ambiental do CONAMA e FATMA (Fundação de Amparo e Tecnologia em Meio Ambiente). Estes parâmetros são utilizados como limites para a classificação de águas e de lançamento de efluentes no ambiente.

A simples utilização destes parâmetros não integra informações em um único parâmetro, índice, e seria difícil conseguir analisar sistemas diferentes onde cada parâmetro varia separadamente e estabelecer qual dos sistemas está sendo menos sustentável.

A análise a ser efetuada levará em conta os parâmetros na entrada do sistema de criação de peixes e na saída do mesmo, para caracterizar a influência da criação dos peixes na sustentabilidade do sistema de tratamento de esgotos.

Dividindo a média do parâmetro analisado pela concentração considerada de qualidade desejável, transformamos todos os parâmetros em *volume crítico*. O somatório dos volumes críticos obtidos para cada sistema representa quanto o sistema está fora ou não do padrão de qualidade adotado. Pode ser interpretado como a diluição necessária para colocar o parâmetro dentro da norma desejada.

Como a sustentabilidade deve ser estudada de uma forma bastante ampla e pode ser analisada de forma bastante subjetiva, a análise pode ser dividida nos aspectos técnicos da qualidade da água e nos aspectos econômicos e sociais.

O equacionamento a seguir, estabelecido por D'Agostini, (no prelo), faz uma análise de uso da água de um sistema qualquer utilizando a 2ª. Lei da Termodinâmica: "a quantidade de energia utilizada para realizar um trabalho é igual a energia convertida para realizar o trabalho mais a energia dissipada".

Então,

$$\omega = E + \varepsilon \quad (2)$$

$$E = \omega - \varepsilon \quad (3)$$

Para uma mesma quantidade de energia (E), quanto maior o trabalho conseguido (W) menor será a energia perdida (ε).

A formula (3) representa a 2^a Lei da Termodinâmica, onde a energia (E) para realizar trabalho é igual ao trabalho realizado (ω) menos a energia perdida para o sistema (ϵ). Na utilização desta formulação consideramos que o trabalho realizado representa a entropia (ω). Quanto maior a entropia, menor será o custo ambiental.

O efeito positivo ou negativo dos parâmetros analisados sobre o meio ambiente pode ser analisado e utilizado como comparação.

O potencial de uso da água (PUA) pode ser representado pela função:

$$PUA = f(Q \times T) \quad (4)$$

Em que o potencial de uso da água é uma função da qualidade e da quantidade disponível.

Na utilização da água de boa qualidade, uma parcela deste total é transformada em algo interessante, após o uso é devolvida ao ambiente uma quantidade (T) e uma qualidade (Q) diferentes da inicial, temos um somatório potencial de água que pode ser expresso por:

$$Q_i T_i = Q_u T_u + Q_f T_f \quad (5)$$

em que, $Q_i T_i$ é o potencial inicial e $Q_u T_u$ e $Q_f T_f$ são os potenciais utilizados e remanescente (final) respectivamente, expressão análoga a equação 2, separando-se a qualidade e quantidade:

$$Q_f = (Q_i - Q_u) \text{ e } T_f = (T_i - T_u) \quad (6)$$

Note-se que houve uma queda de qualidade Q_f e quantidade T_f . No caso do uso da água um componente representa a transformação da quantidade e da qualidade em coisas úteis e outra representa a energia que é perdida ou transformada.

Ao se fazer a comparação entre os impactos ambientais dos diversos usos da

água pode-se estabelecer as práticas em que nos aproximamos da manutenção da sustentabilidade.

Os fatores sazonais dão um componente importante na análise, a componente temporal, a disponibilidade, o tempo de presença a continuidade dos parâmetros.

A análise de sustentabilidade do uso da água em um sistema qualquer ou nos esgotos de uma cidade pode ser um instrumento de gestão. Cada parâmetro pode ter sua concentração final comparada com a concentração inicial em cada passo do sistema, da água de abastecimento ao tratamento de esgotos e lançamento ao ambiente.

A avaliação dos impactos ambientais é uma necessidade para os processos decisórios. Como avaliar os impactos ambientais e decidir entre opções que realizam as mesmas funções?

Soares (1996) e Boll *et al.*,(2002) utilizaram a análise do *ciclo de vida dos nutrientes* para fazer um *ecobalço* comparativo de sistemas produtivos que exerciam as mesmas funções. Com esta análise foi possível definir qual o sistema possuía menor impacto ambiental.

Na análise de sustentabilidade do uso da água pode-se considerar que a matéria orgânica (DBO_5), o fósforo total e o nitrogênio total são os principais parâmetros para definir a qualidade da água utilizada, caracterizando o impacto na qualidade da água dos sistemas produtivos.

Boll *et al.*,(2002) fizeram a análise dos parâmetros ambientais de um experimento de piscicultura realizado com uma fonte de abastecimento de água de baixa qualidade. Apesar do aporte de ração para os peixes ou do dejetos de suínos na piscicultura, a atividade resultou na melhoria da qualidade de água do ambiente.

Em experimento semelhante numa região com água de boa qualidade, os mesmos parâmetros analisados mostraram que a piscicultura, integrada ou não aos suínos, causou impacto ambiental.

Neste trabalho, quando a piscicultura foi instalada na área em que a água tinha baixa qualidade, a atividade pode ser considerada, um tratamento de águas ou como tratamento dos efluentes da atividade de suinocultura.

No mesmo trabalho de Boll *et al.*, (2002), na análise dos resultados, foi considerada a produção obtida entre a piscicultura integrada com a suinocultura e a piscicultura sem integração com uso de ração. Foi observado que os impactos causados (custos ambientais) pela integração das atividades causou menor impacto do que aquela que produziu somente peixes com uso de ração. A relação "custo ambiental / produção" foi melhor na integração de atividades. ***Integrar atividades é praticar uma boa Gestão Ambiental.***

O tratamento de efluentes que não devolve a qualidade da água no lançamento igual a da obtida na captação cria um custo ambiental que é repassado para futuras gerações.

A relação entre os parâmetros analisados de cada sistema com os parâmetros estabelecidos pela norma ambiental cria um índice de qualidade o *volume crítico*. Este tipo de análise, cria a possibilidade de gestão da qualidade do sistema de tratamento em qualquer tempo, bem como, a possibilidade de comparação de qualidade de sistemas diferentes (NEDER *et al.*, 2001, BOLL *et al.*, 2000).

A tomada de decisão para o emprego de um sistema de tratamento é muito complexa, pois deve conseguir analisar os aspectos econômicos de implantação, sua eficiência na melhoria de seu potencial de uso, nos impactos sociais e impactos

ambientais (HARADA, 2001).

Para a análise de sistemas distintos é necessário estabelecer uma gama de informações capazes de serem colocadas de forma ponderada em uma matriz de avaliação de múltiplos critérios, onde a avaliação de cada sistema sob diversos aspectos apoia a tomada de decisões para a melhoria de um sistema instalado ou avaliar um sistema quanto aos seus impactos ambientais (NEDER, 2001; HARADA, 2001).

A Resolução do CONAMA NO. 20 de 18/06/86 classifica os corpos d'água conforme o seu uso, e estabelece que a qualidade do efluente lançado não pode modificar a classificação do rio receptor. No entanto, a elevada carga de nutrientes ainda existente no esgoto tratado das ETEs, projetadas e estabelecidas na atualidade, dão uma característica diferente à água originalmente obtida na captação, apesar de em muitos casos, não modificarem a classificação do rio.

O reúso da água do esgoto tratado na agricultura ou na aquacultura é uma forma de dar uma finalidade ao lançamento deste efluente semelhante à conseguida antes da captação para o tratamento da água. Este retorno de qualidade da água, não necessariamente, precisa ser oneroso para os consumidores (usuários), mas pode ser motivo de melhoria da qualidade do tratamento estabelecido, agregando valor ao esgoto tratado, criando um ciclo de nutrientes, de matéria e não somente o lançamento ao ambiente de um efluente que ainda causa impactos, custos ambientais.

O CEPIS (Centro Pan-americano de Engenharia Sanitária e Ciências do Ambiente) criou um modelo em que o tratamento dos efluentes de 50.000 pessoas utiliza 9 ha de lagoas de estabilização, o efluente gerado tem condições para o uso

na agricultura e aquicultura. O modelo possibilita irrigar 11ha de hortaliças, 30 ha de aspargos 39 ha de algodão além de alimentar 9 ha de criação de peixes, com uma taxa interna de retorno de 71% para zonas tropicais e 42% para regiões subtropicais, absorvendo o custo com o tratamento (LÉON & MOSCOSSO, 1999).

Como forma de estabelecer o grau de sustentabilidade dos usos da água, será condizente comparar neste estudo, as potencialidades da água de captação da Estação de Tratamento de Água com o efluente da ETE.

Von Sperling (1995¹) considera os principais parâmetros a serem analisados para caracterizar os esgotos domésticos:

- Sólidos
- Indicadores de matéria orgânica
- Indicadores de contaminação fecal
- Nitrogênio
- Fósforo

Os sólidos podem ser de origem mineral ou orgânica sendo analisados para totalizar o que existe de material no esgoto. Os sólidos totais são compostos pelos sólidos suspensos, os sólidos dissolvidos e os sólidos sedimentáveis, representados pela porções fixas (minerais) e voláteis (orgânicos).

Os indicadores de matéria orgânica mais utilizados são a DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio e a DQO (Demanda Química de Oxigênio), ambos os indicadores utilizam a quantidade de oxigênio necessária para degradar a matéria orgânica do esgoto. A DQO engloba além da matéria orgânica as substâncias químicas que consomem oxigênio. A DBO apesar de mais representativa da matéria orgânica tem sua análise mais difícil e menos confiável, sendo por isso comparada

com a DQO como forma de facilitar e dar confiabilidade aos dados obtidos. A relação entre DQO/DBO permite avaliar a biodegradabilidade da matéria orgânica existente.

Os indicadores de contaminação fecal são os parâmetros mais importantes para o controle de doenças transmitidas pela contaminação das águas por esgotos.

Os nutrientes nitrogênio e fósforo são indicadores importantes para determinar o estado potencial da água. As análises da quantidade e das formas mais abundantes encontradas do nutriente caracteriza o estado de poluição e de eutrofização do ambiente aquático. O nitrogênio e o fósforo são um potencial produtivo dos esgotos tratados utilizados para a piscicultura e a agricultura, mas quando lançados ao ambiente podem ser considerados poluição (VON SPERLING, 1995¹).

Segundo Cederwall & Elmgren (1990) e Bastos *et al.* (2003) as águas residuárias urbanas produzem em média 3,3 Kg de nitrogênio total e de 0,18 a 0,84 Kg de fósforo total por pessoa por ano.

3.3.1 *Ciclo do N*

O Nitrogênio é o maior componente do ar (79%). Na água, o fósforo e o nitrogênio são os sais nutrientes responsáveis pelo crescimento das algas que incorporam estes elementos para a formação de suas células. As algas são a base da cadeia trófica aquática, a amônia, os nitritos e os nitratos são as formas de nitrogênio dissolvidas na água que são absorvidas pelas algas.

O principal produto de excreção dos organismos aquáticos é a amônia,

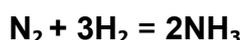
composto resultante do catabolismo das proteínas (CAMPBELL, 1973).

O nitrogênio é fundamental para a vida de todos os seres vivos e também é produto de excreção do metabolismo. A transformação do que é excretado para algo novamente produtivo passa pela decomposição das formas mais complexas, proteínas e lipo-proteínas, em formas mais simples, os sais nutrientes.

Diariamente estão sendo lançadas grandes quantidades de nitrogênio no ambiente oriundas dos esgotos. Também diariamente, são retiradas grandes quantidades de nitrogênio do ar para a produção de fertilizantes agrícolas.

A matéria prima básica para produção dos principais fertilizantes nitrogenados é a amônia (NH_3). A história desta indústria está intimamente ligada à evolução tecnológica da sua produção e da matéria prima por ela utilizada (MALA VOLTA, 1979).

A amônia dos fertilizantes é um gás obtido pela reação do nitrogênio (N) proveniente do ar com o hidrogênio (H) procedente de várias fontes: gás natural, Nafta, Fuel Oil ou de outros derivados de petróleo conforme a reação:



Em função da alta estabilidade da molécula de N_2 , para que esta reação ocorra são necessárias condições bastante drásticas como pressão e temperaturas elevadas e a presença do catalisador (MALA VOLTA, 1979).

A obtenção destes fertilizantes demanda gastos energéticos e de petróleo, sua obtenção tem um rastro ambiental causado pela geração de energia, gasto de petróleo (recurso natural não renovável) e seus resíduos .

O maior reservatório de nitrogênio no ciclo do nitrogênio é a atmosfera de onde alguns organismos conseguem absorvê-lo e aproveitá-lo para formação de

seus tecidos, dentre estes, estão as algas cianofíceas que sob condições limitantes ou desequilíbrio da relação entre o fósforo e nitrogênio conseguem absorver o nitrogênio atmosférico. Segundo Salas & Martino (1991), prefere-se dar maior prioridade ao controle das fontes de fósforo quando se pretende controlar a eutrofização em um corpo d'água, pela facilidade de obtenção de nitrogênio da atmosfera.

No ambiente aquático o nitrogênio orgânico que não faz parte dos organismos vivos, é matéria orgânica não estabilizada e pode ser considerada como um desequilíbrio do meio ambiente, uma poluição.

Os principais mecanismos de remoção do nitrogênio em lagoas de estabilização são segundo von Sperling (1996):

- Volatilização da amônia
- Assimilação da amônia pelas algas
- Assimilação dos nitratos pelas algas
- Nitrificação – desnitrificação
- Sedimentação do nitrogênio orgânico particulado

Durante o dia as algas realizando fotossíntese consomem CO_2 causando uma elevação do pH. Em pH mais alto um percentual maior da amônia total estará sob a forma não ionizada (NH_3) que é mais tóxica aos peixes, mas por estar livre e ser um gás se perde para a atmosfera reduzindo a concentração de N total. Em condições aeróbias ocorrem formas de N_2 oxidadas menos tóxicas, nitratos e nitritos.

Dos mecanismos citados o mais importante é o da volatilização, ou desprendimento da amônia livre para a atmosfera. A redução da profundidade favorece a fotossíntese e esta o aumento do pH que proporciona o aumento do

percentual de amônia livre favorecendo o desprendimento de NH_3 . A supersaturação de O_2 transforma a amônia nas formas oxidadas NO_2 e NO_3 (VAN HANDEL & LETTINGA, 1994).

O mecanismo de remoção da amônia pelas algas representa menor importância. Segundo Arceivala (1981) somente 6 – 12% do peso seco do material celular é nitrogênio. Para efeito de cálculos de remoção pelas algas, von Sperling (1996) calcula que a eficiência de retirada de N pelas algas atinja somente de 10% a 20% do NTK (N-Kjeldahl total = nitrogênio orgânico + amônia) adotando os valores encontrados de concentração de algas e NTK de um efluente.

A nitrificação é pouco representativa em lagoas facultativas e aeradas. Em lagoas de maturação, especialmente as rasas, a eficiência de retirada de nitrogênio pode chegar a 90% (VON SPERLING, 1996).

Para ambos os mecanismos de remoção a maior produtividade de algas no ambiente é primordial para decréscimo das concentrações deste nutriente, melhorando a qualidade da água.

3.3.2 *Ciclo do P*

O fósforo é a chave metabólica dos nutrientes e geralmente regula a produtividade das águas naturais. No ecossistema aquático todas as formas de fósforo inorgânico estão sob a forma de fosfatos, orto e polifosfatos. Os ortofosfatos são as formas mais comuns, mais simples e a principal forma utilizada pelos vegetais para seu metabolismo biológico (VON SPERLING, 1995¹; TAVARES, 1994).

O fósforo orgânico está associado aos tecidos formadores dos organismos vivos. No metabolismo celular o fósforo é responsável pela liberação da energia para todos os processos vitais na transformação de ATP em ADP (adenosina trifosfato em adenosina difosfato). Os mais ricos fornecedores de fósforo no metabolismo animal são as gorduras e a maior concentração está nas estruturas ósseas.

Boyd (1989) comparando as concentrações de diversos nutrientes da água e do fitoplâncton de viveiros de camarão observou que o fósforo é o nutriente que possui o maior fator de concentração.

Rectenwald (2000) considera que 2,4 % do peso seco do tecido do peixe é formado por fósforo, e que somente 23,9 % do peso total do peixe representa o peso seco.

O ferro, o alumínio e o cálcio são os principais responsáveis pela dinâmica dos fosfatos na água. A presença de cálcio e de fósforo dissolvidos na água em pH alto (> 7,0) precipita o fósforo que fica indisponível. Em pH mais baixo (< 6,5) o fósforo se associa ao ferro e ao alumínio sendo facilmente disponibilizado na água. Existe uma dinâmica entre os fosfatos dissolvidos na água e os fosfatos existentes no sedimento, o sedimento é a fonte que disponibiliza fósforo para a água, e quando há excesso de fósforo na água este precipita. O consumo de fósforo da água pelo fitoplâncton diminui a sua concentração, possibilitando que mais fósforo seja liberado pelo sedimento (POLI, 1988; TAVARES, 1994).

O fósforo não pode ser considerado um elemento abundante como o nitrogênio, por sua dinâmica, no estudo dos ciclos biogeoquímicos é normalmente o elemento limitante no ambiente natural e utilizado como parâmetro para definição do

estado trófico dos ambientes conforme apresentado na Quadro 2.

Quadro 2. Valores de fósforo total (mg/L) para os principais graus de trofia do ambiente

| Classe de trofia | P total |
|-------------------|----------|
| Ultraoligotrófico | <5 |
| Oligotrófico | <10 - 20 |
| Mesotrófico | 10 - 50 |
| Eutrófico | 25 - 100 |
| Hipereutrófico | >100 |

Fonte: von Sperling (1995)

Ao contrário do nitrogênio, o fósforo possui seu maior armazenamento em depósitos de rochas fosfatadas. Nos oceanos o movimento de ascensão de águas de fundo, "ressurgência", coloca em suspensão os fosfatos precipitados sob a forma de ortofosfatos inorgânicos que as algas absorvem. As ressurgências são as responsáveis pelas regiões de maior produtividade nos mares no mundo.

Odum (1972) prevendo a escassez do fósforo disponível existente no planeta, considera que muitos são os mecanismos que levam o fósforo para os oceanos, erosão, detergentes, fertilizantes etc, e são poucos os mecanismos do ciclo biogeoquímico que colocam o fósforo depositado nos oceanos disponível no ecossistema terrestre. Em suas observações, cita as aves marinhas que formam os "depósitos de guano", fezes mineralizadas na costa do Peru, ricos em fósforo e o consumo de peixes pelo ser humano como formas de reciclar o fósforo existente nos

oceanos para o ecossistema continental.

As rochas fosfatadas e o enxofre são as matérias primas básicas para produção de boa parte dos fertilizantes fosfatados solúveis comercializados no Brasil e no Mundo. Em 1998 o Brasil ocupava a 7ª posição dentre os maiores produtores de rocha fosfatada no mundo, atrás dos EUA, Marrocos, China, Rússia, Tunísia e Jordânia. (MALA VOLTA, 1979).

O país é praticamente auto-suficiente na produção desta matéria prima produzindo internamente mais de 80% de suas necessidades. Por outro lado, o país é totalmente dependente da importação de Enxofre, matéria prima básica para produção de ácido sulfúrico que, por sua vez, constitui-se em matéria prima para a produção de superfosfato simples e ácido fosfórico (MALA VOLTA, 1979).

Segundo Martim *et al.* (1987) apud Costa (1997), nas águas residuárias domésticas de 30 a 50% do fósforo destas águas é de origem humana e 50 a 70% é originado de produtos detergentes.

A grande quantidade de fósforo despejada pelos detergentes pode ser considerada como a principal causa da elevada eutrofização do ambiente, já que o nitrogênio não é fator limitante (VON SPERLING, 1995).

Os mecanismos de remoção do fósforo livre na água são a absorção pelas algas e bactérias e a precipitação do fósforo em condições de pH alto.

O fósforo não representa preocupação quanto a toxicidade diretamente à vida dos peixes, mas o excesso de fósforo pode favorecer a proliferação de algas *cianofíceas* que podem ser tóxicas para peixes, aves e até mesmo para o ser humano.

A remoção de fósforo é mais representativa pelos mecanismos de precipitação

do que pela absorção pelas algas já que somente 1% do peso seco das algas é constituído pelo fósforo (ARCEIVALA, 1981). Em lagoas especialmente rasas o percentual de remoção do fósforo pode chegar à 90% (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Para ambos os mecanismos de remoção a maior produtividade de algas no ambiente é primordial para decréscimo das concentrações deste nutriente, melhorando a qualidade da água.

3.3.3 *Eutrofização das águas e a transformação da matéria orgânica*

São grandes as preocupações com a diminuição da *eutrofização do ambiente*, exagerada produção de algas causada pela intervenção humana. Muitos são os trabalhos publicados com a intenção de diminuição dos impactos causados pela eutrofização (MATHEUS & BARBIERI, 1999).

A classificação do estado *trófico* das águas é dada pela quantidade de fósforo disponível. A proporção do fósforo com relação ao do nitrogênio é de aproximadamente 1:23 nas águas “naturais” (HUTCHINSON, 1944 apud ODUM, 1972).

Com o objetivo de controlar a eutrofização, diversos autores tentaram realizar uma biomanipulação modificando a dinâmica trófica do ambiente, colocando peixes predadores dos peixes planctófagos, tentando beneficiar o crescimento da população de zooplâncton que se alimenta de algas (SMITH, 1988).

A biomanipulação é bastante discutível, pois o ambiente aquático é bastante complexo em espécies fitoplanctônicas, zooplanctônicas, no hábito alimentar das

espécies componentes deste ambiente e no hábito alimentar de uma determinada espécie nas diversas fases de vida (DIANA *et al.*, 1996).

Os peixes e o zooplâncton ao se alimentarem de populações de algas ou de organismos de maior tamanho, facilitam o desenvolvimento de algas ou outros organismos menores, de metabolismo mais rápido, ocorrendo a modificação da comunidade planctônica, e não exatamente a diminuição da biomassa (MATHEUS & BARBIERI 1999).

O controle da eutrofização de um ambiente não se resume em introduzir ou excluir peixes planctófagos no ambiente, mas também do controle do aporte de nutrientes e do estudo desta dinâmica trófica.

As teorias de Darwin & Elton apud Maltchik & Pedro (1999) sugerem que a diversidade aumenta a produtividade e a estabilidade das comunidades, respectivamente. A introdução de peixes ajuda na manutenção do equilíbrio no ambiente.

Matheus (1986) trabalhou em escala experimental com dois tratamentos diferentes em lagoas de estabilização: com peixes (tilápias 10/m²) e sem peixes. Os peixes promoveram a suspensão das partículas de sólidos suspensos que sedimentaram aumentando estes teores na lagoa com peixes mais do que nas lagoas sem peixes. Na lagoa sem peixes as grandes concentrações de zooplâncton consumiram o fitoplâncton existente, com o ingresso diário de matéria orgânica e a falta de fitoplâncton, houve desequilíbrio no sistema que se tornou anaeróbio, diminuindo a eficiência do sistema. Na lagoa com peixes houve o controle da população de zooplâncton e do material que sedimentou, não ocorrendo desequilíbrio, o ambiente se manteve aeróbio e com boa eficiência.

Em teste de laboratório utilizando o efluente de lagoas de estabilização com peixes, Pereira (2000) obteve uma redução de 66% dos sólidos suspensos, redução da DQO de 74,1% e conseqüente aumento da concentração de amônia pela excreção dos peixes. Na análise microscópica foi observado que os sólidos suspensos são formados em sua maior parte por algas, principalmente cianofíceas, matéria orgânica particulada, grumos de bactérias, rotíferos e copépodos.

Os peixes utilizaram os sólidos suspensos como alimento. Como o principal produto do metabolismo dos peixes é a amônia a concentração inicial aumentou em 21,6 vezes. Para a análise de equilíbrio dos nutrientes dissolvidos do efluente tratado, Pereira (2000) considerou que o aumento do N - amônia foi benéfico, pois a relação N:P da lagoa de estabilização analisada possuía excesso de fósforo melhorando esta relação.

O excesso de fósforo favorece a proliferação de algas cianofíceas que podem ser tóxicas para os peixes, aves e até mesmo para o homem. Os níveis de amônia foram elevados, mas naquelas condições de temperatura e pH a concentração de amônia tóxica não atingiu níveis letais para os peixes segundo tabela proposta por Emerson *et al.* (1975).

Em estudos de controle de algas cianofíceas de sistemas eutrofizados, Rhee (1978) e Rhee & Gotham (1980) verificaram que a entrada de nitrogênio no ambiente pode aumentar a quantidade de algas *clorofíceas*. Estes autores sugerem que a relação N:P é um dos principais fatores que determina a dominância de *clorofíceas* ou *cianofíceas*.

Segundo Barica; Kling; Gibson (1980); Seymor (1980); Matheus & Barbieri (1999), se as relações N:P forem baixas, as algas cianofíceas são beneficiadas pela

maior capacidade em obter nitrogênio. Se a relação for mais alta (>5) as *clorofíceas* dominam.

A introdução de peixes em lagoas de estabilização pode promover a melhoria do tratamento dos efluentes. Os peixes consomem parte dos sólidos suspensos, promovem uma melhoria da relação entre o nitrogênio e o fósforo, e proporcionam maior equilíbrio entre as algas e o zooplâncton.

Resolver totalmente o problema do lançamento da "poluição verde" e do excesso de nutrientes que causam a eutrofização requerem ações mais amplas de Gestão Ambiental, como a redução da emissão de nutrientes (principalmente detergentes), a melhoria do sistema de tratamento e a integração de outros processos produtivos como a fertirrigação e hidroponia .

A criação de peixes utilizando o efluente das ETEs é uma oportunidade para produzir proteína barata, gerar empregos e viabilizar o tratamento de esgotos em locais de baixa renda e de escassez de água.

3.4 A piscicultura

3.4.1 Conceção da piscicultura como sistema produtivo

A capacidade de suporte produtivo de um determinado sistema de piscicultura pode ser estabelecida como um patamar.

O acompanhamento do crescimento individual em estudos experimentais com diferentes densidades dá uma aproximação deste patamar. Os tratamentos experimentais com menor densidade produzem peixes maiores devido as melhores

oportunidades de vida. Nos tratamentos com maior densidade o crescimento é menor, mas o número de indivíduos é maior (HEPHER & PRUGININ, 1985).

A capacidade de suporte produtivo é o patamar de biomassa conseguido nos diversos tratamentos experimentais onde o decréscimo do aumento de biomassa total caracteriza a capacidade de suporte do sistema.

A estimativa da capacidade de suporte produtivo (Kg/ha/safra) pode definir a taxa de estocagem (peixes/m²) para que se consiga o tamanho comercial desejado.

Para qualquer piscicultura os parâmetros de qualidade de água devem ser controlados para evitar os riscos de quebra da produção.

Nerrie *et al.* (1990) propondo um método de análise de produção encontrou em seu estudo com "catfish" uma relação positiva muito expressiva para o aumento de densidade na melhoria da rentabilidade do cultivo.

Quando a alta produção é o objetivo, o emprego de alimentação balanceada, aeração, controle das condições de água, taxa de estocagem, tamanho e formato do viveiro são fatores a serem considerados para a obtenção da rentabilidade econômica(HEPHER & PRUGININ, 1985).

Altas densidades de peixes e bom crescimento individual proporcionam altas produções por área. A efetividade do aumento de densidade e manutenção das taxas de crescimento depende da disponibilidade e qualidade do alimento e das condições ambientais da água do viveiro (PROENÇA & BITTENCOURT, 1994).

A capacidade de adaptação a altas densidades e tolerância ao stress são fatores específicos da espécie utilizada.

Quando a taxa de estocagem é alta há diminuição das oportunidades de alimentação dos indivíduos (competição) e aumento da excreção. O aumento da

excreção causa decréscimo da qualidade da água de cultivo e conseqüente decréscimo da taxa de crescimento individual, característico para cada sistema, espécie e qualidade do ambiente de cultivo (HEPHER & PRUGININ, 1985).

3.4.2 Características das espécies de peixes mais aptas para piscicultura com águas residuárias e potencialidades deste ambiente

O tratamento de águas residuárias por lagoas de estabilização utiliza as mesmas potencialidades de qualquer viveiro de piscicultura.

Como o objetivo desta piscicultura é a produção e a melhoria do meio ambiente deve-se procurar o máximo de produção e a diminuição dos impactos ambientais, com a diminuição dos sólidos suspensos (algas, rotíferos, grumos de bactérias e matéria orgânica particulada) e consumo pelo ambiente dos nutrientes disponíveis na produção de alimento para a cadeia trófica existente.

O bom aproveitamento do ambiente diminui resíduo, diversificando os componentes da cadeia trófica, seguindo o mesmo princípio das *Tecnologias Limpas*. Se a cadeia trófica não tem um fluxo linear de energia, existe em cada elo da cadeia inter-relações que aumentam a biodiversidade do ambiente tornando-o mais equilibrado (CAPRA, 1996).

Diferentes espécies de peixes no mesmo ambiente podem criar uma interação positiva. Espécies com hábitos alimentares diferentes podem atuar em diferentes níveis na água, superfície, meia água e fundo, e ter diferentes tipos de alimentação: fitoplantófagos, zooplantófagos, iliófagos, detritívoros, omnívoros, bentófagos, insetívoros, carnívoros (PROENÇA & BITTENCOURT, 1994).

O hábito alimentar mais desejado para a espécie a ser cultivada é o que atinge os níveis mais baixos da cadeia trófica, reciclando os nutrientes mais rapidamente e transformando a energia potencial do ambiente (nutrientes) em produção de pescado. Retirar o máximo de trabalho/entropia (produtividade) da energia existente é ter boa eficiência produtiva, é diminuir os custos ambientais (desperdício), é promover a sustentabilidade.

Os peixes carnívoros estão no topo da cadeia alimentar, conseqüentemente as produções destes peixes sem o emprego de suplementação alimentar são pequenas.

O cultivo de uma única espécie, monocultivo, direciona toda cadeia de energia. Para atingir boa produtividade no ambiente a espécie utilizada deve aproveitar os diversos níveis da cadeia trófica, ter boa variabilidade na alimentação, utilizando os diversos ambientes do viveiro (superfície, meia água e fundo).

Devido às condições climáticas e a constituição do esgoto há uma grande variabilidade das condições do efluente da ETE, portanto o peixe deve ser capaz de suportar variações como: baixas concentrações de oxigênio dissolvido e elevadas concentrações de amônia.

No início de uma experiência de piscicultura é recomendável utilizar espécies bem estudadas em suas limitações às condições ambientais a serem enfrentadas e de reconhecida aptidão para a criação naquele ambiente.

Proença & Bittencourt (1994) descrevem características desejáveis para uma espécie ser adequada para a piscicultura:

- ser facilmente propagável, natural ou artificialmente, de modo a produzir, anualmente grande número de alevinos;

- apresentar bom crescimento em condições de cativeiro;
- ser resistente ao manejo e às enfermidades mais comuns;
- apresentar hábito alimentar onívoro, herbívoro, iliófago, detritívoro, fitoplantófago, zooplanctófago, ou planctófago;
- quando carnívora, ela deverá ter alto valor comercial e aceitar alimento não vivo, de preferência ração;
- apresentar uma boa conversão alimentar, ou seja, capacidade de transformar alimento em carne;
- não apresentar canibalismo intra ou inter específico;
- ter boa aceitação no mercado.

Algumas espécies são reconhecidas como aptas para a utilização na piscicultura por Proença & Bittencourt (1994) dentre estas, as espécies a seguir são especialistas em consumir os sólidos suspensos.

Tilápia (Oreochromis niloticus)

Depois da carpa comum é o peixe tropical mais cultivado no mundo, é proveniente dos rios e lagos do continente africano.

São excelentes peixes para cultivo, pois apresentam carne muito saborosa, com poucas espinhas, e são extremamente resistentes às condições adversas do meio e às enfermidades. Alimenta-se de plâncton e, em menor proporção, de detritos orgânicos e do limo que se forma sobre as pedras e outros substratos.

Para Diana *et al.* (1991) a tilápia por apresentar grande variação na preferência alimentar em cada fase da vida pode desempenhar sozinha o papel

tráfico de várias espécies em policultivo.

Carpa prateada (Hypophthalmichthys molitrix)

Peixe pertencente à família Cyprinidae, originário dos grandes rios da China. Seu hábito alimentar fitoplanctófago, a torna uma boa espécie para os policultivos. Assim como outras carpas chinesas, não se reproduzem naturalmente em cativeiro. Ao filtrar a água, consomem algas unicelulares, organismos pequenos do zooplâncton, e partículas de detritos orgânicos em suspensão. Com dois anos de vida, consome cerca de 17% do seu peso corporal em alimento por dia (PROENÇA & BITTENCOURT, 1994).

Carpa cabeça grande (Aristichthys nobilis)

Peixe pertencente à família Cyprinidae e bastante semelhante a carpa prateada. Originário dos grandes rios da China, também não se reproduz naturalmente em cativeiro. Pode alcançar 2,0 Kg no seu primeiro ano. Definida como uma espécie onívora no consumo do plâncton, alimenta-se preferencialmente, de zooplâncton. Possui bom sabor de carne, apresentando melhor aceitabilidade e preço do que as prateadas. Também é recomendada para policultivos (PROENÇA & BITTENCOURT, 1994).

Estas três espécies são atualmente as mais indicadas para utilização na piscicultura em águas residuárias, devido ao conhecimento adquirido até aqui.

Podem ser citadas ainda as carpas comuns (*Cyprinus carpio*), os curimatãs

(*Prochilodus scrofa*), que se alimentam principalmente do lodo, as piracanjubas (*Brycon sp*) e piavas que se alimentam de zooplâncton, mas são de difícil reprodução artificial. A utilização destas espécies e das espécies nativas das regiões onde forem instaladas as pisciculturas requer estudos e conhecimentos quanto às interações com as outras espécies, resistência as condições ambientais, reprodução, produção obtida, preço de mercado, etc.

De todas as espécies citadas aqui, a Tilápia tem sido a mais utilizada no reúso das águas residuárias, preenchendo a maior parte dos requisitos necessários para a piscicultura.

A tilápia como o peixe mais apto para a piscicultura de reúso das águas residuárias deverá ter sua reprodução controlada para que não haja perda de ganho de peso com a reprodução e para que não ocorra superpopulação. Na piscicultura atual este controle tem sido feito através da reversão sexual das larvas em "machos", através da introdução de hormônios masculinizantes na 1^a alimentação dos peixes. A técnica quando bem aplicada tem garantido altos percentuais de sucesso na reversão (PROENÇA & BITTENCOURT, 1994).

A produção de alevinos requer um ambiente rico em fito e zooplâncton. Kibria *et al.* (1997) utilizaram zooplâncton produzido em lagoas de estabilização para alimentação de larvas de diversas espécies de peixes. Os autores analisaram a composição bioquímica do plâncton coletado e ressaltaram o grande valor nutricional do alimento vivo para as primeiras fases de vida dos peixes.

A produção de alevinos possui duas etapas. Na primeira através da reprodução natural ou artificial de peixes adultos, obtém-se ovos e larvas que são muito sensíveis e suscetíveis a doenças, não consomem alimento do ambiente, e é

necessária a utilização de água de ótima qualidade físico-química e microbiológica. Na segunda etapa a larva ou alevino irá abrir a boca e iniciar sua alimentação, que deverá ser rica em zooplâncton, para a grande maioria dos casos (KIBRIA, 1997).

O ambiente de lagoas de estabilização é riquíssimo em alimento vivo para alevinos, mas a boa qualidade de água é muito importante neste estágio da piscicultura, os alevinos são mais sensíveis do que os peixes jovens ou adultos. A adoção de alguns cuidados no “polimento do efluente” pode viabilizar esta potencialidade, bem como viabilizar a reprodução dos peixes natural ou artificialmente.

3.4.3 Principais parâmetros ambientais desejáveis para a piscicultura

Temperatura

As espécies tropicais (como as tilápias) têm entre 20°C e 30°C sua faixa ideal de conforto térmico para crescimento e reprodução. Temperaturas inferiores a 20°C normalmente afetam o metabolismo dos peixes tropicais, acarretando em diminuição do apetite e das taxas de crescimento. Quanto à temperatura letal, esta irá variar muito entre as espécies.

As carpas (comum e chinesas) resistem a uma temperatura entorno de 5°C. As tilápias suportam até 10°C (PROENÇA & BITTENCOURT, 1994).

Segundo Balarin & Halton (1979) entre 17,2°C e 19,6°C está o limite inferior de temperatura da água que possibilita o crescimento de tilápias.

Para a engorda de tilápias a temperatura ideal é de 29°C–31°C. Quando o

peixe dispõe de alimento farto, o crescimento nesta faixa de temperatura é três vezes maior que a 20°C. (POPMA & LOVSHIN, 1995).

Oxigênio

Pereira (2000) analisando o ciclo de 24 horas de lagoas de estabilização observou que o percentual de supersaturação de oxigênio dissolvido dos dias ensolarados pode ultrapassar 300%.

Segundo Pavanelli *et al.* (1999) os peixes suportam até 300% de supersaturação de oxigênio, ocorrendo maior ou menor mortalidade de acordo com o estágio de vida dos peixes (as larvas morrem mais facilmente) com a ocorrência da “Doença das Borbulhas”.

A grande quantidade de algas existentes nas lagoas de estabilização produz oxigênio capaz de causar supersaturação durante o dia, mas durante a noite, devido a respiração, fazem com que as concentrações de oxigênio dissolvido atinjam concentrações menores do que 1 mg/L. Segundo Proença & Bittencourt (1994) a maior parte dos peixes morre quando o teor de oxigênio dissolvido é igual ou inferior a 1 mg/L. Entre 1 mg/L e 3 mg/L está o nível sub letal, quando os peixes gastam muita energia para respirar e não crescem.

pH e amônia

Segundo Boyd (1989) a intensa atividade do fitoplâncton durante o dia retira o CO₂ dissolvido na água causando um incremento de pH.

Trabalhando em lagoas de estabilização Pereira (2000) observou no ciclo de 24 horas que o pH durante o dia chegou a pH 8,5 e durante a noite chegou a pH 7,0. Os valores encontrados de pH estão dentro de uma faixa considerada ideal para a piscicultura por Proença & Bittencourt (1994), que consideram a faixa ótima entre pH 6 e pH 9.

O pH tem grande influência no percentual de amônia não ionizada (NH_3), tóxica para os peixes. Na tabela proposta por Emerson *et al.* (1975) na temperatura de 25°C em pH 7,0 somente 0,56% da amônia está sob a forma não ionizada, enquanto em pH 8,5, a forma não ionizada será 15,3% da amônia total.

Boyd (1989) considera que a tolerância à amônia dos organismos aquáticos varia com a espécie, condições fisiológicas e fatores ambientais. Para o autor a concentração letal para pequenas exposições (24 - 72 horas) está entre 0,4 mg/L e 2,0 mg/L de amônia não ionizada.

Para evitar perda da produção da piscicultura as concentrações de amônia total deverão estar abaixo de 2,0 mg/L (COINTREAU *et al.*, 1987 e BARTONE & KHOURI, 1988), adotando uma margem de segurança para as grandes flutuações de pH que influem no percentual de amônia tóxica.

A introdução de peixes em lagoas de estabilização, favorece o controle sobre a produção do plâncton e aumenta a biodiversidade. Porém a produção feita sem respeitar os limites de sobrevivência dos peixes torna a produtividade (Kg/ha/safra) pouco significativa, como a experiência de Silva (2001).

A adoção de adequadas técnicas de manejo e de procedimentos básicos de uma piscicultura comercial pode resultar em produções condizentes com o estado de conhecimento da piscicultura e tornar a atividade rentável.

3.4.4 A utilização do efluente das ETEs na piscicultura

A utilização de subprodutos oriundos da agricultura e das criações de diversas espécies terrestres (suínos, marrecos, galinhas, bovinos, etc.) como fonte de matéria orgânica da propriedade rural para alimentação dos peixes ou como fertilizante da água, foi a origem da piscicultura na China em 475 a.C. (PROENÇA & BITTENCOURT, 1994).

O uso de esterco e de subprodutos para a alimentação de peixes é uma forma barata de produzir proteína de alta qualidade nutritiva.

Segundo Kubitzka (1999) na atividade de piscicultura a despesa com ração é de 40% a 70% do custo de produção, o que encarece o produto para a comercialização.

A viabilidade econômica de um empreendimento de piscicultura é conseguida com boa qualidade de água e de alimento, além de conseguir reverter os custos de produção em peixe produzido, “reciclar, reutilizar e reduzir” são importantes práticas para se conseguir esta viabilidade econômica.

No oeste de Santa Catarina o policultivo de peixes integrado à suinocultura tem um custo de produção de R\$ 0,30/Kg de peixe. No litoral norte de Santa Catarina o monocultivo de tilápias com ração tem um custo de R\$ 0,90/Kg de peixe (BOLL et al. 1999).

A EPAGRI estima que 70% da produção de peixes de água doce cultivados em Santa Catarina sejam obtidos a partir do uso de dejetos de suínos como principal insumo aportado aos viveiros. O uso de dejetos na produção de peixes tem sido

alvo das críticas ambientais formuladas originalmente para a suinocultura (BOLL *et al.* 1999).

A utilização de esgoto doméstico para aquacultura tem suas primeiras tentativas relatadas por Hoer (1904; 1911) apud Ghosh *et al.* (1999). Ocorreram diversas outras experiências subsequentes relatadas na Europa, podendo-se destacar os estudos realizados por Kovacs & Olah (1982; 1984) apud Ghosh *et al.* (1999) no Lago Balaton na Hungria durante 5 anos. Em Munique o sistema de esgoto/alimento de piscicultura em larga escala relatado por Kaufmann (1958) apud Ghosh *et al.* (1999), funciona até hoje. Edwards & Pullin (1990) relatam que em Calcutá o sistema de criação de peixes utilizando águas servidas, talvez o maior do mundo no reúso com aquacultura, supre 16% do total do peixe comercializado localmente.

Os aglomerados urbanos construídos próximos as Estações de Tratamento de Esgotos (ETE) são um problema. Os odores oriundos do sistema de tratamento criam reclamações constantes da população vizinha à ETE como os relatados por Kracik (1998).

Segundo Jordão & Pessôa (1995) e Mendonça (1990) apud Kracik (1998) por medida de precaução deve ser mantido o distanciamento mínimo de 500m das habitações.

A utilização da área adjacente a ETE para o reúso da água residuária pela piscicultura ou agricultura ocupa o espaço impedindo o avanço da urbanização na direção da ETE e disponibiliza a área e a água para atividades produtivas.

A Organização Mundial da Saúde (OMS/WHO) considera o reúso de águas residuárias uma forma de promover o saneamento, já que agrega valor ao

tratamento de esgotos. Os peixes criados em ambientes com menos de 10^3 coliformes fecais/100mL poderão ser consumidos pelo homem (WHO, 1989).

O sucesso da piscicultura utilizando o esgoto tratado é relatado por diversos autores: Krishnamoorthi & Sundaresan (1980), Turner *et al.* (1986_a); Turner *et al.* (1986_b); Bartone (1990_a); Bartone (1990_b); El-Gohary *et al.* (1995), com a melhoria da qualidade do efluente tratado.

A biomassa de algas produzida em lagoas de estabilização constitui uma excelente fonte alimentar, porém sua extração e processamento tem custos elevados. O cultivo de peixes em reservatórios alimentados com efluentes tratados é uma interessante opção para aproveitar a produção de algas. A tilápia do Nilo é uma espécie apropriada para cultivo com águas residuárias tratadas, já que possui grande capacidade de filtrar o fitoplâncton (LEON & MOSCOSSO, 1999).

Segundo Buras (1993) para proporcionar boas condições de vida aos peixes a água residuária utilizada na piscicultura deve passar por uma série de 3 ou 4 lagoas de oxidação ou ser utilizada após uma lagoa de maturação, como forma de diminuir as oscilações de qualidade do tratamento e promover a melhor eliminação dos patógenos e parasitas presentes.

Mara *et al.* (1993) estabeleceu como tratamento mínimo de águas residuárias para utilização em piscicultura, o tempo de retenção de 1 dia em lagoa anaeróbia e de 5 dias em lagoa facultativa. Para Bastos *et al.*, (2003) o tempo de retenção para lagoas em série seria de aproximadamente 20 dias, para a redução de 4 – 5 unidades logarítmicas de CF/100 mL.

Uma boa quantidade de nutrientes na água é uma oportunidade para grande produtividade de algas, mas também pode ser a causa de problemas para a

piscicultura. Edwards (1992) considera o nível ótimo de introdução de N total no tanque de piscicultura de 4 Kg/ha/dia em uma profundidade de 1,5 m. Para Cointreau *et al.* (1987) e Bartone & Khouri (1988) a amônia é um fator limitante para a sobrevivência dos peixes e consideram 2,0 mg/L de amônia total o máximo para obter uma boa produção de peixes.

A grande produtividade de algas consumidas pelos peixes (tilápias), proporcionam reduções de 5,09 Kg N/ha/dia do nitrogênio total e de 2,59 Kg N/ha/dia de amônia em lagoas de maturação (SILVA *et al.*, 2001).

Nunes (1992) trabalhando com carpas prateadas (*Hypophthalmichthys molitrix*) observou que 78% do suprimento de fósforo retirado pelas algas do ambiente foram absorvidos pelo peixe para seu metabolismo e crescimento. A autora considerou que para produzir 1 Kg de peixe é necessário de 1 a 6 m³ de esgoto.

Dentre os estudos encontrados sobre criação de peixes com efluente tratado em lagoas de estabilização, os estudos que se desenvolvem no CEPIS (Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente) - Peru são dos mais completos, e se baseiam em experiências de mais de 20 anos de trabalhos de pesquisas.

O CEPIS incorporou ao sistema de tratamento de esgoto uma unidade de produção de peixes, onde já foram realizados estudos dos benefícios da criação dos peixes para melhoria do efluente tratado, bem como, capacidade de produção, qualidade do pescado produzido e aceitação do pescado pela população.

Edwards *et al.* (1990) obteve a produção de macrófitas aquáticas na água do esgoto, que possui 26% de proteína na matéria seca e foi utilizada para alimentar tilápias obtendo-se uma produção de 6 ton./ha/ano de peixes.

A intensificação da atividade de piscicultura merece um questionamento sobre os níveis de impacto ambiental da atividade. Nas regiões onde há mínimos impactos ambientais e a qualidade da água do ambiente é muito boa, a criação de peixes necessita tratamento dos seus efluentes, enquanto em regiões onde há lançamento de dejetos de suínos a piscicultura pode ser parte do sistema de tratamento, a produção de peixes diminuindo os impactos causados pela suinocultura (BOLL, PEREIRA & RAMAGE, 2002).

A água de cultivo dos peixes necessita ter boa qualidade e abundância de alimento, para que os peixes tenham bom crescimento e sobrevivência. A produção obtida na piscicultura é resultado do crescimento e da sobrevivência dos peixes.

Sob condições específicas, pode-se ter alta sobrevivência, mas baixo crescimento, ou por outro lado, uma grande mortalidade (baixa sobrevivência) e a seguir ótimas condições para o crescimento dos peixes. Estas situações corriqueiras da atividade de criar peixes levam à baixa produção.

O efluente tratado em lagoas de estabilização possui grande quantidade de algas o que é altamente favorável ao crescimento e sobrevivência dos peixes. As algas produzem oxigênio, e são alimentos dos peixes diretamente, ou indiretamente quando fazem parte da cadeia trófica.

Na estação de tratamento de esgotos as características do esgoto influente e as condições ambientais (principalmente temperatura e insolação) não são constantes, provocando variações na qualidade do tratamento e conseqüente mudança na qualidade do efluente gerado. Para o sucesso da piscicultura com o uso deste efluente é necessário o controle da queda de qualidade da água com o emprego de técnicas de manejo como: aeração mecânica, modificação da

profundidade, modificação do fluxo de água (tempo de retenção hidráulico) dentre outras (BURAS, 1993; KRACIK, 1998).

A análise sobre a utilização de uma unidade de piscicultura que utiliza o efluente de lagoas de estabilização ou de outro sistema de tratamento deverá levar em consideração aspectos que demonstrem sua real potencialidade.

Muitas questões ainda devem ser estudadas, tais como: a melhoria da capacidade de produção, a qualidade do pescado produzido quanto ao tamanho e qualidade da carne, outras finalidades de uso deste pescado: produção de alevinos, ração para outros animais, isca viva para pesca, alimentação de peixes carnívoros; além de estudos da qualidade do efluente oriundo desta atividade, bem como, definição de espécies nativas para criação que sejam resistentes às condições ambientais e que possuam hábito alimentar propício para este ambiente.

Para a manutenção de boas condições para o consumo e a criação dos peixes, é necessária uma conduta que controle os principais parâmetros ambientais, a contaminação por patógenos, substâncias cancerígenas, e outros tipos de contaminantes ou substâncias tóxicas para prevenir possíveis problemas de saúde pública e ambiental.

3.4.5 A qualidade do peixe produzido

Para o consorcio da atividade de aquacultura com o tratamento de esgotos é necessário um bom controle dos parâmetros físicos, químicos e biológicos para garantir a produção e qualidade do peixe produzido. Este sistema de piscicultura não pode ser encarado da mesma forma que os sistemas que empregam águas

naturais (LEON & MOSCOSSO, 1999).

O consumo de peixes oriundos de esgoto tratado tem limitações e exige cuidados quanto a presença de agentes patogênicos existentes no ambiente e nos próprios peixes. As condições de cultivo não podem limitar a vida do peixe fazendo com que não cresça e/ou morra (LEON & MOSCOSSO, 1999).

O sabor da carne dos peixes é resultado da sua alimentação e da característica da carne, há um preconceito natural ao consumo de produtos originados das águas residuárias. A análise sensorial comparativa, pode avaliar o sabor de peixes criados no efluente tratado e de peixes criados em água limpa, verificando se haverá um impedimento com relação ao sabor da carne do peixe para comercialização. Este tipo de análise auxilia na tomada de decisão de como comercializar o produto, que valor pode ser obtido no mercado, a viabilidade de comercialização do produto, etc... O peixe produzido neste ambiente pode ter outra finalidade e não ser utilizado para o consumo humano.

Os contaminantes químicos que se ligam a molécula transmissora das informações genéticas, o DNA, podem causar processos de mutagênese, teratogênese e carcinogênese nos peixes (KURELEC, 1993). No processo de formação de novas células, alguns fragmentos e alguns cromossomos inteiros se atrasam e não conseguem formar uma nova célula, este material pode se fundir com o núcleo principal ou formar alguns núcleos secundários (micronúcleos). A presença destes micronúcleos pode ser a indicação de que estão ocorrendo aberrações genéticas na gênese celular (CARRANO & NATARAJAN, 1988). Esta alteração poderá estar associada as condições ambientais, representando risco para os peixes e para o consumidor destes peixes.

O esgoto bruto contaminado com agentes patogênicos e cancerígenos exige o controle de qualidade da água e da carne dos peixes produzidos neste ambiente. Uma grande produção de peixes de baixa qualidade tem pouco valor e representa risco. Esta exigência de qualidade melhora a qualidade do produto e proporciona melhoria do retorno financeiro.

O emprego das técnicas de piscicultura buscando a produtividade, a qualidade e a sustentabilidade no sistema de tratamento de esgotos são formas modernas de praticar a Gestão Ambiental. Atualmente somente são minimizados os impactos ambientais e os riscos de saúde pública, uma concepção ultrapassada dos sistemas produtivos, para o conhecimento existente neste início do século XXI.

3.4.6 Cuidados necessários para o uso de água residuária na piscicultura

A Organização Mundial de Saúde recomenda que na análise microbiológica das águas residuárias tratadas para reúso na piscicultura e nas culturas que utilizam águas residuárias tratadas, a qualidade desejada seja a média aritmética de ovos de helmintos de no máximo igual a 1 ovo por litro e a média geométrica do Número Mais Provável (NMP) de coliformes fecais por 100 mL igual ou inferior a 1.000 NMP/100mL (HESPANHOL & PROST, 1993).

A cultura de peixes utilizando excretas humanas ou animais é antiga e foi utilizada como fonte de aumento da matéria orgânica em viveiros no início da piscicultura na China. Até hoje são poucas as preocupações com os aspectos de saúde dos responsáveis pelo manejo da criação, pelo processamento do pescado ou do consumidor do peixe criado sob estas condições.

Conhecer os mecanismos de remoção dos patógenos existentes e de suas formas de transmissão, são importantes para que se possam adotar técnicas de manejo e cuidados com o objetivo de diminuir os riscos de saúde.

Segundo Guélin (1962) apud Buras (1993) os patógenos comuns aos animais de sangue quente não causam doenças aos peixes.

A contaminação por alguns patógenos como *Cryptosporidium*, *Giardia*, Rotavirus, *Salmonella* e *Shigella* podem não ser graves e se resumirem a alguns poucos dias de diarreia, espasmos ou gastroenterites que são tratáveis com relativa facilidade, mas a pouca condição de higiene das pessoas infectadas pode gerar um quadro de reinfestação e tornar a doença endêmica (BURAS, 1993).

O número de patógenos necessários para que se origine uma doença é chamado de dose infectiva e é variável para cada organismo patogênico e para cada organismo a ser infectado. As crianças e os indivíduos debilitados são mais suscetíveis às infecções do que os indivíduos adultos saudáveis (BURAS, 1993).

Segundo a WHO (1989) a recomendação da qualidade da água para a criação de peixes é de no máximo 10^3 coliformes fecais/100mL e ausência de ovos de trematodos.

A infecção do músculo dos peixes por patógenos é maior quando os viveiros de criação estão com os coliformes fecais em uma concentração maior do que $10^4/100$ mL, o potencial de infecção aumenta com o tempo de exposição, e mesmo em baixos níveis de contaminação pode haver alta concentração de patógenos no trato digestivo ou fluídos peritoniais do peixe (BURAS, 1993).

No trato digestivo dos peixes as bactérias e microrganismos patógenos são combatidos pelo Reticulo-endotelial, que é formado por fagócitos que consomem

estes organismos, no entanto quando a quantidade absorvida pelo peixe é maior do que a capacidade de defesa pode ocorrer a infestação dos músculos, tecidos e sangue do peixe (BURAS *et al.* 1987).

A capacidade de defesa do organismo dos peixes está relacionada também ao seu estado fisiológico ou como definiu Sutton & Harman (1973) apud Buras *et al.* (1987) o "Homeostatic Plateau" que é o resultado da resposta do peixe às condições do ambiente (pH, oxigênio dissolvido, temperatura, etc).

As infecções causadas pelos microrganismos patogênicos excretados podem ser classificadas segundo sua forma de transmissão ambiental como proposto por Leon & Moscosso (1999) :

Categorias I e II – microrganismos com doses infectivas baixas (I) e médias e altas (II) respectivamente, transmitidos de forma direta sem período de latência (vírus, helmintos e protozoários), relacionada a pouca higiene pessoal. Podem se multiplicar rapidamente nos alimentos. Algumas epidemias de cólera foram associadas com a irrigação de verduras com águas contaminadas.

Categoria III – enfermidades causadas principalmente por nematóides em que é necessário um tempo de latência para desenvolverem infecções (*Ascaris lumbricoides*). Não causam doença, são parasitas.

Categoria IV – infecções causadas por organismos que necessitam de um hospedeiro intermediário. *Taenia saginata* e *Taenia solium* tem como hospedeiros bovinos e suínos respectivamente, são transmitidos ao homem pela carne mal cozida.

Categoria V – infecções causadas por organismos que necessitam hospedeiros intermediários aquáticos para desenvolverem organismos patogênicos.

Esquistossomose que tem como hospedeiro o caramujo de água doce.

Feachem (1983) apud Leon & Moscosso (1999) classificam os riscos potenciais para a saúde pelo uso de águas residuárias na aquicultura como: a) transferência passiva onde o peixe ou macrófitas não são afetados pelo microrganismo patogênico; b) transferência ativa causada pelos trematódos que prejudicam a vida dos peixes e macrófitas ; c) a esquistossomose que possui seu ciclo com os caramujos.

Para Blum & Feachem (1983) apud Leon & Moscosso (1999) que estudaram os riscos epidemiológicos do uso de excretas na aquicultura e no solo, consideraram que a adubação com excrementos facilitam a transmissão das infecções por trematodos para outros corpos de água, mas somente um estudo considerou a transferência passiva de organismos patogênicos e os estudos não foram conclusivos.

O uso continuado de águas residuárias contaminadas para irrigação ou aquicultura aumentam os riscos de proliferação de doenças.

Vibrio parahaemolyticus (JANSSEN, 1970 apud BURAS, 1993) *Clostridium botulinum* tipo E, *Clostridium tetani*, e vários tipos de *Salmonella* sobrevivem e podem se multiplicar nos tecidos do peixe (LAWTON & MORSE, 1980 apud BURAS, 1993). As bactérias citadas, juntamente com *Escherichia coli* não fazem parte da flora normal dos peixes e sua presença indica que os peixes estão expostos a eles no ambiente (GELDRICH & CLARKE, 1966 apud BURAS, 1993).

Os vírus entéricos humanos são encontrados em águas residuárias tratadas e sua dose infectiva é baixa, sendo a presença deste vírus nos peixes considerada um problema de saúde pública (PLOTKIM & KATZ, 1967 apud BURAS 1993).

Buras *et al.* (1987) classificaram a qualidade do músculo dos pescados produzidos em lagoas de estabilização, segundo a quantidade de bactérias / grama de músculo como:

Muito boa < 10 / g

Aceitáveis 10 - 50 / g

Inaceitáveis > 50 / g

Na comparação dos peixes produzidos nas lagoas de estabilização com os peixes comercializados no mercado de Lima – Peru, os autores observaram que os peixes comercializados no mercado apresentaram níveis considerados inaceitáveis.

Nos experimentos conduzidos no CEPIS ficou estabelecido como limite para utilização do efluente no cultivo de tilápias a concentração de 10^5 coliformes fecais/100ml, com valores maiores o sistema imunológico dos peixes fica prejudicado causando debilidade e penetração das bactérias no músculo do peixe. Quando houve eventuais sobrecargas ($> 10^5$ CF/100ml) os peixes se autodepuraram num período de 30 dias (BURAS *et al.* 1987).

Nos esgotos em geral aparecem protozoários e helmintos como *Entamoeba coli*, *Endolimax nana*, *Giardia sp*, *Cryptosporium parvum*, *Ascaris lumbricoides*, *Strongyloides stercoralis* e *Hymenolepis nana*, mas em lagoas terciárias poucos parasitas aparecem (FEACHEM *et al.* 1983).

3.4.7 *Produtos químicos presentes no esgoto que representam perigo a saúde humana e sobrevivência dos peixes*

A qualidade dos esgotos domésticos são o resultados da qualidade da água

captada para tratamento que deve ser livre de contaminantes, conforme normas estabelecidas pelo CONAMA, e do uso dado a ela pelo usuário. A presença de metais pesados como o mercúrio, cobre e zinco estão relacionados principalmente a atividades de mineração e despejos industriais (LEON & MOSCOSSO, 1999).

Os defensivos agrícolas são os responsáveis por grande parte da perda de qualidade da água existente no planeta. Quando aparecem nas águas residuárias podem fazer parte dos tecidos dos peixe, levam muito tempo para se decompor. O problema se agrava quando incrementa sua concentração na cadeia trófica culminando com o homem como o consumidor final. A exposição aos metais pesados, aos bifenil policlorados e hidrocarbonetos clorados são responsáveis por problemas de saúde nos homens e nos peixes (BURAS, 1993).

A tolerância pelos peixes ao cobre, zinco e outras substâncias tóxicas está relacionada ao *stress* ambiental e aos efeitos de sinergismo ou antagonismo dos componentes da água, reforçador ou neutralizador da toxidez, respectivamente, podendo originar problemas de patógenos aos peixes como *Aeromonas hydrophila* e *Saprolegnia* (PIPPY & HARE, 1996; CARBALLO e MUNHOZ, 1991 apud BURAS, 1993; PÁDUA, 1993).

Alguns destes poluentes são diretamente tóxicos, outros em pequenas concentrações não causam problemas à vida dos peixes, mas possuem efeito acumulativo na cadeia trófica evidenciado pela maior concentração destes compostos em peixes de maior tamanho e em aves consumidoras destes peixes. (MAGOSSI & BONACELLA, 1991; LITTLE & MUIR, 1987 apud SHEREIF & MANCY, 1995)

Os estudos de Shereif & Mancy (1995) mostraram haver menos metais

pesados e pesticidas organoclorados tóxicos no efluente do tratamento de esgotos do que nas águas do Lago Mazala no Egito. Suas conclusões alertam que existe preconceito quanto ao consumo de peixes criados na água do tratamento de esgotos, porém muitos locais onde são realizadas a pescaria comercial e a aquacultura a contaminação das águas por poluentes são maiores do que na água do tratamento de esgotos e os peixes destes locais são comercializados livremente.

Nas águas contendo partículas de argila e matéria orgânica em suspensão, características de lagoas de estabilização, os metais pesados são absorvidos pela argila e chelados pela matéria orgânica o que diminui sua toxidez e facilidade de absorção pelos organismos aquáticos. Aparentemente o uso de pesticidas de longa vida residual está decrescendo, bem como, sendo substituídos por pesticidas de degradação em poucos dias para formas menos tóxicas (BOYD, 1989).

Os metais pesados não devem constituir maior problemas nas águas residuárias domésticas, pois deverão estar em doses menores do que as consideradas tóxicas para os peixes e acima da demanda nutricional como oligoelemento (BASTOS *et al.*, 2003).

A composição e a concentração do esgoto sanitário depende do uso domiciliar dado a ela. O seu uso pode acrescentar elevadas concentrações de sais e sólidos dissolvidos inorgânicos, resultado da própria dieta humana e da intensa utilização dos produtos de limpeza (BASTOS *et al.*, 2003).

A proteção das águas quanto ao incremento de poluentes químicos deve ser uma preocupação para a melhoria da qualidade de vida e da saúde da população, a persistência e a bioacumulação de substância tóxicas e/ou cancerígenas são uma preocupação de saúde pública.

4 METODOLOGIA DA PESQUISA

4.1 Caracterização da pesquisa

Esta pesquisa se caracteriza por seu caráter aplicado à gestão ambiental do sistema de tratamento de esgotos. O estudo do sistema de tratamento por lagoas de estabilização e suas limitações possibilita adequá-las ao sistema de piscicultura, promovendo a integração das atividades de piscicultura e tratamento de esgotos.

A pesquisa se baseia na análise quantitativa dos parâmetros ambientais e de qualidade de água do sistema de tratamento em estudo.

A caracterização do sistema de tratamento de esgotos e os resultados experimentais da produção da piscicultura, são importantes para que a concepção dos novos projetos de tratamento tenham respaldo da pesquisa aplicada para a Gestão Ambiental dos sistemas de tratamento, proporcionando sustentabilidade ambiental, econômica e social.

4.2 Descrição da metodologia

A pesquisa baseou-se na análise dos parâmetros físicos, químicos e biológicos da água do sistema de tratamento de esgotos, caracterizando as limitações e potencialidades para a prática da criação de peixes com esta água, além de estudar a influência da piscicultura na qualidade e na sustentabilidade da integração do sistema de criação de peixes com o sistema de tratamento de esgotos.

O estabelecimento do potencial de produção de peixes (Kg/ha/safra) e da

qualidade microbiológica do produto produzido, propiciam que sejam feitos os estudos de viabilidade econômica.

Na concepção deste trabalho de pesquisa, a qualidade da água do tratamento de esgotos coloca em risco a vida dos peixes e conseqüentemente coloca em risco a viabilidade da piscicultura. As técnicas de manejo para a melhoria desta qualidade são objeto desta pesquisa, portanto a piscicultura deverá ser instalada como um sistema complementar e adjacente ao sistema de tratamento, adotando recursos que tornem esta água apta para a vida dos peixes.

4.3 Caracterização do local do estudo

Os trabalhos foram realizados na ETE (Estação de tratamento de esgotos) continental da CASAN (Companhia de Água e Saneamento) localizada no bairro Potecas, município de São José na região metropolitana de Florianópolis, 1,84 m acima do nível do mar, na latitude 27° 35' longitude 48° 34', a margem do Rio Forquilhas.

O sistema composto por uma lagoa anaeróbia de 7,3 ha com profundidade média de 2,8 m, lagoas facultativas 1, 2 e 3 com profundidades médias de 1,7 m e áreas respectivas de 10,5 ha, 6,7 ha e 3,2 ha. Segundo informações da Divisão de Operação da CASAN o sistema opera com uma vazão média de 200 L/s, o projeto prevê o tratamento do esgoto de uma população aproximada de 300.000 habitantes, um tempo de retenção total de 15,3 dias e uma remoção de 92,4% da DBO do esgoto (KRACIK, 1998).

O receptor do efluente do sistema de tratamento é o Rio Forquilhas, que está a

aproximadamente 7.000 m da desembocadura no mar e foi classificado de acordo com a norma N^o. 20 do CONAMA, pela Portaria GM No. 024/79 do Ministério do Interior, e da Portaria No. 024/79 da Secretaria de Planejamento e Coordenação Geral do Estado de Santa Catarina como um rio Classe 2 (KRACIK, 1998).

4.4 Instalações da área experimental

Conforme Figura 1 foram utilizados 12 tanques de fibra de vidro em formato *raceway*, retangular com as extremidades em semicírculo, com 2,40m de comprimento e 1,20m de largura, área de 2,57 m² e 1,20m de profundidade, volume útil de 3,8 m³.

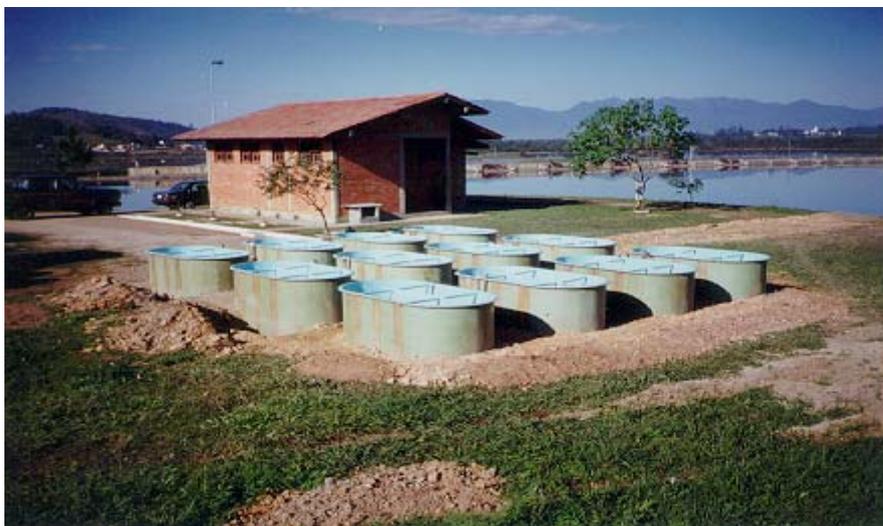


Figura 1. Disposição dos tanques experimentais, vista panorâmica da ETE Potecas e prédio de apoio.

Para manter a massa d'água em movimento e evitar estratificações térmicas no ambiente restrito à ação do vento, foi utilizada a aeração do tipo *airlift*, com 2 tubos

de 40 mm inclinados 45°. O fornecimento de ar foi feito por dois compressores de ar com diafragma de borracha funcionando alternadamente.



Figura 2. Foto com vista de cima do tanque experimental mostrando divisão central e barras de estrutura e sustentação do tanque.

O tanque (Figura 2) possuía uma divisão central para que a massa d'água tivesse fluxo no seu entorno, mantendo uma boa mistura da massa d'água, duas barras transversais ao comprimento do tanque mantêm a estrutura das laterais e servem de suporte para a divisão central.

O efluente da última lagoa de estabilização foi bombeado para a área experimental através de tubulação de 100 mm numa distancia aproximada de 400 m.

4.5 Protocolos experimentais

Os protocolos experimentais aqui desenvolvidos visam avaliar o efluente da

ETE continental da CASAN - Potecas e testar técnicas de manejo e tratamento que propiciem o aproveitamento do efluente de lagoas de estabilização para a produção com a aquacultura.

4.5.1 Acompanhamento dos principais parâmetros ambientais

A implantação de qualquer sistema de criação de peixes necessita o conhecimento das condições médias, máximas e mínimas dos principais parâmetros físico, químico e biológicos do ambiente. As interações entre estes parâmetros durante as 4 estações do ano, auxiliam na concepção do projeto. A sobrevivência e as boas condições de vida para os peixes são condições básicas para o sucesso do empreendimento.

Para a realização deste trabalho foram analisados os parâmetros de qualidade da água da última lagoa de estabilização do sistema de tratamento de esgotos continental de Florianópolis da CASAN – Potecas, realizados pelo laboratório da Divisão de operação da CASAN segundo metodologia descrita em APHA (1992). Foram também utilizados os resultados das observações de Kracik (1998), Pereira (2000) e Bento *et al.* (2003) para caracterização e avaliação do ambiente.

As amostras foram coletadas entre às 9:00 hs. e às 12:30 hs, o monitoramento foi realizado com periodicidade aproximada de 25 dias pelo laboratório da Divisão de operação da CASAN. Os parâmetros analisados foram temperatura, pH, oxigênio dissolvido, alcalinidade, DQO/DBO (Demanda química de oxigênio/Demanda bioquímica de oxigênio - parâmetros indicadores de matéria orgânica), nitratos (N - NO₃), nitritos (N - NO₂), amônia (N - NH₃), N - Kjeldahl, o fósforo total, sólidos totais,

sólidos suspensos, sólidos sedimentáveis, coliformes fecais, coliformes totais.

Os principais parâmetros de interesse para a aquacultura foram analisados durante o período de 09/01/2002 a 22/05/2003,; temperatura, oxigênio dissolvido, pH, N – amônia e coliformes fecais. Os demais parâmetros foram utilizados para caracterizar a eficiência do sistema de tratamento. Os resultados da presente pesquisa e a série histórica dos outros autores enriquecem o conhecimento do ambiente utilizado.

4.5.2 Análise preliminar da comunidade planctônica

As condições climáticas e os componentes do esgoto causam modificações na comunidade planctônica. O objetivo deste experimento é o conhecimento desta comunidade e suas modificações com a mudança de profundidade, técnicas de manejo, para melhorar a qualidade do ambiente para a criação de peixes.

A profundidade média da lagoa de estabilização de onde foi retirado o efluente para estes experimentos é de 2,6 m. Para avaliar as modificações da qualidade do efluente da ETE com menor profundidade, nos tanques experimentais foi utilizada a profundidade de 40cm, que favorecer a penetração de luz em uma porção maior na coluna d'água, um dos fatores primordiais para o aumento da produtividade aquática.

O experimento teve início em 27 de Agosto de 2001 e seu término foi em 19 de setembro de 2001 num total de 23 dias, foram testados dois tratamentos, com e sem filtração, cada um com três repetições (6 tanques no total), num delineamento experimental totalmente casualizado.

Os tanques experimentais providos de aeração tipo *airlift* foram mantidos na profundidade de 0,40 m, com o volume de 1.028 L, sem renovação de água. A exclusão do zooplâncton filtrado em rede de 10 μ m de porosidade tem o objetivo de produzir algas em um período pouco indicado para a criação de peixes e comparar com o plâncton do efluente não filtrado (sem exclusão do zooplâncton).

Foram analisados 3 vezes por semana os nutrientes dissolvidos NO_3 , NO_2 , NH_3 , PO_4 (orto fosfatos) e Clorofila *a*, utilizando Kit Alfa Tecnoquímica, para as metodologias descritas em APHA (1992). O pH foi medido com pHmetro Oakton, a concentração de oxigênio com auxílio de Oxímetro YSI 55, a transparência com o disco de Secchi e a temperatura foi medida com termômetro de coluna de mercúrio com divisões de 0,1°C.

Semanalmente a contagem quali - quantitativa da população de algas e dos principais organismos existentes durante o período experimental, caracterizaram o ambiente onde foram realizados os trabalhos. As contagens foram realizadas sob microscópio binocular com capacidade de aumento de 10 x 100 em lâmina Sedgwick – Rafter. O material coletado foi mantido em geladeira pelo prazo máximo de 3 dias. A baixa temperatura mantém os organismos com pouca mobilidade não sendo necessário o uso de fixadores, que impedem a observação de movimento dos organismos importante para a identificação. Quando necessário foi utilizado formolaldeído 4% conforme técnica proposta por Infante (1988).

A identificação das espécies foi realizada utilizando chaves de classificação e atlas de plâncton de Infante (1988), APHA (1992), Bicudo & Bicudo (1970) e Streble & Krauter (1987)

O material foi fotografado em microscópio ótico Olympus BX40 acoplado a um

microcomputador Maxtech – Pentium 100 com o programa de análise de imagem – (Imagem Pró Plus) com resolução 10 x 100.

4.5.3 Importância da profundidade para a diminuição das concentrações de amônia no efluente de uma lagoa de estabilização.

Durante alguns períodos do ano o efluente tratado não apresenta condições adequadas para a criação de peixes.

Com o objetivo de estabelecer técnicas de manejo que propiciem a redução da amônia foram testadas 3 alturas da coluna d'água: 40 cm (T40), 60 cm (T60) e 80 cm (T80), para cada altura foram utilizados 3 tanques experimentais. O experimento se desenvolveu entre 03 de janeiro de 2001 e 28 de janeiro de 2002 num total de 25 dias.

A baixa profundidade facilita a penetração de luz em uma porção maior da coluna d'água, o que é fator primordial para o aumento da produtividade aquática. Quando as algas realizam a fotossíntese durante o dia, consomem CO_2 causando uma elevação do pH (BOYD, 1989).

Com a redução da profundidade são favorecidos 3 mecanismos de remoção de N - amônia, todos relacionados ao aumento da fotossíntese: 1) O aumento do pH pelo consumo de CO_2 e volatilização do N – amônia não ionizado 2) O aumento da concentração de O_2 que favorece a transformação do N - amônia (NH_3) nas formas oxidadas N - NO_2 e N - NO_3 pouco tóxicas para os peixes; e 3) O consumo de NH_3 , NO_2 e NO_3 pelas algas para a formação de sua estrutura celular (VAN HANDEL & LETTINGA, 1994).

O volume da água dos tanques foi renovado 10% por dia de forma contínua utilizando o efluente proveniente da última lagoa de estabilização do sistema de tratamento.

Os parâmetros: temperatura, pH, oxigênio dissolvido e transparência foram acompanhados três vezes por semana. Os parâmetros sólidos suspensos e nutrientes (N – amônia, N – nitrito, N – nitrato e orto – fosfato) foram acompanhados semanalmente pelo período de 15 dias e analisados pelo Laboratório da Divisão de operações da CASAN, conforme metodologias descritas em APHA (1992).

As medições de pH foram feitas por pHmetro Oakton, as medições da concentração de oxigênio dissolvido com auxílio de Oxímetro YSI 55, a transparência medida com disco de Secchi e a temperatura com termômetro de coluna de mercúrio com divisões de 0,1°C.

Na comparação das médias foi utilizado a análise de variância (ANOVA) e Teste Tukey para um nível de significância de 5%, as análises do efluente e dos tanques experimentais teve o objetivo de demonstrar a importância da profundidade na redução da amônia.

4.5.4 Análise da capacidade de produção de peixes no efluente de lagoas de estabilização e a sua influência na qualidade do efluente

O objetivo do presente estudo foi procurar resposta à questão: “Quanto pode-se produzir de peixes e qual o efeito da produção de peixes na qualidade do efluente do sistema de tratamento de esgotos?”

Para responder a esta questão foi realizado um estudo sobre a capacidade de

suporte do ambiente em produzir peixes. Com o acompanhamento do crescimento em peso e comprimento dos peixes e o acompanhamento dos parâmetros ambientais para duas densidades de peixes (3 e 7 peixes/m²) foi possível analisar se os peixes diminuíram sua taxa de crescimento devido às limitações do ambiente, capacidade de suporte, ou como define Hephher & Pruginin (1985) por atingirem o “nível crítico de colheita”.

No trabalho de Moscosso (1998) foram utilizadas diversas densidades de peixes para definir qual seria a ideal para que fosse atingida a máxima capacidade de produção. No presente estudo a limitação do número de tanques nos levou a optar por duas densidades (3 e 7/m²) que consideramos mais adequadas para o presente estudo.

A capacidade de suporte do ambiente em produzir peixes pode estar limitada pela quantidade e qualidade do alimento e/ou pelas limitações de qualidade d'água causadas pelo aumento da biomassa dos peixes.

O aumento da biomassa de peixes aumenta o consumo do O₂ dissolvido e aumenta os metabólitos lançados na água pela excreção (HEPHER & PRUGININ, 1985).

O delineamento experimental buscou a obtenção de dados comparativos da produção (Kg/ha/safra) de tilápia (*Oreochromis niloticus*) no efluente de lagoas de estabilização e a capacidade de produção (Kg/ha/safra) de tilápia em água “limpa” utilizando ração.

A comparação das medidas de peso e comprimento dos peixes e dos parâmetros ambientais dos tanques experimentais que utilizaram o efluente da ETE

possibilitaram determinar se a capacidade de suporte foi atingida com peixes em tamanho comercial (± 350 g) com estas densidades. Os peixes poderiam atingir a capacidade de suporte (biomassa) do ambiente sem atingir o peso comercial. A densidade menor proporciona condições para que os peixes possam atingir o tamanho comercial sem atingir a capacidade de suporte do ambiente.

Utilizando diferentes densidades de peixes no efluente tratado sem acréscimo de ração e a criação de peixes em água limpa com acréscimo de ração, foram comparadas simultaneamente, as limitações de crescimento quanto aos parâmetros físico-químicos e quanto a disponibilidade de alimento para os peixes.

Os resultados permitiram analisar a potencialidade do ambiente de lagoas de estabilização em produzir peixes e a capacidade de produção do sistema instalado para o experimento sem limitações de qualidade de água e/ou de alimento. O estudo de capacidade de suporte foi baseado nas experiências de Moscosso (1998), Melo & Pereira (2000) e Proença & Bittencourt (1994).

O experimento tem um delineamento experimental totalmente casualizado com 3 tratamentos e 3 repetições conforme o quadro 3:

Quadro 3. Delineamento experimental do experimento de capacidade de produção de peixes no efluente da ETE continental de Florianópolis

| | | |
|----|----------------------------------|-------------------------|
| T1 | Água limpa + ração | 7 peixes/m ² |
| T2 | Água lagoa estabilização s/ração | 3 peixes/m ² |
| T3 | Água lagoa estabilização s/ração | 7 peixes/m ² |

A água limpa utilizada proveniente da rede de distribuição de água da CASAN

foi armazenada em um tanque intermediário com um volume aproximado de 3000 litros e um tempo de retenção de 3,6 dias para neutralizar o cloro ativo existente na rede de distribuição.

O experimento também analisou a influencia da criação de peixes no efluente de uma lagoa de estabilização. A análise dos parâmetros ambientais do efluente introduzido na criação de peixes foram comparados com os da água de cultivo.

Os trabalhos foram realizados no período de 28/11/2001 a 5/06/2002 num total de 189 dias, utilizando 9 tanques providos de dois airlifts, com um volume de 1500 litros e uma coluna d'água de 60 cm. Os airlifts mantiveram a massa d'água em movimento evitando estratificações térmicas em um ambiente restrito a ação do vento. A média de renovação da água no experimento foi de 20% do volume total/dia.

Os alevinos de tilápia revertidos sexualmente com peso inicial de $0,8 \pm 0,1$ g e $3,8 \pm 0,1$ cm de comprimento total foram adquiridos da Piscicultura Panamá, situada a aproximadamente 80 Km de Florianópolis, transportados em saco plástico inflado com oxigênio. Não houve mortalidade dos peixes durante o transporte e introdução nos tanques experimentais.

A ração utilizada no tratamento com água limpa é comercializada normalmente em casas especializadas em produtos agropecuários como ração para engorda de peixes com 28% de proteína bruta (tipo Aqua Supra Guabi).

Durante o período experimental, foram acompanhados os seguintes parâmetros de qualidade do efluente da ETE que entrava e da água que saía dos tanques experimentais: temperatura com termômetro de coluna de mercúrio e

precisão de 0,1°C, transparência com disco de Secchi, pH feitas por pHmetro Oakton, e O₂ dissolvido com Oxímetro YSI 55 realizado 3 vezes por semana, enquanto os parâmetros: DQO, N - orgânico total, N - Kjeldhal, N - nitrato, N - nitrito, N - amônia, orto-fosfato, fósforo total, clorofila "a" e sólidos suspensos tiveram periodicidade quinzenal. Os parâmetros: DBO, coliformes fecais e totais foram analisados com periodicidade mensal pelo Laboratório da CASAN, conforme metodologias descritas em APHA (1992). As análises de colimetria foram feitas utilizando o Método Colilert.

A biometria dos peixes foi realizada mensalmente tomando-se o comprimento total com precisão de 0,1 cm e peso total com precisão de 0,1g em balança digital Instrutherm BD – 141. Estas medidas permitiram calcular o fator de condição, que é calculado com base na relação peso total (W_t) x comprimento total (L_t) para indivíduos que não estejam em estado de maturação gonadal para desova. O fator de condição é dado pela formula 7:

$$FC = W_t / L_t^3 \quad (7)$$

O fator de condição reflete o grau de hígidez de um indivíduo, suas condições nutricionais, recentes e/ou gasto de reservas em atividades cíclicas. Possibilitam relações com as condições ambientais e aspectos comportamentais das espécies (VAZZOLER, 1996).

Os resultados experimentais da produção foram analisados estatisticamente com análise de variância (ANOVA) e Teste Tukey para um nível de significância de 5%.

4.5.5 Análise comparativa da qualidade do pescado produzido no efluente de

lagoas de estabilização e em água limpa.

A carne do pescado produzido no efluente de lagoas de estabilização foi analisada quanto aos patógenos existentes na carne e na pele dos peixes e quanto ao sabor (análise sensorial).

A análise de presença de patógenos na carne e na pele dos peixes, foi realizada pelo Laboratório de Análises microbiológicas do Departamento de Ciência e Tecnologia dos Alimentos da Universidade Federal de Santa Catarina. Foram analisados os coliformes, *Salmonella sp* (presença/ausência) e *Staphylococcus aureus* (UFC - unidades formadoras de colônias) da pele e da carne dos peixes criados no efluente de Lagoas de estabilização, na água potável e de um testemunho (peixes de uma piscicultura comercial localizada no município de Paulo Lopes). Os peixes foram transportados vivos e sacrificados no laboratório por secção da coluna cervical e foi utilizada a técnica de SWAB para análise da pele dos peixes. A análise do músculo foi realizada a partir de filés dos peixes utilizando a técnica de tubos múltiplos, as análises seguiram as metodologias descritas em APHA (2001).

A análise sensorial comparativa entre os peixes criados no efluente e na água limpa com ração foi realizada pelo Laboratório de Análise Sensorial do Departamento de Ciência e Tecnologia de Alimentos da Universidade Federal de Santa Catarina segundo o método de Análise Descritiva Quantitativa - ADQ (ABNT, 1998) utilizando descritores do flavor desenvolvidos conforme as recomendações do método.

A escala utilizada para obtenção dos valores foi a seguinte:

0= Ausente, não perceptível.

1= Muito leve, muito levemente perceptível.

2= Leve, levemente perceptível.

3= Perceptível

4= Forte, intenso.

5= Muito forte, muito intenso.

As amostras de tilápias foram analisadas por julgadores treinados do Laboratório de Análise Sensorial, após serem descongeladas em geladeira a 6 ± 2 °C por 24 horas, filetados e cozidos em microondas. As amostras foram servidas uma a uma com números de identificação aleatórios de três dígitos.

4.5.6 Teste de genotoxicidade

O teste de genotoxicidade mede os danos cromossômicos causados às células sangüíneas dos peixes. Os contaminantes químicos em doses subletais, agentes genotóxicos, causam aberrações genéticas detectáveis. Modificações no DNA induzidas pelas substâncias genotóxicas produzem núcleos secundários: os micronúcleos.

A análise de micronúcleos foi realizada pelo LABTOX - Laboratório de Toxicologia Ambiental do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina

A contagem dos micronúcleos foi feita nos eritrócitos, células sangüíneas, em microscópio ótico (Olympus BX40 acoplado a um microcomputador Maxtech – Pentium 100 com o programa de análise de imagem – Imagem Pró Plus) com

resolução 10 x 100. O software Imagem Pró Plus permite medir o tamanho dos micronúcleos e núcleos. Os micronúcleos são 1/10 a 1/3 menores do que o núcleo conforme descrito por Tates *et al.* (1980) apud Silva (2000).

Foram analisados os peixes criados no efluente da lagoa de estabilização, em água potável e provenientes de uma piscicultura comercial localizada no município de Paulo Lopes, as amostras constaram de 5 indivíduos para cada ambiente. Os peixes chegaram vivos ao laboratório onde foi retirado 1 mL de sangue utilizando seringa heparinizada, para a contagem dos micronúcleos em um esfregaço do sangue conforme a análise da metodologia descrita.

4.5.7 Análise do grau de sustentabilidade do reúso da água pela piscicultura no tratamento em lagoas de estabilização.

A condição de sustentabilidade ambiental foi definida pelos parâmetros estabelecidos pela legislação ambiental do Brasil (Norma CONAMA No. 20) para classificação de rios de classe II e da legislação ambiental do Estado de Santa Catarina para Efluentes lançados em corpos d'água.

Porto (1991) a partir de pareceres de especialistas em qualidade de água estabeleceu referenciais de parâmetros adotados pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental – CETESB/SP para atribuir nota ao estado de qualidade da água. A qualidade da água seria o somatório de notas Z para cada parâmetro analisado. Estas notas são o resultado de quanto a concentração de algum parâmetro se afasta do ideal. Estes padrões de qualidade podem ser relativos ao uso que se quer dar a esta água.

A concepção é a de que os parâmetros estabelecidos na legislação mantêm as condições iguais a da captação da água para tratamento e distribuição para a população. No lançamento do efluente da ETE ao ambiente estamos avaliando a entropia entre a captação e lançamento, o desperdício no uso e o impacto causado neste recurso natural, a água.

A utilização do volume crítico e da entropia evita a avaliação pessoal para a qualidade da água, no entanto, podem ser adotados outros padrões segundo a classificação das águas.

Na análise de sustentabilidade deste trabalho foram comparados os resultados dos parâmetros ambientais da água do efluente da ETE continental da CASAN - Florianópolis (Companhia de Água e Saneamento) com os resultados obtidos na saída dos tanques de criação de peixes utilizados na *Análise da capacidade de produção de peixes no efluente de lagoas de estabilização e a sua influência na qualidade do efluente*.

Na metodologia utilizada analisamos o *ciclo de vida dos nutrientes* fazendo um inventário dos nutrientes (N e P) e da matéria orgânica (DBO₅ e sólidos suspensos) como um *ecobalço* utilizando uma metodologia semelhante à de Soares (1996) e Boll, Pereira & Ramage (2002), esta análise é necessariamente uma ferramenta comparativa.

Os parâmetros foram transformados em *volume crítico*, dividindo a média do parâmetro analisado pela concentração considerada de qualidade desejável segundo classificação das águas da legislação brasileira do CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) Norma no. 20 de 18/06/86 e da Legislação Ambiental do Estado de Santa Catarina - FATMA (Fundação de Amparo à Tecnologia e ao

Meio Ambiente de Santa Catarina) decreto no. 14.250 de 5/06/1981, listados no quadro 4.

Quadro 4. Parâmetros de classificação das águas segundo a legislação dos órgãos ambientais.

| | Legislação | Valor da Legislação |
|----------------------|-------------|---------------------|
| pH | Classe II | 6 – 9 |
| Oxigênio dissolvido | Classe II | > 5 mg/L |
| DQO (relação c/ DBO) | Classe II / | 5 mg/L / 60 mg/l |
| DBO | Classe II / | 5 mg/L / 60 mg/l |
| Nitrogênio total | Efluente* | 10 mg/L |
| Nitratos | Classe II | 10 mg/L |
| Nitritos | Classe II | 1,0 mg/L |
| Amônia | Efluente | 5 mg/L |
| Fósforo total | Efluente* | 1,0 mg/L |
| Fosfato total | Classe II | 0,025 mg/L |
| Coliformes fecais | Classe II | 1000/100 mL |

Os parâmetros marcados com * são relativos à legislação estadual da FATMA para efluentes lançados em cursos d'água.

O número percentual de amostras que se encontram dentro dos parâmetros desejados durante o período de criação é a componente de temporalidade da análise. Quanto maior o percentual de amostras dentro dos padrões de qualidade maior a constância de cumprimento do padrão de qualidade estabelecido.

O somatório dos volumes críticos obtidos para cada tratamento experimental representa quanto o sistema está fora ou não do padrão de qualidade adotado. Pode ser interpretado como a diluição necessária para colocar o parâmetro dentro

da norma ambiental.

Com esta unidade é possível analisar distintos parâmetros e considerar quanto seria necessário diluir a água analisada para que esta estivesse dentro dos padrões estabelecidos (NEDER *et al.*, 2001, BOLL *et al.*, 2000).

Na análise de sustentabilidade pode-se considerar que a matéria orgânica (DBO₅) o fósforo total e o nitrogênio total são os parâmetros que definem a qualidade da água utilizada, caracterizando o impacto dos sistemas produtivos.

A formula 3 representa a 2^a Lei da Termodinâmica, onde a energia disponível (E) para realizar um trabalho é igual ao trabalho realizado (ω) mais a energia perdida para o sistema (ε), o custo ambiental, o desperdício, a poluição.

Na utilização desta formulação para calcularmos a entropia do sistema consideramos que o trabalho realizado representa a entropia do sistema (ω) e a energia para realizar este trabalho é a energia disponível (E) no sistema. Quanto maior a entropia, menor será o custo ambiental (ε).

$$E = \omega + \varepsilon \quad (3)$$

As formas mais simples (E) se transformarão em formas mais complexas (ω) com perda para o ambiente (ε).

No cálculo da entropia do sistema as concentrações médias dos parâmetros de qualidade de água na entrada dos tanques (efluente da ETE = E) foi diminuída das concentrações médias obtidas na saída dos mesmos (custos ambientais = ε), conforme a fórmula 4.

$$\omega = E - \varepsilon \quad (4)$$

Para esta análise serão considerados os parâmetros de qualidade de água do

tratamento de esgoto com e sem piscicultura contabilizando os custos, a produção e o lucro obtido com a piscicultura. O objetivo é obter um índice de qualidade do sistema de tratamento que compara os resultados dos parâmetros ambientais do sistema de tratamento com e sem peixes considerando a rentabilidade da criação de peixes.

Neste tipo de análise podem ser comparados parâmetros bastante definidos como eficiência do processo e viabilidade econômica e parâmetros subjetivos como metas políticas e impactos sociais (HARADA, 2001).

4.5.8 Importância do tempo de retenção na eficiência de redução da amônia e a influência dos peixes

Nos testes foram utilizados 2 séries de 3 tanques, com profundidade de 60 cm e volume de 1,5 m³. A vazão de entrada do efluente da última lagoa de estabilização (LF) no primeiro tanque de cada série, foi mantida para um tempo de detenção hidráulico de 7 dias. A vazão foi medida com cronômetro e proveta graduada 2 vezes por semana, nos tanques subseqüentes ligados em série, o volume de renovação representou o acréscimo de 7 dias do tempo de detenção para cada tanque. Na série 1 (Tanques, 1, 2, e 3) os tempos de retenção hidráulico foram respectivamente de 7, 14 e 21 dias, enquanto na série 2 (Tanques, 10, 11 e 12) foram utilizados os mesmos tempos de retenção hidráulico, mas foram acrescentados peixes numa densidade inicial de 2 peixes/m² e em média 0,13 g/L de peso úmido de peixes, com o objetivo de avaliar a influência da presença dos peixes no ambiente.

Serie 1:

Tanque 1 - tempo de retenção hidráulico de 7 dias

Tanque 2 - tempo de retenção hidráulico de 14 dias

Tanque 3 - tempo de retenção hidráulico de 21 dias

Série 2:

Tanque 10 - tempo de retenção hidráulico de 7 dias + peixes

Tanque 11 - tempo de retenção hidráulico de 14 dias + peixes

Tanque 12 - tempo de retenção hidráulico de 21 dias + peixes

Nos tanques com peixes houve mortalidade de parte dos peixes introduzidos, não sendo possível manter as densidades iguais em todos os tanques, o que permitiria comparar os resultados dos tanques com e sem peixes nos tempos de detenção estudados. Para efeito de análise dos resultados e estudo da influência dos peixes no pós tratamento do efluente, tomaremos somente a densidade média final dos 3 tanques da série, 1,43 peixes/m² e 0,29 g/L de peso úmido de peixes e serão considerados os resultados obtidos da LF na entrada dos tanques e os resultados no final da série para o tempo de detenção de 21 dias.

Os parâmetros: temperatura, pH, oxigênio dissolvido e transparência foram acompanhados duas vezes por semana. Os parâmetros sólidos suspensos, DQO – Demanda Química de Oxigênio, N - amônia, e orto – fosfato foram acompanhados a cada 15 dias e analisados no LARA - Laboratório de Reúso de Efluentes do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC, com Kit Hach conforme metodologias adaptadas de APHA (1992).

As medições de pH foram feitas utilizando pHmetro Oakton, a concentração de oxigênio dissolvido foi lida em Oxímetro YSI 55, a transparência medida com disco

de Secchi e a temperatura medida com termômetro de coluna de mercúrio com divisões de 0,1°C.

Os peixes foram pesados e medidos no início e ao final do experimento utilizando balança digital Instrutherm BD – 141 com precisão de 0,1 g, o comprimento total foi medido com precisão de 0,1 cm.

A comparação dos resultados das análises do efluente da lagoa de estabilização (LF) e dos tanques experimentais (7, 14 e 21 dias) poderão demonstrar a importância do tempo de retenção hidráulico na redução do N - amônia. Os resultados serão analisados pela análise de variância (ANOVA) e Teste Tukey para um nível de significância de 5%.

5 Resultados e discussão

5.1 Principais parâmetros ambientais analisados no sistema de tratamento

Os primeiros estudos deste ambiente de lagoas de estabilização realizados por Kracik (1998) fizeram a análise do sistema de tratamento e seu funcionamento. A análise também fez uma pesquisa de opinião da população nos arredores da ETE para identificar os problemas com o mau cheiro produzido, motivo de protestos relatados pela imprensa local.

Pereira (2000) realizou experimentos visando a criação de peixes na última lagoa de estabilização do sistema de tratamento da ETE. No experimento de campo manteve 3 espécies de peixes planctófagos: tilápia, carpa cabeça grande e carpa prateada em tanques semi submersos com renovação contínua com a água da última lagoa de estabilização. No experimento de laboratório estudou o consumo dos sólidos suspensos pelas 3 espécies, bem como, as modificações de qualidade da água causadas pelos peixes comparando-os com um tanque sem peixes.

Bento *et al.* (2003) avaliou o desempenho da ETE durante os anos de 2000 – 2003 utilizando os resultados dos parâmetros de qualidade de água da entrada e da saída de cada uma das lagoas instaladas do sistema de tratamento.

5.1.1 Temperatura

Durante o período desta avaliação de jan/2002 a maio/2003 a última lagoa de estabilização apresentou a temperatura média de superfície de 24,1°C, enquanto a

mínima foi de 18°C e a temperatura máxima foi de 32°C. A série histórica da temperatura do sistema de tratamento da ETE continental de Florianópolis apresenta segundo os resultados de Bento *et al.* (2003) a média para o período quente de 27°C e de 20°C para o período frio. Kracik (1998) relata a temperatura de 15°C como a temperatura mínima e 35,5°C como a temperatura máxima.

Os dados apresentados para a região de Florianópolis, onde foram desenvolvidas as pesquisas, a temperatura dos meses de inverno podem ser consideradas inadequadas para o ótimo crescimento de tilápias.

As espécies tropicais (caso das tilápias e carpas cabeça grande) têm entre 20 °C e 30 °C sua faixa ideal de conforto térmico para crescimento e reprodução. Temperaturas inferiores a 20 °C normalmente afetam o metabolismo dos peixes tropicais, acarretando em diminuição do apetite e das taxas de crescimento (PROENÇA & BITTENCOURT, 1994).

Quanto à temperatura letal, esta irá variar muito entre as espécies. As carpas (comum e chinesas) resistem a uma temperatura entorno de 5 °C. As tilápias suportam até 10 °C” (PROENÇA & BITTENCOURT, 1994).

Segundo Balarin & Halton (1979) entre 17,2 °C e 19,6 °C encontra-se o limite inferior de temperatura da água que possibilita o crescimento de tilápia.

A temperatura ideal para engorda de tilápia está entre 29 °C e 31 °C. Quando o peixe dispõem de alimento farto, o crescimento nesta faixa de temperatura é 3 vezes maior que a 20 °C (POPMA & LOVSHIN, 1995).

Na piscicultura regional os meses de inverno são utilizados para a manutenção do estoque de peixes adultos para reprodução ou de alevinos para criação no período primavera/ verão.

5.1.2 Oxigênio

No período estudado os resultados das amostras coletadas no período da manhã apresentaram a média de 6,2 mg/L de OD, atingindo o valor máximo de 16 mg/L e a mínima concentração de 0,6 mg/L de OD.

As médias do parâmetro oxigênio dissolvido (OD) na última lagoa de estabilização da ETE continental de Florianópolis, para os meses mais quentes, foram de 6,3 mg/L e de 6,0 mg/L para os meses mais frios segundo Bento *et al.* (2003).

A concentração máxima de 16 mg/L encontrada na amostra com 27°C representa mais de 200% de saturação. Fazendo-se uma projeção para o final do dia, a concentração encontrada para o horário matutino de coleta das amostras pode representar perigo à vida dos peixes, por volta das 16:00 hs é o horário de maior concentração do OD.

Pereira (2000) analisando o ciclo de 24 horas da última lagoa de estabilização observou que o oxigênio dissolvido esteve com 128% de saturação às 10 horas da manhã, e com 210% de saturação às 16 horas de um dia nublado. Pode-se presumir, que em dias ensolarados o percentual de supersaturação de oxigênio dissolvido pode ultrapassar 300%. O autor considerou a intensa produção de algas na lagoa de estabilização, evidenciada pela cor da água e pela baixa transparência do disco de Secchi como responsável pela supersaturação.

Segundo Pavanelli *et al.* (1999) os peixes suportam até 300% de supersaturação de oxigênio, ocorrendo maior ou menor mortalidade de acordo com

o estágio de vida dos peixes (as larvas morrem mais facilmente) com a ocorrência da “Doença das Borbulhas”.

A grande quantidade de algas existentes nas lagoas de estabilização produz oxigênio capaz de causar supersaturação durante o dia, mas durante a noite, devido a respiração, fazem com que as concentrações de oxigênio dissolvido atinjam concentrações menores do que 1 mg/L (PEREIRA, 2000).

Segundo Proença & Bittencourt (1994) a maior parte dos peixes morre quando o teor de oxigênio dissolvido é igual ou inferior a 1 mg/L. Entre 1 mg/L e 3 mg/L está o nível sub letal, quando os peixes gastam muita energia para respirar e não crescem.

O fitoplâncton é o principal causador dos extremos das concentrações de OD. Pelo exposto pode-se supor que o oxigênio é um parâmetro que deve ser controlado para a criação de peixes neste ambiente. O introdução de peixes no ambiente cria uma estabilidade maior entre as comunidades de fito e zooplâncton podendo controlar estes extremos (MATHEUS, 1986).

5.1.3 *pH e amônia*

A última lagoa de estabilização do sistema de tratamento de esgotos continental de Florianópolis apresentou, no período estudado de 09/01/2002 a 22/05/2003, pH médio de 8,1, sendo o valor máximo de 9,0 e o mínimo 7,6. As concentrações de N – amônia apresentaram a média de 17,4 mg/L, com a concentração máxima de 36,1 mg/L e a mínima de 6,7 mg/L para amostras coletadas no período da manhã.

O pH pode ser conseqüência de alguns fenômenos do meio aquático como a

produção do fitoplâncton, e pode também ser a causa de outros, como o percentual de N – amônia não ionizado. Como parâmetro, define o grau de acidez ou alcalinidade do meio (VINATEA, 1997).

A elevação do pH aumenta o percentual de N - amônia não ionizada (NH₃), tóxica para os peixes. Para evitar perda da produção da piscicultura e adotando uma margem de segurança para as grandes flutuações de pH no ciclo de 24 hs, as concentrações de N - amônia total deverão estar abaixo de 2,0 mg/L (COINTREAU *et al.*, 1987 e BARTONE & KHOURI (1988).

Kracik (1998) observou a média de pH 8,4 com o valor mínimo de 6,7 e o máximo de pH 9,9. As concentrações média de alcalinidade de 76,5 mg/L de CaCO₃, a mínima de 45 mg/L de CaCO₃ e a máxima de 129,8 mg/L de CaCO₃ podem ser consideradas boas segundo Boyd & Lichtkoppler (1979). Estes autores consideram a faixa entre 20 e 300 mg/L de CaCO₃ como o desejável para conter grandes flutuações de pH.

Pereira (2000) analisando o ciclo de 24 horas observou que as variações de pH do dia para a noite foram de 8,5 durante o dia e 7,0 durante a noite. A boa alcalinidade da água (entre 50 mg/l e 157,3 mg/l dados da CASAN para o ano do experimento) provavelmente evitou maiores flutuações de pH.

Proença & Bittencourt (1994) consideram pH entre 6 e 9 o intervalo ótimo para a boa produção da piscicultura.

A análise do pH para o efluente de lagoas de estabilização ganha importância quando relacionado com as concentrações de N – amônia. Os valores encontrados de pH não são limitantes para a aquicultura mas importantes para os percentuais de amônia tóxica para os peixes.

5.1.4 Coliformes fecais

Durante o período estudado o maior NMP/100 mL de *Escherichia coli* da última lagoa do sistema de tratamento foi de $8,4 \times 10^3$ NMP/100mL. Dentre 16 amostras analisadas 6 (37,5%) apresentaram de 10^3 NMP/100mL de *E. coli*, ficando as demais amostras abaixo deste valor considerado pela OMS (Organização Mundial da Saúde) como limite máximo recomendável para utilização na piscicultura.

Kracik (1998) encontrou o valor máximo de $5,4 \times 10^4$ NMP/100 mL, no entanto a média ficou estabelecida em $4,6 \times 10^3$ NMP/100 mL de *E. coli*.

Bento *et al.* (2003) encontraram para os anos 2001, 2002 e 2003 a média para *E. coli* não ultrapassando 3 log's.

O sistema de lagoas de estabilização é bastante eficiente para a remoção de contaminantes fecais do tipo *E. coli* e também eficiente para a remoção de ovos de nematóides cujo padrão é de ≤ 1 ovo de nematóide/L, propiciando condições sanitárias satisfatórias para o reúso da água residuária tratada, segundo os padrões da OMS (BASTOS *et al.* , 2003).

Segundo Bastos *et al.* (2003), nas lagoas de estabilização as bactérias e vírus são *inativados* pela radiação UV (ultravioleta) dos raios solares. Os ovos de helmintos e cistos de protozoários, que são bastante resistentes, são facilmente sedimentáveis devido ao seu tamanho e densidade.

5.1.5 Avaliação do sistema de tratamento

O sistema da ETE continental de Florianópolis se baseia na série de lagoas: lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e lagoa de maturação. O sistema possui uma grande eficiência na remoção de patógenos, devido aos raios ultravioleta do sol e à grande quantidade de algas (sólidos suspensos e DQO/DBO) e conseqüentemente altíssimas concentrações de oxigênio, nestas quantidades as algas causam a chamada “poluição verde” (SILVA & MARA, 1979; LEON & MOSCOSSO, 1999).

As lagoas de maturação tem em sua concepção o objetivo de favorecer a produtividade das algas, com a finalidade de “polir” o efluente tratado. Estas lagoas devem ter baixa profundidade para favorecer a penetração de luz em uma parcela maior do volume total de água (VON SPERLING, 1996 v.3; PAVANELLI *et al.* 1999).

No sistema da ETE continental de Florianópolis a lagoa de maturação tem profundidade maior do que 1,0 m, sendo pouco eficiente em seu funcionamento, na redução da matéria orgânica e redução dos nutrientes.

A Tabela 1 mostra que o sistema de tratamento tem sua principal eficiência na retirada dos parâmetros relacionados à matéria orgânica, DQO e sólidos suspensos, na primeira lagoa de estabilização (lagoa anaeróbia). Correspondendo por 18% dos 37,7% da eficiência total de redução da DQO e por 33,4% dos 53,3% da eficiência de redução dos sólidos suspensos. A lagoa anaeróbia com um tempo de detenção de aproximadamente 11 dias é a principal responsável pela redução da matéria orgânica do sistema de tratamento que tem um tempo de detenção de aproximadamente 30 dias.

Tabela 1. Concentrações médias (mg/L) de DQO e Sólidos Suspensos de entrada do esgoto e saída de cada lagoa de estabilização do sistema de tratamento e a eficiência de remoção percentual com relação ao esgoto de entrada no sistema

| | Tempo Detenção | DQO | | Eficiência % | Sol.suspensos | | Eficiência % |
|-------|-------------------|---------|-------|--------------|---------------|-------|--------------|
| | | Entrada | Saída | | Entrada | Saída | |
| L.A. | 11,07 | 364,5 | 297,8 | 18,3 | 130,2 | 86,8 | 33,4 |
| L.F. | 9,92 | | | | | 72,5 | 44,3 |
| L.M1 | 6,04 | | | | | 70,4 | 45,9 |
| L.M2 | 2,91 | | 227,3 | 37,7 | | 60,7 | 53,3 |
| Total | 29,94 | | | | | | |

Na Tabela 2 pode ser observado que a remoção de nutrientes é baixa no sistema de tratamento. As principais formas de nitrogênio existentes na água das lagoas de estabilização são: N – amônia + N – orgânico = NTK. Como pode ser observado a maior parte do NTK é representado pelo N – amônia. Segundo Van Haandel & Lettinga (1994); Soares *et al.*, (1995) pode-se obter eficiência de remoções de N - amônia superiores a 90% em lagoas de maturação especialmente rasas e remoção 90% do fósforo (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

Tabela 2. Concentrações médias (mg/L) do esgoto (entrada), e da saída da última lagoa de estabilização e a eficiência de remoção do sistema de tratamento do NTK (Nitrogênio Total Kjeldhal), N- amônia e Fósforo total.

| | Entrada | Saída | Eficiência % |
|---------|---------|-------|--------------|
| NTK | 49,3 | 34,8 | 29,3 |
| Amonia | 26,8 | 17,4 | 35,1 |
| Fósforo | 12,3 | 9,5 | 22,9 |

No levantamento realizado por Bento *et al.* (2003) as duas últimas lagoas de estabilização, (tempos de detenção hidráulico de 6,59 dias e 3,15 dias, respectivamente) do sistema de tratamento em estudo não realizaram uma redução significativa com relação à lagoa anaeróbia dos parâmetros: coliformes totais,

coliformes fecais, DBO e DQO. Com relação ao parâmetro N - amônia as reduções estiveram entre 40% e 60% entre 2000 e 2003, com uma concentração média de 18 mg/L de N - amônia. Os autores concluíram ainda, que a concentração de N - amônia nos meses frios foi 50% mais alta do que as concentrações dos meses quentes.

A profundidade média de 1,7m das 2 últimas lagoas (LM₁ e LM₂) do sistema de tratamento em estudo não se mostra eficiente para conseguir reduções de DQO e DBO. Os resultados indicam que a modificação da profundidade pode ser uma forma simples de melhorar a qualidade do efluente produzido e possibilitar o reúso da água para a piscicultura, mesmo com a redução do tempo de detenção.

5.2 Análise preliminar da comunidade planctônica

Com o objetivo de poder avaliar o ambiente sobre o aspecto biológico foram realizadas contagens dos principais organismos existentes durante o período de (inverno/primavera) Agosto/Setembro/2001.

A massa d'água numa profundidade de 40cm, menor do que na da lagoa de estabilização, propiciou que a comunidade de fitoplâncton se desenvolvesse mesmo com a presença dos rotíferos, consumidores de fitoplâncton. A tabela 3 apresenta os resultados da análise quali-quantitativa no início do experimento, no tratamento com filtração foram excluídos os rotíferos.

Tabela 3. Análise quali - quantitativa (indivíduos/L) do plâncton da lagoa de estabilização no início do experimento

| Classificação | Indivíduos/L |
|-------------------------|--------------|
| Fitoplâncton | |
| <i>Chlamydomonas sp</i> | 1733 |
| <i>Oscillatoria sp</i> | 580 |
| <i>Eudorina sp</i> | 247 |
| <i>Euglena sp</i> | 153 |
| Zooplâncton | |
| Rotíferos | 487 |

Na figura 3 estão apresentadas as imagens obtidas sob microscópio dos organismos formadores do plâncton do efluente da lagoa de estabilização no início do experimento.

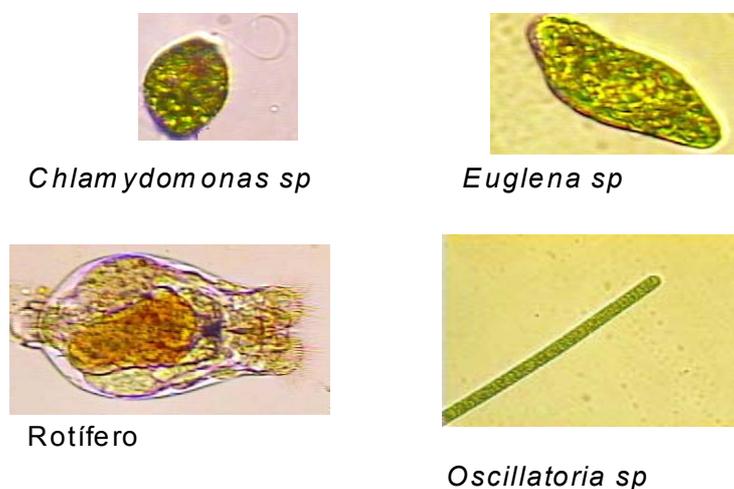


Figura 3. Organismos formadores do plâncton do efluente da lagoa de estabilização no início do experimento

Os resultados da análise do plâncton presente nas lagoas de estabilização da ETE continental de Florianópolis no período de inverno no início do experimento,

mostrou uma forte presença da população de zooplâncton (rotíferos) predando o fitoplâncton.

Na tabela 4 estão apresentadas as diferenças numéricas de indivíduos/litro que caracterizam o crescimento da população das algas sem a predação dos rotíferos que desapareceram mesmo no tratamento sem filtração, sem a exclusão do zooplâncton.

Tabela 4. Análise quali - quantitativa (indivíduos/L) do plâncton nos tanques filtrados com exclusão do plâncton e sem exclusão do plâncton ao final do experimento

| Classificação | Não Filtrado Indivíduos/L | Filtrado Indivíduos/L |
|------------------------|------------------------------|--------------------------|
| Fitoplâncton | | |
| <i>Micractinium sp</i> | 442.500 | 170.000 |
| <i>Scenedesmus sp</i> | 8000 | 300 |
| <i>Microcistis sp</i> | 320.000 | 1.000.000 |

A análise preliminar mostrou a diferença nas estruturas populacionais existentes na lagoa de estabilização no início do experimento e nos tanques ao final de 23 dias do período experimental.

Na figura 4 são apresentadas as imagens de microscópio dos organismos formadores do plâncton do efluente da lagoa de estabilização no final do experimento.

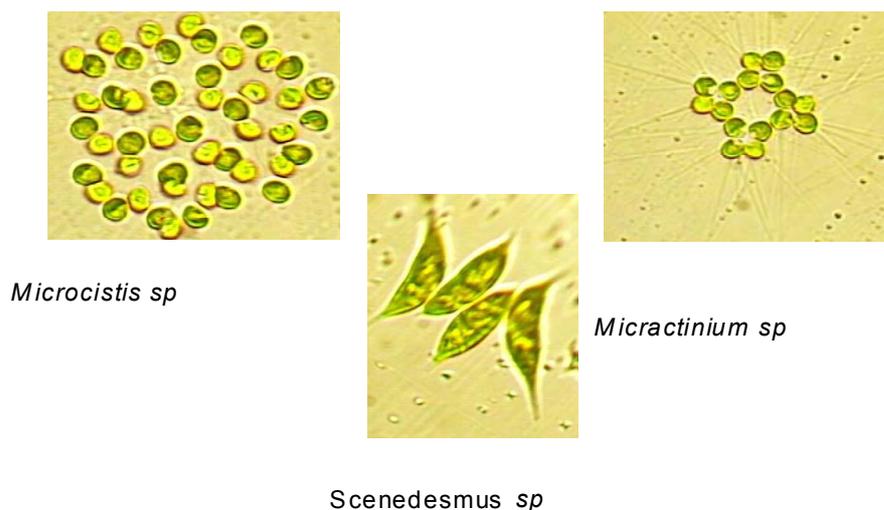


Figura 4. Organismos formadores do plâncton do efluente da lagoa de estabilização no final do experimento

Segundo Sussel *et al.* (2000), a temperatura é o parâmetro que mais correlaciona-se com a produtividade de algas, fato também observado e concordante com os resultados obtidos no presente estudo.

A estrutura populacional existente para esta época do ano (inverno) são semelhantes às apresentadas por Canovas *et al.* (1996), diversos autores consideraram o desaparecimento de algumas algas como *Scenedesmus sp* e o aparecimento de *Micractinium sp* como uma resposta à intensa predação dos rotíferos. Esta mudança, segundo o mesmo autor, seria devido a presença de espinhos na segunda espécie que dificulta a alimentação dos rotíferos.

O acompanhamento dos parâmetros de temperatura, pH, oxigênio dissolvido e transparência foram semelhantes para ambos os tratamentos, e são na Tabela 5 para caracterizar o ambiente.

Tabela 5. Valores médios, máximos e mínimos de temperatura (°C), pH, oxigênio dissolvido (mg/L) e transparência (cm) nos tanques experimentais

| | Temperatura | pH | OD | Transparência |
|--------|-------------|------|------|---------------|
| Média | 19,0 | 8,8 | 9,9 | 22,4 |
| Máxima | 22,4 | 10,2 | 11,7 | 37,0 |
| Mínima | 14,9 | 7,5 | 7,1 | 14,0 |

Na figura 5 pode-se observar que as concentrações de N – amônia dos dois tratamentos experimentais decresceram ao longo do período experimental, atingindo a partir do 15^o dia concentrações menores do que 2,0 mg/L, desejável para a criação de peixes. Segundo Vinatea (1997) concentrações de N - amônia total acima de 2,0 mg/L são consideradas tóxicas para os peixes. Os distúrbios orgânicos desta intoxicação se refletem na falta de apetite e dificuldades para respirar dentre outros efeitos.

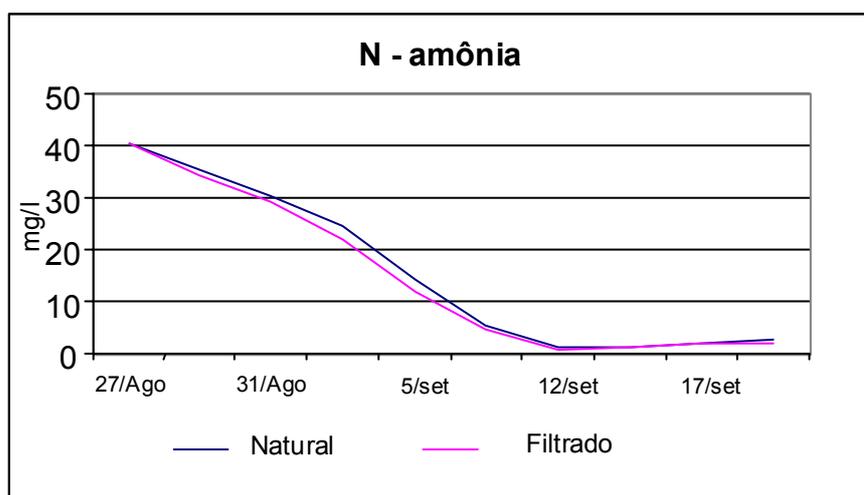


Figura 5. Concentrações médias (mg/L) de N – amônia dos tratamentos experimentais

O aumento das concentrações do N – nitrito e N – nitrato do início para o final do período experimental, apresentadas na Tabela 6, mostram que houve nitrificação

de parte do N – amônia inicial, sendo o restante, perdido para a atmosfera pela volatilização da amônia não ionizada e uma porção menor absorvida pelas algas, fatos discutidos nos resultados dos experimentos sobre redução de N – amônia, do próximo capítulo. Os resultados das análises dos nutrientes, N – amônia, N – nitrato, N – nitrito e o orto fosfato da Tabela 6 caracterizam o ambiente.

Tabela 6. Concentrações médias (mg/L) inicial e final de N – nitrito, N – nitrato, N – amônia durante o período experimental

| | N - nitrito | N - nitratos | N - amônia | Orto fosfatos |
|---------|-------------|--------------|------------|---------------|
| Inicial | 0,08 | 0,4 | 40,4 | 2,8 |
| Final | 4,54 | 2,64 | 2,26 | 8,7 |

5.3 Importância da profundidade para a diminuição das concentrações de amônia no efluente de uma lagoa de estabilização.

Com o objetivo de testar a influência da profundidade na produção de algas e na redução da amônia em lagoas destinadas a piscicultura, foi realizado experimento com diferentes profundidades.

O acompanhamento dos parâmetros: temperatura, pH, O₂ dissolvido e transparência foi realizado a cada 2 dias, e os resultados estão apresentados na Tabela 7, a menor transparência do tratamento T40, medida com o Disco de Secchi, indica a maior produtividade obtida com a diminuição da profundidade.

Tabela 7: Parâmetros Ambientais médios, máximos e mínimos dos tanques experimentais: temperatura (°C), pH, OD (mg/L), transparência (cm)

| | T40 | | | T60 | | | T80 | | |
|---------------|-------|------|------|-------|------|------|-------|------|------|
| | Media | Max | Min | Media | Max | Min | Media | Max | Min |
| Temperatura | 21,3 | 23,1 | 19,4 | 21,5 | 23,5 | 19,5 | 21,8 | 23,9 | 19,5 |
| PH | 8,5 | 9,7 | 7,5 | 8,4 | 9,9 | 7,5 | 8,1 | 9,3 | 7,4 |
| OD | 9,7 | 16,4 | 6,2 | 9,5 | 15,1 | 6,8 | 8,7 | 13,4 | 5,3 |
| Transparência | 25,8 | 38,0 | 12,0 | 31,7 | 56,0 | 14,0 | 34,0 | 60,0 | 17,0 |

No início do experimento a concentração de N - amônia da lagoa de estabilização foi de 37,76 mg/L. Parte oxidou para N - nitratos e N – nitritos. As concentrações de N – nitrito e N – nitrato do efluente da lagoa de estabilização que entrou nos tanques estiveram sempre com concentrações menores do que 1,0 mg/L. Na Tabela 8, onde estão apresentados os resultados médios iniciais e os resultados médios finais das análises dos nutrientes (N - nitrato, N - nitrito, N - amônia e orto-fosfato) acompanhados semanalmente.

Tabela 8. Concentrações médias, iniciais e finais, dos nutrientes dos tanques experimentais

| Parâmetros mg/L | 40 cm | | 60 cm | | 80 cm | |
|--------------------|---------|-------|---------|-------|---------|-------|
| | Inicial | Final | Inicial | Final | Inicial | Final |
| N - amônia | 37,8 | 4,5 | 37,8 | 9,5 | 37,8 | 11,2 |
| N - nitrito | 0,1 | 4,4 | 0,1 | 2,2 | 0,1 | 5,3 |
| N - nitrato | – | 4,0 | – | 3,4 | – | 4,4 |
| Orto - fosfato | 2,9 | 4,5 | 2,9 | 4,8 | 2,9 | 5,3 |

Houve aumento das concentrações de orto - fosfato devido ao aumento deste nutriente no efluente da lagoa de estabilização ao final do período experimental.

Observa-se que houve grande remoção de amônia nos tanques, sendo esta de

88% para o tanque de 40cm, 75% para o tanque de 60cm e 70% para o tanque de 80cm, onde evidencia-se maiores reduções nos tanques de menor profundidade. A análise estatística, análise de variância (ANOVA) e Teste Tukey para um nível de significância de 5%, apresentou diferenças entre os tratamentos estatísticos T40 com relação aos tratamentos T60 e T80, que não apresentaram diferenças significativas entre si para as concentrações médias finais.

Segundo Arceivala (1981) o mecanismo de remoção da N - amônia diretamente pelas algas representa pouca importância, pois somente 6 – 12% do peso seco do material celular é nitrogênio. Para efeito de cálculos de remoção pelas algas von Sperling (1996) calcula que a eficiência de retirada de N pelas algas atinja somente de 10% a 20% do NTK total (nitrogênio orgânico + N - amônia) adotando os valores encontrados de concentração de algas e NTK de um efluente.

O mecanismo de transformação do N - amônia ($N - NH_3$) em N - NO_2 e N - NO_3 , a nitrificação, é pouco representativa em lagoas facultativas e aeradas segundo von Sperling (1996).

O mecanismo de maior eficiência na redução de N – amônia total ($= N-NH_4^+ + N-NH_3$) é a volatilização da forma não ionizada (NH_3), com o pH mais alto este percentual será maior, como a forma não ionizada é um gás pode se perder para a atmosfera reduzindo a concentração de N total (VON SPERLING, 1996).

5.4 Análise da capacidade de produção de peixes no efluente de lagoas de estabilização e a sua influência na qualidade do efluente

5.4.1 Biometrias

Os resultados biométricos dos peixes apresentados da Figura 6, demonstram o maior crescimento dos peixes criados em água limpa e ração (T_1) com relação aos criados em água do efluente tratado em lagoas de estabilização sem acréscimo de ração (T_2 e T_3). A análise estatística das médias dos tratamentos experimentais mostraram diferenças significativas entre os 3 tratamentos, pode-se também observar que as diferenças mostraram a influência da densidade sobre o crescimento dos peixes.

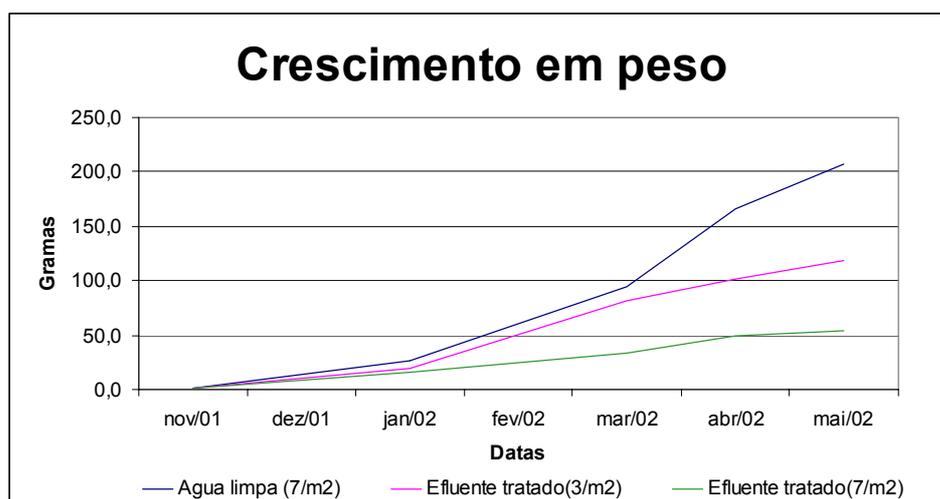


Figura 6. Pesos médios mensais dos peixes nos 3 tratamentos experimentais durante o período de cultivo.

Na biometria realizada no dia 11/01/2002 (45 dias) já apresentava diferença

significativa entre os tratamentos T_1 com relação aos tratamentos T_2 e T_3 . Não houve diferenças significativas para as diferentes densidades (T_2 e T_3) para este período, a influência da densidade foi possível de ser observada na biometria realizada em 05/04/02 (128 dias) quando houve diferenças significativas entre as médias dos tratamentos T_2 e T_3 para análise de variância (ANOVA) e Teste Tukey para um nível de significância de 5%.

No final do período experimental, apesar da densidade do T_3 ser maior do que o dobro do T_2 (3 e 7/m²) a produção não apresentou diferença significativa entre as médias dos tratamentos T_2 e T_3 para análise de variância (ANOVA) e Teste Tukey para um nível de significância de 5%, conforme pode ser observado na Tabela 9.

Tabela 9. Avaliação do peso final, da sobrevivência e da produtividade da criação de peixes nos tratamentos experimentais

| | Peso final | Sobrevivência | Kg/ha/safra |
|-------------------------------------|-------------------|----------------------|--------------------|
| Água limpa (7/m ²) | 204,04 | 88% | 12.612 |
| Efluente tratado(3/m ²) | 126,9 | 100% | 3.807 |
| Efluente tratado(7/m ²) | 60,9 | 92% | 3.936 |

Os resultados obtidos no experimento podem ser considerados bons quando comparados aos de Leon & Moscosso (1999) que consideram 4.400 Kg/ha a máxima capacidade de carga para produzir tilápias em lagoas de estabilização sem o uso de alimento suplementar. Segundo Bartone (1990), que estudou o uso de ração para o aumento da produção de peixes em lagoas de estabilização, acrescentar ração não aumenta a capacidade de produção de peixes devido a alta produtividade do ambiente.

Pillay (1990) apud Leon & Moscosso (1999) consideram altas as produções 1.300 Kg/ha. de tilápias obtidas em viveiros adubados. Loushin (1977) apud Leon & Moscosso (1999) obteve colheita de 3.200 Kg/ha com alimentação suplementar. Boll, Pereira & Ramage (2002) obtiveram produções de 2.300 Kg/ha. em sistemas de policultivo de tilápias e carpas utilizando dejetos de suínos para fertilizar a água.

Na Tabela 10 estão apresentados os resultados médios mensais do fator de condição (W_t/L_t^3). A análise estatística mostrou diferenças estatísticas entre as médias finais dos tratamentos T_1 com relação aos tratamentos T_2 e T_3 , mas não apresentou diferenças estatísticas significativas para análise de variância (ANOVA) e Teste Tukey para um nível de significância de 5%, entre os tratamentos T_2 e T_3 . Os peixes do T_1 (água limpa + ração) ao final do experimento estavam com melhor higidez, melhor nutridos.

Tabela 10. Resultados médios mensais do fator de condição dos peixes por tratamento experimental

| | 28/nov | 11/jan | 08/mar | 05/abr | 05/mai | 11/jun |
|----|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| T1 | 0,015 | 0,021 | 0,020 | 0,021 | 0,020 | 0,020 |
| T2 | 0,014 | 0,019 | 0,019 | 0,018 | 0,017 | 0,017 |
| T3 | 0,015 | 0,019 | | 0,018 | 0,017 | 0,017 |

5.4.2 *Qualidade da água nos tanques experimentais para a sobrevivência dos peixes*

A alta sobrevivência dos peixes, apresentada na Tabela 9, mostra que as condições básicas para a vida dos peixes foram suficientes. Os parâmetros ambientais: pH, oxigênio dissolvido e temperatura apresentados na Tabela 11 estão

dentro de limites considerados bons para sobrevivência dos peixes, discutidos nos itens 5.1.1; 5.1.2 e 5.1.3, deste trabalho.

Tabela 11. Parâmetros ambientais médios, máximos e mínimos durante o período experimental.

| | Transparência | | | pH | | | O ₂ dissolvido | | | Temperatura | | |
|----|---------------|------|-----|-----|------|-----|---------------------------|--------|-----|-------------|------|------|
| | | (cm) | | | | | | (mg/L) | | | (°C) | |
| | Med | Max | Min | Med | Max | Min | Med | Max | Min | Med | Max | Min |
| T1 | 15 | >60 | 10 | 7,4 | 9,2 | 5,3 | 6,5 | 13,6 | 1,5 | 24,9 | 30,9 | 18,1 |
| T2 | 23 | 50 | 11 | 7,2 | 10,1 | 6,3 | 6,9 | 18,7 | 1,6 | 24,9 | 30,7 | 18,2 |
| T3 | 22 | 50 | 11 | 7,0 | 10,1 | 6,3 | 7,2 | 18,0 | 1,7 | 25,1 | 31,0 | 18,3 |

A Tabela 12 mostra os valores médios e desvio padrão dos compostos nitrogenados dos tratamentos experimentais e do efluente da lagoa de estabilização. As diferenças de densidades do T₂ e T₃ não se refletiram na qualidade do efluente quanto à série nitrogenada

Tabela 12. Valores médios em mg/L e desvio padrão da série nitrogenada dos tratamentos experimentais e do efluente da lagoa de estabilização

| Tratamentos | N-Org.total | | N-Kjedahl | | Nitrato | | Nitrito | | Amônia | |
|-------------|-------------|-------|-----------|-------|---------|-------|---------|-------|--------|-------|
| | Media | D. P. | Media | D. P. | Media | D. P. | Media | D. P. | Media | D. P. |
| T1 | 10,0 | 5,9 | 11,7 | 5,4 | 0,1 | 0,2 | 0,1 | 0,1 | 1,3 | 1,3 |
| T2 | 16,0 | 3,5 | 23,0 | 8,2 | 3,3 | 1,5 | 1,9 | 1,7 | 6,8 | 4,7 |
| T3 | 14,4 | 4,5 | 22,4 | 7,1 | 3,0 | 0,8 | 2,5 | 2,0 | 7,7 | 4,3 |
| lagoa | 27,1 | 3,2 | 42,3 | 6,6 | 0,2 | 0,5 | 0,1 | 0,1 | 19,7 | 5,6 |

O sistema de criação de peixes reduziu as concentrações de Nitrogênio orgânico e N-Kjedahl do efluente tratado que entrou nos tanques com peixes. A eficiência de remoção do T₂ foi de 40,79 % para o N – orgânico e de 46 % para o N – Kjedahl, enquanto o T₃ apresentou a remoção de 46,9 % de N – orgânico e de 47

% do N – Kjeldahl. No tratamento T₁, que utilizou água limpa, as concentrações de amônia estiveram em mais de 90% das amostras coletadas abaixo de 2,0 mg/l. Segundo Cointreau *et al.* (1987) e Bartone & Khouri (1988), esta é considerada a concentração limite para que os peixes apresentem bom crescimento e sobrevivência.

Para os tratamentos T₂ e T₃ em apenas 10% das amostras coletadas as concentrações se mostraram favoráveis ao crescimento dos peixes. Os distúrbios orgânicos desta intoxicação se refletem na falta de apetite e dificuldades para respirar dentre outros efeitos descritos por Vinatea (1997).

Como pode ser observado os tratamentos T₂ e T₃ realizaram nitrificação do N₂ para N - nitratos e N - nitritos que representaram 18% para o T₂ e 20% para o T₃ do Nitrogênio total. O N - amônia foi a forma inorgânica mais representativa do nitrogênio total.

Na Figura 7 pode-se observar que a regressão linear dos valores encontrados de sólidos suspensos dos tratamentos T₂ e T₃ diminuíram durante o período experimental, possivelmente devido aos peixes que aumentaram sua biomassa durante o período experimental e conseqüentemente aumentaram o consumo de alimento (sólidos suspensos). Nos tanques do T₁ onde os peixes recebiam ração, as concentrações de sólidos suspensos se mantiveram em um mesmo nível.

Os tanques experimentais proporcionaram boas condições para a proliferação de plâncton, evidenciada pela maior concentração inicial dos sólidos suspensos totais dos tanques experimentais com relação ao efluente da lagoa de estabilização que abastecia os tanques.

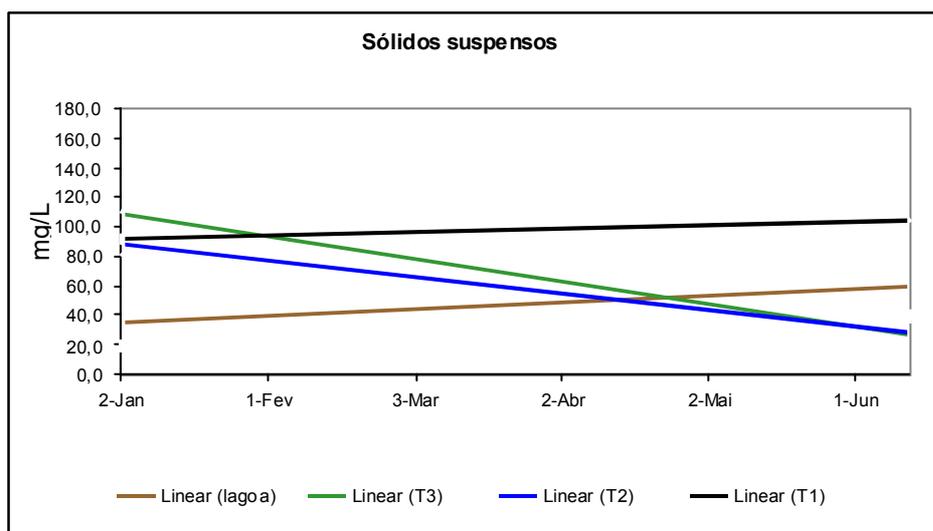


Figura 7. Regressão linear das concentrações de sólidos suspensos dos tratamentos experimentais T1, T2, T3 e do efluente da lagoa de estabilização durante o período de cultivo dos peixes

Na Tabela 13 estão apresentados os valores médios referentes ao fósforo (ortofosfatos e fósforo total), a carga orgânica (DBO, DQO e sólidos suspensos) e os valores médios máximos e mínimos da contaminação por coliformes fecais.

Tabela 13. Concentrações médias (mg/L) e desvio padrão (D.P.) do fósforo total, ortofosfatos, DBO, DQO e sólidos suspensos e NMP/100mL de coliformes fecais obtidos nos tanques experimentais e no efluente da lagoa de estabilização.

| | Fosforo total | | Ortofosfatos | | DBO | | DQO | | S. susp. | | Col. fecais | |
|-------|---------------|-----|--------------|-----|-------|------|-------|------|----------|------|-------------|-----|
| | Media | D P | Media | D P | Media | D P | Media | D P | Media | D P | Max | Min |
| T1 | 6,4 | 4,9 | 4,3 | 1,4 | 32,7 | 6,1 | 169,9 | 68,1 | 96,9 | 23,7 | 18 | 1 |
| T2 | 11,0 | 2,8 | 9,0 | 2,0 | 37,3 | 7,7 | 163,3 | 56,6 | 61,8 | 31,1 | 93 | 2 |
| T3 | 11,6 | 2,6 | 9,7 | 2,8 | 42,4 | 6,3 | 186,3 | 78,3 | 73,1 | 32,1 | 144 | 4,2 |
| lagoa | 11,2 | 4,8 | 10,0 | 2,8 | 41,6 | 15,4 | 199,6 | 103 | 45,4 | 18,8 | 2400 | 3 |

Os resultados das análises de coliformes fecais dos efluentes, ficaram dentro dos padrões recomendados pela OMS (Organização Mundial de Saúde) para utilização na criação de peixes.

As concentrações médias de clorofila *a* nos experimentos e no efluente da

lagoa de estabilização apresentados na Tabela 14 são menores do que as médias entre 1,11 e 0,73 mg/m³ de Clorofila *a*, obtidas por Moscoso (1998) trabalhando com criação de tilápias com efluente de lagoas de estabilização no Peru.

Tabela 14. Concentrações médias de clorofila *a* em mg/m³ dos tratamentos experimentais e do efluente de lagoas de estabilização

| Tratamento | Médias | D. P. |
|------------|--------|-------|
| T1 | 0,69 | 0,57 |
| T2 | 0,49 | 0,31 |
| T3 | 0,42 | 0,29 |
| lagoa | 0,20 | 0,21 |

5.5 Análise comparativa da qualidade do pescado produzido no efluente de lagoas de estabilização e em água limpa.

5.5.1 Análise microbiológica

O consumo de pescados produzidos com água de esgotos domésticos pode representar perigo à saúde, já que contém elevadas cargas de agentes microbianos patogênicos, porém considerando-se que o sistema de tratamento garante a qualidade adequada à remoção destes microrganismos, pode-se considerar não haver riscos de infecção. No entanto, o simples fato de utilizarmos o esgoto para a piscicultura representa um *risco potencial* (BASTOS *et al.*, 2003).

A OMS (Organização Mundial da Saúde) propõem a diretriz sanitária para a piscicultura de $\leq 10^3$ CF/100 ml (≤ 1000 *Coliformes fecais*/ 100 ml) para a água dos tanques de piscicultura ou 10^4 CF/100 ml na água afluyente ao tanque de

piscicultura, além da ausência de ovos de helmintos (trematoides) (OMS, 1989).

O resultado das análises da pele dos peixes criados no pesque pague (testemunho), na água limpa (potável) e no efluente de lagoas de estabilização estão apresentados na Tabela 15. Foram analisados a pele e o músculo dos peixes: criados na água potável, criados no efluente de lagoas de estabilização e criados no pesque pague.

Tabela 15. Resultado das análises microbiológicas da pele dos peixes criados em um pesque pague (testemunho), na água limpa, e no efluente de lagoas de estabilização.

| | Peixes do pesque pague | Peixes da água limpa | Peixes do efluente tratado |
|------------------------------------|------------------------|----------------------|----------------------------|
| Coliformes a 45 °C ¹ | < 10 | < 0,3 - < 1,5 | < 0,3 |
| Salmonella spp ¹ | Ausência | Ausência | Ausência |
| Staphylococcus aureus ¹ | <100 | < 10 | < 10 |

Na Tabela 16 estão apresentados os resultados da qualidade microbiológica dos músculos dos peixes. Segundo o certificado de análise emitido pelo Laboratório de Análise do Núcleo de Microbiologia em Alimentos da UFSC todas as amostras satisfizeram os padrões de qualidade quanto aos parâmetros analisados.

¹ As unidades utilizadas para a análise da qualidade da pele dos peixes foram Unidades Formadoras de Colônia/peixe (UFC/peixe) para os parâmetros Coliformes e *Staphylococcus aureus*; e para *Salmonella sp* presença ou ausência em 25g de pele dos peixes.

Tabela 16. Resultados da análise de qualidade microbiológica dos músculos dos peixes criados no pesque pague (testemunho), na água limpa (potável) e no efluente de lagoas de estabilização.

| | Peixes do pesque pague | Peixes da água limpa | Peixes do efluente tratado |
|---|------------------------|----------------------|----------------------------|
| Coliformes a 45 °C ² | < 3,0 | < 3,0 | < 3,0 |
| <i>Salmonella spp</i> ² | Ausência | Ausência | Ausência |
| <i>Staphylococcus aureus</i> ² | < 100 | < 100 | < 100 |

Para os peixes em geral a legislação propõem o máximo de $10^5 - 10^7$ UFC (unidades formadoras de colônias)/g de bactérias heterotróficas e $10^1 - 10^2$ *E. coli*/g. As bactérias heterotróficas são propostas como indicadores auxiliares da qualidade da água e dos músculos, mas é discutível já que os ambientes eutrofizados podem produzir densidades elevadas de bactérias heterotróficas sem necessariamente um significado sanitário (BLUMENTHAL *et al.*, 2000; EDWARDS, 1992).

5.5.2 Análise sensorial

As amostras de tilápias (*Oreochromis niloticus*) foram analisadas por julgadores treinados que utilizaram descritores semelhantes aos utilizados por Van der Plog (1992) que considera aceitáveis os *flavors* a milho, soja e grãos; a

² As unidades utilizadas nas análises da qualidade da carne dos peixes foram: Numero Mais Provável por grama (NMP/g) para os Coliformes, Unidades Formadoras de Colônia/grama (UFC/g) para *Staphylococcus aureus*; e para *Salmonella sp* presença ou ausência em 25g de carne dos peixes.

manteiga, gordura; e a galinha como características positivas, mas que não devem ser muito intensos. Os *flavors* a óleo de peixe e a camarão, lagosta são considerados de aceitação intermediária. Os *flavors* metálico, grama/folhas, madeira, mofo/azedo, e terra e lodo são considerados repulsivos e indesejáveis pois são associados à decomposição do produto, provocando rejeição do produto.

Os peixes criados com o efluente tratado apresentaram maior intensidade de *flavors* indesejáveis conforme a figura 8, apesar disto, o teste da Mínima Diferença Significativa para $\alpha = 0,05$, apresentou diferença estatística somente para o descritor terra e lodo. Estatisticamente as amostras são iguais com relação aos demais descritores.

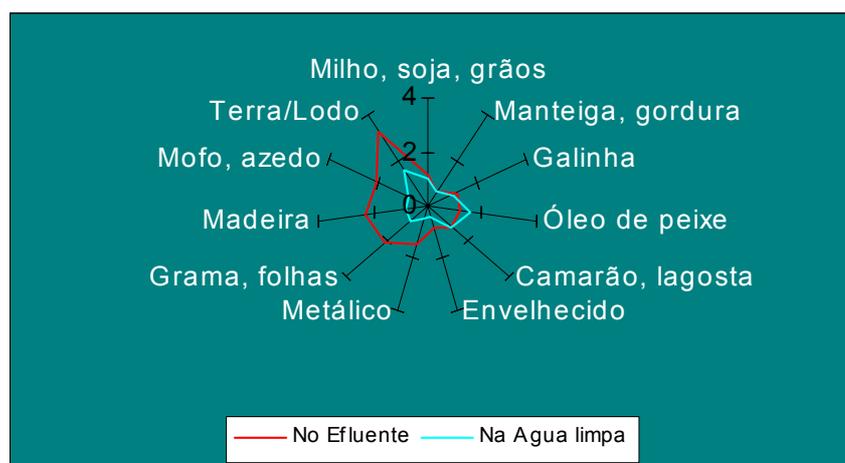


Figura 8. Perfil do *flavor* da carne dos peixes criados em água limpa e no efluente de lagoas de estabilização

Nesta análise sensorial comparativa, diferença de sabor de peixes criados no efluente tratado e de peixes criados em água limpa, pode-se avaliar que apesar das diferenças de gosto encontradas, os julgadores não foram unânimes e não tiveram opiniões que definissem significativamente se haverá um impedimento com relação

ao sabor da carne do peixe para comercialização.

Rosa (1989) não encontrou diferenças significativas na análise de palatibilidade da carne de tilápias criadas com dejetos de suínos ou com ração de suínos, concluindo que os peixes estavam dentro dos padrões e normas para o consumo humano.

O sabor da carne dos peixes é o resultado da sua alimentação e da característica da sua carne, o sabor mais forte dos descritores do *flavor* podem ser amenizados com a manutenção dos peixes por um pequeno período em água limpa alimentando-os com ração, realizando uma depuração.

5.6 Teste de genotoxicidade

A exposição dos peixes a determinadas condições ambientais extremas, pode resultar na formação de células sangüíneas diferenciadas, indicando a ocorrência de uma mutação genética, com a formação de eritrócitos micronucleados. Na análise do sangue dos peixes de todos os tratamentos, peixes criados em água limpa T₁ e no efluente da lagoa de estabilização T₂ e T₃, bem como, do testemunho utilizado (peixes de um pesque pague), não houve formação de eritrócitos micronucleados, indicando não haver agentes genotóxicos no efluente das lagoas de estabilização.

5.7 Análise do grau de sustentabilidade do uso do efluente do sistema de tratamento em lagoas de estabilização pela piscicultura.

Os resultados de produção obtidos no experimento mostraram que apesar da densidade maior do que o dobro, 3 peixes/m² e 7 peixes/m², dos tratamentos com efluente tratado a produção não apresentou diferença significativa entre os tratamentos, conforme pode ser observado na Tabela 17.

Tabela 17. Avaliação do peso final, da sobrevivência e da produtividade da criação de peixes nos tratamentos experimentais

| | Peso final | Sobrevivência | Kg/ha/safra |
|-------------------------------------|------------|---------------|-------------|
| Água limpa (7/m ²) | 204,04 | 88% | 12.612 |
| Efluente tratado(3/m ²) | 126,9 | 100% | 3.807 |
| Efluente tratado(7/m ²) | 60,9 | 92% | 3.936 |

Os resultados obtidos no experimento podem ser considerados bons quando comparados aos de Leon & Moscosso (1999), Loushin (1977) & Pillay (1990), Boll, Pereira & Ramage (2002) e servirão como parâmetro para a análise de sustentabilidade.

Na Tabela 18 podem ser analisados os percentuais de amostras que estiveram dentro das normas de qualidade ambiental durante o período experimental, a soma dos percentuais desconsiderou o parâmetro oxigênio por não ter representado diferença significativa entre os tratamentos e não possibilitar comparação com o efluente da ETE.

Tabela 18. Percentual das amostras consideradas sustentáveis ambientalmente, que satisfazem os parâmetros de qualidade ambiental determinados pela legislação.

| | Amônia | Nitratos | Nitrito | PO ₄ | N-total | P-total | DBO ₅ | Coli. fecais | Soma |
|-------|--------|----------|---------|-----------------|---------|---------|------------------|--------------|------|
| Lagoa | 0% | 100% | 100% | 0% | 0% | 0% | 80% | 83% | 3,63 |
| T1 | 100% | 100% | 100% | 0% | 40% | 11% | 100% | 100% | 5,51 |
| T2 | 42% | 100% | 48% | 0% | 0% | 0% | 100% | 100% | 3,90 |
| T3 | 32% | 100% | 33% | 0% | 4% | 0% | 100% | 100% | 3,69 |

Na soma dos percentuais, 100% de amostras dentro dos parâmetros é considerado 1, enquanto todas as amostras fora dos parâmetros é considerado 0 (zero). Para o total de 8 parâmetros o valor máximo da soma seria 8,0. Para a análise feita, somente a criação de peixes utilizando água limpa T1 teria aprovação em mais de 50% de suas possibilidades.

Os sistemas de criação de peixes T2 e T3 estiveram com aprovação de uma quantidade de amostras possíveis muito próximas do sistema de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização (lagoa).

Numa análise mais criteriosa, o sistema de criação de peixes garantiu a sustentabilidade para 100% das amostras de 2 parâmetros importantes, DBO₅ e Coliformes fecais, em que o efluente da ETE não atingiu 100%. Entretanto a lagoa garantiu 100% para o parâmetro N – nitrito, onde a criação de peixes apresentou amostras sem a condição de sustentabilidade apresentada no efluente da ETE.

O T3 apresentou o menor índice de amostras dentro dos parâmetros de sustentabilidade principalmente devido ao parâmetro N - nitrito, que é a nitrificação (oxidação) da amônia e representa melhoria da qualidade do efluente gerado.

A análise dos volumes críticos médios dos principais parâmetros ambientais apresentados na Tabela 19 mostra que a criação de peixes melhorou a qualidade

ambiental do efluente da ETE Potecas durante o período experimental.

Tabela 19. Volumes críticos (concentração média durante o período experimental / concentração limite estabelecida pelas normas ambientais dos parâmetros analisados no período).

| | Amônia | Nitrito | Nitrato | PO ₄ | N-total | P-total | DBO ₅ | Coli.fecais | Soma |
|-------|--------|---------|---------|-----------------|---------|---------|------------------|-------------|-------|
| Lagoa | 3,87 | 0,11 | 0,01 | 401,2 | 4,25 | 11,2 | 8,3 | 0,5 | 429,5 |
| T1 | 0,18 | 0,06 | 0,01 | 168,0 | 1,22 | 6,4 | 6,7 | 0,0 | 182,6 |
| T2 | 1,44 | 2,01 | 0,30 | 371,6 | 2,8 | 11,5 | 7,4 | 0,0 | 397,1 |
| T3 | 1,46 | 2,50 | 0,27 | 387,2 | 2,72 | 11,6 | 8,4 | 0,1 | 414,2 |

Ao observar os volumes críticos da Tabela 19, à primeira vista pode parecer que criar peixes no efluente de lagoas de estabilização é pouco benéfico para a melhoria da qualidade do efluente, mas houve melhoria.

Sob esta ótica, o sistema de produção de peixes na água limpa (T1) apresentou impactos ambientais, enquanto a produção de peixes utilizando a água do efluente tratado da ETE (T2 e T3) melhorou a qualidade do efluente do sistema de tratamento por lagoa de estabilização (lagoa).

A maior densidade do T3 (7/m²) com relação ao T2 (3/m²) apresentou maiores impactos ambientais que se refletiram no menor índice de amostras dentro dos parâmetros de sustentabilidade e no maior volume crítico, mesmo assim, pequena melhora com relação ao efluente da ETE.

O volume crítico de maior magnitude foi o dos fosfatos totais cujo valor estabelecido pelas normas do CONAMA no. 20 de 18/06/86 é bastante baixo para as águas de classe II, 0.025 mg/L P-PO₄, já para o lançamento em corpos d'água contribuintes de lagoas, lagos e estuários o Decreto lei no. 14.250 de 5/06/1981 do Estado de Santa Catarina permite a concentração máxima de fósforo total de 1,0

mg/L.

O fósforo é considerado o parâmetro que define o grau de trofia dos ambientes naturais conforme apresentado no Quadro 5. Os padrões de lançamento das normas vigentes são bastante rígidos para este parâmetro já que a exigência é relativa a um ambiente ultraoligotrófico.

Quadro 5. Valores de fósforo total (mg/L) para os principais graus de trofia do ambiente.

| Classe de trofia | P total |
|-------------------|----------|
| Ultraoligotrófico | <5 |
| Oligotrófico | <10 - 20 |
| Mesotrófico | 10 - 50 |
| Eutrófico | 25 - 100 |
| Hipereutrófico | >100 |

Fonte: von Sperling (1995)

A eficiência de redução das concentrações médias de Nitrogênio Kjeldahl foi de 46 % para T2 e de 47 % para o T3 respectivamente, com relação ao efluente da lagoa de estabilização (PEREIRA & LAPOLLI, 2003). O volume crítico do parâmetro N – total dos tratamentos com peixes foi reduzido.

A matéria orgânica contida na água é representada pela DBO_5 , que não apresentou diferenças significativas entre a criação de peixes e o efluente da lagoa de estabilização (PEREIRA & LAPOLLI, 2003).

O número de amostras dentro do parâmetro de sustentabilidade para a DBO_5

do efluente da ETE (lagoa), Tabela 18, foi menor do que nos sistemas de criação de peixes (T2 e T3) com o mesmo efluente, pois houve maior estabilidade do parâmetro na criação de peixes do que na lagoa.

A DBO_5 é formada pela DBO_5 solúvel e a DBO_5 particulada, que no efluente de uma lagoa facultativa é formada por 60 a 90% de algas, zooplâncton e matéria orgânica particulada, alimentos para peixes (VON SPERLING, 1996; PEREIRA, 2000).

Na média a matéria orgânica consumida pelos peixes (DBO_5 = sólidos suspensos) foi repostada pelo ambiente com a produtividade das algas e a reprodução do zooplâncton, graças a grande quantidade de nutrientes existente. No entanto, na análise da regressão linear das concentrações dos sólidos suspensos realizada por Pereira & Lapolli (2003) houve redução dos sólidos suspensos com o aumento do tamanho dos peixes e conseqüente aumento do consumo de alimento. Pode-se supor que o volume crítico tenha uma melhora para o parâmetro DBO_5 com o aumento do tamanho dos peixes em T2 e T3.

5.7.1 Análise da sustentabilidade

A análise de sustentabilidade de um sistema produtivo pode ser avaliada, segundo o Relatório Brundtland (VINATEA, 1999), sob 3 aspectos gerais: o social, o econômico e o ambiental.

Sob o aspecto social o sistema produtivo que não tem sustentabilidade social promove a exclusão social, explora os indivíduos produtivos e não cria novos postos de trabalho, é exploratório e consumidor do indivíduo em prol de seu próprio

crescimento e sustentação. A criação de empregos diminui as pressões sociais, incrementa a economia e promove a preservação do ambiente.

O sistema produtivo para sua manutenção necessita ter viabilidade econômica, a remuneração obtida pelo seu produto ou serviço necessita cobrir seus custos, os lucros devem propiciar a sua manutenção. A especulação financeira dá um significado efêmero ao valor do dinheiro, relativo à conjuntura de um momento sem representar necessariamente, uma situação real de produção e bem estar que justifique sua valorização, este valor não tem sustentabilidade, pois depende de oportunidades momentâneas.

Sob o aspecto ambiental é difícil valorar economicamente a natureza e os impactos causados por um sistema produtivo. O impacto ambiental cria impacto social, pois há diminuição da qualidade da vida, diminuição da saúde e conseqüente aumento das despesas com a manutenção da vida. A produção de comida, a disponibilidade de água de qualidade e a manutenção do meio ambiente são vitais para a manutenção da geração atual e das futuras gerações, e conseqüentemente a *sustentabilidade* do planeta.

A perda para o ambiente de nutrientes (nitrogênio e fósforo) e de matéria orgânica (DBO_5) causa no ambiente eutrofização das águas por parte dos nutrientes e consumo de oxigênio por parte da matéria orgânica.

“Todas as poluições são antes de tudo uma perda de matéria” (SOARES, 1996).

As concentrações de fósforo, nitrogênio e matéria orgânica (DBO_5) que foram desperdiçadas para o ambiente, representadas pelo resultado das concentrações obtidas na saída dos tanques contendo os peixes, subtraída da concentração do

efluente da lagoa de estabilização que entrou nos tanques com peixes é parte do que foi utilizado para produzir peixes e seus alimentos, a entropia do sistema.

O excesso de nutrientes causa a eutrofização do ambiente. As populações que utilizam estes nutrientes disponíveis necessitam espaço, luz, água, oxigênio para sustentar a vida, e portanto há uma transformação do ambiente para atingir este novo equilíbrio, denominado custo ambiental.

A eutrofização é o crescimento excessivo das plantas aquáticas (fitoplâncton e macrófitas) causando interferência aos usos desejáveis do corpo d'água (THOMANN & MUELLER, 1987 apud VON SPERLING, 1995).

Para a comparação dos custos ambientais do sistema de tratamento com os dos tratamentos experimentais, deve-se considerar a qualidade da água que entrou nos domicílios acrescida de todo o impacto causado pelo homem para sua sobrevivência na cidade. Esta água é a mesma que foi utilizada no sistema de água limpa e ração (T1). Sob esta ótica o valor de E, energia disponível, seria zero e a entropia seria negativa com o mesmo valor que o custo ambiental.

5.7.2 A entropia do nitrogênio e o custo ambiental

O nitrogênio constitui entorno de 6 a 12% do peso seco do material celular das algas, o nitrogênio contido nas algas representa entorno de 10% a 20% do nitrogênio total. O mecanismo de maior eficiência na redução de nitrogênio em lagoas de estabilização é a volatilização, podendo chegar a 90% de remoção do N – NH₃ em pH acima de 8,0 (ARCEIVALA, 1981).

Boyd & Green (1998) e Rectenwald (2000) consideram que do peso úmido da

tilápia *Oreochromis niloticus*, 25% é peso seco, e que deste percentual só 8,7% é N nas diversas formas, fazendo parte de 56,5% das proteínas.

Parte do nitrogênio utilizado no tanque dos peixes não foi transformado em carne de peixe, mas perdido para a atmosfera. Não se deve levar em consideração o impacto causado por isso, pois voltou a sua forma original e está disponível para reutilização, sem causar impacto mensurável no ambiente aquático.

Quando existe efluente tratado carregado de nitrogênio, considera-se isto como energia disponível (E). O nitrogênio utilizado para criar os peixes está sendo considerado energia utilizada na Entropia (ω), transformando o nitrogênio em algo útil, criar peixes. O nitrogênio que sobrou do processo é energia perdida para o ambiente, custo ambiental (ϵ). Perde-se a oportunidade de criar mais entropia, ou seja, o ambiente está sendo poluindo.

O custo ambiental do parâmetro nitrogênio caracterizou o impacto causado pela criação de peixes utilizando água limpa, cuja concentração de nitrogênio é aumentada pelo acréscimo de ração para alimentação dos peixes e a sua excreção.

Pode-se dizer que o Nitrogênio existente no sistema de tratamento é resultado do uso dado à água potável que chegou ao domicílio e ao tratamento dado ao efluente deste uso doméstico.

Sendo assim, tem-se na Tabela 20 o custo ambiental do nitrogênio causado pelo uso da água e o tratamento do efluente doméstico, representado pelo efluente da ETE, pela criação de peixes com água limpa e ração e a diminuição de custo ambiental conseguido pelo sistema de criação de peixes.

Tabela 20. Entropia e custo ambiental médio do parâmetro nitrogênio total dos tratamentos experimentais e do efluente da ETE

| Custo Ambiental | | | |
|------------------------|----------|----------|------------------|
| | E | e | W = E - e |
| Lagoa | 0 | 42,51 | -42,51 |
| T1 | 0 | 12,24 | -12,24 |
| T2 | 42,51 | 28,04 | 14,47 |
| T3 | 42,51 | 27,17 | 15,34 |

Vale a observação de que a principal forma de excreção dos peixes é o N – amônia. O sinal negativo (-) da Entropia indica que houve diminuição da entropia, com prejuízo ao ambiente, quando a água limpa foi o ponto de partida, o ambiente estava livre de concentrações de nitrogênio causador de eutrofização.

A criação de peixes utilizando o efluente da ETE consumiu parte do Nitrogênio melhorando o sistema de tratamento, no cálculo da entropia o sinal foi positivo, aumentou da entropia pelo sistema.

Note-se que a análise da Entropia neste caso aparece no resultado da equação + ou – como o resultado do impacto ambiental. Conseguiu-se transformar algo existente em algo útil, diminuindo o custo ambiental. No sistema de criação de peixes em água limpa houve impactos ambientais enquanto no sistema de piscicultura que utiliza efluente da ETE estes impactos diminuiriam.

5.7.3 A entropia do fósforo e o custo ambiental

O fósforo total é composto de fósforo orgânico e fosfatos. O fósforo orgânico

compõe parte do material celular das algas e corresponde a aproximadamente 1% da massa algal. Este mecanismo representa somente 5% do percentual de remoção em lagoas de estabilização, enquanto a precipitação em pH acima de 8,0 pode representar até 90% de remoção (ARCEIVALA, 1981; VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994). O fitoplâncton tem uma proporção de N – P de aproximadamente 10:1 (GOLDMAN, 1980 apud DIANA *et al.*, 1991).

Durante o período experimental os peixes ganharam peso, em parte consumindo o fósforo absorvido diretamente pelas algas e indiretamente pelo zooplâncton. Na Tabela 21 estão os pesos úmidos de peixes por litro de água do início e ao final do experimento. O cálculo do ganho de peso médio final possibilita estabelecer quanto os peixes consumiram de fósforo do ambiente, a partir das conclusões de Rectenwald (2000) que considera que 2,4 % do peso seco do tecido do peixe é formado por fósforo, e que somente 23,9 % do peso total do peixe representa o peso seco. Boyd & Green (1998) consideram que na tilápia *Oreochromis niloticus* o percentual de fósforo é de 3% do peso seco.

Tabela 21. Peso úmido médio por litro de peixes existentes no início, ao final do período experimental e o ganho de peso úmido obtido por litro.

| | g/l inicial | g/L final | ganho peso |
|----|--------------------|------------------|-------------------|
| T1 | 0,011 | 2,190 | 2,179 |
| T2 | 0,004 | 0,763 | 0,759 |
| T3 | 0,009 | 0,677 | 0,668 |

Considerados os percentuais de fósforo existentes no tecido dos peixes segundo Rectenwald (2000), somente 0,0125 g/L de fósforo representa o que os peixes absorveram no T1, enquanto somente 0,0043 g/L foi absorvido pelo T2 e

somente 0,0038 g/L de fósforo foi absorvido no T3 durante todo o período experimental. A quantidade de fósforo absorvida pelos peixes é bastante pequena com relação à massa d'água e a quantidade total de fósforo disponível.

Como pode ser observado na Tabela 22 a Entropia ambiental média do parâmetro fósforo foi negativa para os sistemas de criação de peixes em água limpa e para os sistemas de criação de peixes com efluente da ETE.

Tabela 22. Entropia e custo ambiental médio do parâmetro fósforo dos tratamentos experimentais e do efluente da ETE.

| Custo Ambiental - fósforo | | | |
|----------------------------------|----------|----------|----------------|
| | E | e | W=E - e |
| Lagoa | 0 | 11,2 | -11,2 |
| T1 | 0 | 6,4 | -6,4 |
| T2 | 11,2 | 11,5 | -0,3 |
| T3 | 11,2 | 11,6 | -0,4 |

O sinal negativo indica que houve concentração do fósforo nos sistemas produtivos, embora desprezível em termos absolutos para os sistemas que utilizaram o efluente da ETE.

O ciclo biogeoquímico do fósforo no ambiente natural tem seu depósito final no fundo dos oceanos. Odum (1972) considera que são poucos os mecanismos do ciclo biogeoquímico que colocam o fósforo depositado nos oceanos disponível no ecossistema terrestre. Em suas observações, cita apenas as aves marinhas que formam os "depósitos de guano", fezes mineralizadas na costa do Peru, ricos em fósforo e o consumo de peixes pelo ser humano como formas de reciclar o fósforo existente nos oceanos para o ecossistema continental. Muitos são os mecanismos que levam o fósforo para os oceanos, erosão, detergentes, fertilizantes etc, com

estas observações o autor prevê a escassez do fósforo disponível existente no planeta.

Os resultados obtidos retratam uma estabilidade da concentração do parâmetro fósforo. Como o ciclo tem um componente sedimentar e os sedimentos têm a tendência a aumentar nos sistemas de criação dos organismos aquáticos é de supor que mesmo com a queda momentânea da concentração de fósforo os sedimentos disponibilizam fósforo para a água, tendendo para o equilíbrio.

O fósforo devido ao seu ciclo biogeoquímico é um parâmetro concentrador e o principal causador de eutrofização dos ambientes aquáticos. Boyd (1989) comparando as concentrações de diversos nutrientes da água e do fitoplâncton de viveiros de camarão observou que o fósforo é o nutriente que possui o maior fator de concentração.

A Entropia do fósforo foi 15 a 20 vezes menor para o sistema de criação com ração (T1) do que utilizando o efluente da ETE (T2 e T3) (- 6,4 : - 0,3 e - 6,4 : - 0,4). O sistema de criação com o efluente da ETE sem o uso de ração praticamente não causou custo ambiental com relação ao parâmetro fósforo se considerado o custo ambiental da lagoa, por isso a entropia foi maior.

O fósforo é um nutriente com tendência a extinção no fundo dos mares, mas um dos maiores problemas de poluição das águas do planeta.

5.7.4 A entropia da DBO₅ (matéria orgânica) e o custo ambiental

A DBO₅ representa o potencial de consumo do oxigênio dissolvido pelos microorganismos decompositores da matéria orgânica, é um parâmetro de fundamental importância para caracterizar o grau de poluição de um corpo d'água

(VON SPERLING, 1995). Com o aumento dos nutrientes ocorre o aumento da eutrofização do ambiente e aumento da DBO_5 .

Na Tabela 23 pode ser observado que o custo ambiental (e) da DBO_5 da lagoa e do T3 foram muito próximos, 41,6 e 41,9 respectivamente. O T3 causou uma entropia negativa mínima (- 0,3). Já o T2 realizou a diminuição do custo ambiental da lagoa, e aumentou a Entropia do sistema (4,5).

Tabela 23. Entropia e custo ambiental médio do parâmetro DBO_5 dos tratamentos experimentais e do efluente da ETE

| Custo Ambiental - DBO_5 | | | |
|---|----------|----------|----------------|
| | E | e | W=E - e |
| Lagoa | 0,0 | 41,6 | -41,6 |
| T1 | 0 | 33,7 | -33,7 |
| T2 | 41,6 | 37,1 | 4,5 |
| T3 | 41,6 | 41,9 | -0,3 |

Nesta análise conclui-se que criar peixes com ração e água limpa produz um custo ambiental (e), produzindo uma entropia negativa, já que poluiu o ambiente aumentando a carga orgânica da água limpa, ainda assim, um custo ambiental menor do que o lançamento do esgoto tratado no ambiente.

5.7.5 *Análise final da sustentabilidade*

Na Tabela 24 estão apresentados os dados finais que avaliam os sistemas de tratamento da ETE, a produção de peixes em água limpa utilizando ração e o sistema de criação de peixes utilizando o efluente da ETE.

Tabela 24. Valores finais de avaliação dos sistemas de piscicultura e do efluente de lagoas de estabilização

| | Produção Kg/ha | Volume crítico. | Volume crítico/prod | Tempora- lidade | Custo Ambiental | | |
|-------|-------------------|--------------------|------------------------|--------------------|-----------------|------|------------------|
| | | | | | P | N | DBO ₅ |
| Lagoa | | 430,15 | | 3,63 | 11,20 | 42,5 | 41,6 |
| T1 | 12,612 | 183,16 | 0,015 | 5,51 | 6,40 | 12,2 | 33,7 |
| T2 | 3,807 | 397,73 | 0,104 | 3,90 | 11,50 | 28,0 | 37,1 |
| T3 | 3,936 | 414,87 | 0,105 | 3,69 | 11,60 | 27,2 | 41,9 |

A produção da piscicultura obtida com a utilização de água limpa e ração foi bastante alta, 12.612 Kg/ha/safra, graças às ótimas condições de qualidade de água, de alimento e aeração. O volume crítico deste sistema de criação quando relacionado com a produção obtida se mostrou pouco impactante, mas causou custos ambientais em uma água de ótima qualidade (potável).

Os sistemas de piscicultura que utilizaram o efluente da ETE tiveram volumes críticos menores do que o do efluente da ETE, fazendo um polimento, ainda que pequeno, no sistema de tratamento, mas produzindo entorno de 3.900 Kg/ha/safra de peixes. Pode-se considerar que a criação de peixes com este efluente é uma grande oportunidade de praticar a Gestão Ambiental do sistema de tratamento de esgotos e promover a sua sustentabilidade.

Na relação volume crítico com a produção deve-se levar em consideração a qualidade original da água utilizada para criar peixes.

O sistema de criação de peixes do Alto Vale do Itajaí – SC, emprega em média 1 pessoa para cada 2 ha de cultivo (SOUZA FILHO *et al.*, 2002). O CEPIS (Centro Pan-americano de Engenharia Sanitária e Ciências do Ambiente) criou um modelo em que o tratamento dos efluentes de 50.000 pessoas utilizando 9 ha de lagoas de estabilização, gera um efluente em condições para o uso na agricultura e

aquicultura. O modelo possibilita irrigar 11 ha de hortaliças, 30 ha de aspargos 39 ha de algodão além de alimentar 9 ha de criação de peixes, com uma taxa interna de retorno de 71% para zonas tropicais e 42% para regiões subtropicais, absorvendo o custo com o tratamento (LÉON & MOSCOSSO, 1999).

Com o exposto pelo modelo CEPIS pode-se considerar que integrar a atividade de criar peixes com o tratamento de esgotos pode gerar entorno de 30 empregos diretos em 54 ha de piscicultura e cria uma área de mais 240 ha de agricultura, se considerarmos que o sistema analisado está previsto para atender uma população de 300.000 pessoas.

Para a produção de 3.900 Kg/ha/safra pode-se prever que a piscicultura com efluente da ETE poderia gerar uma receita bruta de R\$ 284.310,00 em 54 ha de cultivo com um preço de comercialização de R\$1,35 (SOUZA FILHO *et al.*, 2002).

Bastos *et al.* (2003) estudaram o uso de efluentes de lagoas de estabilização para o cultivo de milho, para uma produtividade de 8.000 a 10.000 Kg/ha. Na análise da composição química do efluente e das necessidades de fertilização para esta cultura, concluíram que a fertirrigação com o efluente da ETE supriria completamente as necessidades de nitrogênio e potássio, além de reduzir a dosagem de fósforo. Para uma taxa de aplicação de 0,6 m³/m² teríamos, conforme as modificações da composição do esgoto tratado, a aplicação aproximada de 30 a 250 Kg N/ha; 20 a 70 Kg P/ha e 78 a 180 Kg K/ha. Sendo necessário o cuidado com a preservação do solo com relação à salinização e do controle do balanço de nutrientes para o sucesso da cultura.

Bastos *et al.* (2003) considerando a contribuição *per capita* de esgotos de 150 a 200 L/hab.dia e a demanda genérica de água de 1,0 a 2,0 m³/m².ano para

irrigação e 10 l/s.ha para a piscicultura, cada pessoa seria capaz de irrigar de 30 a 70 m² e criar de 1,7 a 2,3 m² de peixes com a água desperdiçada no esgoto doméstico.

O potencial ambiental de um corpo d'água é dado pela quantidade e pela qualidade da água existente. Se a qualidade da água é suficiente para criar peixes e para suprir a agricultura com nitrogênio e fósforo, além de reduzir o impacto ambiental do lançamento destes nutrientes que causam eutrofização, estamos reduzindo o impacto ambiental em produzir estes nutrientes industrialmente.

Os nutrientes do efluente tratado em lagoas de estabilização estão disponíveis para fertirrigação, com as devidas precauções de ordem agrônômica e de saúde pública (BASTOS *et al.*, 2003).

A amônia dos fertilizantes é um gás obtido pela reação do nitrogênio (N) proveniente do ar com o hidrogênio (H) procedente de várias fontes: gás natural, Nafta, Fuel Oil ou de outros derivados de petróleo. Tem grande gasto de energia, consumo de petróleo (recurso natural não renovável), e causa impacto ambiental com a produção de resíduos.

As rochas fosfatadas e o enxofre são as matérias primas básicas para produção de boa parte dos fertilizantes fosfatados solúveis comercializados no Brasil e no Mundo. Em 1998 o Brasil ocupava a 7^a posição dentre os maiores produtores de rocha fosfatada no mundo. Por outro lado, o país é totalmente dependente da importação de Enxofre, matéria prima básica para produção de ácido sulfúrico que, por sua vez, constitui-se em matéria prima para a produção de superfosfato simples e ácido fosfórico, que também gera impactos ambientais.

A quantidade de água doce disponível no planeta é escassa e considerada por

especialistas em meio ambiente como o grande problema deste milênio. As justificativas são muitas, entre elas pode-se citar que, 2,5% são formados por água doce. Destes, apenas 0,3% se encontram em rios e lagos, principais fontes que abastecem à população (IBGE, 1992 apud LERÍPIO *et al*, 1996). Reutilizar a água do sistema de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização torna-se uma questão de bom senso.

Além disto, segundo Jordão & Pessoa (1995) e Mendonça (1990) apud Kracik (1998), para a construção de estações de tratamento de esgotos, por medida de precaução, deve ser mantido o distanciamento mínimo de 500m das habitações. A utilização da área adjacente a ETE para o reúso da água residuária pela piscicultura ou agricultura ocupa o espaço impedindo o avanço da urbanização na direção da ETE e disponibiliza a área e a água para atividades produtivas.

5.8 Importância do tempo de retenção na eficiência de redução da amônia

Durante o período experimental a temperatura nos tanques oscilou entre $22 \pm 4^{\circ}\text{C}$. Segundo Balarin & Halton (1979) entre $17,2^{\circ}\text{C}$ e $19,6^{\circ}\text{C}$ está o limite inferior de temperatura da água que possibilita o crescimento de tilápias. No entanto, a temperatura ideal para engorda de tilápia é de 29°C – 31°C . O crescimento nesta faixa de temperatura é três vezes maior do que a 20°C , quando o peixe dispõe de alimento farto (POPMA & LOVSHIN, 1995).

O controle de adubação do cultivo de peixes com fertilizantes, é feito com o disco de Secchi. O desaparecimento da distinção de cores, branco e preto do disco, à profundidades menores que 40 cm, determina que a adubação deve ser suspensa, indicando excesso de plâncton na água (PROENÇA & BITTENCOURT, 1994).

Boyd (1989) considera que a turbidez da água pode ser medida com o Disco de Secchi, e considera ótima a visibilidade do disco entre 40 cm e 60 cm para viveiros de camarões marinhos. Esta turbidez pode ser devida ao plâncton, aos sólidos suspensos ou à ambos.

As observações feitas com o Disco de Secchi mostraram que o aumento do tempo de detenção hidráulico facilitou o desenvolvimento do plâncton. Os 2 tanques com 7 e 14 dias de tempo de retenção sem peixes apresentaram 43,7% das amostras com menos de 40 cm de visibilidade do Disco de Secchi, enquanto o tanque com 21 dias de tempo de detenção apresentou o percentual de 62,5%. O tanque contendo peixes com 21 dias de tempo de retenção apresentou 56,25% das amostras com menos de 40 cm de transparência do Disco de Secchi.

Pereira (2000) trabalhou no mesmo ambiente no período março/abril 1999 e durante todo o período experimental obteve a visibilidade do Disco de Secchi de no máximo 10 cm para a mesma LF. O potencial de produção do fitoplâncton depende das condições climáticas e a grande produção de algas é responsável pela baixa transparência e pela eficiência de remoção de N - amônia.

O acompanhamento do pH durante o período experimental mostrou um aumento com diferenças estatísticas significativas para análise de variância (ANOVA) e Teste Tukey para um nível de significância de 5%, entre o tanque com

21 dias de tempo de detenção e os tanques com 7 dias e 14 dias de tempo de detenção, bem como, entre o tanque de 21 dias de tempo de detenção e a LF. Os tanques com 21 dias de tempo de detenção sem peixes e contendo peixes foram estatisticamente diferentes entre si. As médias estão apresentadas na Tabela 25.

Tabela 25. Valores médios, máximos e mínimos de pH e de oxigênio dissolvido (mg/L) da Lagoa facultativa (LF) e dos tanques experimentais

| | PH | | | O.D. | | |
|----------------|---------------------|------|------|-------|------|-----|
| | Media | Máx. | Min. | Media | Máx | Mín |
| LF | 7,6 _{b, d} | 7,7 | 7,5 | | | |
| 07dias | 7,9 _b | 9,6 | 7,3 | 8,0 | 13,4 | 2,4 |
| 14dias | 8,1 _b | 9,9 | 7,1 | 8,7 | 14,0 | 4,2 |
| 21dias | 9,3 _a | 10,3 | 7,9 | 10,0 | 14,9 | 4,5 |
| 21 dias+peixes | 8,5 _{c, d} | 10,3 | 7,1 | 9,5 | 17,5 | 4,8 |

Nota³

As análises das concentrações de oxigênio dissolvido mostraram não haver diferenças significativas entre os tanques, sendo que em algumas leituras atingiram mais de 200% de saturação o que segundo Van Haadel & Lettinga (1984) facilita o desprendimento da N - amônia não ionizada (NH₃).

A eficiência nas reduções de DQO com relação à LF foram de 17%, 15% e 36% respectivamente para tanques com 7, 14 e 21 dias de tempo de detenção. Houve diferenças significativas apenas entre a LF e os tanques com 21 dias de tempo de detenção com peixes e sem peixes, conforme estão apresentados na Tabela 26.

³ As letras iguais subscritas na coluna das concentrações de pH na tabela 25 caracterizam os tratamentos sem diferenças significativas, a letra diferente caracteriza o tratamento com diferença significativa para análise de variância (ANOVA) e Teste Tukey para um nível de significância de 5%.

Tabela 26. Resultados das análises de DQO e eficiência de remoção de DQO, sólidos suspensos e orto fosfato

| | DQO (mg/L) | Eficiência (%) | Sólidos Suspensos (mg/L) | PO ₄ (mg/L) |
|-------------------------|----------------------|-------------------|--------------------------------|---------------------------|
| LF | 98 _a | | 58,7 | 18,6 |
| Tq. 07 dias | 81 _{a, b} | 17 | 18,8 | 18,9 |
| Tq. 14 dias | 83,5 _{a, b} | 15 | 23,8 | 18,1 |
| Tq. 21 dias | 62,8 _b | 36 | 25,8 | 6,8 |
| Tq. 21 dias + peixes | 61,5 _b | 37 | 37,5 | 12,2 |

Nota ⁴

Não houve diferenças significativas dos sólidos suspensos entre a LF e os tanques devido às grandes variações encontradas, os resultados médios dos sólidos suspensos e do fósforo disponível (orto fosfato) estão apresentados na Tabela 27. A produtividade das algas não foi limitada pela carência de fósforo disponível na água.

Na Figura 9 pode ser observado que as concentrações de N - amônia foram menores ao longo do período experimental com o aumento do tempo de detenção hidráulico.

⁴ As letras iguais subscritas na coluna das concentrações de DQO na tabela 26 caracterizam os tratamentos sem diferenças significativas, a letra diferente caracteriza o tratamento com diferença significativa para análise de variância (ANOVA) e Teste Tukey para um nível de significância de 5%.

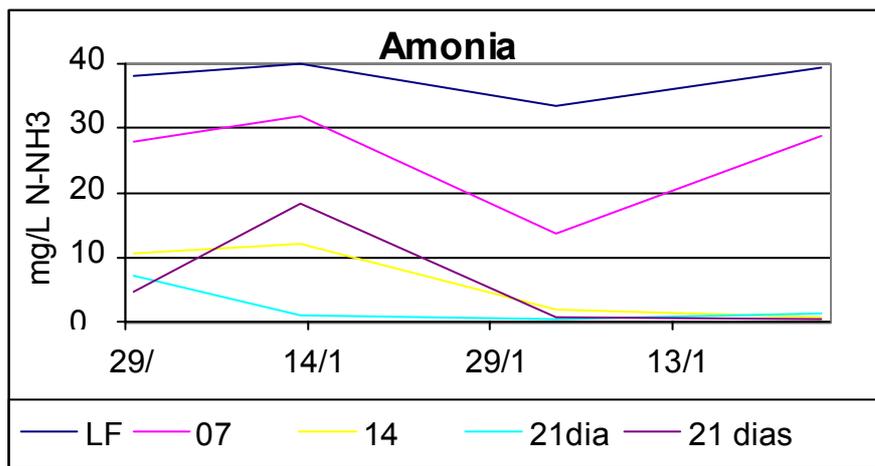


Figura 9. Variação das concentrações de N - amônia(mg/L) nos tanques com 7, 14 e 21 dias de tempo de detenção e do efluente da lagoa de estabilização (LF)

A análise estatística das concentrações de N - amônia obtidas mostraram diferenças significativas entre o efluente da ETE (LF) e os tanques com 14 dias e com 21 dias de tempo de detenção, bem como com relação ao tanque com 21 dias de tempo de detenção contendo peixes. Houveram também diferenças significativas entre as concentrações médias de N – amônia do tanque com tempo de detenção de 7 dias de tempo de detenção comparado com o tanque de 14 dias e o tanque com 21 dias de tempo de detenção. Não houve diferença significativa entre as médias de N – amônia dos tanques com 21 dias de tempo de detenção contendo ou não peixes.

A eficiência média de redução das concentrações de N - amônia com relação ao efluente da ETE(LF), foram de 32% para o tanque de 7 dias de tempo de detenção, 83% para o tanque com 14 dias de tempo de detenção e 93% para o tanque com 21 dias de tempo de detenção. O tanque contendo peixes e 21 dias de tempo de detenção apresentou uma eficiência redução de 84% do N - amônia total do efluente da Lagoa de estabilização (LF)

Segundo Van Haandel & Lettinga (1994); Soares *et al.*,(1995) pode-se obter eficiência de remoções de N - amônia superiores a 90% em lagoas de maturação especialmente rasas.

Bastos *et al.* (2003) obteve para o tratamento de efluente de reator anaeróbio, com um sistema piloto de 3 lagoas de estabilização instaladas em série, com 0,90 m de profundidade e apenas 7 dias de tempo de detenção hidráulico, a eficiência de remoção de N – NH₃ de 91,9%, os autores explicam a alta eficiência conseguida devido a alta produção de algas, elevação de pH e altas concentrações de OD.

A comparação de resultados com o presente estudo deve levar em conta a temperatura média de 22°C do período experimental que pode ser considerada baixa. Para Sussel *et al.* (2000) que estudou as correlações de diversos parâmetros ambientais, a temperatura é o parâmetro que tem mais correlação com a produtividade de algas, principal responsável pelo processo de elevação de pH. A produtividade das algas poderia ter sido mais expressiva conforme as observações de Pereira (2000) para a visibilidade do Disco de Secchi para o efluente do mesmo sistema em estudo.

A temperatura também influenciou no aumento do percentual de N - amônia não ionizada do sistema. Em pH 9,0 a temperatura de 22°C possui 31,5% do N - amônia na forma não ionizada, enquanto à temperatura de 28°C o percentual é de 41,2%, segundo tabela proposta por Emerson *et al.*, 1975.

Pereira *et al.* (2002) obteve redução de 88% da concentração média de N - amônia com relação ao mesmo efluente da LF com um tanque 40 cm de profundidade de lâmina d'água e tempo de detenção de 10 dias. No trabalho, em que foi testada a eficiência da redução de N – amônia com as profundidades de 40

cm, 60 cm e 80 cm, mostrou que a diminuição do tempo de detenção pela diminuição de profundidade pode ser compensada pela maior eficiência na remoção dos nutrientes pelas algas.

No presente trabalho, em 75% dos resultados obtidos para o tanque com 21 dias as concentrações obtidas estiveram abaixo de 2 mg/L e para o tanque com 14 dias de tempo de detenção 50% dos resultados estiveram abaixo de 2 mg/L, enquanto nas análises do tanque com 7 dias de tempo de detenção e da LF nenhuma amostra analisada esteve com concentrações abaixo deste limite.

No experimento para testar a capacidade de produção de peixes no mesmo ambiente em estudo, Pereira & Lapolli (2003) obtiveram em apenas 10% das amostras coletas resultados abaixo do limite de 2,0 mg/L de N - amônia total. Consideraram este, um dos principais motivos para não obterem uma produção melhor do que a estabelecida de aproximadamente 3.900 Kg/ha/safra de tilápias.

No levantamento realizado por Bento *et al.* (2003) as duas últimas lagoas, L.M₁ e L.M₂ (tempos de detenção hidráulico de 6,59 dias e 3,15 dias, respectivamente) do sistema de tratamento em estudo não realizaram uma redução significativa dos parâmetros: coliformes totais, coliformes fecais, DBO e DQO com relação à lagoa anaeróbia. Com relação ao parâmetro N - amônia as reduções estiveram entre 40% e 60% entre 2000 e 2003, com uma concentração média de 18 mg/L de N - amônia. A concentração de N - amônia nos meses frios foi 50% mais alta do que as concentrações dos meses quentes.

Os resultados demonstraram que pode ser melhorada a qualidade do efluente do sistema de tratamento analisado com a redução da profundidade e aumento do tempo de detenção hidráulico. A adoção destes artifícios de manejo do efluente

pode proporcionar condições para a criação de peixes com este efluente.

6 Conclusões

A análise dos parâmetros físicos, químicos e biológicos do sistema de tratamento da ETE continental de Florianópolis proporcionam condições para a sobrevivência dos peixes, mas existem restrições quanto a concentração de N – amônia, principalmente para os meses de inverno.

A baixa eficiência das duas últimas lagoas de estabilização e os resultados obtidos quando foi diminuída a profundidade nos tanques experimentais, indicam que o manejo de profundidade da lagoa pode melhorar a qualidade do efluente final, praticamente sem aumento dos custos de tratamento, nos levando a supor que a diminuição do tempo de detenção pela diminuição de profundidade pode ser compensada pela maior eficiência, representando uma significativa redução das concentrações de amônia.

Para a piscicultura com o efluente da ETE continental de Florianópolis pode-se considerar que será obtida condição satisfatória do parâmetro N – amônia para os peixes, se a profundidade do tanque de piscicultura for de 0,60 m e o tempo de detenção estiver entorno de 21 dias. Para regiões mais quente este tempo de detenção poderá ser menor.

Os peixes produzidos não atingiram o peso ideal para comercialização mas a melhoria das condições de cultivo podem favorecer o crescimento dos peixe e assim obter-se maior produção e melhor qualidade do produto para a comercialização.

As produções obtidas no experimento de capacidade de produção para a piscicultura no efluente de lagoas de estabilização estimadas em 3.807 Kg/ha e 3.936 Kg/ha para as densidades de 3 e 7 peixes/m² respectivamente, possuem um

potencial de crescimento.

A criação dos peixes melhorou a qualidade do efluente da ETE nos parâmetros, sólidos suspensos, N – orgânico, N – Kjeldhal e N - amônia.

O peixes criados no efluente das lagoas de estabilização da ETE continental de Florianópolis apresentaram condições satisfatórias com relação aos patógenos *Escherichia coli*, *Salmonella* e *Staphylococcus*, conforme os resultados apresentados.

Apesar do preconceito quanto ao consumo dos peixes produzidos com água originada do tratamento de esgotos os resultados de análise sensorial não apresentaram diferenças significativas com relação aos peixes criados com água limpa e ração.

A análise de genotoxicidade que pode mostrar a reação do organismo dos peixes às substâncias cancerígenas, não apresentou indício de presença destas substâncias nos peixes criados na água limpa ou nos peixes criados com água do tratamento de esgotos.

Com as análises da carne dos peixes, pode-se concluir que os peixes criados com o efluente de lagoas de estabilização da ETE continental de Florianópolis possuem qualidade comparável aos peixes criados com água limpa e ração e também aos peixes criados nas pisciculturas tradicionais.

O impacto ambiental, caracterizado pelo volume crítico e pelos custos ambientais, do lançamento do efluente do sistema de tratamento no ambiente é maior do que o causado pelo sistema intensivo de produção de peixes utilizando ração.

O lançamento do efluente tratado de forma insuficiente, está causando uma

situação de insustentabilidade, com entropia negativa. A reutilização da água do efluente tratado, rica em Nitrogênio e Fósforo para produzir peixes e para utilização na fertirrigação da agricultura, retorna o potencial produtivo desta água semelhante a quando foi captada para tratamento e distribuição.

6.1 Recomendações

Esta pesquisa mostrou que as possibilidades de desenvolvimento desta atividade são reais. Os trabalhos experimentais devem continuar para garantir o sucesso de empreendimentos produtivos utilizando o efluente tratado de ETEs.

Devido ao risco potencial de contaminação dos efluentes de ETEs por organismos patogênicos e por substâncias tóxicas é recomendável o controle destes parâmetros de qualidade da água.

As oscilações naturais da eficiência do processo de tratamento podem colocar em risco a vida dos peixes, causando grande mortalidade dos peixes. Para que o manejo da qualidade da água possa dar segurança à vida dos peixes é recomendável a instalação da piscicultura em área adjacente ao sistema de tratamento de esgotos, de forma que sob condições não adequadas a água do sistema de tratamento seja desviada. A introdução dos peixes diretamente nas lagoas de estabilização resultará na incerteza de resultados positivos da piscicultura pela dificuldade em manter a qualidade da água.

O excesso de amônia prejudica a produção da piscicultura. Para o controle deste parâmetro é recomendável que antes da unidade de produção de peixes seja instalada uma lagoa de maturação com baixa profundidade, por onde o efluente

deverá passar antes de ser utilizado na piscicultura, para remoção do excesso de amônia presente no efluente.

As densidades utilizadas nos experimentos foram altas, pois os peixes não atingiram o tamanho comercial no período desejado, mesmo para as condições de água limpa e ração. A utilização de densidades menores deve favorecer o crescimento dos peixes sem atingir a capacidade de produção do ambiente, obtendo peixes de tamanho comercial (± 350 g).

O sistema de produção de peixes mais utilizado em Santa Catarina utiliza a fertilização da água da piscicultura com dejetos de suínos (BOLL, *et al.*, 1999), como forma de produzir tilápias de tamanho comercial (± 350 g) no final do período produtivo deste sistema de produção é ofertada ração balanceada como complemento alimentar. Esta prática deverá ser testada nos próximos trabalhos, mas primordialmente, deve ser feito o controle das altas concentrações de N – amônia, pois o acréscimo de ração pode ser inútil e prejudicar ainda mais a qualidade de água.

Pesquisas recentes (BOSCO, no prelo) indicam a macrófita *Lemna sp* como uma possibilidade de substituição da ração. Com a vantagem de ser produzida no próprio efluente, reduz nutrientes e tem custo reduzido de produção, possui alto teor de proteína e em experimento de laboratório apresentou resultados equivalentes aos obtidos com o uso de ração.

Como indicação de novas pesquisas e direcionamento da produção, o ambiente de lagoas de estabilização produz uma grande quantidade de plâncton que é o principal alimento da fase jovem de todas as espécies de peixes. Nas fases jovens os peixes são mais sensíveis às altas concentrações de N – amônia, o que

deve ser resolvido para o aproveitamento deste grande potencial do efluente da ETE por lagoa de estabilização.

Como forma de prever a qualidade da água proveniente do sistema de tratamento para a criação dos peixes pode-se utilizar sondas que monitoram de forma constante a qualidade da água, garantido as condições para a vida dos peixes.

7 Considerações Finais

Pensar em reaproveitar água e fazer piscicultura com água residuária em um país que possui riqueza de recursos hídricos como o Brasil é uma ironia? Não. Viabilizar o tratamento de efluentes nos dias de hoje é um grande desafio.

O tratamento de águas residuárias é uma necessidade, cujo investimento é uma economia em saúde pública. Se considerarmos o sistema de tratamento de esgotos como um sistema produtivo, este necessita uma boa Gestão Ambiental para a sua sustentabilidade:

a) Social - gerando empregos e promovendo a saúde,

b) Econômica.- custeando a viabilização da implantação e manutenção do sistema de tratamento

c) Ambiental - a reutilização da água do efluente tratado, melhora o sistema de tratamento e retorna o potencial produtivo desta água quando foi captada para tratamento e distribuição a população.

A sobrevivência do ser humano é incoerente com o estado de conhecimento e inteligência existente. São desperdiçados recursos que tem valor monetário e ambiental enquanto existem milhões de pessoas em situação crítica de sobrevivência.

A água residuária tratada, é uma matéria prima rica em fósforo, nutriente cujo ciclo biogeoquímico nos conduz a escassez. Por ironia da natureza é um dos maiores problemas ambientais por seu excesso, causando eutrofização nos maiores rios do mundo.

Tornar a água residuária tratada propícia para a piscicultura ou para a

agricultura exige investimentos que podem ser facilmente viabilizados pela produção de peixes e de produtos da agricultura irrigada.

A Gestão pela Qualidade apregoa a diversificação dos sistemas produtivos. Tratar, reduzir, reusar e reciclar nossos efluentes é mais viável, sustentável e necessário para mantermos o ambiente em boas condições para as futuras gerações.

O presente trabalho teve em sua concepção, a intenção de tornar o sistema de tratamento de esgotos em um sistema produtivo. Os resultados sistematizaram as informações para poder tornar este efluente um ambiente propício à criação de peixes.

Os resultados aqui apresentados indicam que o manejo da profundidade pode ser uma forma barata de melhorar a qualidade do efluente produzido e possibilitar o reúso da água para a piscicultura, mesmo com a redução do tempo de detenção.

Em Santa Catarina a atividade da piscicultura faz parte da criação de renda e de empregos nas propriedades rurais e é alvo de críticas quanto ao impacto causado pela atividade.

Num contexto mundial, de combate à fome, de falta de empregos, de grandes impactos causados ao meio ambiente aquático, despejar a água utilizada com excesso de nutrientes no ambiente causando custo ambiental, nos leva a refletir se o uso e o tratamento dado à água neste e na maioria dos sistemas de tratamento de efluentes tem sustentabilidade.

Os futuros investimentos em tratamento de esgotos poderão ter com o presente trabalho uma nova concepção. O reúso pode ser uma forma menos onerosa para o contribuinte e melhor para o ambiente de tratar os efluentes

domésticos.

8 Fontes Bibliográficas

APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION, **Compendium of Methods of the Microbiological Examination of Foods**. 4th. Edition. Washington. DC. 2001

APHA – AWWA – WPCF – **Métodos Normalizados para el Analisis de Aguas Residuales**. Ed. Diaz de Santos, S.A. Madrid. 1992

ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal**. Marcel Dekker, New York. 892 p. 1981

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT. NBR 14140. *Alimentos e bebidas – Análise Sensorial – Teste de análise descritiva quantitativa (ADQ)*. Rio de Janeiro: ABNT, 1985. 5 p.

AWWA – American Water Works Association. **Water Resources and Future**. Disponível em: <http://www.waterwiser.org>. 1996

BALARIN, J. & HATTON, J. **Tilápia, a guide to their biology and culture in Africa**. University of Stirling. Stirling, Scotland. 1979.

BARICA, J.; KLING, H.; GIBSON, J. Experimental manipulations of algae bloom composition by nitrogen addition. *Canadian Journal Fish Science*, 37: 1175 – 1183. 1980

BARTONE, C. R. Reutilización de aguas residuales en las lagunas de estabilización de San Juan de Miraflores: repercusiones sanitarias, ambientales y

socioeconómicas. **Boletín de la Oficina Sanitaria Panamericana**; 101(5): 425-51, nov. 1986. Ilus., tablas. Original publicado en inglés (No. 8221 del REPINDEX). Presentado en: WATER REUSE SYMPOSIUM, 3. San Diego, 26-31 ago. 1984.

BARTONE, C. R.; KHOURI, N. Reuse of treated pond effluents for fish culture In Lima, Peru. In: **International Seminar on Wastewater Reclamation and Reuse for Aquaculture**. Calcutta, . 1988, 6-9 Dec. Washington, D.C.; Banco Mundial; 1988. 23 p. Tablas.

BARTONE, C. R.; MOSCOSO C., J.; NAVA C., H. Peruvian experiment proves reuse benefits aquaculture. **Water & wastewater international**; 5(5): 45-9, Oct. 1990. Ilus.

BARTONE, C. R.; MOSCOSO C., J.; NAVA C. H. Wastewater reclamation and reuse for aquaculture in San Juan, Peru. In: **Water & Wastewater 90**. 1990. Barcelona, 24-27 Apr. 1990. 11 p. Tablas.

BARTONE, C. R.; MOSCOSO I. J.; NAVA CUETO, H. Reuse of waste stabilisation pond effluents for fishculture: productivity and sanitary quality results. In: **Conference of Environmental Engineering**. 1990. Arlington, American Society of Civil Engineers. Environmental Engineering Division. ASCE, 1990. p.673-80. Tablas.

BARTONE, C. R. 1986. Reutilización de aguas residuales en las lagunas de estabilización de San Juan de Miraflores: repercusiones sanitarias, ambientales y socioeconómicas. **Boletín de la Oficina Sanitaria Panamericana**; 101(5): 425-51,

nov. 1986. Ilus., tablas. Original publicado en inglés (No. 8221 del REPINDEX). Presentado en: WATER REUSE SYMPOSIUM, 3. San Diego, 26-31 Ago. 1984.

BASTOS, R. K. X. *et al.* (coordenador) **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: ABES, RiMa, 2003. 267 p.: il. Projeto PROSAB

BAUMGÄRTNER, S. Entropy: A Unifying Concept for Ecological Economics. In: Faber, M.; Manstetten, R.; Props, J.L.R. **Ecological Economics: concepts and methods**. Edward Elgar Publishing Limited. UK. 1998. 342 p.

BENTO, A. P.; RIBEIRO, L. F.; SARTORATO, J.; LAPOLLI, F. R. Tratamento de Esgotos Sanitários em Lagoas de Estabilização: A experiência de Florianópolis. **Anais 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. ABES 2003**. CD-room. Joinville - SC. 2003.

BICUDO, C. E. M.; BICUDO, R. M. T. **Algas de águas continentais brasileiras – Chave ilustrada para identificação de gêneros**. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento do Ensino de Ciências - FUNBEC. São Paulo. 1970. 228 p. il.

BLUM, D. & FEACHEN, R.G. Measuring the impacts of water supply and sanitation investment on diarrheal diseases. Problems of methodology. **International Journal of Epidemiology**, 12, 357- 65. 1983.

BOLL, M. G.; MATOS A. C.; TESTOLIN G.; FILIPINI T. A.; PEREIRA C. M. Estudo do Impacto Ambiental de Dois Níveis de Aporte de Dejetos de Suínos em

Policultivos de Peixes Conduzidos Experimentalmente na Região Oeste de Santa Catarina – Brasil. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 11., 2000, Florianópolis. SC. **Anais..., SIMBRAQ, 2000**. Não paginado, CD-Room.

BOLL, M. G.; ROCZANSKI, M.; SILVEIRA, F. Agricultura dos pequenos virou grande. **Panorama da aquicultura**. Vol. 9, No. 55. Set/out. 1999 p. 16

BOLL, M. G.; PEREIRA C. M.; RAMAGE, D. Integrated Fish Culture Systems: Are they Efficient for Waste Recycling? In: **ENVIRO 2002 / IWA World Water Congress**. Melbourne Australia, 7 - 12 April 2002.

BOYD, C. E. & LICHTKOPPLER, F. Water quality management in pond fish cultures. Research and Development Series N° 22. Project: AID/DSAN-G 0039. April 1979. Auburn University. Alabama – USA. 30 p. il.

BOYD, C.E. Water quality management and aeration in shrimp farming. Alabama. **Fisheries and Allied Aquacultures Departmental Series** No. 2. 1989. 79 p.

BRANDÃO, L. P.; MOTA S.; MAIA L. F. II - 073 - Perspectivas do uso de efluentes de lagoas de estabilização em irrigação. **Anais VI SIBESA - Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Vitória – ES. 2002.

BRASIL. Resolução CONAMA no. 20, de 18 de julho de 1986. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*. Brasília, 30 jul. 1986

BURAS, N. L.; DUEK, L.; NIV, S.; HEPHER, B.; SANDBANK, E. Microbiological aspects of fish grown in treated wastewater. *Water Res.* 21(1):1-10. 1987.

BURAS, N.. Microbial safety of produce from wastewater-fed aquaculture. p. 285-295. *In* R.S.V. Pullin, H. Rosenthal and J.L. Maclean (Eds.) Environmental and aquaculture in developing countries. **ICLARM Conf. Proc.** v. 31, 1993. 359 p.

CABEDA, M. **Gerenciamento de subprodutos industriais - Construção da matriz de resíduos** -Tese de Mestrado - Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de pós graduação em Eng. de Produção. Florianópolis - SC. 1999

CAMPBELL, J. Nitrogen excretion. *In*: C. L. Prosser, ed. **Comparative Animal Physiology**. W. B. Saunders, Philadelphia., 1973. P. 279 – 316

CANOVAS, S.; PICOT, B.; CASELLAS, C.; ZULKIFI, H.; DUBOIS A. & BONTOUX, J.. Seasonal Development of Phytoplankton and Zooplankton in a High-rate algal pond. **Water Science Technology**, 33/7, p. 199-206. Bontoux, 1996.

CAPRA, F. & PAULI, G. **Steering Business Toward Sustainability**. United Nations University Press, Tokyo, Japan. 1995.

CAPRA, F.. **Ateia da vida – Uma nova compreensão científica dos sistemas vivos**. Ed. Cultrix. São Paulo. 1996

CARRANO, A. V. & NATARAJAN, A. T. Considerations for populations monitoring using cytogenetic techniques. **Mutation Research**, v. 204, p. 379 – 406, 1988.

CEDERWALL, H. & ELMGREN, R. Biological effects of eutrophication in the Baltic Sea, particularly the coastal zone. **Ambio 19** (30): 109-112. 1990.

COINTREAU, S. J.; BARTONE, C. R.; MOSCOSO C. J.; NAVA CUETO, H.;

NOE MOCCHETTI, N. Aquaculture with treated wastewater: a status report on studies conducted in Lima, Peru. Washington, **D.C. World Bank**. 1987. V. 67 p. Ilus. (BIRF Applied Research and Technology Technical Note, 3). 1987

COLT, J. Gas supersaturation - impact on the design and operation of aquatic systems. England. **Aquaculture Engineering** 5 (1986) 49 - 85. 1986.

CONAMA NO. 20 DE 18/06/86 (1986). Resolução CONAMA NO. 20 DE 18/06/86 20. Brasília, DF, Brasil. p. 78-95

COSTA, R. H. R. **Lagoas de alta taxa de degradação e de aguapés no tratamento terciário de dejetos de suínos**. Trabalho para concurso público de professor titular - Universidade Federal de Santa Catarina - Florianópolis- Brasil. 1997

D'AGOSTINI, L. R. **Qualidade do uso da água: instrumento de gestão**. Editora da UFSC. (no Prelo)

DAUD, S.K.; HASBOLLAH, D.; LAW, A.T. Effects of unionised ammonia on red tilapia fry (*Oreochromis mossambicus/O.niloticus* hybrid). **The second international symposium on tilapia in aquaculture**. 1987. Bangkok, Thailand. Conference Proceedings 15, 623 p.

DEPONTI, C. M.; ECKERT, C.; AZAMBUJA, J. L. B. DE. Estratégia para construção de indicadores para avaliação da sustentabilidade e monitoramento de sistemas. **Agroecologia e desenvolvimento rural sustentado**. Porto Alegre – RS,

v. 3, n. 4, out/dez 2002

DIANA, J. S.; LIN, C. K.; SCHNEEBERGER, P. J. Relationship among nutrient imputes, water nutrient concentration, primary production, and yield of *Oreochromis niloticus* in ponds. **Aquaculture**, V 96: 323 –341. 1991.

DUFELL, R. Continuing education for environmental through sustainable technology and engineering application, Rio de Janeiro, **Simpósio Internacional sobre educação continuada para desenvolvimento da Tecnologia**, FEBRAE, outubro de 1996.

EDWARDS, P. & PULLIN, R.S.V. Wastewater-fed Aquaculture, **Proceedings of the International Seminar on Wastewater Reclamation and Reuse for Aquaculture**, Calcutá, Environmental Sanitation. Information Center, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand. (1990)

EDWARDS, P. Reuse of human wastes in aquaculture - **Technical review**. **World Bank Water and Sanitation Program the World Bank**, Washington, DC. USA. Report no. 2 UNDP. 1992

EDWARDS, P. Wastewater-Fed Aquaculture Systems: Status and Prospects. **Readings in Aquaculture Development - Aquaculture and Aquatic Resources Management** - AIT –Disponível em: www.agri-aqua.ait.ac.th/aqua/readings/index.htm . 1999.

EL-GOHARY, F.; EL-HAWARRY, S.; BADR, S.; RASHED, Y. Wastewater treatment and reuse for aquaculture. **Water science and technology** 32(11): 127-36, 1995. Tab. Presented en: IAWQ Middle East Conference on Wastewater

Management, 2. Cairo, 19-21 Mar. 1995.

EMERSON, K.; RUSSO, C.; LUND, R.; THRUSTON, R.V. Aqueous Ammonia equilibrium calculations: effects of pH and temperature, **Journal Fisheries Resource BD**. Canadá, 32, 2379. 1975

FEACHEM, R.G.; BRADLEY, D.J.; GARELICK, H. AND MARA, D.D. **Sanitation and diseases: Health aspects of excreta and wastewater management**. Chichester: John Wiley. 1983

GHOSH, C.; FRIJNS, J.; LETTINGA, G. Performance of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) dominated integrated post treatment system for purification of municipal waste water in a temperate climate. **Elsevier. Bioresource Technology** V. 69 (1999) 255-262 p.

HARADA, A. L. Uso de análise multicritério na ordenação de prioridades em empreendimentos de saneamento. **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. João Pessoa**. 2001. Anais...Não paginado. CD-Room

HELLER, L. Quadro Sanitário Brasileiro. Conseqüências ambientais, epidemiológicas e sociais. **Ação Ambiental**. Ano II - No. 6. Junho/julho 1999. Ed. UFV. Universidade Federal de Viçosa - MG

HEPHER, B. & PRUGININ, Y. **Cultivo de Peces Comerciales**. Editora Limusa S.A.. México. 1985.

HESPANHOL, I. & PROST, A. M. WHO. Guidelines National Standards for Reuse and Water Quality. **Water Research**, nov, 1993.

INFANTE, A. G. **El Plancton de las aguas continentales**. Secretaria de la Organizacion de los Estados Americanos. Washington, D. C. – 1988

KELLNER, E. & PIRES, C. E. **Lagoas de Estabilização: Projeto e Operação**. Rio de Janeiro: ABES, 1998.

KIBRIA, G.; NUGEGODA, D.; FAITCLOUGH, R.; LAM, P.; BRADLY, A. Zooplâncton: Its biochemistry and significance in aquaculture. **NAGA, The ICLARM Quarterly**, April-June 1997. Vol.20, n.º 2.

KRACIK, M. E. S. **Caracterização do esgoto bruto de 5 localidades da grande Florianópolis e sistema de tratamento dos esgotos do continente: uma contribuição para a melhoria de desempenho das lagoas de estabilização de Potecas**. Dissertação de Mestrado em Eng. Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Outubro, 1998.

KRISHNAMOORTHY, K.P.; SUNDARESAN, B.B. Effect of pollution on fish and wastewater aquaculture. In: **Symposium on Coastal Aquaculture, Held at Cochin**. 1980. From January 12 to 18, Part 4: Culture of other organisms, environmental studies, extension and legal aspects. no. 6 p 1472. 1986

KUBITZA, F. Nutrição e Alimentação de Tilápias - Parte 1. **Panorama da Aquicultura** v. 9 nº 52. p.42-50. Rio de Janeiro. BRASIL. 1999.

KURELEC, B. The genotoxic disease syndrome. **Marine Environment Research** v. 35, p. 341 – 348, 1993

LEIGH J. Occupational Hazards. En: Murray CJL, Lopez AD, Eds. **Quantifying**

global health risks: The burden of disease attributable to select risk factors.

Cambridge, Massachusetts: Harvard University Press 1996

LEON S., G. & MOSCOSSO C. J. **Tratamento e Uso de águas residuárias.**

Tradução de H.R. Gheyi, A. König, B.S.º Ceballos, F. A. V. Damasceno. Campina Grande, UFPB, 1999, 110 p.:il, 29,7 cm.

LERÍPIO, A. A.; THÉ, J. L.; SELIG, P. M.; BARCIA, R. M.. Emissão Zero: um novo conceito de Qualidade Total In: **Simpósio Internacional de Qualidade Total**, 1999, Porto Alegre. PUC-RS.

LERIPIO, A. DE A.; POSSAMAI, A.; SELIG, P. M.; Sistema de abastecimento de água na perspectiva da emissão zero. **Prêmio CASAN de Ecologia**. Florianópolis:. 1996.

LOBO, LUIZ. **Saneamento Básico: em busca da universalização** / Luiz Lobo sp. – Brasília :Ed. do Autor, 2003. 228p.

LOSORDO, T.M. Tilápia aquaculture in the Americas. Tilápia culture in intensive recirculation systems. Vol. 1. 1997. Baton Rouge. **World Aquaculture Society** p. 185 - 211

MAGOSSI, L. R. & BONACELLA, P. H. **A poluição da águas**. São Paulo, Ed. Moderna, 56p. 1991

MALA VOLTA, E. **ABC da Adubação**. Ed. Agronômica. CERES Ltda. São Paulo. SP. 1979. 255 p. ill.

MALTCHIK, L & PEDRO, F. A influencia da biodiversidade na produtividade e

na estabilidade de comunidades em lagoas intermitentes do semi-árido brasileiro.

VII Congresso Brasileiro de Limnologia. Julho de 1999. Florianópolis - SC.
Caderno de resumos vol. 2 p. 441

MARA, D. D.; EDWARDS, P.; CLARK, D. AND MILLS, S. W. A rational approach to the design of wastewater-fed fishponds. **Water Resource.** Vol. 27, No. 12, pp. 1797-1799. 1993. Pergamon Press Ltd. Great Britain

MARGULIS, S. **Meio Ambiente: aspectos técnicos e econômicos.** Rio de Janeiro: IPEA/PNUD, Brasília. 1990. P. 135 – 155

MARTIN *et al.*, 1987. **Point sur l'Épuration et le Traitement des Effluents (Eau-Air). Vol. 3. Phosphore.** Ed. Technique et Documentation Lavoisier. Paris. Paris 298p. apud Costa, 1997

MATHEUS, C. E. & BARBIERI, G. Considerações sobre o nitrogênio em tanques de cultivo de peixes. Governo do Estado de São Paulo - **Instituto de Pesca - Boletim Técnico** No. 27 . Abril de 1999

MATHEUS, CE & BARBIERI, G. Interações entre os peixes e as comunidades fito e zooplantônicas em tanques de piscicultura: bases teóricas para o manejo. Governo do Estado de São Paulo - **Instituto de Pesca - Boletim Técnico** No.27 Abril/99

MATHEUS, C.E.. Utilização de peixes para melhorar o desempenho de lagoas de estabilização. **Revista DAE** - Vol. 46 - No.144 - Março 1987 p.87 - 101

MELO, J.S.C. & PEREIRA, J.A. Curvas de biomassa e produção em criação do híbrido tambacú (*Colossoma macropomum* x *Piaractus mesopotamicus*). SIMPÓSIO

BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 11. 2000, Florianópolis. SC. **Anais..., SIMBRAQ, 2000.** Não paginado, CD - Room.

MENDONÇA, S. R. Saneamento na América Latina - Situação Atual. II **Seminário Nacional de Reúso de águas residuárias.** Fortaleza, CE - Brasil, 10 de junho de 2003

MOSCOSO, J E MUNÓZ, A. F. **"Reúso en acuicultura de las aguas residuales tratadas en las lagunas de estabilización de San Juan.** Sección I: resumen ejecutivo". Cepis - Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. Opas - Organización Panamericana de la Salud, Lima, Peru, 35 p. (1992).

MOSCOSO, C. J. Acuicultura con aguas residuales tratadas en las lagunas de estabilización de San Juan, Lima, Perú. **Congreso Interamericano del Ingeniería Sanitaria y Ambiental.** 1998. Lima - Peru. CD - Room

MOSER, A. **O problema ecológico e suas implicações éticas.** Petrópolis: Vozes, 1983

NEDER, K. D.; CARNEIRO, G. A.; QUEIROZ, T. R.; SOUZA, M. A. A. . Seleção de Processos Naturais de Tratamento, quando empregados para remoção de sólidos suspensos de efluentes de lagoas de estabilização, utilizando métodos multicritérios. **21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária.** João Pessoa. 2001. Anais...Não paginado. CD-Room

NERRIE, B. L.; HATCH, L.U.; ENGLE, C.R.; SMITHERMAN, R.O. **The economics of intensifying catfish production: A production function analysis.**

Journal of the world aquaculture society. Vol. 21. No. 3. September 1990

NUNES, Z. M. P., **Contributions to the elaboration a domestic sewage-algal-silver carp system**. University of Agricultural Sciences Department tropical and subtropical. Gödöllő - Hungary. Master of Sciences Thesis. 1992

ODUM, E.P.. **Ecologia**. Ed. Interamericana. México. 639 p. 1972

OLSEN, O. O. A percepção da opinião pública e de grupos sociais estratificados a respeito de desafios ambientais. **Revista de administração pública**. Vol. 26, no. 1, p 188-219, jan/mar. 1992

PADUA, H. B. de. Conhecimento e utilização de variáveis físicas, químicas e biológicas na aquicultura dulciaqüícola brasileira. Anais: **IV Simpósio brasileiro sobre cultivo de camarão/ I Congresso brasileiro de aquicultura**. João Pessoa – PB. 1993

PAHO/WHO – Pan American Health Organisation/ World Health Organisation. Evaluación 2000, Agua Potable y Saneamiento, Washington, DC, Sep/2001

PAVANELLI, G.C.; EIRAS, J.C.; TAKEMOTO, R.M. **Doenças de peixes: profilaxia, diagnóstico e tratamento**. 1999. Maringá. EDUEM: Nupélia. 264 p.: ill

PEREIRA C. M.; ESPÍNDOLA, E. A.; HASSEMER, M. E. N.; LAPOLLI, F. R. Utilization of Fish to Improve Effluent Treated in Stabilization Ponds In: **ENVIRO 2002 / IWA World Water Congress**. Melbourne Australia, 7 - 12 April 2002.

PEREIRA, C. M. & LAPOLLI, F. R. Cultivo de peixes em efluentes domésticos provenientes de lagoas de estabilização. In: Anais **22º Congresso Brasileiro de**

Engenharia Sanitária e Ambiental. – Joinville: ABES, 2003 p. 504

PEREIRA, C. M. **Avaliação do uso de peixes planctófagos como auxiliares do tratamento de efluentes.** Dissertação de Mestrado. Departamento de Aquicultura - Universidade Federal de Santa Catarina. Março de 2000

PILLAY, T. **Aquaculture: Principles and practices.** 1990.

POLI, C. R. Correção de pH dos viveiros: uma prática discutível. **Anais do VI Simpósio Latino-americano e V Simpósio brasileiro de aquicultura.** Florianópolis, SC, 1988. P. 60 – 67

POPMA, T.; LOVSHIN, L. World prospects for commercial production of tilápia. Auburn University. **Panorama da Aquicultura.** jan/fev. 1995. p 8 - 13.

PORTO, M. F. A. Estabelecimento de parâmetros de controle da poluição. In: Porto, R. L. *et al.* **Hidrologia ambiental.** São Paulo, Edusp, 1991, 411p. Parte III.

PROENÇA, C. E. M. DE & BITTENCOURT, P. R. L. **Manual de Piscicultura Tropical.** Brasília: IBAMA, 1994.

RECTENWALD, L. L. & DRENNER, R.W. Nutrient removal from wastewater effluent using an ecological waters treatment system. **Environmental Science & technology.** Vol. 34 No. 3, 2000

ROSA, P. V. **Estudos sobre consorciação tilápias do nilo - suínos.** Tese de Mestrado em Zootecnia. Universidade Federal de Viçosa. MG. Julho 1989

SALAS, H. J. & MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for

warm – water tropical lakes Re. **Water search**, 25 (3). P. 341 – 350. 1991

SANTA CATARINA. Dec. no. 14.250 de 5 de junho de 1981. Regulamenta dispositivo lei no. 5.793 de 15 de outubro de 1980, referentes a melhoria da qualidade ambiental. *Diário Oficial de Santa Catarina*. Florianópolis, 9 de junho 1981.

SCHUBART, H. O. R.. Subsídios para uma Política Nacional de Reúso de Águas. In: **II Seminário Nacional de Reúso de Águas**. ABES Fortaleza, junho de 2003.

SEYMOUR, E. A. The effect and control of algal blooms in fish ponds. **Aquaculture**, 19: 56 – 74. 1980

SHEREIF, M. M. & MANCY, K. H. Organochlorine pesticides and heavy metals in fish reared in treated sewage effluents and fish grown in farms using polluted surface waters in Egypt. **Water Science and Technology**, Vol. 32, No. 11, pp. 153 – 161, 1995

SILVA, C. R. **Estudo da Frequência de Hemócitos Micronucleados, Induzidos pelo Ácido Oxaláico, em Mexilhões *Perna Perna* (Molusca : Bivalvia)**. Dissertação de Mestrado. Departamento de Engenharia Sanitária Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 2000

SILVA, F.J. A.; MARA, D. D.; PEARSON, H.W.; SILVA, S.A. Informal fishculture in Maracanaú waste stabilisation ponds in Fortaleza, Brazil. **21 ° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária**. João Pessoa. 2001. Anais...Não paginado. CD - Room

SILVA, S. A. & MARA, D. D. **Tratamento biológico de águas residuárias: lagoas de estabilização**. Rio de Janeiro, ABES. 140 p. 1979.

SMITH, D. W. Phytoplankton and catfish culture: a review. **Aquaculture**, 74: 167 –189. 1988

SOARES, J.; SILVA, S. A.; OLIVEIRA, R.; ARAÚJO, A. L. C.; MARA, D. D.; PEARSON, H. W. Ammonia removal in a pilot-scale WSP complex in Northeast Brazil. In: **3rd IAWQ International specialist conference**. Waste stabilization ponds: Technology and applications. João Pessoa, PA, 27 – março 1995

SOARES, S. R. Análise simplificada do ciclo de vida de produtos. **Anais V Congresso de Tecnologia da Mobilidade**. São Paulo. 1996

STREBLE, H. & KRAUTER, D. **Atlas de los Microorganismos de Agua Dulce – La vida en una gota de água**. Ed. Omega, S.A. – Plató, 26 – 08006 Barcelona 371 p. il: 1987.

SUSSEL, F. R.; LORES B. T. R. R.; VARGAS, L.; RIBEIRO, R. P. Avaliação de sistemas aquáticos em condições controladas – fitoplâncton e zooplâncton SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 11., 2000, Florianópolis. SC. **Anais..., SIMBRAQ, 2000**. Não paginado, CD-Room.

TAVARES, L. H. S. **Limnologia aplicada à aquicultura**. Boletim Técnico no. 1. Centro de aquicultura. Jaboticabal: UNESP - FUNEP, 1994. 70 p.

TURNER, J.W.D.; SIBBALD, R. R. AND HEMENS, J. Chlorinated secondary domestic sewage effluent as a fertiliser for marine aquaculture. II Protein-

supplemented prawn culture. **Aquaculture**, V 53:145-155. 1986

TURNER, J.W.D.; SIBBALD, R.R. AND HEMENS, J. Chlorinated Secondary Domestic sewage effluent as a fertiliser for marine aquaculture. Tilapia culture. **Aquaculture**, V 53 :133-143. 1986

UNICEF-WHO. Proportion of population with access to improved sanitation, urban and rural. World and regional trends: data for years around 1990 and 2000. Disponível em: http://unstats.un.org/unsd/mi/mi_worldregn.asp#Annex. 2004

VALLE, C. E. do. **Qualidade Ambiental - O desafio de ser competitivo protegendo o meio ambiente**. São Paulo: Pioneira. 105 p. 1995

VALLE, C.E. do., **Qualidade Ambiental - O desafio de ser competitivo protegendo o meio ambiente**. São Paulo: Pioneira. 105 p. 1995.

VAN HAANDEL, A.C., LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbio de esgotos. Um manual para regiões de clima quente**. 1994

VAZZOLER, A. E. A. DE M. **Biologia da reprodução de peixes teleósteos: teoria e prática**. Maringá: EDUEM: São Paulo: SBI. 1996

VINATEA ARANA, L. **Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável: Subsídios para a Formulação de Políticas de Desenvolvimento da Aquicultura Brasileira**. Editora da UFSC. Florianópolis. 1999. 310p. : ill. tabs.

VINATEA ARANA, L. **Princípios Químicos de Qualidade da Água em Aquicultura: uma revisão para peixes e camarões**. Florianópolis: Ed. da UFSC, 1997.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias - Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.** v.1. Belo Horizonte: Depto. de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 1995. 240p.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento biológico de águas residuárias – Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos;** v.2. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 1996. 215 p.;

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento biológico de águas residuárias – Lagoas de estabilização;** v.3. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte. 1996. 134 p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture.** Technical Report Series, 778, Geneva. 1989