

TRATAMENTO DE EFLUENTES DE PESQUE-PAGUE EM SISTEMA CONSTRUÍDO DE ÁREAS ALAGADAS

EFFLUENT TREATMENT OF PAY-TO-FISH IN CONSTRUCTED WETLAND SYSTEM

Alison Lulu Bitar; Sâmia Maria Tauk-Tornisielo, Alexandre Augusto de Oliveira Santos; Eleni Nadai Malagutti, Ítalo Macedo Silva

Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Centro de Estudos Ambientais – CEA/UNESP
Av. 24-A, 1515 Bela Vista, CEP 13506-900 Rio Claro, SP
e-mail: alisonbitar@hotmail.com

RESUMO

O uso de processo eficiente e de baixo custo para despoluição de efluentes vem sendo intensamente aplicado na Europa e Estados Unidos e, gradativamente, em outros países nas três últimas décadas. Trata-se dos sistemas construídos de áreas alagadas “Constructed Wetland Systems” (CWS).

Considerando esta tendência, este estudo tem como objetivo verificar a eficiência deste tipo de tratamento para efluentes de pesque-pague, localizados na bacia do rio Corumbataí. Foram construídos protótipos simulando (CWS) de fluxo subsuperficial horizontal e tempo de retenção hidráulica (TRH) constante em 2 dias. Verificou-se sua eficiência com ou sem macrófitas aquáticas *Salvinia* sp e *Eichhornia crassipes* e/ou com agregados e solo. Para simulação dos tanques de pesque-pague, foram criados peixes Tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em tanque de 1.500L e controlando determinados fatores ambientais. Foram usados três tratamentos diferentes, com três réplicas cada, analisados mediante coletas periódicas. As maiores eficiências foram verificada quanto à redução dos parâmetros alcalinidade total, nitrito, amônia, nitrogênio total, material em suspensão, demanda química de oxigênio (DQO), cor aparente e turbidez. Para redução maior de fósforo há necessidade de maior controle dos fatores ambientais do sistema usado. O sistema de tratamento mais eficiente foi aquele contendo solo filtrante combinado com as macrófitas aquáticas.

Palavras chave: Tratamento de efluente. Sistema construído de área alagada. Macrófitas aquáticas. Pesque-pague.

ABSTRACT

The use of efficient process and low cost for effluent despollution comes being intensely applied in the Europe and United States and, gradually, in other countries in the three last decades. This is the “Constructed Wetland Systems” (CWS).

Considering this trend, this study it has as objective to verify the effectiveness of this effluent treatment type for fish-pay, located in the basin of the Corumbatai River. Prototypes were built simulating CWS with horizontal subsurface flow and hydraulic retention time (HRT) unbroken in 2 days; checking its efficiency with or without aquatic macrophytes as *Salvinia* sp and *Eichhornia crassipes* and/or aggregate and soil. For simulation of the fish-pays’ tanks, have been created Nile tilapia fish (*Oreochromis niloticus*) into the reservoir of 1,500 litres controlling certain environmental factors. Three treatments were used with three different replicas each and analyzed through regular collections. The highest efficiencies had been verified how much to the reduction of the parameters total alkalinity, nitrite, ammonia, total nitrogen, material in suspension, chemical oxygen demand (COD), apparent color and turbidity. To optimize the reduction of phosphorus there is a need of greater control of environmental factors to the system used. The most efficient treatment system was soil-containing filter combined with the aquatic macrophytes.

Keywords: Waste water treatment. Constructed wetland systems. Aquatic macrophytes. Fish-pay.

1. INTRODUÇÃO

De todas as águas superficiais do planeta, 8% encontra-se no Brasil, sendo que 80% desse total pertence à região Amazônica. Os 20% restantes estão distribuídos de forma desigual nas outras regiões do país (REBOUÇAS; BRAGA e TUNDISI, 1999). O suprimento adequado de água “limpa” é considerado uma das necessidades básicas para a sobrevivência da população mundial (PERRY e VANDERKLEIN, 1996). Nas últimas décadas, o aumento da população juntamente com o acréscimo das indústrias e áreas agriculturáveis desencadearam o acréscimo da poluição e contaminação dos recursos hídricos, levando a qualidade dos corpos de águas fora dos limites estabelecidos pela legislação vigente, quanto aos níveis de potabilidade (BORGES, 2005).

O uso de sistema construído de áreas alagadas “Constructed Wetland System” (CWS) é considerado uma tecnologia alternativa para tratamento de efluentes, desenvolvida, principalmente a partir da década de 70 (COLE, 1998). Sistemas de

áreas alagadas naturais e construídos têm mostrado alta capacidade de transformar, reciclar, reter e remover diferentes tipos de poluentes, especialmente os orgânicos (WALLACE, 1998), além de nutrientes eutrofizantes e contaminação fecal de esgotos e águas superficiais, com base nos processos naturais (filtração, sedimentação, adsorção/absorção, biodegradação), que ocorrem nos biofilmes microbianos formados entre a rizosfera e o substrato sólido (TANNER, 1996; GOPAL, 1999).

CWS tem sido caracterizado por suas vantagens de pouco consumo de energia, fácil manutenção e operação, além de apresentar uma estética paisagística favorável e criar benefícios para a expansão de habitats para vida animal (IWA, 2000). Os CWS possuem capacidade de remover a maioria dos poluentes de efluentes dos tanques para criação de peixes e de camarão (SCWARTZ e BOYD, 1995; LIN et al., 2002b). Recentemente, os CWSs têm sido implantados com êxito, para tratamento de efluentes agrícolas, industriais e domésticos (SCHULZ et al., 2003; MICHAEL, 2003).

Embora a atividade aquícola venha crescendo nos últimos anos, em geral, não vem acompanhado da preocupação no tratamento de seus efluentes. Lin et al. (2002a) salientaram que esta atividade necessita de grandes quantidades de água e ocupa grandes áreas. Além disso, esta atividade gera resíduos provenientes da alimentação, que se acumula juntamente com as excretas dos peixes. Esses efluentes causam danos ambientais, redução da produção da aquicultura. O CWS bem planejado e instalado pode ser eficiente, por ser tecnicamente e economicamente viável, no controle da qualidade da água de sistemas de aquicultura (LIN et al., 2005).

A eficiência do uso de macrófitas aquáticas em CWS tem sido verificada quanto à retenção de matéria orgânica (NGUYEN, 2000), remoção de nutrientes (MITSCH et al., 2000) e redução de patógenos. Há 10 anos a maior estação de tratamento contendo aguapé (*Eichhornia crassipes*) estava localizada em Orlando, Florida (EUA), possuindo 12 lagoas com 12 hectares, usada para tratamento terciário de efluente da Estação de Tratamento de Esgoto local. O aguapé resultante desse sistema era utilizado para a produção de biogás e biofertilizantes (OLIVEIRA et al., 1998).

Visando à determinação da eficiência das plantas aquáticas flutuantes (*Eichhornia* sp), na remoção de metais pesados de efluentes. Foram desenvolvidos estudos por Roquette Pinto et al. (1998) e Oliveira et al. (1998), sobre o aproveitamento desse vegetal, como fonte de proteínas para a alimentação de animais e produção de energia.

Com o objetivo de estudar a eficiência de CWS para tratamento de efluentes relacionados à piscicultura de Tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*), foram construídos protótipos, com fluxo subsuperficial horizontal; verificar a eficiência do uso de agregados alternativos na composição do solo filtrante; com e sem adição de macrófitas aquáticas como *Salvinia* sp e *Eichhornia crassipes*.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Organismos

Macrófitas aquáticas flutuantes: *Eichhornia crassipes* e *Salvinia* sp (Figura 1), obtidas no município de Rio Claro, provenientes dos pesque-paques localizados na bacia do rio Corumbataí, SP.



Figura 1. Macrófitas aquáticas *Eichhornia crassipes* (a) e *Salvinia* sp (b) utilizadas no CWS.

Tilápias do Nilo: *Oreochromis niloticus* – 80 tilápias de médio porte (300 g a 700 g) foram mantidas em tanque de 1.500 L, simulando condições de piscicultura. Essas tilápias foram cedidas pelo CEPTA/IBAMA de Pirassununga-SP. Uma semana antes do início dos experimentos, as tilápias foram transportadas e colocadas em água coletada de tanque de pesque-pague. Esses peixes foram alimentados 2 a 3 vezes ao dia (equivalente 100 a 160 g diárias), dependendo da temperatura do dia. Essa ração foi do tipo “LAGUNA Socil Evialis Animal Ind.Com. Ltda”, granulometria de 4 mm, utilizada para onívoros no crescimento e engorda, correspondendo 3 a 5% da biomassa do peixe. Também foram observadas eventuais sobras durante a alimentação para corrigir a quantidade diária ministrada. A ração apresentava a seguinte composição: calcário calcítico, fosfato bicalcítico, cloreto de sódio, milho integral moído, vitamina C, farelo de soja, complexo vitamínico mineral, farinha de peixe, farelo de trigo, farelo de arroz e óleo de soja. Cada 1 kg da ração contém: 6% de umidade (Max.); 26% de proteína bruta (min.); 6% de extrato etéreo (min.); 10% de matéria fibrosa (Max.); 3% de cálcio (Max.); 0,50% de fósforo (min.).

2.2. Materiais para construção de sistemas de áreas alagadas

Foram utilizados cinco tanques de 500L (Figura 2), nove caixas plásticas de 46L, conexões, registros, bóias, tela de arame, mangueiras e registros plásticos de aquário, pedras porosas, aeradores e bombas submersas, aquecedores elétricos, caco de telha, seixos rolados (2,4 a 4,8 mm), (6,4 a 12,7 mm), e (12,8 a 25mm) e solo. Os seixos rolados de granulometria pequena e média (cascalho ou pedregulho) foram obtidos na Mineração Mandu Ltda, situada no distrito de Ajapí, município de Rio Claro-SP. O solo foi coletado, até a profundidade de 15 cm, com pá, após a remoção

da camada de serrapilheira em área do Campus da UNESP, em Rio Claro, do tipo latossolo vermelho-amarelo e pH 4,5.



Figura 2. Tanque utilizado nos experimentos contendo as camadas de seixos e solo.

2.3. Metodologia

Cultivo das macrófitas aquáticas - As macrófitas foram mantidas em caixas de água de 1000L e as plantas jovens foram transferidas no decorrer do experimento para as caixas de tratamento do efluente.

Protótipos dos CWS - Foram criadas Tilápias do Nilo (*Oreochromis niloticus*) em 3 tanques de 500 L conectados através do sistema de sifão para a simulação dos fatores ambientais presentes em uma piscicultura. O efluente gerado nos 3 tanques de peixes foi tratado em sistema de CWS, de fluxo subsuperficial horizontal, utilizando-se três tratamentos com três réplicas cada um deles. Os tratamentos foram: 1. Tanque contendo efluente + solo filtrante + macrófitas aquáticas (Figura 3A); 2. Tanque contendo efluente + solo filtrante (Figura 3B) e 3. Tanque contendo somente efluente, chamado “controle” do experimento (Figura 3C).

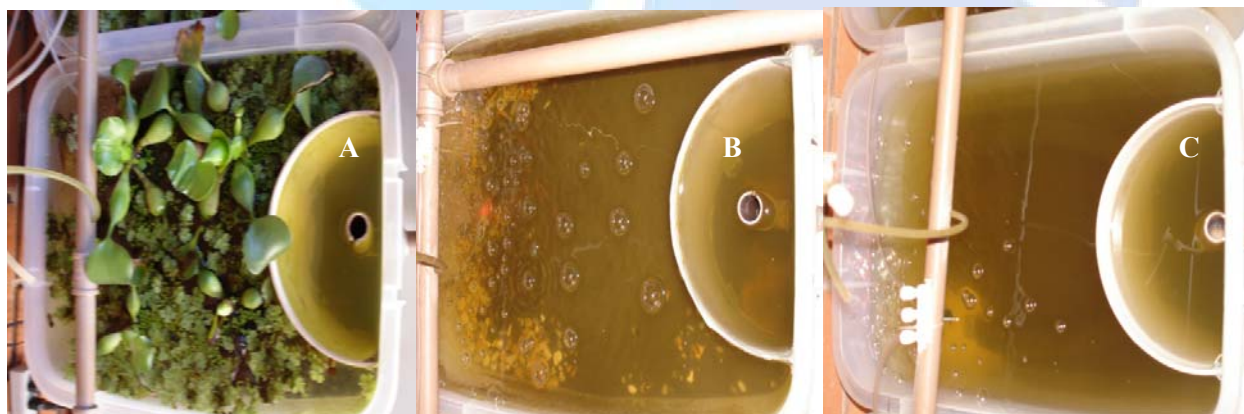


Figura 3. Detalhe de tanques contendo efluente + solo filtrante + macrófitas *Salvinia* sp e *Eichhornia crassipes* (A), tanque contendo efluente + solo filtrante (B) e tanque contendo apenas efluente, controle do experimento (C).

Nos tratamentos 1 e 2, as camadas de solo filtrante (solo, caco de telha e dois tamanhos diferentes de pedregulho) foram dispostas da seguinte maneira: 3,0 cm de caco de telha para evitar o entupimento do sistema de sifão; 4,5 cm de seixo rolado de 12,8 a 25 mm; 6,0 cm de solo + seixos rolados (2,4 a 4,8 mm) misturados para evitar compactação do solo e impedir a passagem de água pelo sistema e 3,0 cm de seixo rolado de 6,4 a 12,7 mm (Figura 4).

Os três tanques correspondentes ao tratamento 1 foram vegetados com macrófitas aquáticas flutuantes *Salvinia* sp e *Eichhornia crassipes*, de acordo com resultados anteriores (BORGES, 2005). A aeração do sistema foi realizada por aeradores conectados às mangueiras plásticas e pedras difusoras para a otimização da oxigenação do sistema. O Tempo de Retenção Hídrico (TRH), período em que a água fica nos tanques para estabilização das reações físico-(químicas e biológicas). Inicialmente o TRH foi de 24 horas, contudo, este foi alterado no primeiro dia e convertido em função da vazão. A nova vazão do sistema foi determinada em aproximadamente $15 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$ e o tempo de retenção calculado em função da vazão, da seguinte maneira: $T = V / Q$

Sendo: $V =$ Volume do tanque (46 L); $Q =$ Vazão ($15 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$); $T =$ Tempo de residência; $T = 46000 \text{ mL} / 15 \text{ mL} \times 10^{-1} \text{ min}$; $T = 3066,67 \text{ min}$; 1 dia = 1440 min, portanto, $T = 3066,67 / 1440$ e $T = 2,13$ dias.



Figura 4. Detalhe das camadas que compuseram os sistemas dos tratamentos 1 e 2. Vista lateral do sistema montado, demonstrando a saída do efluente da simulação de piscicultura que foi distribuído para os tanques de tratamento.

Após a montagem do sistema (Figura 4), abriram-se as nove torneiras de entrada dos tanques que foram preenchidos com o efluente do tanque de criação dos peixes até a saturação e em seguida foi realizada a primeira coleta, denominada de T_0 dias.



Figura 5. Vista lateral do sistema montado, mostrando a saída do efluente da simulação de piscicultura que foi distribuído para os nove tanques de tratamento.

Durante o experimento, foram feitas nove coletas, realizadas nos dias 3, 5, 13 e 23 de maio (T_0 ; T_2 ; T_{10} e T_{20}), 7 e 27 de junho (T_{35} e T_{55}), 17 de julho (T_{75}), 11 de agosto (T_{100}) e 10 de setembro (T_{130}). As coletas foram realizadas na saída de cada protótipo, após passar pelo sistema de tratamento e no tanque usado para a simulação de criação de tilápias. As coletas foram realizadas sempre as 9:00 h e para armazenamento das amostras foram usadas garrafas de polietileno de 1 L e guardadas em caixas térmicas para posterior análises laboratoriais. Com exceção do nitrogênio total, todas as análises foram realizadas no mesmo dia da coleta das amostras.

As análises dos parâmetros foram realizadas de acordo com métodos recomendados pelos padrões internacionais em vigência atualmente (Tabela 1).

Tabela 1 - Metodologia utilizada para as análises físicas, químicas e físico-químicas da água.

Variáveis	Métodos	Referências e equipamentos
Temperatura da água (°C)	Método automatizado - leitura direta	Termistor – Sonda YSI
Oxigênio dissolvido (mg/L)	Método automatizado - leitura direta	Oxímetro – Sonda YSI
Condutividade(μ S/cm)	Método automatizado - leitura direta	Condutímetro – Sonda YSI
Transparência (cm)	Método automatizado - leitura direta	Disco de Secchi
pH	Método automatizado - leitura direta	Potenciômetro – Sonda YSI
Salinidade (‰)	Método automatizado- Leitura direta	Sonda YSI
Sólidos Totais Dissolvidos (mg/L)	Método automatizado- Leitura direta	Sonda YSI
Cor Aparente (PtCo)	Método automatizado- Leitura direta	Espectrofotômetro – HACH DR/2000
Turbidez (UNT)	Método automatizado- Leitura direta	Turbidímetro – HACH modelo 2100P
Alcalinidade (mg/L)	Titulométrica	Boyd (1982)
Nitrito (mg/L) e Nitrato (mg/L)	Espectrofotométrica- Colorimétrica	Mackereth et al. (1978)
Amônia (mg/L)	Espectrofotométrica-colorimétrica	Korolef (1976)
Nitrogênio total (mg/L)	Espectrofotométrica-colorimétrica	Golterman et al. (1978)
Fósforo total (mg/L)	Espectrofotométrica-colorimétrica	Strickland e Parsons (1960)
Fósforo dissolvido (mg/L), fosfato inorgânico (mg/L)	Espectrofotométrica-colorimétrica	Golterman et al. (1978)
Material em suspensão (mg/L)	Gravimétrica	Wetzel e Likens (1991)
DQO (mg/L)	Espectrofotométrica- colorimétrica/Dicromato	APHA Standard Methods (1998)

Nos parâmetros temperatura da água, oxigênio dissolvido, sólido total dissolvido, condutividade e pH, o equipamento de análise foi substituído de Horiba para Sonda YSI, considerada mais eficiente e precisa no resultado das análises. O método empregado para analisar fósforo total foi o recomendado por Strickland e Parsons (1960), que representa maior facilidade e eficiência.

Para cada tipo tratamento foram usadas triplicatas para maior confiabilidade. Os resultados obtidos quanto aos valores dos parâmetros estudados foram representados por meio suas médias, com exceção do pH que tem valor logarítmico, portanto, é conveniente representá-lo mediante de seu valor absoluto. As eficiências dos sistemas foram calculadas a partir da seguinte fórmula:

$$\text{Eficiência (\%)} = \frac{(\text{Valor Efluente} - \text{Valor Após Tratamento}) \times \text{Valor Efluente}^{-1}}{\times 100}$$

Análise de variância fatorial considerando como fatores de variação dias das coletas (9) e tratamentos (3), para descrever o comportamento das variáveis químicas, físicas e físico-químicas foram analisados por ANOVA (Analysis of Variance) não paramétrica, por ordenamento, no programa SAS (Statistical Analysis System).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos primeiros dias os experimentos, devido à má qualidade do efluente utilizado, coletado em um dos pesque-pague (Palmeiras), localizado na bacia do rio Corumbataí ocorreu à morte de 30 tilápias, também devido a superpopulação das mesmas. Estudos realizados na área demonstraram a péssima qualidade da água de abastecimento dos tanques e de seus efluentes (SANTOS et al., 2008).

O TRH inicial precisou ser alterado em consequência da vazão do sistema, que após dois dias do início do experimento aumentou para 0,90 L.h⁻¹ (equivalente a 15 mL.min⁻¹), ocorrendo saturação do sistema. Inicialmente (T₀, T₂ dias), foram registrados maiores valores para vários parâmetros analisados Sólidos Totais Dissolvidos (STD), condutividade, salinidade, alcalinidade, material em suspensão, Demanda Química de Oxigênio (DQO), turbidez, cor aparente e posteriormente decréscimo dos mesmos. A tendência inicial de aumento quantitativo dos parâmetros deve-se a má qualidade da água da superpopulação de peixes que ocasionou desequilíbrio do sistema de simulação de piscicultura.

Os valores da temperatura da água foram diretamente dependentes da temperatura do ar, variando entre 13,4 e 26,0° C durante os 130 dias de experimento. Os maiores valores absolutos foram registrados no final do experimento (T₁₀₀ e T₁₃₀ dias) (Figura 6) e superaram a temperatura considerada ideal, para espécies de peixes de climas subtropicais e tropicais (BOYD, 1992).

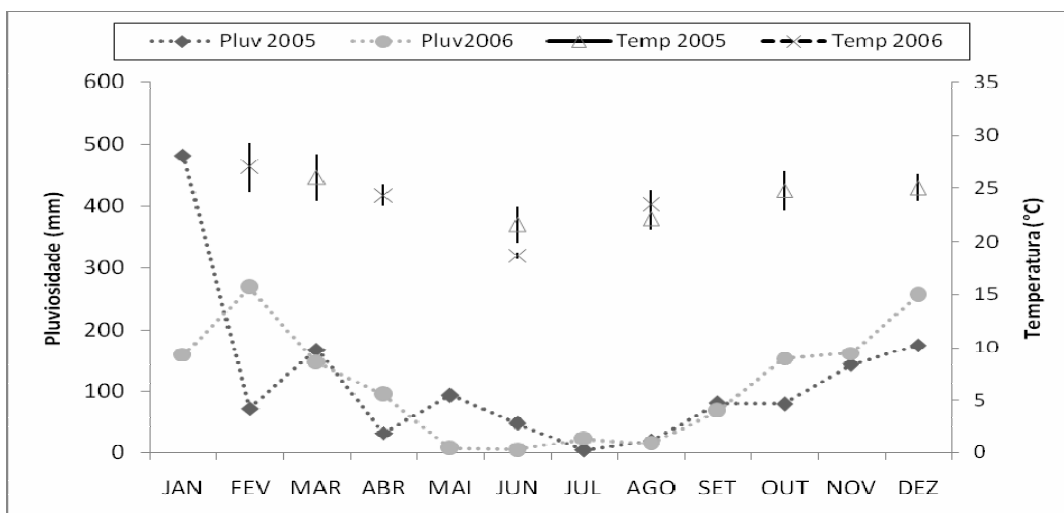


Figura 6. Índices pluviométricos e médias das temperaturas das águas dos tanques dos pesque-pague da bacia do rio Corumbataí-SP, período de 2005 a 2006.

Os valores de pH obtidos nos sistemas de tratamento variaram entre 6,5 a 7,6 ocorrendo à mínima e máxima no controle após 2 e 100 dias de tratamento, respectivamente. Talvez devido ao tipo de solo usado nos experimentos, durante os 20 dias iniciais foram observados menores valores de pH nos sistemas contendo solo filtrante. Os efluentes gerados no tanque de piscicultura e nos protótipos de CWS apresentaram pH dentro do limite (6,0-9,0) estabelecido pela legislação federal vigente, para águas doces de classe 2, Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005). Esta resolução classifica águas destinadas à criação natural e/ou intensiva (aquicultura) de organismos aquáticos ao consumo humano como devendo ser de classe 2.

As médias dos valores de oxigênio dissolvido (O.D.) apresentaram variação temporal e espacial (Figura 7), ocorrendo aumento em relação ao tempo e ao tipo de tratamento. O menor valor de O.D. ($2,7 \text{ mg.L}^{-1}$) ocorreu no efluente gerado no tanque no primeiro dia de experimento, isto, provavelmente, decorrente da superpopulação de peixes que competia pelo oxigênio e maior quantidade de resíduos. O maior valor registrado ($9,2 \text{ mg.L}^{-1}$) foi após 55 dias de experimento, no sistema de tratamento contendo solo filtrante e macrófitas, onde também ocorreram as maiores eficiências, 66% no T₁₀₀ dias de experimento (Figura 8).

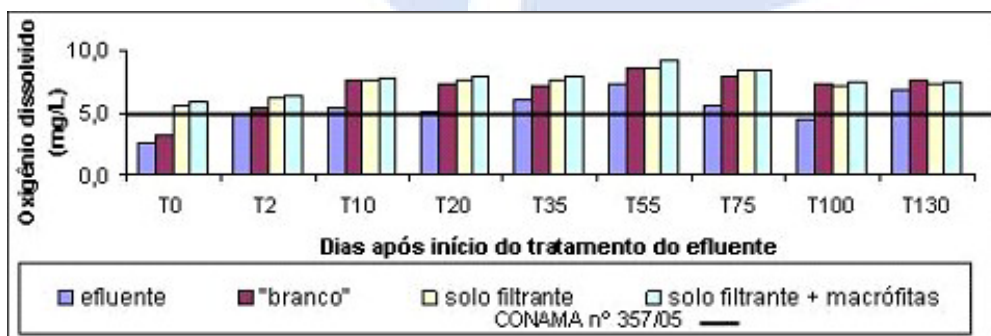


Figura 7. Oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) dos efluentes gerados pelos protótipos de simulação de CWS, durante 130 dias de tratamento. Legenda: branco = controle. Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005).

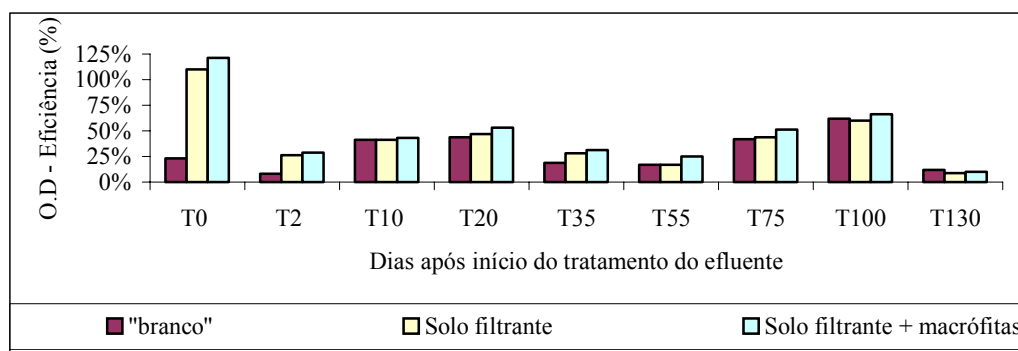


Figura 8. Eficiências (%) obtidas para oxigênio dissolvido (OD) dos efluentes gerados pelos protótipos de simulação de CWS, durante 130 dias de tratamento. Legenda: branco = controle.

Os valores de condutividade elétrica e sólidos totais dissolvidos (S.T.D) estiveram relacionados, ocorrendo diminuição temporal de seus valores até o final dos experimentos. Quanto aos S.T.D., os valores médios variaram entre 114 e 452 mg.L⁻¹, não ultrapassando ao limite fixado pela legislação vigente (500 mg.L⁻¹) para águas doces de classe 2. Borges (2005) utilizando CWS vegetada com macrófita aquática *Pistia stratiotes* combinada com solo filtrante para tratamento das águas do rio Corumbataí, obteve diminuição de 20,4% aos T₅ dias quanto ao S.T.D.

Os valores de condutividade oscilaram entre 177 e 695 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, considerado acima do recomendado por Sipaúba-Tavares (1994) para viveiros de aquicultura (40 a 70 $\mu\text{S.cm}^{-1}$). Valores altos de condutividade elétrica podem estar relacionados à grande quantidade de matéria orgânica adicionada no manejo usado nos tanques para criação dos peixes, proveniente principalmente da alimentação dos mesmos. Os alimentos não aproveitados pelos peixes são metabolizados nos processos de decomposição, liberando íons para a coluna de água, incrementando a condutividade elétrica (MERCANTE et al., 2005). Monteiro (2005), utilizando protótipos de CWS para tratamento de efluente de piscicultura, obteve redução de 43,2% da condutividade no sistema contendo apenas solo, após 30 dias de tratamento.

Os resultados quanto à salinidade variaram entre 0,08 e 0,34%, apresentando valores mais elevados no início e diminuição ao longo do experimento. Estes valores foram inferiores ao limite estabelecido pela legislação (0,5%) para águas doces de classe 2. Em termos de eficiência, a maior diminuição foi 31% e ocorreu após 100 dias no controle do experimento e no sistema contendo solo filtrante e macrófitas.

Os valores médios de alcalinidade total oscilaram entre 14 e 176 mg.L⁻¹, enquadrando-se quase que na totalidade no (>20 mg.L⁻¹) recomendado para sistemas de aquicultura. Águas com tais características apresentam baixo potencial tampão, podendo ocorrer oscilações diárias nos valores de pH em função dos processos fotossintetizantes e respiratórios (KUBTIZA, 1999). Quanto à remoção, esta foi considerada significativa a partir do 75º dias de experimento, variando entre 40-76% nos tratamentos estudados. A pesquisa de Borges (2005) gerou remoção máxima de

14% em 8 dias de operação, utilizando CWS com solo filtrante e a macrófita *Eichhornia crassipes* para tratamento de efluente relacionado à piscicultura.

Os valores médios da concentração de amônia variaram de 0,23 a 8,60 mg.L⁻¹, sendo que os maiores ocorreram no tanque de simulação de piscicultura e os menores foram observados no sistema de tratamento contendo solo filtrante e macrófitas. Conseqüentemente, as melhores eficiências também ocorreram neste sistema, oscilando entre 77 e 97%. Michael (2003), utilizando CWS para a remoção de nutrientes da piscicultura de salmão, obteve redução de amônia com eficiência de 75,1%, este valor inferior àqueles encontrados no sistema de solo filtrante e macrófitas, aqui usado.

Os valores médios encontrados para nitrito nos vinte primeiros dias de tratamento superaram o limite (1,0 mg.L⁻¹) estabelecido pela Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005) para águas doces de classe 2. Após 35 dias, entretanto, houve decréscimo de seus valores médios (0,03 e 0,64 mg.L⁻¹), ocorrendo eficiência de 76 e 90%, principalmente, no sistema contendo solo filtrante e macrófitas. Lin et al. (2005), utilizando CWS vegetados com *Typha angustifolia* e *Phragmites australis* em sistema integrado com escoamento de água superficial livre e com escoamento de água subsuperficial para tratamento de efluente gerado no cultivo intensivo de camarão, conseguiram redução de 83–94% para nitrito. Estes valores próximos àqueles encontrados neste presente estudo.

Houve grande variação dos valores médios de nitrato (1,4 e 11,7 mg.L⁻¹), porém a maioria deles enquadrou-se dentro do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357 (10 mg.L⁻¹) para águas doces de classe 2. As maiores diminuições ocorreram entre 35 a 55 dias, após o início do experimento (24 e 40%). Kerepeczki et al. (2002) investigaram o uso de CWS vegetados com macrófitas para remoção de nutrientes presentes no efluente de piscicultura e verificaram que de nitrato diminuiu aproximadamente 38%, próximo dos valores encontrados nesta pesquisa.

As médias dos valores de nitrogênio total variaram entre 0,9 e 13,3 mg.L⁻¹. Os valores mais altos foram quantificados no efluente do tanque de piscicultura, no entanto, nos demais protótipos de CWS seus efluentes apresentaram valores que não excederam o limite permitido pela Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005), ou seja (3,7 mg.L⁻¹). As melhores eficiências para nitrogênio total ocorreram no sistema de tratamento contendo solo filtrante e macrófitas, sendo a maior remoção de 92% no T₁₀₀ dias de experimento.(Figura 9).

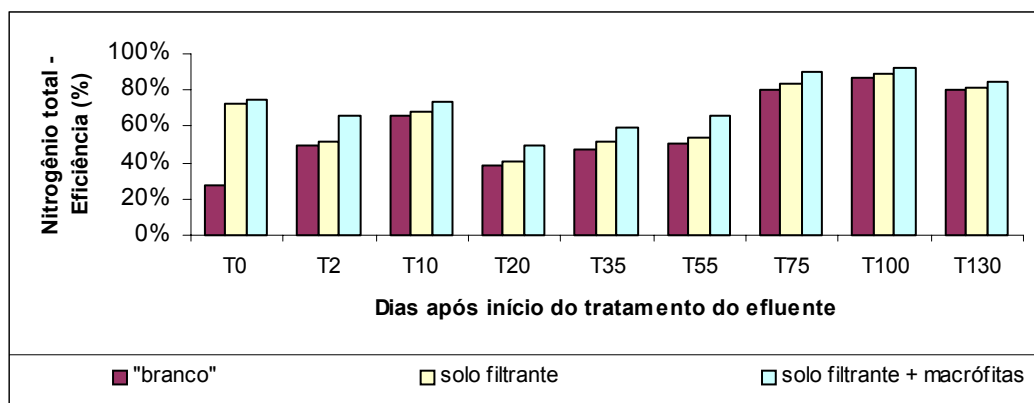


Figura 9. Eficiências (%) obtidas para nitrogênio total dos efluentes gerados pelos protótipos de simulação de CWS, durante 130 dias de tratamento. Legenda: branco = controle.

Os valores médios de fósforo total ($0,36$ e $8,58 \text{ mg.L}^{-1}$) foram considerados elevados quando comparados com o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357 ($0,05 \text{ mg. L}^{-1}$). Nos protótipos utilizados, os compostos fosfatados, certamente, foram introduzidos no sistema através da ração alimentar das tilápias. Valores altos de fósforo total contribuem para o crescimento do plâncton registrado durante o decorrer do experimento. A maior eficiência da redução de fósforo total no efluente ocorreu nos protótipos contendo solo filtrante e macrófitas (25 e 60%) (Figura 10). Este resultado pode estar relacionado com a possível assimilação de compostos fosfatados pelas macrófitas utilizadas *Salvinia* sp e *Eichhornia crassipes*. Pabello et al. (2004) usaram CWS de fluxo subsuperficial para remoção de compostos fosfatados e obtiveram uma redução entre 40 a 60% para fósforo total, resultado próximo ao verificado neste presente estudo.

Tanto os valores de fósforo dissolvido e de ortofosfato estão diretamente dependentes da quantidade de ração utilizada na piscicultura, principalmente em escala laboratorial. Os valores quantitativos para fósforo dissolvido oscilaram entre $0,3$ e $7,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e o ortofosfato entre $0,1$ e $7,3 \text{ mg.L}^{-1}$. Em relação às eficiências, em geral, estas foram maiores nos sistemas de tratamento contendo solo filtrante e macrófitas, entre 23 e 47% para fósforo dissolvido e 25 e 45% para ortofosfato, a partir do 10º dia de experimento.

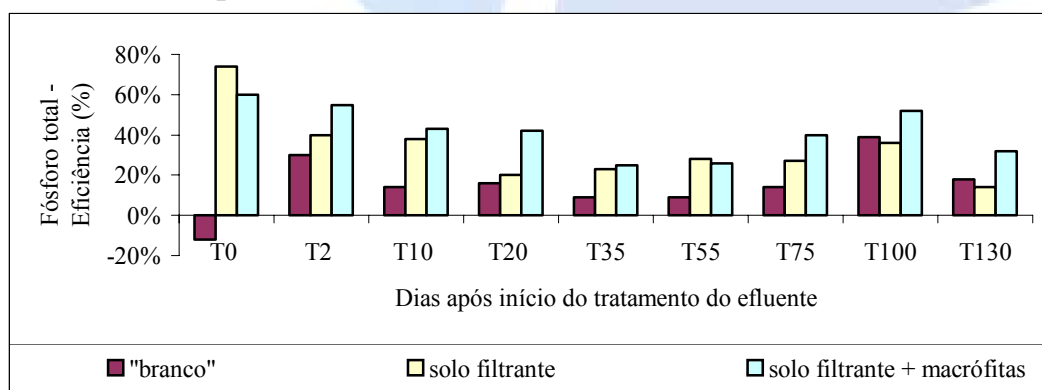


Figura 10. Eficiências (%) obtidas para fósforo total dos efluentes gerados pelos protótipos de simulação de CWS, durante 130 dias de tratamento. Legenda: branco = controle.

Hunter et al. (2001) compararam diferentes tipos de CWS para tratamento de efluente, obtendo remoção de 42% em CWS vegetadas e 20% em CWS não vegetadas, demonstrando a importância da presença de macrófitas nos sistemas de tratamentos com solo filtrante. Para diferentes parâmetros analisados, as maiores eficiências ocorreram no sistema com solo filtrante e macrófitas, concordando com os resultados desses autores.

A variação dos teores de material em suspensão (sólidos suspensos totais – SST) (3,1 e 241,7 mg.L⁻¹) está relacionada com a penetração de luz na água, podendo em altos níveis prejudicar o processo de fotossíntese diminuindo a produtividade primária do sistema (CETESB, 1992). Houve remoção de material em suspensão durante todo o experimento, nos dois tratamentos utilizados, sendo que no solo filtrante foi de 78-97% e naquele contendo solo filtrante e macrófitas foi de 82-98%. Badrinarayanam (2002), estudando o efeito de CWS para tratamento de efluente gerado pela aqüicultura de camarão no Texas, obteve diminuição de 51% para sólidos totais suspensos e 62% para sólidos inorgânicos suspensos, valores inferiores aqueles aqui encontrados.

Os valores médios da DQO foram elevados nos primeiros dias, decrescendo e se estabilizando ao longo do experimento, ficando entre 3 e 208 mg.L⁻¹. Com relação à eficiência, houve redução significativa em todos os sistemas de tratamento estudados, contudo, as maiores reduções foram 56 e 98% (Figura 11) quantificadas no sistema contendo solo filtrante e macrófitas. Schulz et al. (2004) usaram CWS com escoamento de água superficial livre para redução de nutrientes de efluentes de piscicultura de truta, verificando eficiência na remoção de 30-31% de DQO, após 56 e 98 dias de tratamento respectivamente. Estes valores foram inferiores àqueles aqui encontrados (Figura 11).

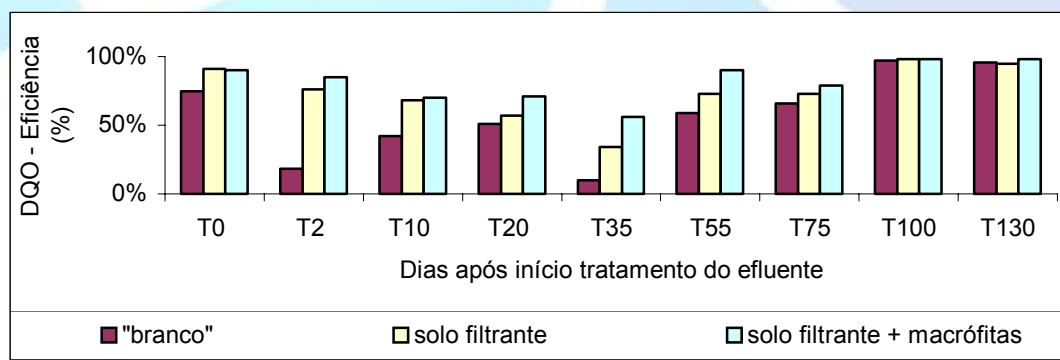


Figura 11. Eficiências (%) obtidas para demanda química de oxigênio (DQO) dos efluentes gerados pelos protótipos de simulação de CWs, durante 130 dias de tratamento. Legenda: T0 dias = branco = controle.

O fitoplâncton é considerado uma das maiores fontes de turbidez em tanques de piscicultura, de modo que a penetração de luz está relacionada com sua abundância (BOYD, 1992). Os valores médios obtidos para turbidez, durante os 130

dias de experimento, apresentaram diminuição temporal e espacial, variando entre 1,1 e 151 UNT. Mercante et al. (2005), estudando a qualidade da água em peque-pague da região metropolitana de São Paulo, registram valores entre 11 e 270 UNT para turbidez, próximos aos encontrados no tanque de criação de tilápias, deste estudo. Os valores obtidos no efluente gerado no tanque de piscicultura, no T_0 e T_2 dias de experimento, apresentaram-se superiores ao limite (100 UNT) estabelecido pela legislação vigente para águas doces de classe 2. Estes valores foram reduzidos abaixo deste limite após a passagem pelos sistemas de tratamentos estudados. O sistema de CWS utilizado se mostrou eficiente em relação à redução deste parâmetro, obtendo valores entre 71-97%, contudo, as melhores reduções ocorreram no sistema contendo solo filtrante e macrófitas. Borges (2001) analisou a capacidade de CWS para tratamento de águas residuárias, e pode verificar que o sistema foi eficiente com relação à diminuição deste parâmetro no efluente estudado, obtendo decaimento de 85,8% para turbidez.

Quanto à cor aparente, os valores médios obtidos de 35 e 1.140 PtCo durante o experimento apresentaram-se elevados, ocorrendo diminuição temporal e espacial. A partir do 75º dia, os valores obtidos no sistema de tratamento contendo solo filtrante e macrófitas ficaram abaixo do limite (75 PtCo) de acordo com a Resolução CONAMA 357 (BRASIL, 2005). O sistema mostrou-se eficiente para o controle deste parâmetro, contudo, as melhores eficiências foram observadas no sistema contendo solo filtrante e macrófitas. O valor máximo observado foi de 87% em T_{100} e T_{130} dias, após o início do experimento. O trabalho de Borges (2005) indicou remoção máxima de 98,2% em 115 dias de operação, utilizando CWS vegetadas somente com *Eichhornia crassipes*, valor superior aquele aqui quantificado.

Os valores de transparência foram obtidos somente no tanque de criação de tilápias e tenderam aumentar durante todo o experimento, variando entre 0,07 m, no 1º dia, e 0,33 m, no 100º dia. A transparência da água indica a penetração de luz, o que fará com que se estabeleçam zonas fóticas ou afóticas nos tanques de piscicultura. Mainardes-Pinto e Mercante (2003) e Mercante et al. (2005) analisaram variáveis limnológicas em tanque povoado com tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, registrando valores entre 0,25 m e 0,30 m para transparência da água. Estes valores indicam uma atenuação da luz em função da presença excessiva do fitoplâncton, dados também registrados nesta pesquisa.

Nos dois dias iniciais do experimento, T_0 e T_2 dias, foram quantificadas poucas reduções nos parâmetros analisados. Nesse período pode-se supor que houve uma lixiviação do solo filtrante, ocorrendo incremento em alguns parâmetros após a passagem pelos sistemas de tratamentos. A maioria das eficiências máximas foi registrada após 10 dias de experimento, fato que pode ser explicado através da estabilização dos CWS, possibilitando com que estes entrassem em equilíbrio dinâmico entre solo filtrante, plantas, e população de microrganismos presentes neste período.

Alguns parâmetros estudados (nitrogênio total, material em suspensão, DQO, turbidez e cor aparente) apresentaram eficiência significativa a partir do início do experimento, fato que pode ter ocorrido em virtude do tipo de protótipo utilizado, sendo de fluxo subsuperficial e horizontal, com oxigenação e tempo de retenção hídrica de 2 dias. Ressalta-se ainda que durante o experimento, nas caixas contendo solo filtrante e macrófitas, além de *Salvinia* sp e *Eichhornia crassipe*, após 60 dias, registrou-se a presença de macrofila *Lemna* sp. Esta macrófita, inicialmente imperceptível estava entre as demais, porém com crescimento muito lento. Deste modo, o sistema de tratamento previsto para cultura mista de duas macrófitas, acarretou resultados decorrentes da presença de três macrófitas, *Salvinia* sp, *Eichhornia crassipes* e *Lemna* sp. No decorrer do experimento, contudo, houve a predominância das macrófitas *Salvinia* sp e *Lemna* sp, espécies mais adaptadas às condições ambientais locais.

4. CONCLUSÕES

Os resultados encontrados demonstraram grande eficiência do uso de CWS com fluxo subsuperficial horizontal para tratamento de efluentes de pesque-pague, destacando-se a necessidade de uso de macrófitas aquáticas, por possibilitar a alta redução de parâmetros indicadores da qualidade da água. Para o fósforo e seus derivados, a eficiência deste sistema não foi muito alta, havendo necessidade de se conhecer melhor o processo para que haja otimização destes resultados.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a bolsa de Iniciação Científica concedida pela FAPESP e os auxílios à pesquisa recebidos da FEHIDRO e FUNDUNESP.

REFERÊNCIAS

APHA-AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: American Public Health Association, AWWA, WPCF, 1998. 1569 p.

BADRINARAYANAM, H. Effect of a mesohaline constructed wetland on water chemistry discharged from a shrimp aquaculture facility in South Texas. **Masters Abstracts International**, 40 (2), p. 489, 2002.

- BORGES, K.P. **Eficiência de um sistema de áreas alagadas (Constructed Wetland), para tratamento de águas residuárias**. 2001. 112 f. Dissertação (Mestrado em Microbiologia Aplicada), Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2001.
- BORGES, A.K.P. **Despoluição de águas superficiais e efluentes de piscicultura através de sistemas construídos de áreas alagadas (Constructed Wetland)**. 2005. 140f. Tese (Doutorado em Microbiologia Aplicada). Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005.
- BOYD, C.E. **Water quality in warmwater fish culture**. Auburn, Ala: Auburn University, Agricultural Experiment Station. 1982. 359 p.
- BOYD, C.E. **Water quality management for ponds fish culture**. *Developments in Aquaculture and Fisheries Science* 9. ed. Ney York: Elsevier, 1992. 317 p.
- BOYD, C.E.; QUEIROZ, J. Aquaculture pond effluent management. **Aquaculture Asia**, p.43-46, apr.-jun. 1997.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resoluções do CONAMA** de n.º 3575. ed. Brasília, DF. SEMA, 2005. 23 p.
- CETESB -.COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Decreto Estadual nº 8468/76. 1976. Disponível em: http://www.ambiente.sp.gov.br/leis_internet/76-8468.zip. Acesso em 6 jun. 2005.
- CETESB - COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. **Qualidade da água na criação de organismos aquáticos**. São Paulo: CETESB, 1992. Série didática.
- COLE, S. The emergence of the treatment wetlands. **Environmental Science & Technology News & Research Notes**, Washington, 32 (9), p. 218-223, 1998.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAND, M.A. **Methods for physical and chemical analysis of fresh waters**. Oxford: Blackwell Scientific Publications, 1978. 213 p. (IPB Hand Book, n.8).
- GOPAL, B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatments: potentials and problems. **Water Science and Technology**, London, 40 (3), p. 27-35, 1999.
- HUNTER, R.G.; COMBS, D.L.; GEORGE, D.B. Nitrogen, Phosphorous, and Organic Carbon Removal in Simulated Wetland Treatment Systems. **Archives of Environmental Contamination And Toxicology**, New York, 41, p. 274-281, 2001.

IWA - INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION. **Constructed wetlands for pollution control. processes, performance, design. and operation.** London: IWA publishing, 2000. 156 p.

KEREPECZKI, E.; GAL, D.; SZABO, P.; PEKAR, F.; PADISAK, J.; TOTH G.L.; HERODEK, S. ; MABERLY, S.; TATRAI, I.; VÖRÖS, L. Preliminary investigations on the nutrient removal efficiency of a wetland-type ecosystem. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON LIMNOLOGY OF SHALLOW LAKES, 2002, Balatonfüred. **Hydrobiologia**...Balatonfüred; Dordrecht, K., 2003. 506-09, p. 665-670.

KOROLEF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (Ed). **Methods of Seawater Analysis.** Verlag: Chemie Weinheim, p. 171-181. 1976.

KUBTIZA, F. **Qualidade da água na produção de peixes.** 3. ed. Jundiaí: CIP – USP, 1999. 97 p.

LIN, Y.F.; JING, S.R.; LEE, D.Y.; WANG, T.W. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. **Aquaculture: An International Journal Devoted To Fundamental Aquatic Food Resources**, Amsterdam , 209 (1-4, p). 169-184, 2002a.

LIN, Y.F.; JING, S.R.; LEE, D.Y.; WANG, T.W. Removal of solids and oxygen demand from aquaculture wastewater with a constructed wetland system in the start-up phase. **Water Environment Research**, Alexandria , 74 (2), p. 136-141, 2002b.

LIN, Y.F.; JING, S.R.; LEE, D.Y.; CHANG, Y.F.; CHEN, Y.M.; SHIH, K. C. Performance of a constructed wetlands treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. **Environmental Pollution, Barking**, 134, p. 411-421, 2005.

LYMBERY, A. J.; DOUPÉ, R. G.; BENNETT, T.; STARCEVICH, M. R. Efficacy of a subsurface-flow wetland using the estuarine sedge *Juncus kraussii* to treat effluent from inland saline aquaculture. **Aquacultural Engineering, Essex**, 34, p. 1-7, 2006.

MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.F. **Water analysis: some revised methods for limnologists.** London: Freshwater Biological Association, 1978. 121 p. (Scientific Publication, n. 36).

MAINARDES-PINTO, C.S.R.; MERCANTE, C.T.J. Avaliação de variáveis limnológicas e suas relações com uma floração de Euglenaceae pigmentada em

tanque povoado com tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus* Linnaeus) , São Paulo, Brasil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**. Maringá, 25 (2), p. 323-328, 2003.

MERCANTE, C.T.J.; COSTA, S.V.; SILVA, D.; CABIANCA, M.A.; ESTEVES, K.E. Qualidade da água em pesque-pague da região metropolitana de São Paulo (Brasil): avaliação através de fatores abióticos (período seco e chuvoso). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**. Maringá, 27 (1), p. 1-7, 2005.

MICHAEL, J.H.J. Nutrients in salmon hatchery wastewater and its removal through the use of a wetland constructed to treat off-line settling pond effluent. **Aquaculture: An International Journal Devoted To Fundamental Aquatic Food Resources**, Amsterdam, 226, p. 213-225, 2003.

MITSCH, W.J.; HORNE, A.; NAIRN, R.W. Nitrogen and phosphorus retention in wetlands (special issue). **Ecological Engineering: The Journal of Ecotechnology**, Oxford, 14, 1-2, p. 1-206, 2000.

MONTEIRO, R.C.M. **Protótipos para sistemas construídos de áreas alagadas para tratamento de efluente de piscicultura – redução de bactérias e nutrientes**. 2005. 44 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro, 2005.

NGUYEN, L.M. Organic matter composition, microbial biomass and microbial activity in gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. **Ecological Engineering: The Journal of Ecotechnology**, Oxford,. 16, p. 199-221, 2000.

OLIVEIRA, M.A.; BARRETO, A.J.; ROQUETTE PINTO, C.L.; PERREIRA, R.C. Utilization of aquatic biomass to energy production. In: INTERNATIONAL CONFERENCE WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, n. 6º, 1998, Águas de São Pedro. **Anais... Águas de São Pedro- SP: S. M. Tauk-Tornisielo**, 1998. p. 609-618.

PABELLO, V.M.L.; CARRILLO, H.F.R. Medios de soporte alternativos para la remoción de fósforo en humedales artificiales. **Revista internacional de contaminación ambiental**, México, 20. (1), p. 31-38, 2004.

PERRY, J; VANDERKLEIN, E. **Water quality: management of a natural resource**. Cambridge: Blackwell Science, 1996. 639 p.

REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras, 1999. p. 1-36.

ROQUETTE PINTO, C.L.; GUIMARÃES, A.C.; SANTOS, J.L.A. Integrated rural sustainable development with aquatic plants. In: INTERNATIONAL CONFERENCE WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6., 1998, Águas de São Pedro. **Anais... Águas de São Pedro**, 1998. p. 96.

SANTOS, A.A.O.; SILVA, I.M.; TAUKE-TORNISIELO, S.M.; TINTOR, D.B. **Pesque-pague: fatores bióticos e abióticos**. Bacia do rio Corumbataí – Aspectos socioeconômicos e ambientais. 2008, p.123-136.

SCHULZ, C.; GELBRECHT J.; RENNERT B. Treatment of rainbow trout farms effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. **Aquaculture: An International Journal Devoted To Fundamental Aquatic Food Resources**, Amsterdam, 217, p. 207-221, 2003.

SCHULZ, C.; GELBRECHT J.; RENNERT B. Constructed wetlands with free water surface for treatment of aquaculture effluents. **Journal of Applied Ichthyology**, Berlin, 20, p. 64-70, 2004.

SCWARTZ, M.F.; BOYD, C.E. Constructed Wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. **Prog. Fish Cult.**, 57 (4), p. 255-267, 1995.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H. **Limnologia aplicada à aqüicultura. Jaboticabal**: Funep, 1994.

STRICKLAND, J.H.H.; PARSONS, T.R. A manual of seawater analysis. *Bulletin/Fisheries Research Board of Canada*, Ottawa, 125, p. 1-185, 1960.

TANNER, C.C. Plants for constructed wetland treatment systems: A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. **Ecological Engineering: The Journal of Ecotechnology**, Oxford, 7, p. 59-83, 1996.

WALLACE, S. **Putting wetlands to work**. New York: American Society of Civil Engineers, 1998. 190 p.

WETZEL, R.G.; LIKENS, G.E. **Limnological analyses**. 2. ed. New York: W.B. Saunders company, 1991, 391 p.