

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP**

**TRATAMENTO DE EFLUENTES DE PISCICULTURA
UTILIZANDO SISTEMA *WETLAND* POVOADO COM
ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS DE TRÊS
TIPOS ECOLÓGICOS DIFERENTES**

**Mestrando: Argos Willian de Almeida Assunção
Orientador: Prof. Dr. Luiz Augusto do Amaral**

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação
em Aquicultura de Águas
Continentais do CAUNESP,
como parte das exigências para
obtenção do título de Mestre
em Aquicultura.

**JABOTICABAL – SÃO PAULO
- 2011 -**

**UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP**

**TRATAMENTO DE EFLUENTES DE PISCICULTURA
UTILIZANDO SISTEMA *WETLAND* POVOADO COM
ESPÉCIES DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS DE TRÊS
TIPOS ECOLÓGICOS DIFERENTES**

**Mestrando: Argos Willian de Almeida Assunção
Orientador: Prof. Dr. Luiz Augusto do Amaral**

**JABOTICABAL – SÃO PAULO
- 2011 -**

A851t

Assunção, Argos Willian de Almeida

Tratamento de efluentes de piscicultura utilizando sistema tipo *wetland* povoado com espécies de macrófitas aquáticas de três tipos ecológicos diferentes / Argos Willian de Almeida Assunção. – Jaboticabal, 2011

vii, 63 f. ; 28 cm

Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual Paulista – Centro de Aquicultura, 2011

Orientador: Luiz Augusto do Amaral

Banca examinadora: Antônio Fernando Monteiro Camargo, Irineu Bianchini Júnior.

Bibliografia

1. *Wetland* construída 2. Efluentes de piscicultura. 3. Macrófitas aquáticas. 4. Qualidade de água I. Título. II. Jaboticabal-Centro de Aquicultura.

CDU 556.55:581.526.3

Ficha catalográfica elaborada pela Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação – Serviço Técnico de Biblioteca e Documentação – UNESP, Câmpus de Jaboticabal.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Luiz Augusto do Amaral pela orientação, confiança e ensinamentos.

Aos membros da banca de qualificação, Maria Stela M. Castilho Noll e Claudinei da Cruz, e defesa, Antônio Fernando Monteiro Camargo e Irineu Bianchini Júnior, pelas pertinentes contribuições ao trabalho.

Ao Dr. Claudinei da Cruz e MSc. Matheus Nicolino Peixoto Henares pelas contribuições intelectuais.

Ao Prof. Dr. Antônio Sérgio Ferraudou pela orientação na estatística do trabalho.

Aos colegas de laboratório Liliana Biondi Naka, Waldemar Dibelli Junior, Marisa Bonafrim Borges de Lemos, Fernanda Rezende Pinto, Pedro Gatti Júnior e principalmente aos meus companheiros e “pupilos” Renata Vilar de Almeida e Yuri Fonseca Gaparetto.

Aos setores de Carnicultura e Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais em Matologia – NEPEAM e seus respectivos docentes, discentes e funcionários pela disponibilização dos laboratórios.

Ao programa de pós-graduação, discentes, docentes, funcionários e diretoria do Centro de Aquicultura da Unesp – CAUNESP.

À FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) pela bolsa e financiamento do trabalho.

À III turma de Ciências Biológicas (BIO 04) por todos os momentos juntos.

Aos irmãos da República Kilombo: Douglas, Flávio, Gustavo, Guto, José Roberto, Marcelo, Matheus, Néviton, Renato, Silene e Bamboocha pela ótima convivência.

À toda minha família e amigos, principalmente meus pais Wagner Roberto Assunção e Eva de Almeida e meu irmão Andrews Wolff de Almeida Assunção por todo amor e apoio.

À Rafaela, pelo amor, confiança e respeito, e sua família pelo acolhimento, carinho e companheirismo.

SUMÁRIO

LISTA DE TABELAS	iii
LISTA DE FIGURAS	iv
RESUMO	1
ABSTRACT	2
1. INTRODUÇÃO	3
2. OBJETIVOS	5
3. REVISÃO DE LITERATURA.....	6
3.1 Impacto ambiental causado pela aquicultura	6
3.2 Macrófitas aquáticas	10
3.3 Sistemas de tratamento de efluentes tipo <i>wetland</i>	12
4. MATERIAL E MÉTODOS	16
4.1 Local do experimento	16
4.2 Sistema de tratamento tipo <i>wetland</i>	16
4.3 Amostragem de água.....	18
4.3.1 Determinação dos números mais prováveis (NMP) de <i>Escherichia coli</i> (APHA, 1998)	18
4.3.2 Análises Físicas e Químicas.....	19
4.4 Avaliação do tratamento com sistema tipo <i>wetland</i>	21
4.5 Análise dos dados	22
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	23
5.1 Impacto ambiental causado pela criação de pacu	23
5.2 Tratamento do efluente com sistema <i>wetland</i> construída	32
5.3 Presença <i>Escherichia coli</i> e remoção pelo sistema de tratamento tipo <i>wetland</i> 51	
6 CONCLUSÃO.....	56
7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Médias e desvios padrão das variáveis limnológicas dos pontos de abastecimento e efluente do viveiro.	23
Tabela 2. Resultados da análise de fatores demonstrando cinco fatores selecionados com as contribuições de cada variável para os fatores e sua interpretação.	26
Tabela 3. Análise de variância teste LSD – Fisher de comparação de médias dos fatores relacionados com o impacto ambiental causado pela criação de pacu.	27
Tabela 4. Médias e desvios padrão das variáveis limnológicas dos tratamentos, sedimentação (T1), <i>Eichhornia crassipes</i> (T2), <i>Ceratophyllum demersum</i> (T3) e <i>Typha dominigensis</i> (T4).	33
Tabela 5. Resultados da análise de fatores para o tratamento de efluente demonstrando cinco fatores selecionados com as contribuições de cada variável para os fatores e sua interpretação.	37
Tabela 6. Análise de variância teste LSD – Fisher de comparação de médias dos fatores relacionados com o tratamento de efluente tipo wetland.	38
Tabela 7. Médias, desvios padrão e porcentagem de remoção (%R) de DBO no efluente e etapas do tratamento com <i>wetland</i> nas etapas de sedimentação (T1), <i>E. crassipes</i> (T2), <i>C. demersum</i> (T3) e <i>T. dominigensis</i> (T4).	45
Tabela 8. Médias, desvios padrão e porcentagem de remoção (%R) de DQO no efluente e etapas do tratamento com <i>wetland</i> nas etapas de sedimentação (T1), <i>E. crassipes</i> (T2), <i>C. demersum</i> (T3) e <i>T. dominigensis</i> (T4).	45
Tabela 9. Médias, desvios padrão e porcentagem de remoção (%R) de fósforo total (PT) no efluente e etapas do tratamento com <i>wetland</i> nas etapas de sedimentação (T1), <i>E. crassipes</i> (T2), <i>C. demersum</i> (T3) e <i>T. dominigensis</i> (T4).	46
Tabela 10. Médias, desvios padrão e porcentagem de remoção (%R) de nitrogênio total (NKT) no efluente e etapas do tratamento com <i>wetland</i> nas etapas de sedimentação (T1), <i>E. crassipes</i> (T2), <i>C. demersum</i> (T3) e <i>T. dominigensis</i> (T4).	47
Tabela 11. Médias, desvios padrão e porcentagem de remoção (%R) de material particulado suspenso (MPS) no efluente e etapas do tratamento com <i>wetland</i> nas etapas de sedimentação (T1), <i>E. crassipes</i> (T2), <i>C. demersum</i> (T3) e <i>T. dominigensis</i> (T4).	48
Tabela 12. Médias, desvios padrão e porcentagem de remoção (%R) de Turbidez no efluente e etapas do tratamento com <i>wetland</i> nas etapas de sedimentação (T1), <i>E. crassipes</i> (T2), <i>C. demersum</i> (T3) e <i>T. dominigensis</i> (T4).	48
Tabela 13. Médias em NMP e porcentagem de remoção (%R) de <i>Escherichia coli</i> no abastecimento, efluente e tratamento com <i>wetland</i> nas etapas de sedimentação (T1), <i>E. crassipes</i> (T2), <i>C. demersum</i> (T3) e <i>T. dominigensis</i> (T4).	52
Tabela 14. Análise de variância e teste LSD – Fisher de comparação de médias do NMP de <i>E. coli</i> nos pontos e semanas de coleta.	54

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Esquema da <i>wetland</i> construída para o tratamento de efluente de viveiro de piscicultura, com marcação (X) demonstrando os pontos de coleta.	17
Figura 2. Esquema de localização das macrófitas na coluna d'água do sistema de tratamento.	18
Figura 3. Gráfico biplot gerado pelos dois primeiros componentes principais, demonstrando a distribuição dos pontos de coleta e variáveis limnológicas.	25
Figura 4. Variabilidade apresentada pela água de abastecimento e efluente do viveiro captada pela análise de fatores.	29
Figura 5. Médias e desvios padrão das variáveis relacionadas diretamente com o impacto ambiental causado pela criação de pacu.	30
Figura 6. Representação dos processos ecológicos captados pela análise de fatores....	31
Figura 7. Gráfico biplot gerado pelos dois primeiros componentes principais, demonstrando a distribuição dos tratamentos e variáveis limnológicas.	35
Figura 8. Dinâmica da interação entre os pontos de tratamento e semanas de acordo com a variabilidade captada no fator 1.	39
Figura 9. Dinâmica da interação entre os pontos de tratamento e nas semanas de acordo com a variabilidade captada no fator 2.	40
Figura 10. Dinâmica da interação entre os pontos de tratamento e semanas de acordo com a variabilidade captada no fator 3.	41
Figura 11. Dinâmica da interação entre os pontos de tratamento e semanas de acordo com a variabilidade captada no fator 4.	42
Figura 12. Dinâmica da interação entre os pontos de tratamento e semanas de acordo com a variabilidade captada no fator 5.	43
Figura 13. Representação dos processo ecológicos durante o tratamento do efluente com sistema de <i>wetland</i> contruída captados pela análise de fatores.	44
Figura 14. Dinâmica do NMP de <i>E. coli</i> apresentada pela interação entre os pontos de tratamento e semanas.	55

RESUMO

A aquicultura é uma atividade impactante para o meio ambiente, podendo causar eutrofização de corpos hídricos, introdução de espécies exóticas, transmissão de doenças e competição pelo uso da água. Os efluentes de criações de organismos aquáticos são ricos em matéria orgânica e nutrientes, nitrogênio e fósforo, decorrente de adubação, restos de ração e excreção. A partir de um viveiro de criação de pacu "*Piaractus mesopotamicus*" foi avaliado o impacto ambiental causado pela criação, a presença de organismos indicadores de contaminação fecal (*Escherichia coli*), e avaliada a eficiência de um sistema de tratamento tipo *wetland* construída utilizando três espécies de macrófitas aquáticas de tipos ecológicos diferentes: *Eichhornia crassipes* (flutuante), *Ceratophyllum demersum*(submersa) e *Typha dominigensis* (emersa). As variáveis analisadas foram temperatura, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, alcalinidade, dureza total, demanda química e bioquímica de oxigênio (DQO e DBO), nitrogênio (total, amoniacal, nitrito e nitrato), fósforo (total e ortofosfato) e o NMP de *Escherichia coli*, como ferramenta de análise foi aplicada uma análise multivariada de fatores. Os resultados demonstraram que a criação de pacu apresentou impacto ambiental significativo na qualidade da água do efluente do viveiro, gerando elevação da concentração de fósforo total, nitrogênio total e material particulado suspenso, aumento nos níveis de turbidez e demanda bioquímica e química de oxigênio. O sistema de tratamento foi eficiente no tratamento do efluente e todas as etapas do tratamento foram significativas para a remoção das variáveis relacionadas com o impacto ambiental. Todas as amostras apresentaram número mais provável de *Escherichia coli* dentro dos limites estabelecidos pela legislação brasileira.

Palavras-chave: *Wetland* construída, efluentes de piscicultura, macrófitas aquáticas e qualidade de água.

ABSTRACT

Aquaculture is responsible for various types of environmental impacts, causing eutrophication of water bodies, introduction of exotic species, disease transmission and competition for water use. The effluents from aquatic organisms breeding are rich in organic matter and nutrients, nitrogen and phosphorus, due to fertilization, food leftovers and excretion. From a pacu "*Piaractus mesopotamicus*" breeding pond was evaluated the environmental impact in the water, the presence of fecal indicator organisms (*Escherichia coli*) and evaluated the effluent treatment by a constructed wetland using three species aquatic macrophytes of different ecological types: *Eichhornia crassipes* (floating), *Ceratophyllum demersum* (submerged) and *Typha dominigensis* (onshore). The analyzed variables were temperature, dissolved oxygen, conductivity, alkalinity, total hardness, chemical demand and biochemical oxygen demand (COD and BOD), nitrogen (total, ammonia, nitrite and nitrate) and phosphorus (total and orthophosphate), for data analysis was applied a multivariate factor analysis. The results demonstrated that the pacu breeding showed significant environmental impact on water quality of the effluent, causing elevation of total phosphorus, total nitrogen and suspended particulate material, an increase in turbidity and chemical and biochemical oxygen demand. The treatment system was effective in the treatment of effluent and all stages of treatment were significant for the removal of variables related to environmental impact. The most probable number of *E. coli* was in accordance with Brazilian law in all samples.

Keywords: Constructed wetland, aquaculture effluents, aquatic macrophytes and water quality.

1. INTRODUÇÃO

A aquicultura é uma atividade em expansão em todo o mundo, e o Brasil, devido à disponibilidade de recursos hídricos, apresenta potencial para o desenvolvimento dessa atividade. Contudo, a aquicultura é uma atividade impactante para o meio ambiente, podendo causar eutrofização de corpos hídricos, introdução de espécies exóticas, transmissão de doenças e competição pelo uso da água.

Geralmente, os efluentes de criações de organismos aquáticos são ricos em matéria orgânica e nutrientes, nitrogênio e fósforo, decorrente de adubação, restos de ração e excreção dos animais. As decomposições do excesso de matéria orgânicas e nutrientes causam aumento da demanda de oxigênio e disponibilizam nutrientes que favorecem produtividade primária acarretando em diversos problemas para os corpos hídricos receptores.

Para uma produção mais sustentável se faz necessário controle dos impactos causados pela aquicultura, principalmente por aplicação de boas práticas de manejo. Como opções para minimização dos impactos causados pelos efluentes de aquicultura existem sistemas de tratamento. O sistema de tratamento de efluentes preconizado no Brasil é a reserva de 10% de lâmina d'água da produção destinada à uma lagoa de sedimentação. Outra opção de tratamento se baseia em *wetlands* construídas, ou alagados artificiais, que utilizam macrófitas aquáticas para fitorremediação do efluente, realizando remoção de sólidos suspensos, turbidez, matéria orgânica, nitrogênio e fósforo.

As macrófitas aquáticas são plantas associadas ao ambiente aquático, dentre elas existem tipos flutuantes que ocupam a superfície de lagos e rios, ficando com somente as raízes dentro da coluna d'água. Elas geralmente estão associadas aos corpos hídricos

ricos em nutrientes, pois dependem unicamente dos nutrientes da água para seu desenvolvimento. Um exemplo de macrófita flutuante é a *Eichhornia crassipes*, ou aguapé, muito utilizada em estudos de sistemas de tratamento de efluentes.

Já as macrófitas aquáticas submersas apresentam todas as suas estruturas na coluna d'água, podem ser enraizadas ou livres. As enraizadas retiram nutrientes do substrato e da coluna d'água, enquanto que as submersas livres dependem somente dos nutrientes dissolvidos na água. Esses tipos de macrófitas aquáticas estão associadas à corpos hídricos oligotróficos, evitando competição com espécies flutuantes e fitoplâncton, uma vez que elas dependem da penetração de luz na coluna d'água para realização da fotossíntese. Um exemplo de submersa livre é o *Ceratophyllum demersum*, largamente distribuído nos corpos hídricos brasileiros.

As macrófitas emergentes ou emersas são enraizadas com suas estruturas fora da coluna d'água, dependem pouco dos nutrientes presentes na água pois utiliza os nutrientes do solo. São plantas marginais porque dependem de uma profundidade adequada para seu desenvolvimento. Dentre as espécies emergentes a *Typha dominigensis*, ou taboa, é muito testada em sistemas de tratamento e utilizada na produção de artesanatos.

Como as macrófitas aquáticas de diferentes tipos ecológicos apresentam diferentes estratégias de sobrevivência, como localização na coluna d'água e absorção de nutrientes, e como a eficiência individual de diversas espécies é largamente estudada o presente trabalho estudou a eficiência de um sistema de tratamento tipo *wetland* construída que foi povoado com três espécies de macrófitas aquáticas de tipos ecológicos diferentes (flutuante, submersa, emersa).

2. OBJETIVOS

Os objetivos desse trabalho são:

- Avaliar as variáveis de qualidade de água da fonte de abastecimento do viveiro de criação de pacu "*Piaractus mesopotamicus*" e do efluente gerado;
- Avaliar o tratamento do efluente de criação de pacu por sistema do tipo *wetland* construída com macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes*, *Ceratophyllum demersum* e *Typha dominigensis*).
- Determinar a presença de microrganismos indicadores de poluição fecal (*Escherichia coli*) na água da fonte de abastecimento e de efluentes e a eficiência na remoção pelo sistema de tratamento tipo *wetland*.

3. REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Impacto ambiental causado pela aquicultura

Atualmente, a aquicultura apresenta um comércio difundido mundialmente, com produção em torno de 142 milhões de toneladas ao ano (FAO, 2008). Devido ao grande potencial hídrico brasileiro, esta atividade representa uma alternativa viável, considerando o potencial de geração de empregos, a qualidade nutritiva do pescado, o baixo custo de produção e a depleção dos estoques naturais (ESTEVES e ISHIKAVA, 2006). Um peixe muito criado é o pacu (*Piaractus mesopotamicus* Holmberg, 1887), pertencente à família Characidae, largamente distribuído nas principais bacias hidrográficas do território brasileiro, sendo originalmente encontrado na Bacia do Prata e no Pantanal (BORGHETTI e CANZI, 1993; PAI et al., 2000). É considerado um peixe onívoro, com forte tendência herbívora, alimentando-se de frutos, detritos orgânicos, crustáceos, moluscos e pequenos peixes. A produção mundial do pacu foi de 13.125 ton no ano de 2008 (FAO, 2008).

No entanto, os riscos potenciais associados ao crescimento da atividade aquícola têm chamado a atenção de pesquisadores e órgãos governamentais, especialmente, com relação aos impactos ambientais e à saúde pública.

As atividades aquícolas, na maioria dos casos, são desenvolvidas em áreas rurais, e seus efluentes são fonte de poluição e de contaminação dos corpos hídricos. Essa atividade pode ser implementada em vários níveis de produção, sendo que as características dos efluentes dependem basicamente da qualidade da água de abastecimento, da qualidade e da quantidade dos alimentos fornecidos, do tempo de residência do efluente dentro dos sistemas de criação, das espécies criadas, da densidade

de estocagem e da biomassa dos organismos (SHILO e RIMON, 1982; BAIRD *et al.*, 1996).

Geralmente, as liberações dos efluentes nas águas superficiais ocasionam alterações na qualidade da água, tais como: na vazão da água; aumento das concentrações de nutrientes, da matéria orgânica em suspensão; na demanda bioquímica de oxigênio, contaminação com substâncias químicas; e introdução de espécies exóticas nos ecossistemas aquáticos (ARANA, 1999). Aproximadamente 36% da ração ingerida é excretada (BRUNE *et al.*, 2003) e 75% do fósforo e nitrogênio são perdidos nos efluentes (PIEDRAHITA, 2003; GUTIERREZ-WING e MALONE, 2006). Estimativas indicaram que as taxas de excreção de nutrientes por peixes mantidos por uma dieta com 35-40% de proteína e, com conversão alimentar de 1:1,5 são de aproximadamente 0,025 kg de nitrogênio e 0,033 kg de fósforo/kg de biomassa produzida (COCHAVA *et al.*, 1990).

Os dejetos liberados pelos peixes modificam as características físicas, químicas e biológicas do tanque ou viveiro. Esses resíduos orgânicos, após ação microbiológica, fornecem nutrientes essenciais para o desenvolvimento de plâncton e de macrófitas aquáticas, podendo, quando em excesso, causar eutrofização do ambiente e alteração da composição e abundância de diversos organismos aquáticos (PÁDUA, 2001).

Além disso, durante o processo de criação de peixes ocorre o acúmulo de resíduos orgânicos nos tanques e nos viveiros por adição de fertilizantes, excretas dos peixes e restos de ração não consumidos. A decomposição deste material é realizada, principalmente, por ação microbiológica, resultando no acúmulo de metabólitos tóxicos aos organismos aquáticos (amônia, nitrito e gás carbônico) (HUSSAR *et al.*, 2004 e 2005).

Diversos trabalhos indicam a piscicultura como atividade impactante na qualidade da água utilizada e demonstram os riscos relacionados com o descarte dos efluentes sem tratamento prévio em corpos hídricos receptores (STEPHENS e FERRIS, 2004; YUCEL-GIER et al., 2007). Os efluentes de pisciculturas liberados em cursos d'água da Bacia do Rio Ribeira de Iguape, no Estado de São Paulo provocaram alterações nos valores de fósforo e nitrogênio totais e nitrato e amônia (CASTELLANI e BARRELLA 2006).

Os principais impactos dos efluentes das atividades de aquicultura sobre os ecossistemas aquáticos são: o aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo na coluna d'água e o acúmulo de matéria orgânica nos sedimentos (MIRES, 1995). De acordo com Casabianca (1997) a eutrofização diminui a riqueza de espécies favorecendo comunidades monoespecíficas. Além disso, pode aumentar a ocorrência de organismos patogênicos e introduzir novos patógenos (THOMPSON et al., 2002).

No ambiente aquático, ocorrem vários microrganismos que indicam uma forma qualquer de poluição. Entre eles, as bactérias do grupo dos coliformes termotolerantes são utilizadas como indicadores de poluição fecal, por serem originárias de animais endotérmicos, inclusive do ser humano. Entre os membros do grupo dos coliformes, encontra-se a *Escherichia coli*, por ser exclusiva da microbiota intestinal, pode indicar a contaminação por patógenos intestinais (KUHN *et al.*, 2003). O número mais provável de *E. coli* pode ser determinada em substituição ao parâmetro de coliformes termotolerantes (BRASIL, 2005).

Atualmente, grande parte do efluente da aquicultura é lançado sem tratamento prévio nos cursos d'água. Esses aportes de matéria orgânica e poluentes têm gerado preocupação crescente com o elevado nível de eutrofização e poluição dos ambientes

aquáticos, podendo, em longo prazo inviabilizar o ecossistema receptor ecologicamente e socialmente (TUNDISI, 2005; CASTELLANI e BARRELA, 2005).

Camargo (1992), avaliando o impacto de efluentes de fazendas de criação de trutas sobre o rio Tajuña (Espanha), constatou que os efeitos foram significativos sobre a qualidade da água do rio, visto que a um quilômetro do lançamento dos efluentes os valores de nutrientes ainda eram elevados. Pearson (2001), ao analisar o impacto da implantação de tanques-redes com truta arco-íris em um lago da Suécia, constatou que os efluentes e os resíduos originários desta atividade proporcionaram uma considerável degradação do ambiente aquático, tornando o hipolímnio anóxico em decorrência da decomposição da matéria orgânica.

No Brasil a lei que regulamenta a classificação dos corpos hídricos e a qualidade da água para os diversos usos é a Resolução 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA (BRASIL, 2005). A água destinada para utilização na aquicultura e atividade de pesca é enquadrada como água de classe dois, e são exigidos os seguintes padrões: número mais provável máximo de 1000 *Escherichia coli* em 100 mL de amostra, máximo de 5 mg.L⁻¹ de DBO, 100 unidades de turbidez, 500 mg.L⁻¹ de sólidos dissolvidos totais, 0,05 mg.L⁻¹ de fósforo total, 10 mg.L⁻¹ de nitrato, 1 mg.L⁻¹ de nitrito 3,7 mg.L⁻¹ de nitrogênio amoniacal, pH entre 6 e 9 e no mínimo de 5 mg.L⁻¹ de oxigênio dissolvido.

O não tratamento dos efluentes gerados pela piscicultura e sua destinação incorreta vêm contribuindo para o agravamento dos problemas ambientais e de saúde da população humana. A diminuição da disponibilidade dos recursos hídricos e a deterioração da qualidade das águas superficiais e subterrâneas nas áreas rurais apontam para uma tendência de um aproveitamento racional desse precioso recurso, com o mínimo de dano ao meio ambiente (HUSSAR et al., 2004). Desta forma, o manejo

ambiental, incluindo a remoção dos poluentes, é um aspecto essencial para a sustentabilidade das próprias atividades de aquicultura (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2006).

Diante disso, muitos trabalhos estão sendo desenvolvidos na busca de tecnologias capazes de minimizar a contaminação dos efluentes antes do lançamento nos corpos receptores (CUNHA, 2006).

3.2 Macrófitas aquáticas

As macrófitas aquáticas flutuantes freqüentemente ocorrem em ambientes eutrofizados, apresentando altos valores de biomassa e cobrindo extensas áreas. Os lagos e as represas submetidos a eutrofização artificial possuem elevadas concentrações de nutrientes na água, especialmente nitrogênio e fósforo, que propiciam o crescimento e a proliferação dessas macrófitas aquáticas (CAMARGO et. al, 2003).

Dentre as macrófitas flutuantes o aguapé (*Eichhornia crassipes*) é uma espécie de macrófita aquática frequentemente utilizada em *wetlands* construídas para tratamento de efluentes de aquicultura (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2006). Nas *wetlands*, o aguapé absorve nutrientes da água e os incorpora à sua biomassa, reduzindo as concentrações de nutrientes do efluente (TILLEY et al., 2002). Segundo Henry-Silva & Camargo (2006), a produção de biomassa do aguapé em uma *wetland* pode chegar a 50 t.ha.ano⁻¹.

O sistema radicular do aguapé funciona como um filtro, retendo os materiais orgânicos e minerais da água, além de criar um ambiente rico em fungos e bactérias predadoras que reduzem a população de coliformes da água. Além disso, a remoção de poluentes decorre da existência de abrigo e condições para o crescimento de uma

importante biota agregada, o perifíton, às suas raízes e folhas, que exerce papel importante na degradação, assimilação e remoção dos poluentes (CRONK, 1996).

As macrófitas aquáticas submersas são associadas aos ambientes oligotróficos. Em ecossistemas lênticos, altas concentrações de nutrientes podem favorecer o crescimento do fitoplâncton e de macrófitas aquáticas flutuantes que impedem a penetração de luz na coluna d'água (CAMARGO et al, 2003). Esse fato pode acarretar uma diminuição da produtividade das espécies submersas (ESTEVES, 1988). Madsen e Adams (1988) sugerem que os fatores que limitam o crescimento de macrófitas submersas são a luz e a disponibilidade de carbono, excluindo a influência de nitrogênio e fósforo.

Macrófitas aquáticas submersas são plantas que apresentam todas as suas estruturas na coluna d'água, e estão associadas aos corpos hídricos oligotróficos, evitando competição com macrófitas flutuantes e o fitoplâncton. *Ceratophyllum demersum* L. *Ceratophyllaceae*; (Hornwort or Coontail) é uma espécie herbácea pertencente à família *Ceratophyllaceae*, perene, desenvolve-se imersa ou flutuando, desprovida de raiz, porém possui folhas modificadas, que têm função de rizomas e podem servir como âncoras e para a absorção de nutriente. É uma espécie monóica, com flores que se desenvolvem totalmente imersas na água, e o processo de polinização somente ocorre em locais de água parada (HOLM et al., 1977). *C. demersum* possui sementes com tegumento bastante rígido e impermeável, que apresentam dormência e podem permanecer viáveis no banco de sementes do ambiente por período indeterminado.

Quanto às macrófitas aquáticas enraizadas, o sedimento constitui-se na principal fonte de nitrogênio e fósforo (CAMARGO, 2003). Dentre elas uma espécie muito utilizada para tratamento de efluentes é a *Typha domingensis* Pers., da família

Typhaceae, também conhecida como taboa. Ela é uma planta perene, herbácea, rizomatosa, aquática, com caule cilíndrico, podendo atingir até 3 m de altura, nativa da América do Sul; propaga-se por sementes e vegetativamente e forma densos agrupamentos; é bastante vigorosa, chegando a produzir 7.000 kg de rizomas por hectare; esses rizomas são comestíveis, possuindo valor protéico igual ao do milho e de carboidratos igual ao da batata (BIANCO et al., 2003). É muito freqüente em margens de lagos, reservatórios, canais de drenagem e várzeas. Do ponto de vista negativo, quando em povoamentos densos, essas plantas provocam desequilíbrio, tornando-se infestantes em açudes e várzeas úmidas, diminuindo ou impedindo seu aproveitamento adequado; outro fator negativo é que nos povoamentos de taboas existem excelentes condições para a reprodução de mosquitos (BIANCO et al., 2003); por outro lado, possui importância comercial, pois serve de matéria-prima para confecção de móveis e de celulose (KISSMANN e GROTH, 1997).

Em geral, as macrófitas aquáticas emersas e flutuantes são mais eficientes no tratamento de efluentes por apresentarem alta produtividade primária e elevada capacidade de estocar nutrientes na biomassa (GOPAL, 1990).

3.3 Sistemas de tratamento de efluentes tipo *wetland*

Entre os diversos sistemas de tratamento de efluentes existentes, pode-se destacar a utilização das macrófitas aquáticas visando à melhoria da qualidade de águas residuais, principalmente, para reduzir as concentrações de poluentes inorgânicos, metais pesados, substâncias tóxicas, além de microrganismos patógenos e microrganismos indicadores, como os coliformes termotolerantes e a *Escherichia coli*

(ALMEIDA e ALMEIDA, 2005; DINIZ et al., 2005; OTTOSON et al., 2005, PINTO et al., 2009).

Sistemas de tratamento de efluentes que utilizam macrófitas aquáticas, chamados “constructed wetlands” ou alagados artificiais, são sistemas ecológicos de engenharia em que o formato, as características hidráulicas e as espécies vegetais visam imitar os processos que ocorrem em um alagado natural (GOPAL, 1999). Sistemas tipo *wetland* são largamente utilizados para melhorar a qualidade de efluentes de diversos tipos (MITSCH e JORGENSEN, 1989; SUN et al., 2005; PROCHASKA e ZOUBOULIS, 2006; EKE e SCHOLZ, 2008). Existem muitos exemplos de sucesso nos EUA, Finlândia, Itália, Nova Zelândia, Bélgica e Polônia presentes na literatura (KERN e IDLER, 1999; NEWMAN et al., 1999; SCHAAFSMA et al., 1999; KNIGHT et al., 2000; NGUYEN, 2000; KOSKIAHO et al., 2003; MANTOVI et al., 2003; POACH et al., 2003; ROUSSEAU et al., 2004A; TUSZYNSKA e OBARSKA-PEMPKOWIAK, 2008).

Esses sistemas podem ser considerados filtros biológicos nos quais os microrganismos (aeróbios e anaeróbios) e as macrófitas aquáticas são os principais responsáveis pela purificação da água (WOOD, 1995), esses alagados foram desenvolvidos para efetuarem o tratamento de efluentes domésticos e industriais, visando a decomposição da matéria orgânica e a remoção/transformação de nitrogênio e fósforo (COOPER e FINDLATER, 1990). Nesse tipo de sistema, os poluentes são removidos pela combinação de processos físicos, químicos e biológicos, incluindo sedimentação, precipitação, adsorção de partículas, assimilação pelo tecido da planta e transformação bacteriana (BRIX & SCHIERUP, 1989).

As *wetlands* construídas representam uma opção de remoção do nitrogênio em efluentes e muito aceitas como acessório para tratamentos biológicos insuficientes

(WÖIRMAN e KRONNÄS, 2005). O tratamento de efluentes por sistemas com macrófitas aquáticas ocorre por diversos mecanismos, como a sedimentação de sólidos, incorporação de contaminantes, biotransformação e reações físicas e químicas (SOOKNAH e WILKIE, 2004). Alguns estudos demonstram que as macrófitas podem remover sólidos suspensos, matéria orgânica, nitrogênio, fósforo, elementos traços e microrganismos em efluentes de produção aquícola (LIN et al., 2002); diminuição de nitrogênio e fósforo em efluente de viveiro de tilápia do Nilo (HENRY-SILVA, 2001); remoção microrganismos indicadores ou patogênicos (TRIPATHI e SHUKLA, 1991; DINIZ *et al.*, 2005).

A utilização desse sistema pode ser uma ótima opção para o tratamento de diferentes tipos de efluentes, pois apresenta baixo custo de implantação e consumo de energia, simplicidade de instalação e operação, menor uso de processos químicos intensivos (CUNHA, 2006) e mecanismos versáteis de remoção quando comparadas com outros sistemas de tratamento (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2002).

Quando comparado com os sistemas de tratamentos convencionais, a *wetland* construída é de menor custo, fácil de operar e manutenção mais eficiente. É conhecido que o oxigênio produzido pela fotossíntese da macrófita apresenta um importante papel na biodegradação orgânica dos efluentes por bactérias aeróbicas e facultativas (SAHA e JANA, 2003). Desde que as plantas aquáticas possuem um mecanismo natural de bombear o ar via seu sistema radicular, a área da raiz produz um ambiente rico em oxigênio que dá suporte a uma população de bactérias aeróbicas similar a encontrada em outros processos de tratamento de esgoto (MASHAURI et al., 2000).

Diversos fatores afetam o comportamento de uma *wetland* construída, como clima, tipo de vegetação e efeitos do ambiente local. Apesar disso, o tipo da macrófita e a vazão do efluente são os únicos itens controlados pelo designer (JING et al., 2002).

Embora exista uma enorme variedade de macrófitas aquáticas que podem ser utilizadas no tratamento de efluentes, alguns aspectos devem ser observados em relação a estes vegetais, tais como: adaptabilidade ao clima local, alta taxa fotossintética, alta capacidade de transporte de oxigênio, capacidade de assimilação de poluentes, resistência a pragas e doenças e sistema radicular bem desenvolvido (REDDY e DEBUSK, 1987; VYMAZAL, 1998).

Quanto a isso, pesquisas em alagados artificiais com macrófitas aquáticas emersas comprovaram correlação positiva entre a eficiência na remoção de nutrientes e o tempo de residência do efluente no alagado (SAKADEVAN e BAVOR, 1999). De fato, estudo realizado com *E. crassipes* em um sistema de tratamento de efluentes de aquicultura com elevada vazão, comprovou acréscimo dos valores de N-nitrato, fósforo total e P-ortofosfato no efluente tratado (SIPAÚBA-TAVARES et al., 2001).

É importante destacar que, apesar de diversos trabalhos comprovarem a eficiência das plantas aquáticas no tratamento de efluentes domésticos (KARPISCAK *et al.*, 1996; ENNABILI *et al.*, 1998; FARAHBAKHSHAZAD *et al.*, 2000), estudos sobre o uso desses vegetais no tratamento de efluentes de aquicultura ainda são escassos.

Assim, nos sistemas de tratamentos compostos por macrófitas aquáticas, essas plantas são capazes de retirar e assimilar nutrientes em diferentes concentrações presentes nos efluentes, conferindo uma melhor qualidade de lançamento dessa água residuária nos corpos hídricos receptores.

Alguns trabalhos mostram a capacidade das macrófitas aquáticas de remover bactérias patogênicas da água: reduções de coliformes em esgoto doméstico e industrial com a utilização de aguapé (*Eichhornia crassipes*) (TRIPATHI & SHUKLA, 1991);

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Local do experimento

O trabalho foi realizado no Centro de Aquicultura da UNESP - CAUNESP (21°15' S; 48°18' W; 595 m acima do nível do mar), Câmpus de Jaboticabal/SP no período de 31 de agosto até 23 de novembro de 2010. O viveiro possui 200 m² com profundidade média de 1,1 m. O abastecimento foi realizado com água proveniente de uma represa do CAUNESP com uma taxa de renovação média de 23,1% ao dia.

O viveiro foi dividido em quatro parcelas e cada duas parcelas foram povoadas com pacu (*Piaractus mesopotamicus*) de dois tamanhos diferentes, 50 peixes entre 400 e 500g cada e 150 jovens de até 100g cada. Os peixes foram alimentados com ração extrusada, composta por 32% de proteína e 325 mg de vitamina C/kg, fabricada nos diâmetros de 4-6 mm e 6-8 mm. A composição da ração era de 6,5% extrato etéreo, 7% matéria fibrosa, 10% matéria mineral, 1,2% cálcio e 0,6% fósforo.

4.2 Sistema de tratamento tipo *wetland*

O sistema de tratamento do efluente foi composto por quatro tanques de plástico polietileno em formato circular com volume de 2.000 litros cada tanque, sendo desenvolvido com três repetições. O sistema de tratamento se baseou em um sistema contínuo com quatro tanques na seguinte ordem: o tanque um (T1) - sedimentação, tanque dois (T2) - *E. crassipes* (aguapé), tanque três (T3) *C. demersum* e o tanque quatro (T4) *T. dominigensis* enraizada (taboa) (figura 1). O tempo médio de residência da água no sistema de tratamento foi em torno de 11 a 12 horas.

Os tanques de sedimentação foram mantidos sempre tampados com a finalidade de evitar crescimento de fitoplâncton. Nos tanques contendo *E. crassipes* (T2) a

biomassa inicial preenchia aproximadamente 80% da superfície das unidades experimentais para evitar competição com fitoplâncton (WOLVERTON, 1979). Para implantação do *C. demersum* foram fixados seis ramos da planta em vaso com terra, e alocados 12 vasos por repetição, dessa forma forçando a planta a ocupar maior espaço na coluna d'água com seu crescimento. O tanque quatro foi preenchido com solo, areia, pedrisco e brita, com proporção 2:1:1:2 respectivamente, com a finalidade de obtenção de um solo filtrante. No fundo do tanque foi implantado um cano de drenagem envolto em tela para evitar entupimentos (figura 2).

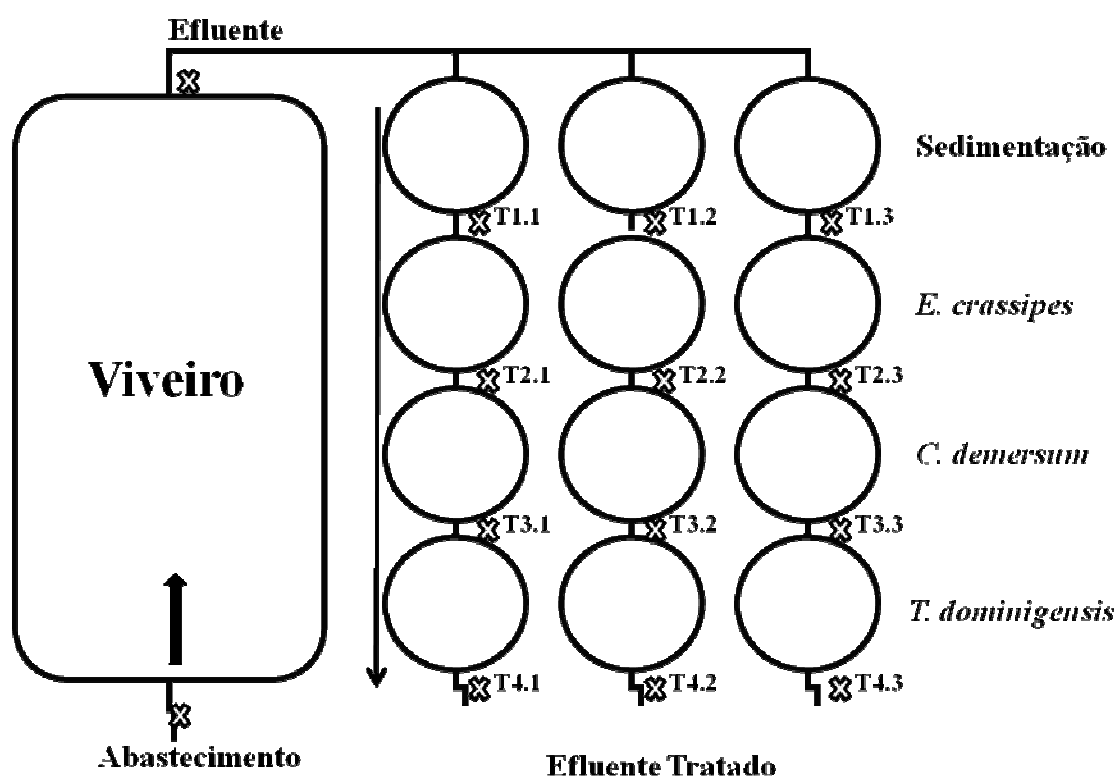


Figura 1. Esquema da *wetland* construída para o tratamento de efluente de viveiro de piscicultura, com marcação (X) demonstrando os pontos de coleta.

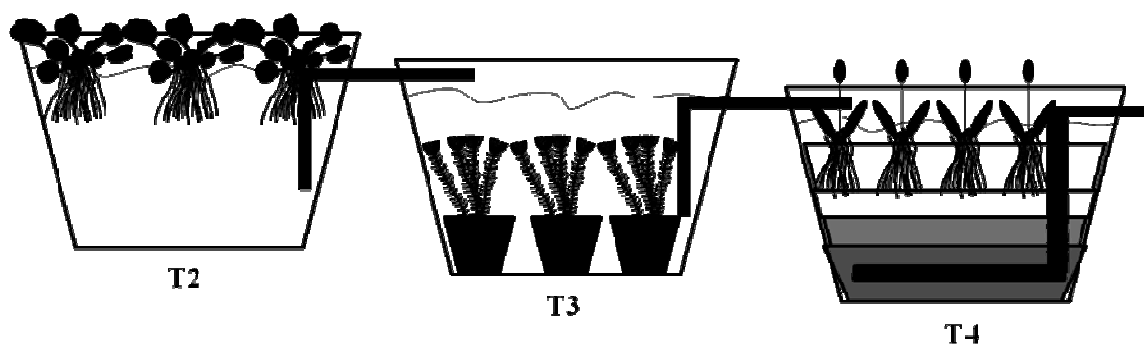


Figura 2. Esquema de localização das macrófitas na coluna d'água do sistema de tratamento.

4.3 Amostragem de água

A amostragem foi realizada entre oito e nove horas da manhã quinzenalmente a partir do dia 31 de agosto durante dois meses, totalizando sete coletas. Os pontos de amostragem foram o abastecimento (Ab), efluente do viveiro (Ef) e após cada etapa do tratamento (T1, T2, T3 e T4). As amostras para análise microbiológica foram coletadas em frascos de vidros esterilizados.

As análises de água foram realizadas no Departamento de Medicina Veterinária Preventiva e Reprodução Animal, no Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais em Matologia (Nepeam) da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias (FCAV) e no Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da Unesp, Jaboticabal-SP. As macrófitas que foram utilizadas no experimento foram fornecidas pelo setor de cultivo de organismos aquáticos do Nepeam.

4.3.1 Determinação dos números mais prováveis (NMP) de *Escherichia coli* (APHA, 1998)

As determinações dos NMP de *Escherichia coli* foram realizadas segundo a técnica do substrato cromogênico-fluorogênico-hidrolizável. Cem mililitros da amostra

ou de sua diluição foram misturados ao meio de cultura (Colilert - IDEXX Quanti-Tray™). Após homogeneização, a mistura foi transferida para a cartela (IDEXX Quanti-Tray™) e selada em seladora específica modelo 1925.00 1E-E (IDEXX Quanti-Tray™). Em seguida, as cartelas foram incubadas a 35° C por 24 horas. O NMP de *Escherichia coli* foi determinado pela contagem das células que apresentarem fluorescência após exposição da cartela aos raios ultravioleta. O valor do NMP foi obtido com a utilização de tabela de NMP específica.

4.3.2 Análises Físicas e Químicas

A determinação da turbidez foi realizada por meio do método nefelométrico, utilizando-se o aparelho Turbidimeter HACH 2100.

A condutividade elétrica, pH, teor de oxigênio dissolvido e temperatura foram determinados utilizando-se a peagômetro, oxímetro (Lutron DO 5510), condutivímetro (Lutron CD-4304).

A demanda química de oxigênio (DQO) foi quantificada segundo método colorimétrico, empregando-se digestão ácida em meio com dicromato de potássio e catalizadores. A leitura do resultado foi realizada em espectrofotômetro modelo DR-2010 (HACH, 1998).

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) foi determinada segundo método da medição manométrica do manual do Aparelho Aqualytic, modelo AL 320, que utiliza soluções de hidróxido de potássio a 45% e sensores de pressão internos. Os resultados são equivalentes aos obtidos pela metodologia da APHA (1998).

Para análise de material particulado suspenso (MPS) as amostras foram filtradas em filtros de fibra de vidro de $45 \pm 0,5$ mm de diâmetro e 0,6-0,7 μ m de porosidade

previamente pesados que, após secagem em estufa, foram pesados novamente e pela subtração do peso final pelo inicial e quantidade amostra filtrada foi encontrada a concentração de MPS. As análises de compostos dissolvidos foram realizadas a partir das amostras filtradas nesse processo.

O nitrogênio amoniacal (N-NH_4) dissolvido foi analisado por meio do método do fenol, em para cada 25 mL da amostra foram adicionados 1 mL de solução Fenol, 1 mL de solução de nitroprussiato e 2,5 mL de solução de oxidação, aguardando entre 1 e 24h para fazer leitura em espectrofotômetro HACH DR 2500 (APHA, 1998).

As concentrações de nitrito (N-NO_2) dissolvido foram medidas pelo método colorimétrico, descrito pela APHA (1998), que consiste em para cada 50 mL de amostra foi adicionado 2 mL de um reagente colorido, esperado 10 min. para desenvolvimento de cor foi lido foi realizada leitura em espectrofotômetro HACH DR 2500.

O nitrato (N-NO_3) dissolvido foi medido pelo método da redução por coluna de cádmio, em que para cada 25 mL de amostra foi adicionado 75 mL de solução EDTA e passado pela coluna de cádmio, entre 7 e 10 $\text{mL} \cdot \text{min}^{-1}$, e depois realizada leitura pelo método colorimétrico do nitrito (APHA, 1998).

A determinação das concentrações de nitrogênio total (Nitrogênio Total Kjeldahl - NKT) foram realizadas pelo método semi-micro, que consiste na concentração de 100 mL de amostra em chapa, adição de 10 mL de reagente de digestão à amostra concentrada e digestão em bloco digestor, posteriormente foi adicionado 10 mL de reagente tiosulfato-hidróxido de sódio e feita destilação com solução captada em uma solução indicadora e feita titulação com ácido sulfúrico 0,02 N (APHA, 1998).

A determinação das concentrações de ortofosfato dissolvido foram realizadas por meio do método do cloreto estanhoso (APHA, 1998), para cada 100 mL da amostra foi adicionado 1 gota de solução fenolftaleína, se a amostra adquirisse cor rosa foi

adicionado solução de ácido forte até desaparecer a cor. Posteriormente foi adicionado 4 mL de reagente molibdato de amônio e 0,5 mL de reagente cloreto estanhoso, entre 10 e 12 min foi realizada leitura em espectrofotômetro HACH DR 2010.

As concentrações de fósforo total foram obtidas pelo método do persulfato (APHA, 1998), para cada 50 mL da amostra foi adicionado 1 gota de solução fenolftaleína, se a amostra adquirisse cor rosa foi adicionado solução de ácido forte até desaparecer a cor. Posteriormente foi adicionado 1 mL de solução ácido sulfúrico e 0,4g de persulfato de amônia, e as amostras foram aquecidas em autoclave de 98 a 137kPa. Após as amostras esfriarem foi adicionado mais 1 gota de solução fenolftaleína e adicionado hidróxido de sódio até amostra atingir uma cor rosa claro e diluído para 100 mL com água deionizada. Posteriormente foi aplicada a metodologia do cloreto estanhoso como na análise de ortofosfato.

A alcalinidade foi determinada segundo metodologia descrita por GOLTERMAN et al. (1978).

A dureza total foi obtida pelo método colorimétrico utilizando-se o reagente chlorophosphonazo, conforme metodologia descrita no manual do espectrofotômetro DR-2010 (HACH, 1998).

4.4 Avaliação do tratamento com sistema tipo *wetland*

Para o cálculo da porcentagem de remoção (%R) foram considerados os valores e as concentrações das variáveis limnológicas da água do efluente do viveiro e dos efluentes tratados:

% Remoção:

$$R = 100 - (100 * CET) / CEV$$

Sendo: R = porcentagem de remoção; CET = concentração das variáveis limnológicas em cada etapa do tratamento com *wetlands* construídas e CEV = concentração das variáveis limnológicas do efluente do viveiro.

A porcentagem de remoção média final de cada etapa do tratamento foi obtida por meio da média das porcentagens de remoções semanais em cada tratamento.

4.5 Análise dos dados

A estrutura multivariada contida nos dados foi explorada pela análise de componentes principais para identificar pontos de coleta com propriedades específicas e pela análise de fatores buscou identificar o relacionamento dos processos ecológicos responsáveis pela variabilidade ocorrida condensando a variabilidade relevante original em novas variáveis (fatores) latentes ortogonais entre si. Os fatores são independentes entre si, não têm unidades e são variáveis padronizadas (Distribuição normal, média = 0 variância = 1). São autovetores criados por combinações lineares das variáveis originais por meio dos autovalores da matriz de covariância original. Foram analisados somente os fatores apresentaram autovalores maiores do que um, conforme o critério de Kaiser (1958).

Os coeficientes das funções lineares que definem os fatores são usados para interpretar o seu significado, utilizando o sinal e o valor relativo dos coeficientes como uma indicação do peso a ser atribuído a cada variável. A diferença entre os pontos de coleta, a influência do tempo e a interação da coleta no tempo foi testada pelo General Linear Models (GLM) utilizando como análise de variância (ANOVA). As diferenças significativas foram comparadas pelo teste de comparações múltiplas de Fisher (ou LSD). O programa utilizado foi o STATISTICA versão 9.1, Stat Soft, Inc (2010).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Impacto ambiental causado pela criação de pacu

A temperatura média do ponto de abastecimento e efluente do viveiro oscilou entre 20,16 e 27,38 °C durante todo o experimento, sendo que as maiores temperaturas ocorreram nas últimas semanas de coleta. As médias de condutividade elétrica da água variaram entre 67,53 e 149,22 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ e a alcalinidade entre 24,53 e 30,50 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$.

De acordo com a resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) a concentração mínima de oxigênio dissolvido para água de classe dois é de 5 $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ e o pH deve se manter entre 6 e 9, nenhuma amostra do abastecimento ou efluente estavam em desacordo com a legislação brasileira para essas duas variáveis (tabela 1).

Tabela 1. Médias e desvios padrão das variáveis limnológicas dos pontos de abastecimento e efluente do viveiro.

Ponto	Semana	Temp (°C)	OD ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	Alcal ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
Abast.	1	22,6 ± 0,0	9,0 ± 0,0	67,5 ± 0,0	6,1 ± 0,3	24,5 ± 1,4
Abast.	2	24,8 ± 0,2	7,3 ± 1,8	67,5 ± 0,0	6,3 ± 0,1	24,9 ± 0,3
Abast.	3	20,2 ± 0,4	7,1 ± 0,3	74,2 ± 0,3	7,1 ± 0,2	29,9 ± 0,3
Abast.	4	23,1 ± 0,3	8,2 ± 0,7	79,8 ± 0,1	6,3 ± 0,4	29,6 ± 0,2
Abast.	5	26,4 ± 0,3	6,7 ± 0,4	97,3 ± 0,2	6,8 ± 0,2	27,4 ± 0,3
Abast.	6	27,0 ± 0,0	11,4 ± 1,1	95,1 ± 0,1	6,2 ± 0,1	29,3 ± 1,0
Abast.	7	26,2 ± 0,0	7,3 ± 0,6	83,5 ± 0,2	7,7 ± 0,5	28,0 ± 0,5
Abast média total		24,3 ± 0,2	8,1 ± 0,7	80,7 ± 0,1	6,6 ± 0,2	27,6 ± 0,6
Efluente	1	23,3 ± 0,0	9,4 ± 0,0	69,5 ± 0,0	7,1 ± 0,2	25,8 ± 1,8
Efluente	2	23,8 ± 0,5	8,2 ± 0,7	69,5 ± 0,0	6,4 ± 0,0	24,8 ± 0,6
Efluente	3	20,4 ± 0,2	5,4 ± 1,3	69,5 ± 0,4	7,3 ± 0,0	30,5 ± 1,1
Efluente	4	23,3 ± 0,4	10,4 ± 0,5	67,3 ± 0,3	6,8 ± 0,1	25,6 ± 0,7
Efluente	5	27,1 ± 0,6	7,5 ± 0,3	83,2 ± 0,2	6,7 ± 0,0	25,2 ± 0,7
Efluente	6	27,4 ± 0,1	7,6 ± 0,3	149,2 ± 0,4	6,3 ± 0,1	28,7 ± 0,3
Efluente	7	26,3 ± 0,1	7,4 ± 0,6	82,9 ± 0,4	7,4 ± 0,0	25,7 ± 0,6
Efluente média total		24,5 ± 0,3	8,0 ± 0,5	84,4 ± 0,2	6,8 ± 0,1	26,6 ± 0,8

Foi realizada uma análise exploratória utilizando a análise de componentes principais para identificar diferenças entre os pontos de coleta e as semanas. Os componentes 1 e 2 explicaram um total de 50,93% da variabilidade apresentada pelos dados (figura 3).

As variáveis localizadas em pontos extremos dos componentes apresentam maior poder discriminatório, dessa forma, no componente 1 (CP1) as variáveis responsáveis pela variabilidade captada foram DBO, DQO, fósforo total, nitrogênio total, ortofosfato, material particulado suspenso (MPS), turbidez que interagiram positivamente entre si e negativamente em relação ao nitrato. A variabilidade presente nesse componente implica no impacto ambiental causado pela criação, uma vez que as variáveis de maior poder discriminatório estão relacionadas com o acréscimo de nutrientes e matéria orgânica na água. A análise discriminou pontos de abastecimento de água do efluente em todas as semanas. O efluente apresentou maior correlação com as variáveis ligadas a maiores concentrações de nutrientes, demanda de oxigênio e presença de partículas na água e menor correlação com a presença de nitrato, podendo ser explicado pela sua incorporação pelo fitoplâncton.

As variáveis responsáveis pela variabilidade captada pelo componente 2 (CP2) foram temperatura e oxigênio dissolvido relacionado inversamente com o pH, decorrente das condições climáticas no decorrer das semanas, em que dias ensolarados favorecem aumento da temperatura e produção de oxigênio pela fotossíntese, enquanto que em dias chuvosos partículas como bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos ao redor são escoadas para dentro do viveiro aumentando o pH da água. Os pontos da semana 3, abastecimento e efluente, apresentaram uma associação com esse componente o que pode ser explicado ocorrência de chuva durante a coleta.

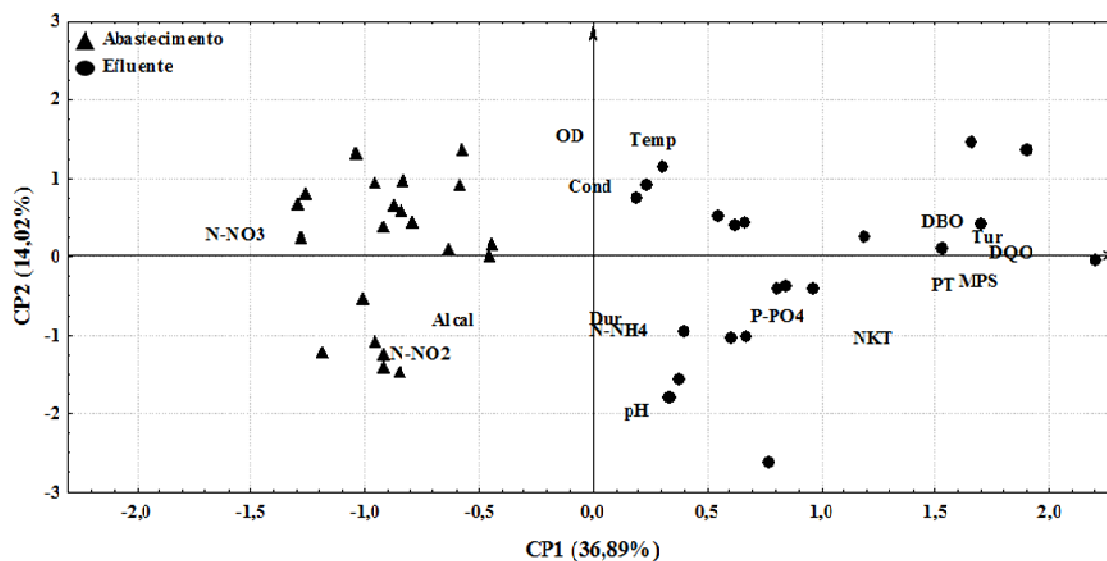


Figura 3. Gráfico biplot gerado pelos dois primeiros componentes principais, demonstrando a distribuição dos pontos de coleta e variáveis limnológicas.

Nas tabelas 2 e 3 estão apresentados os resultados obtidos pela análise de fatores das variáveis limnológicas estudadas, a comparação entre os pontos de abastecimento, entre as semanas, interação entre pontos e semanas. Os cinco fatores apresentados explicam 80,6% da variabilidade contida nos dados originais.

O fator 1 (F1), assim como o CP1, está associado ao impacto ambiental na água causado pela criação. Verifica-se interação positiva entre as variáveis DBO, DQO, turbidez, fósforo total, nitrogênio total e material particulado suspenso, que interagiram negativamente com nitrato (tabela 2). Ocorreu diferença entre os pontos de coleta sendo que o efluente apresentou médias superiores ao abastecimento. Na comparação entre as semanas verificamos que a semana 1 apresentou médias menores que as demais semanas, e que as semanas 2 e 5 apresentaram as maiores médias (tabela 3).

Durante a semana 2 ocorreu entupimento do abastecimento diminuindo a taxa de renovação de água no viveiro gerando um efluente mais concentrado. Na interação entre os pontos e as semanas foram observadas menores médias nas amostras de água do

abastecimento em comparação com as amostras de água do efluente confirmando a ocorrência do impacto nas condições da água (tabela 3).

Tabela 2. Resultados da análise de fatores demonstrando cinco fatores selecionados com as contribuições de cada variável para os fatores e sua interpretação.

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5
Temp	0,092445	-0,050439	0,931197	0,017769	0,194650
OD	-0,136947	-0,689977	0,128766	0,278673	0,095539
Cond	0,002185	-0,034185	0,807552	-0,180552	-0,406750
pH	0,107524	0,800708	-0,114540	0,262637	-0,111651
Alcal	-0,264066	0,224470	-0,014763	-0,261650	-0,744998
Dur	0,019614	-0,040979	0,025234	0,295143	-0,798368
DBO	0,884425	-0,182195	0,123955	0,107372	0,053789
DQO	0,912285	-0,068793	0,086606	0,254771	0,110241
PT	0,887298	0,151977	0,139613	-0,067278	0,066531
NKT	0,712384	0,286686	-0,194767	0,120428	-0,255659
MPS	0,937830	0,090496	-0,012655	-0,134371	0,066853
Tur	0,912443	-0,064236	-0,085753	-0,011700	0,251664
N-NH3	-0,046997	-0,018747	-0,302728	0,821873	-0,041321
N-NO3	-0,867761	0,164534	-0,040803	-0,207243	0,309127
N-NO2	-0,414264	0,752706	0,096937	0,037788	0,056852
P-PO4	0,344622	0,193274	0,168157	0,745763	-0,021854
Var. Captada	36,09%	12,24%	11,05%	10,78%	10,44%
Interpretação	Matéria orgânica e demanda de O ₂	Nitrificação	Decomposição	Nutrientes disponíveis	Presença de íons e carbonatos

Valores em negrito indicam maior relevância para o fator da coluna correspondente.

A interpretação do fator 2 é a nitrificação, mais especificamente, o processo de nitrificação, em que verifica-se uma interação positiva entre o nitrito e o pH e inversamente com o oxigênio dissolvido que é utilizado nesse processo. Não foi verificada diferença significativa entre os pontos de coleta, contudo ocorreu diferença entre as semanas e a interação pontos e semanas.

As variáveis em destaque no fator 3 são a temperatura e a condutividade elétrica interagindo positivamente. Esse fator está relacionado com o processo de decomposição da matéria orgânica, pois a temperatura aumenta a taxa de decomposição incrementando as taxas de catabolismo das frações dos detritos (GODSHALK e WETZEL, 1978),

favorecendo a liberação de íons cálcio, magnésio, carbonatos que aumentam a condutividade elétrica da água. A análise de variância demonstrou que não ocorreu diferença entre os pontos de coleta para esse fator, porém ocorreu diferença entre as semanas e a interação semanas e pontos.

Tabela 3. Análise de variância teste LSD – Fisher de comparação de médias dos fatores relacionados com o impacto ambiental causado pela criação de pacu.

ANOVA Models^a	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5
Ponto	0,000000	0,950669	0,547668	0,002245	0,045207
Semana	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
Ponto x Semana	0,000000	0,000582	0,000000	0,000000	0,001316
Teste de Comparação de Médias de Fisher - LSD					
Semanas^b					
S1	___d	___d	___e	a___	__b__
S2	a___	___d	___d	___e	a___
S3	__b__	__b__	___f	__cd	___e
S4	__b__	___e	___e	___de	___d
S5	a___	__c__	__b__	__b__	__c__
S6	__c__	___d	a___	__cd	___de
S7	__bc__	a___	__c__	__c__	__b__
Ponto*Semanas^b					
Ab*S1	___i	___g	___gh	__c__	__c__
Ab*S2	___gh	__cde	___f	___efg	a___
Ab*S3	___g	__b__	___i	__cd	___ghi
Ab*S4	___fg	___g	___gh	___fg	___hij
Ab*S5	___f	__c__	___d	__cde	___fgh
Ab*S6	___fg	___g	__b__	__c__	___fgh
Ab*S7	___hi	a___	__cd	__c__	__c__
Ef*S1	___e	__def	___gh	a___	___def
Ef*S2	a___	___fg	___g	___g	__b__
Ef*S3	__cd	__b__	___j	__defg	___j
Ef*S4	__d	___g	___hi	__cdef	___efg
Ef*S5	__b__	__cd	__bc	__b__	__cde
Ef*S6	___e	___ef	a___	___fg	___ij
Ef*S7	__c__	__b__	___e	__cdefg	__cd

^a Significância ao nível de 5%. ^b Valores seguidos de mesma letra na mesma coluna não diferem estatisticamente ao nível de 5%, a>b>c... .

O fator 4 está relacionado com a presença de nutrientes disponíveis para incorporação na produção primária, uma vez que foi verificada uma interação positiva entre o nitrogênio amoniacal e o ortofosfato. Esse processo apresenta relação com o substrato do viveiro e reflete a liberação desses nutrientes na coluna d'água devido à decomposição da matéria orgânica presente no fundo do viveiro e que se torna disponível para a cadeia trófica (MILSTEIN et. al, 2005). Foi observada diferença significativa entre os pontos de coleta, semanas e interação pontos e semanas.

O fator 5 demonstra uma interação positiva entre a alcalinidade, condutividade elétrica e a dureza total, correspondendo a presença de íons e carbonatos na água. Foi observada diferença significativa entre os pontos de coleta, semanas e interação pontos e semanas.

A figura 4 compara, para cada fator, os pontos de abastecimento e efluente dos viveiros durante as semanas de coleta. Todos os fatores demonstraram diferença significativa para a interação ponto e semanas de coleta. Para o fator 1 verifica-se que as médias do efluente foram sempre maiores que as médias do abastecimento, demonstrando que a água do efluente tinha maior relação com as variáveis de maior poder discriminatório nesse fator. Observou-se uma independência na variabilidade apresentada por cada ponto no fator 1, diferente dos demais fatores em que o abastecimento e o efluente apresentaram variabilidade semelhante durante as semanas. Para o fator 4, que é relacionado com a disponibilidade de nutrientes, verificou-se que na primeira semana o efluente apresentou uma média maior que o abastecimento, contudo, como no decorrer da produção o excesso de nutrientes foi utilizado na produção primária e incorporado na cadeia trófica a variabilidade dos dois pontos se manteve semelhante nas demais semanas.

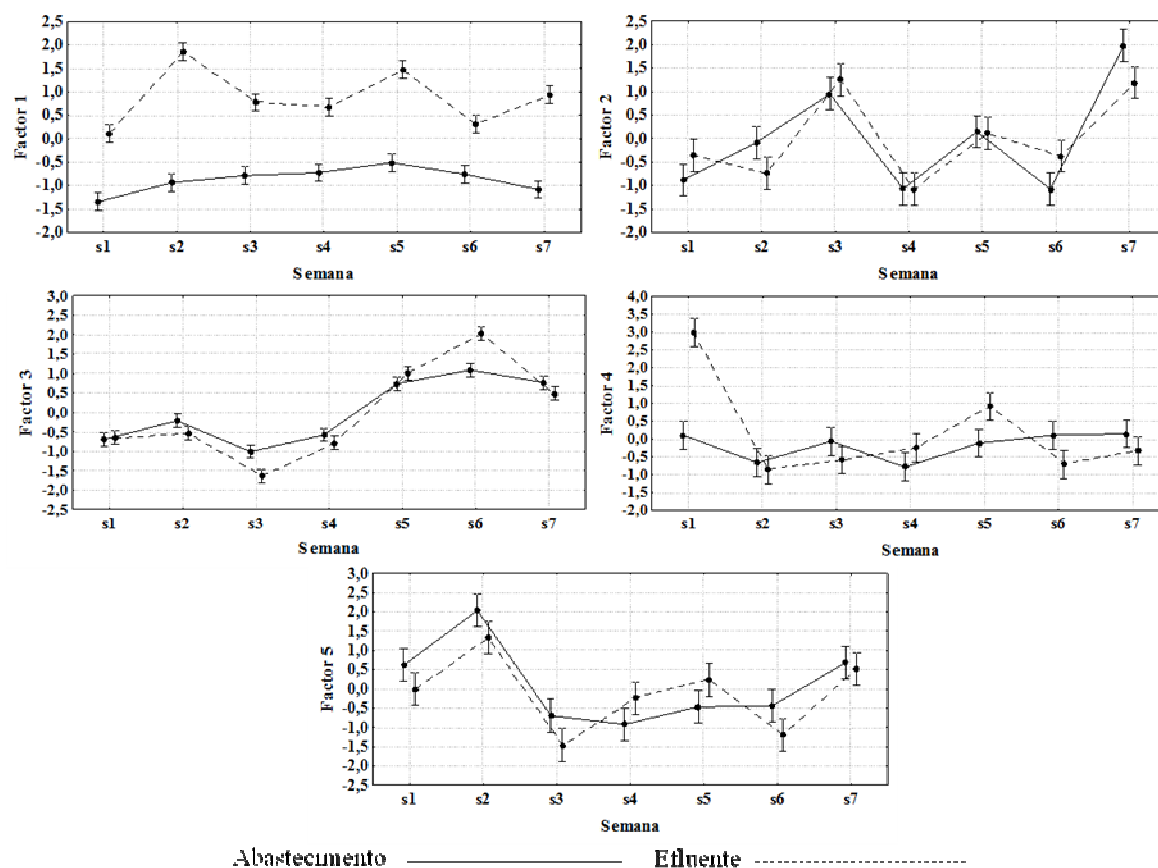


Figura 4. Variabilidade apresentada pela água de abastecimento e efluente do viveiro captada pela análise de fatores.

O efluente apresentou maiores concentrações de PT, NKT e MPS e maiores níveis de turbidez e demanda de oxigênio quando comparado com a água de abastecimento do viveiro durante todo o experimento (figura 5). Sobre a demanda de oxigênio é necessário ressaltar que depleções das concentrações de oxigênio dissolvido induzem a solubilização do fósforo imobilizado nos sedimentos, gerando a autofertilização do sistema (BIANCHINI JR, 2003), a qual, por sua vez, favorece a eutrofização da água.

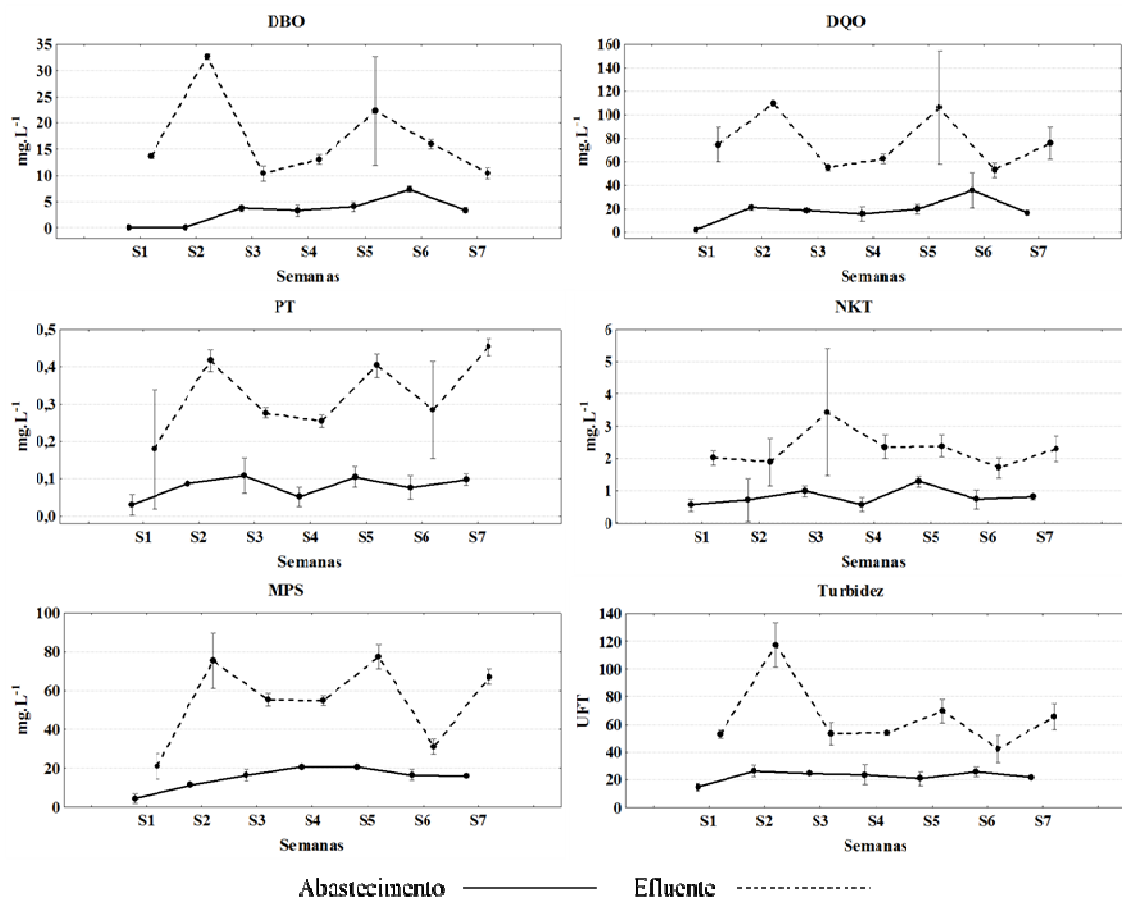


Figura 5. Médias e desvios padrão das variáveis relacionadas diretamente com o impacto ambiental causado pela criação de pacu.

O fator 1, obtido pela análise de fatores, representa as variáveis relacionadas com o impacto ambiental causado pela criação, que, segundo Arana (2004) é consequência de uma fração da dieta que não é ingerida ou é eliminada na forma de fezes e, consequentemente, contribui diretamente para a formação de detritos. Boyd (1997) reportou que a dieta não consumida é convertida pela atividade microbiana em dióxido de carbono, amônia, fosfatos e outras substâncias dissolvidas. A disponibilidade de nutrientes, como fósforo, causada pela digestão parcial do alimento afeta a qualidade da água e aumenta a produção primária, ocorrendo aumento de crescimento do fitoplâncton e afetando a transparência da água (SIPAUBA-TAVARES et al., 1999).

no efluente do viveiro e no abastecimento somente na sexta semana. O fósforo total permaneceu acima do permitido em todas as semanas nos dois pontos de coleta, exceto no abastecimento na primeira semana. A turbidez esteve acima do padrão estabelecido somente na segunda semana. O material particulado suspenso esteve dentro do estabelecido em todas as semanas nos dois pontos de coleta, porém conforme recomendação de Boyd (2003), os sólidos suspensos não deveriam ser maiores que 50 mg.L^{-1} , e no efluente somente as semanas 1 e 6 estiveram de acordo com o recomendado (figura 6).

Apesar do nitrogênio total e a DQO não apresentarem padrão na legislação verificou-se que em todas as semanas o efluente demonstrou aumento desses indicadores quando comparado com o abastecimento. Ainda de acordo com a resolução nº 357 do CONAMA a concentração máxima permitida de nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito são, respectivamente, $3,7 \text{ mg.L}^{-1}$, 10 mg.L^{-1} e $1,0 \text{ mg.L}^{-1}$, todas as amostras desses indicadores estavam dentro dos padrões estabelecidos na legislação.

A criação de pacu durante os três meses de experimento causou aumento na concentração de nitrogênio, fósforo e de material particulado suspenso, aumento no nível de turbidez e, conseqüentemente, um aumento na demanda bioquímica e química de oxigênio.

5.2 Tratamento do efluente com sistema *wetland* construída

A temperatura média da água dos tratamentos oscilou entre $19,57$ e $27,7^\circ \text{ C}$ durante todo o experimento. As médias de condutividade elétrica variaram entre $50,6$ e $205,7 \text{ } \mu\text{S.cm}^{-1}$ e a alcalinidade entre $20,6$ e $75,93 \text{ mg.L}^{-1}$, sendo que as maiores médias

foram apresentadas por T4, pois o solo filtrante contribui com a liberação de íons que influenciam na condutividade elétrica e alcalinidade (tabela 4).

Tabela 4. Médias e desvios padrão das variáveis limnológicas dos tratamentos, sedimentação (T1), *Eichhornia crassipes* (T2), *Ceratophyllum demersum* (T3) e *Typha dominigensis* (T4).

Ponto	Semana	Temp (°C)		OD (mg.L ⁻¹)		Cond (µS/cm)		pH		Alcal (mg.L ⁻¹)	
T1	1	22,2 ± 0,1	9,0 ± 0,7	66,5 ± 0,6	6,9 ± 0,3	26,6 ± 1,8					
T1	2	23,3 ± 0,5	8,0 ± 0,9	60,5 ± 0,9	6,4 ± 0,2	22,3 ± 0,5					
T1	3	20,3 ± 0,0	3,5 ± 1,3	70,0 ± 2,0	7,1 ± 0,1	31,9 ± 1,0					
T1	4	22,8 ± 0,2	4,9 ± 1,5	62,2 ± 2,0	6,7 ± 0,1	26,6 ± 0,2					
T1	5	26,7 ± 0,7	7,8 ± 0,5	78,3 ± 1,0	6,7 ± 0,0	25,8 ± 0,4					
T1	6	27,1 ± 0,1	8,1 ± 1,4	157,0 ± 1,4	6,1 ± 0,0	29,1 ± 0,3					
T1	7	25,4 ± 0,1	4,8 ± 1,2	104,4 ± 25,7	7,4 ± 0,1	38,1 ± 4,9					
T2	1	22,1 ± 0,0	8,8 ± 0,6	65,5 ± 0,2	6,8 ± 0,2	26,7 ± 0,8					
T2	2	23,3 ± 0,1	5,5 ± 2,7	61,1 ± 1,7	6,2 ± 0,1	22,2 ± 1,9					
T2	3	20,1 ± 0,1	3,2 ± 0,7	67,4 ± 1,6	7,1 ± 0,1	33,2 ± 0,6					
T2	4	23,3 ± 0,3	3,4 ± 1,0	50,6 ± 4,3	6,6 ± 0,1	20,6 ± 1,2					
T2	5	27,7 ± 0,8	4,3 ± 1,8	72,9 ± 3,1	6,7 ± 0,0	23,1 ± 0,4					
T2	6	26,9 ± 0,2	3,6 ± 0,5	160,2 ± 1,3	6,2 ± 0,1	28,1 ± 0,8					
T2	7	25,2 ± 0,1	3,0 ± 1,4	105,7 ± 21,2	7,8 ± 0,3	23,5 ± 3,3					
T3	1	22,0 ± 0,3	9,6 ± 0,3	68,4 ± 0,6	6,8 ± 0,3	26,4 ± 0,2					
T3	2	22,6 ± 0,4	8,0 ± 2,4	60,4 ± 0,9	6,2 ± 0,0	22,6 ± 0,4					
T3	3	19,6 ± 0,2	3,7 ± 0,7	64,5 ± 1,5	7,2 ± 0,1	32,5 ± 1,2					
T3	4	22,8 ± 0,4	5,8 ± 1,5	51,2 ± 3,0	6,7 ± 0,0	23,0 ± 0,8					
T3	5	26,3 ± 0,3	4,1 ± 0,5	67,4 ± 3,2	6,7 ± 0,0	21,5 ± 0,8					
T3	6	26,6 ± 0,1	4,2 ± 0,8	169,4 ± 6,1	6,1 ± 0,0	28,1 ± 0,6					
T3	7	25,0 ± 0,1	6,8 ± 0,0	119,3 ± 25,2	7,6 ± 0,1	30,4 ± 6,5					
T4	1	21,1 ± 0,1	7,6 ± 1,5	69,9 ± 1,4	6,6 ± 0,2	26,6 ± 1,1					
T4	2	24,8 ± 0,5	5,2 ± 3,2	125,0 ± 29,6	6,4 ± 0,1	54,5 ± 15,7					
T4	3	19,8 ± 0,2	2,8 ± 1,1	83,1 ± 13,5	7,1 ± 0,1	44,1 ± 8,7					
T4	4	22,2 ± 0,0	6,5 ± 1,6	76,8 ± 5,9	6,3 ± 0,2	37,2 ± 3,1					
T4	5	26,6 ± 1,1	6,3 ± 1,8	78,5 ± 5,5	6,8 ± 0,1	27,6 ± 4,0					
T4	6	26,2 ± 0,4	3,9 ± 0,8	205,7 ± 17,4	6,7 ± 0,4	43,7 ± 3,0					
T4	7	25,7 ± 0,8	2,7 ± 0,7	182,2 ± 17,8	7,4 ± 0,1	75,9 ± 7,7					
T1 média		24,0 ± 0,2	6,6 ± 1,1	85,6 ± 4,8	6,7 ± 0,1	28,6 ± 1,3					
T2 média		24,1 ± 0,2	4,5 ± 1,2	83,4 ± 4,8	6,8 ± 0,1	25,3 ± 1,3					
T3 média		23,5 ± 0,3	6,0 ± 0,9	85,8 ± 5,8	6,8 ± 0,1	26,4 ± 1,5					
T4 média		23,8 ± 0,4	5,0 ± 1,5	117,3 ± 13,0	6,8 ± 0,2	44,2 ± 6,2					

De acordo com a resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005) a concentração mínima de oxigênio dissolvido para água de classe dois é de 5 mg.L⁻¹ e o pH deve se

manter entre 6 e 9, nenhuma amostra apresentou o pH em desacordo com a legislação, entretanto, o oxigênio dissolvido esteve abaixo do estabelecido em diversas amostras. Reddy & DeBusk (1985) constataram que, em sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas com grandes lâminas foliares, como *E. crassipes*, *P. stratiotes* e *Hydrocotyle umbellata*, as concentrações de oxigênio dissolvido foram baixas (2,4-3,9 mg.L⁻¹), especialmente em decorrência do sombreamento e da decomposição da matéria orgânica por organismos aeróbios.

Foi realizada uma análise exploratória utilizando a análise de componentes principais para identificar discriminação entre os pontos de efluente do viveiro e cada etapa do tratamento proposto. Os componentes 1 e 2 captaram um total de 44,52% da variabilidade apresentada pelos dados (figura 7).

As variáveis com maior poder discriminante no componente 1 (CP1) foram DBO, DQO, fósforo total, nitrogênio total, ortofosfato, material particulado suspenso (MPS), turbidez e oxigênio dissolvido que interagiram positivamente entre si. A variabilidade captada pelo componente 1 está relacionada com o impacto ambiental causado pela criação, em que as variáveis PT e NKT indicam o acréscimo de nutrientes, DBO e DQO indicam a demanda de oxigênio necessária para decompor os nutrientes e turbidez e MPS indicam a presença de partículas na água.

O oxigênio dissolvido está relacionado com a produção primária que libera O₂ por meio da fotossíntese. Assim ocorreu uma separação gradual do efluente e as etapas de tratamento, de forma que todos os pontos de efluente ficaram nos quadrantes relacionados com alta concentração de nutrientes e MPS, alto nível de turbidez e demanda de oxigênio, enquanto que os pontos dos tratamentos gradualmente apresentaram menor relação com as variáveis ligadas ao impacto, sendo o tratamento 4 (T4) o ponto que apresentou menor relação.

As variáveis responsáveis pela variabilidade captada pelo componente 2 foram temperatura, condutividade elétrica e nitrato interagindo positivamente entre si. Essas variáveis indicam ocorrência de decomposição da matéria orgânica, uma vez que temperaturas mais altas favorecem o aumento de taxa de decomposição e, conseqüentemente, aumenta disponibilidade de nutrientes e substâncias que aumentam a condutividade elétrica. Não foi observada uma relação entre o efluente e etapas de tratamento com componente 2, nesse componente foi observada uma interação positiva entre temperatura, condutividade elétrica e nitrato interagindo negativamente com o nitrogênio amoniacal.

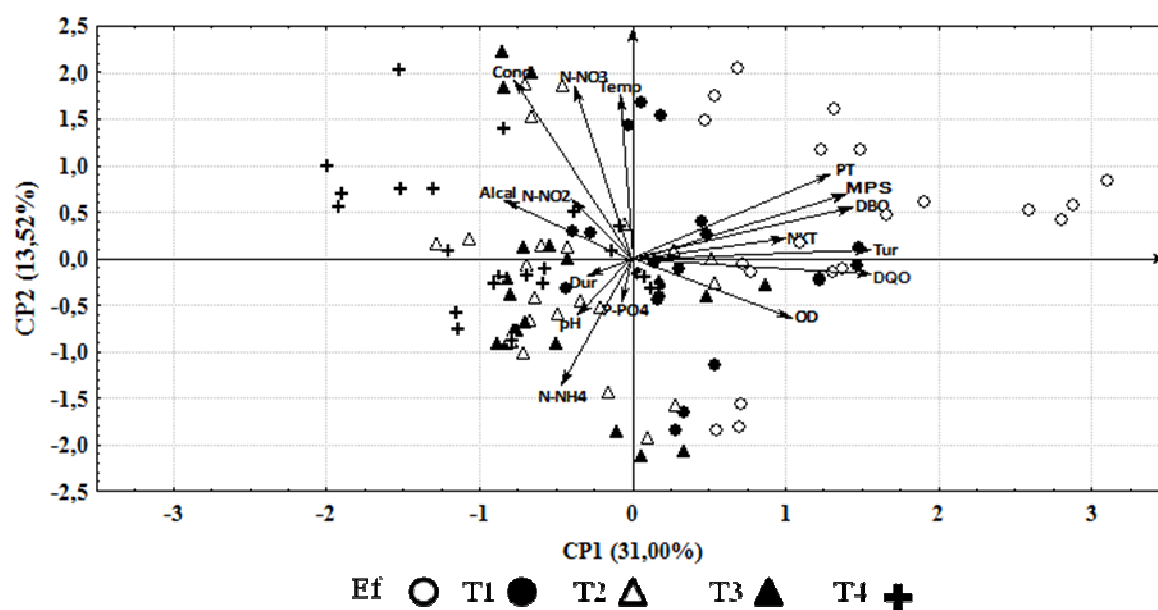


Figura 7. Gráfico biplot gerado pelos dois primeiros componentes principais, demonstrando a distribuição dos tratamentos e variáveis limnológicas.

Os cinco fatores captados pela análise de fatores explicam 74,9% da variabilidade contida nos dados originais (tabela 5).

O fator 1 (F1) está associado ao impacto ambiental na água causado pela criação. Verifica-se interação positiva entre as variáveis DBO, DQO, turbidez, fósforo total,

nitrogênio total, material particulado suspenso e o oxigênio dissolvido. Os principais impactos dos efluentes sobre os ambientes naturais são o aumento das concentrações de nutrientes na água e no sedimento e o incremento das populações de fitoplâncton e de bactérias (REDDING et al., 1997) e a concentração de OD no efluente provavelmente esteve relacionada à fotossíntese realizada pelo fitoplâncton (HENRY-SILVA e CAMARGO, 2000).

O fator 2 (F2) apresenta como variáveis em destaque a temperatura, condutividade elétrica da água e nitrato interagindo positivamente. Esse fator está relacionado com o processo de decomposição da matéria orgânica, assim como o fator 3 da análise de impacto ambiental, em que a temperatura aumenta a taxa de decomposição favorece a liberação de íons cálcio, magnésio, carbonatos que aumentam a condutividade elétrica da água e disponibilizando nutrientes solúveis.

O fator 3 (F3) apresenta interação positiva para pH e nitrito e negativa para oxigênio dissolvido, representando o processo de nitrificação, mais especificamente nitrificação, em que ocorre consumo de oxigênio dissolvido para formação do nitrito. O processo de nitrificação é responsável pelo decréscimo do pH, porém, diversos autores demonstram que a taxa ótima de nitrificação ocorre entre pH 7 e 8. Como o pH máximo encontrado não chegou a 8, os valores mais altos encontrados favoreceram a taxa de nitrificação.

O fator 4 está relacionado com a presença de nutrientes disponíveis para incorporação na produção primária, uma vez que foi verificado uma interação positiva entre o nitrogênio amoniacal e o ortofosfato, e também está relacionado com o processo de desnitrificação, sendo que ocorreu interação positiva entre nitrogênio amoniacal e oxigênio dissolvido e negativa com nitrato.

Tabela 5. Resultados da análise de fatores para o tratamento de efluente demonstrando cinco fatores selecionados com as contribuições de cada variável para os fatores e sua interpretação.

Variáveis	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5
Temp	0,061978	0,806769	-0,234159	0,020597	0,059141
OD	0,492816	-0,120551	-0,462876	0,422234	0,149085
Cond	-0,210693	0,882807	0,143098	-0,018521	-0,141548
pH	-0,045655	-0,205438	0,833345	0,275811	-0,035955
Alcal	-0,295898	0,337348	0,394365	0,071372	-0,579975
Dur	-0,172068	0,005293	0,106248	0,162327	0,794956
DBO	0,827969	0,104364	-0,292936	0,087718	-0,052433
DQO	0,871260	-0,072127	-0,237243	0,168263	-0,050906
PT	0,826553	0,048231	0,162659	-0,211932	0,018666
NKT	0,682108	-0,107224	0,326177	-0,002209	0,172572
MPS	0,931530	-0,078291	0,026435	-0,144972	-0,028906
Tur	0,852689	-0,229015	-0,101691	-0,054543	-0,020315
N-NH3	-0,223982	-0,122418	0,158292	0,793890	0,099725
N-NO3	-0,035569	0,530341	0,188308	-0,453879	0,447602
N-NO2	-0,059771	0,217072	0,817839	-0,022708	0,097739
P-PO4	0,072748	0,176018	0,174253	0,711490	0,023362
Var. Captada	29,11%	12,89%	13,72%	10,84%	7,95%
Interpretação	Matéria orgânica, produção primária e demanda de O ₂	Decomposição	Nitrificação	Nutrientes disponíveis e desnitrificação	Nitratação

Valores em negrito indicam maior relevância para o fator da coluna correspondente.

O fator 5 apresentou interação negativa entre o nitrato e alcalinidade, representando a continuidade do processo de nitrificação, mais especificamente o processo de nitratação. Ao se analisar a equação global da nitrificação, tem-se que 1 mol de N-NH₄⁺ produz 2 mols de H⁺, que pela presença de alcalinidade, o H⁺ não

gerará acidez diretamente. Na água, cada mol de H^+ consome 1 mol de HCO_3^- (bicarbonato), o que em última análise implica que, os 2 mols de H^+ gerados na nitrificação de 1 mol de NH_4^+ consomem 2 mols de HCO_3^- . Dessa forma, em termos de concentração, a oxidação de 1mg de $N-NH_4^+$ consome $7,1 \text{ mg.L}^{-1}$ de alcalinidade.

A análise de variância dos fatores demonstrou diferença entre os pontos de coleta, semanas e interação entre pontos e semanas (tabela 6).

Tabela 6. Análise de variância teste LSD – Fisher de comparação de médias dos fatores relacionados com o tratamento de efluente tipo wetland.

ANOVA Models^a	Fator 1	Fator 2	Fator 3	Fator 4	Fator 5
Trat	0,000000	0,000000	0,000084	0,033759	0,000000
Semana	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000	0,000000
Trat*Semana	0,000000	0,000023	0,001888	0,000000	0,000000
Teste de Comparação de Médias de Fisher - LSD					
Tratamento^b					
Efluente	a____	_b_	a__	ab	a_
T1	_b__	_b_	_b_	a_	a_
T2	__c__	__c	_b_	_b	a_
T3	___d_	__c	__c	a_	a_
T4	___e	a__	a__	_b	_b
Semanas^b					
S1	_b__	___e_	__c__	a____	ab____
S2	a____	___d_	___e	___de	___d_
S3	_b__	___f	_b__	___e	_b__
S4	___d_	___e_	___d_	___d_	ab____
S5	_b__	__c__	___d_	__c__	ab____
S6	__c__	a____	__cd_	___de	a____
S7	_b__	_b____	A____	_b__	__c__

^a Significância ao nível de 5%. ^b Valores seguidos de mesma letra na mesma coluna não diferem estatisticamente ao nível de 5%, $a > b > c \dots$.

A análise do fator 1, relacionado ao impacto ambiental na qualidade da água, demonstrou que o tratamento foi eficiente em todas as etapas, que foram estatisticamente diferentes entre si. A maior média foi apresentada pelo efluente que diminuiu gradualmente até o tratamento com taboa e solo filtrante (T4). No início do

experimento os tratamentos com macrófitas aquáticas apresentaram médias semelhantes entre si e diferentes do tratamento com sedimentação. Nas últimas semanas os tratamentos T2 e T3 continuaram semelhantes e enquanto o tratamento T4 apresentou médias menores, o tratamento T3 aparentemente atingiu sua capacidade de suporte por volta da quarta semana, apresentando perda de eficiência a partir de então. Diferente dos demais fatores, o fator 1 demonstrou discriminação entre as médias do efluente e dos tratamentos (figura 8).

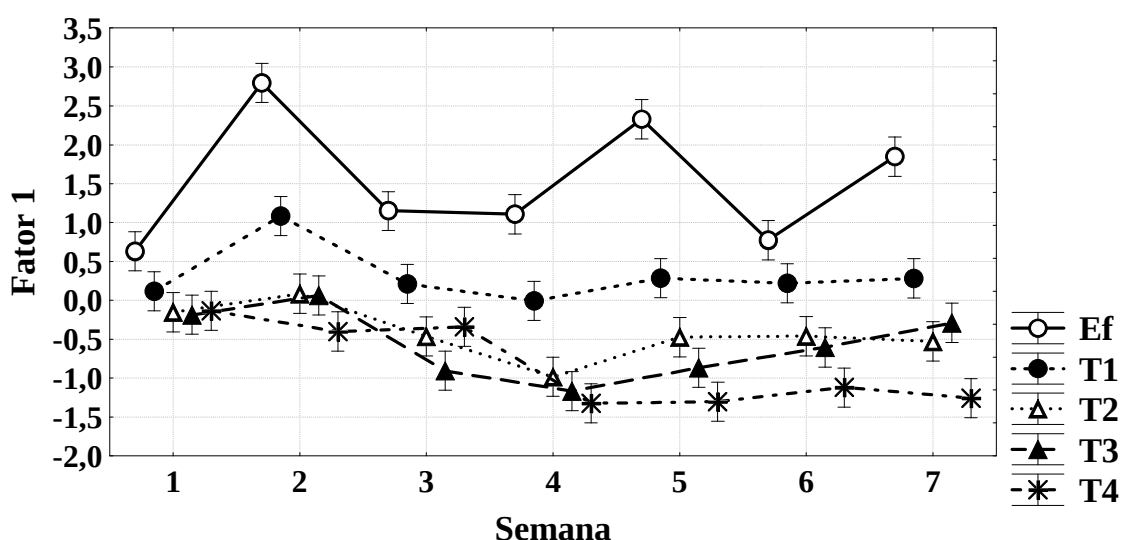


Figura 8. Dinâmica da interação entre os pontos de tratamento e semanas de acordo com a variabilidade captada no fator 1.

O fator 2 representa a taxa de decomposição, que apresentou comportamento semelhante no efluente e em todos os tratamentos ao longo do tempo, contudo, apresentou tendência a aumentar com o passar do tempo devido ao clima mais quente com o término do inverno e início da primavera. Com o aumento da temperatura ocorreu aumento da decomposição e, conseqüentemente, aumento na liberação de nutrientes e aumento da condutividade elétrica (figura 9).

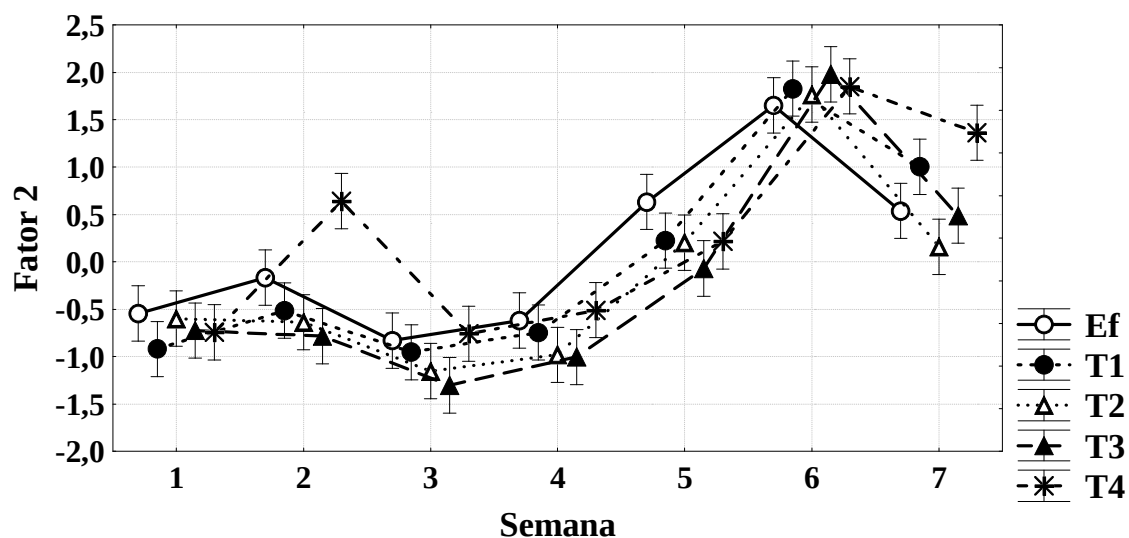


Figura 9. Dinâmica da interação entre os pontos de tratamento e nas semanas de acordo com a variabilidade captada no fator 2.

O fator 3 demonstrou diferença significativa entre os pontos de coleta, entre as semanas e entre a interação semanas e pontos. O processo de nitrificação, captado pelo fator 3, apresentou variabilidade semelhante no efluente e nas etapas de tratamento, uma vez que ocorreu maior variação temporal do que entre os pontos de coleta. O processo de nitrificação apresentou maior taxa de acordo com a variação do pH, sendo que ocorreram maiores taxas de nitrificação em níveis mais altos de pH (figura 10).

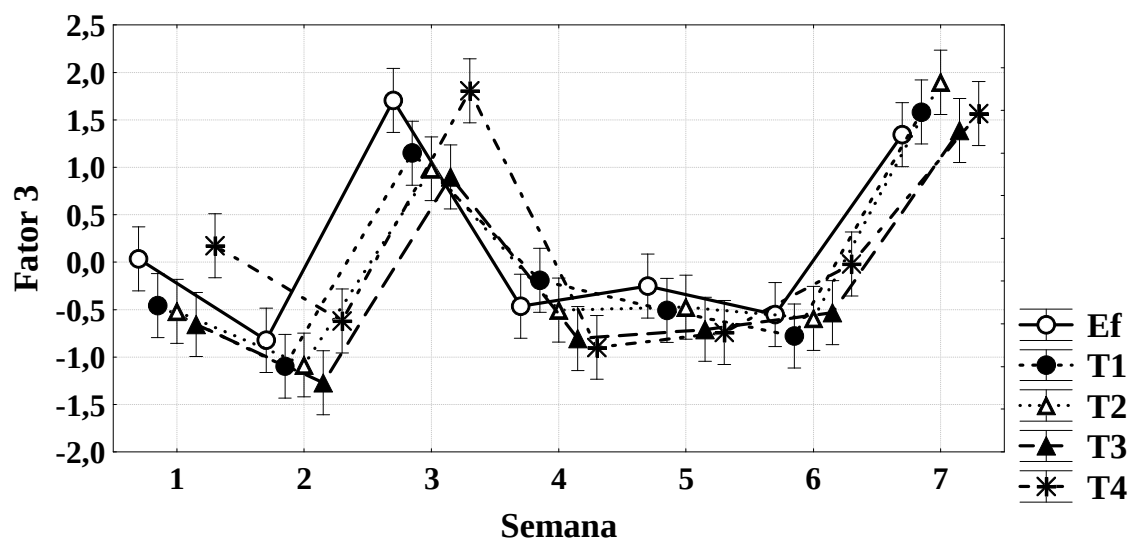


Figura 10. Dinâmica da interação entre os pontos de tratamento e semanas de acordo com a variabilidade captada no fator 3.

O fator 4 representa a disponibilidade de nutrientes e o processo de desnitrificação. Foi observada uma dinâmica semelhante a ocorrida na avaliação de impacto da criação de pacu, em que na primeira semana ocorreram maiores concentrações de nutrientes dissolvidos e após a assimilação pela produção primária verificou-se uma oscilação semelhante em todos os pontos. Na primeira semana o tratamento associado entre a taboa e solo filtrante já apresentou eficiente incorporação dos nutrientes disponíveis (figura 11).

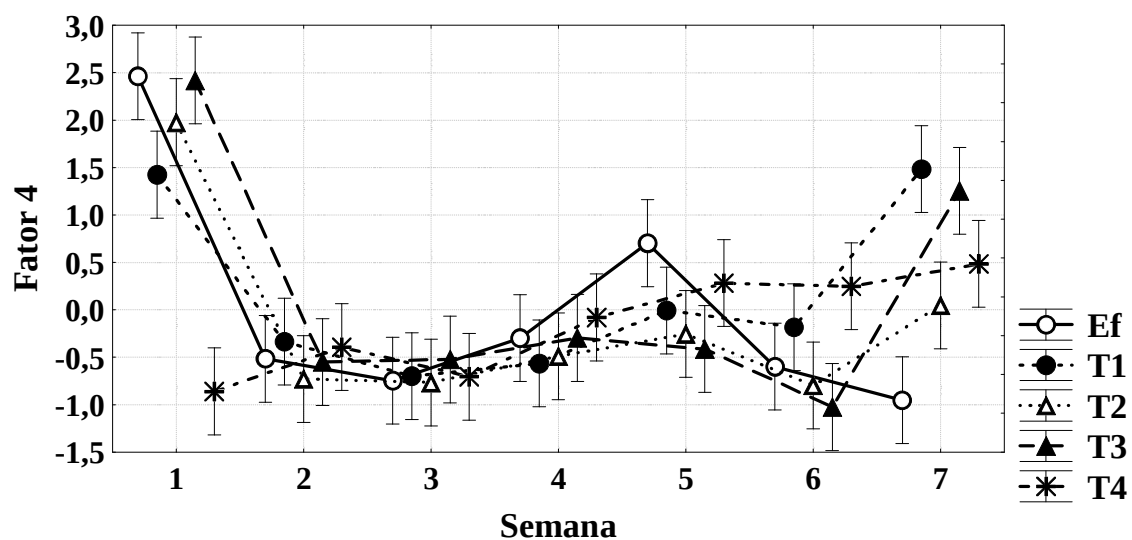


Figura 11. Dinâmica da interação entre os pontos de tratamento e semanas de acordo com a variabilidade captada no fator 4.

Para o fator 5, que representa o processo de nitratação, ocorreu diferença significativa entre os tratamentos, semanas e interação entre os tratamentos e as semanas. A dinâmica apresentada pelos tratamentos apresentou variabilidade semelhante (figura 12).

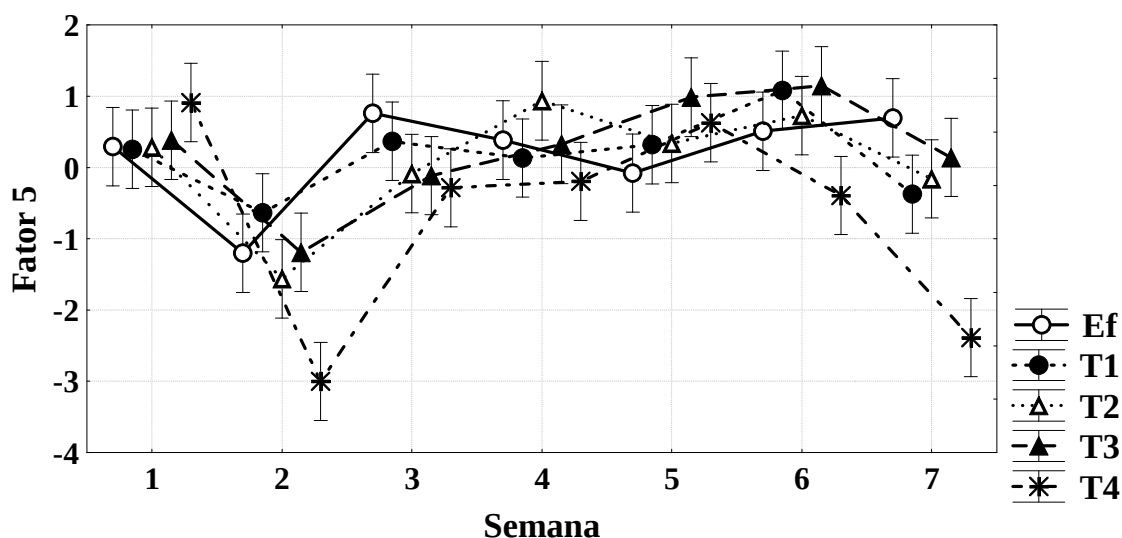


Figura 12. Dinâmica da interação entre os pontos de tratamento e semanas de acordo com a variabilidade captada no fator 5.

Todos os processos ecológicos que ocorreram durante o tratamento do efluente e foram captados pela análise de fatores são interligados, porém, por meio da análise foi possível verificar a dinâmica individual deles. O fator 1 representa o acréscimo de matéria orgânica, aumento da produção primária e demanda de oxigênio causada pela decomposição da matéria orgânica, que é o fator 2, verificada dependência da temperatura e aumento da condutividade elétrica da água (figura 13).

A decomposição da matéria orgânica proporciona disponibilidade de nutrientes dissolvidos que são assimilados pelo fitoplâncton e pelas macrófitas aquáticas para o metabolismo e biomassa. Um agravante do processo de decomposição é que o fosfato, antes imobilizado nos sedimentos, torna-se disponível na coluna d'água, aumentando a produção primária do fitoplâncton (PERSSON 1991).

Os fatores F3 e F5 representam a dinâmica ocorrida nas formas de nitrogênio por meio do processo de nitrificação, em que o F3 representa nitrificação e o F5 a nitratação. A nitrificação (conversão de nitrogênio amoniacal a nitrato via nitrito) e a

desnitrificação (conversão do nitrato a nitrogênio gasoso) são os principais processos envolvidos na remoção biológica. Usualmente, esses dois processos são realizados em dois estágios separados já que as condições ambientais requeridas para cada processo são diferentes (DINÇER e KARGI, 2000). Nitrificação e desnitrificação, que dependem de ambientes com diferentes concentrações de oxigênio dissolvido, são considerados os processos mais importantes em cerca de 90% do nitrogênio removido. Na maioria das *wetlands* convencionais, a limitação de remoção do nitrogênio é a nitrificação insuficiente devido à falta de oxigênio dissolvido no efluente (CHEN et al., 2008).

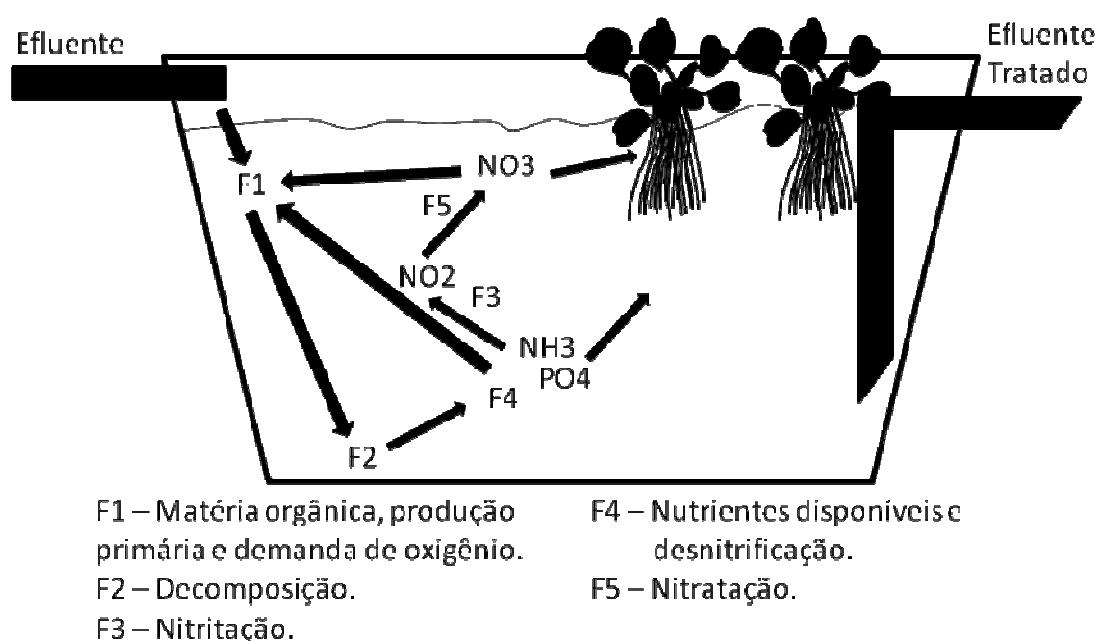


Figura 13. Representação dos processo ecológicos durante o tratamento do efluente com sistema de wetland contruída captados pela análise de fatores.

O sistema de tratamento tipo *wetland* foi eficiente na remoção da DBO em todas as semanas do experimento, a média total de tratamento foi de 80,1%. As médias totais demonstraram que o T3 apresentou pequeno acréscimo na porcentagem de remoção quando comparado ao T2 (tabela 7).

Tabela 7. Médias, desvios padrão e porcentagem de remoção (%R) de DBO no efluente e etapas do tratamento com *wetland* nas etapas de sedimentação (T1), *E. crassipes* (T2), *C. demersum* (T3) e *T. dominigensis* (T4).

Semana	DBO (mg.L ⁻¹)										%R
	Ef		T1		T2		T3		T4		
1	13,7	± 0,6	11,3	± 0,6	11,0	± 1,0	12,0	± 2,6	0,0	± 0,0	100,0
2	32,7	± 0,6	21,3	± 2,2	9,7	± 2,1	11,0	± 3,5	4,3	± 3,8	86,7
3	10,3	± 1,5	10,3	± 2,1	5,3	± 1,2	3,7	± 0,6	5,0	± 1,0	51,6
4	13,0	± 1,0	8,3	± 0,6	4,3	± 0,6	3,0	± 3,0	1,7	± 1,5	87,2
5	22,3	± 11,0	8,7	± 2,3	5,7	± 1,2	5,0	± 2,0	0,3	± 0,6	98,5
6	16,0	± 1,0	15,7	± 2,9	10,7	± 0,6	9,3	± 1,5	5,0	± 1,0	68,8
7	10,3	± 1,2	6,3	± 0,6	4,0	± 1,0	4,7	± 0,6	3,3	± 0,6	67,7
Total	Média	%R	Média	%R	Média	%R	Média	%R	Média	%R	
	16,9	0,0	11,7	27,1	7,2	53,5	7,0	56,3	2,8	80,1	

A remoção de DQO foi eficiente em todas as semanas do experimento e apresentou uma tendência a ser mais efetivo nas últimas semanas, a remoção média total foi de 70,7%. A etapa T3 foi responsável por aumento da DQO no efluente durante as semanas 1 e 7, contudo na média total também contribuiu para a remoção de DQO (tabela 8).

Tabela 8. Médias, desvios padrão e porcentagem de remoção (%R) de DQO no efluente e etapas do tratamento com *wetland* nas etapas de sedimentação (T1), *E. crassipes* (T2), *C. demersum* (T3) e *T. dominigensis* (T4).

Semana	DQO (mg.L ⁻¹)										%R
	Ef		T1		T2		T3		T4		
1	74,7	± 15,6	66,7	± 17,9	59,3	± 21,1	62,3	± 22,7	48,3	± 20,0	35,3
2	109,3	± 0,6	78,0	± 8,2	59,3	± 5,5	52,7	± 3,5	48,0	± 2,0	56,1
3	55,0	± 2,6	37,5	± 3,5	28,3	± 9,7	15,0	± 5,0	21,3	± 5,0	61,2
4	62,7	± 4,5	38,0	± 1,7	22,0	± 1,7	14,0	± 14,0	7,7	± 6,8	87,8
5	106,3	± 50,8	41,0	± 9,5	27,3	± 4,9	23,3	± 10,6	3,0	± 3,6	97,2
6	53,0	± 6,6	41,7	± 6,0	38,3	± 3,8	32,7	± 3,8	21,7	± 2,3	59,1
7	76,0	± 14,4	31,3	± 3,1	24,3	± 4,0	25,3	± 2,1	1,3	± 2,3	98,3
Total	Média	%R	Média	%R	Média	%R	Média	%R	Média	%R	
	76,7	0,0	47,7	36,0	37,0	49,9	32,2	57,4	21,6	70,7	

O sistema foi eficiente na remoção de fósforo total em todas as semanas com uma tendência a maior eficiência na remoção nas últimas semanas do experimento, a porcentagem média de remoção total foi de 68,1%. Quando comparadas as médias totais

o tratamento T3 não contribuiu para remoção de fósforo, mantendo a mesma porcentagem de remoção obtida pelo T2. O tratamento T3 foi responsável por exportação de fósforo total durante as semanas 1, 2 e 7. O tratamento T4 exportou fósforo total durante a semana 3 (tabela 9).

Segundo Vollenweider (1968) níveis de fósforo acima de $35 \mu\text{g.L}^{-1}$ correspondem à ambientes eutróficos. As médias apresentadas pelo efluente estiveram sempre muito acima desse valor enquanto o efluente tratado apresentou concentrações inferiores nas duas últimas semanas.

Tabela 9. Médias, desvios padrão e porcentagem de remoção (%R) de fósforo total (PT) no efluente e etapas do tratamento com *wetland* nas etapas de sedimentação (T1), *E. crassipes* (T2), *C. demersum* (T3) e *T. dominigensis* (T4).

PT (µg.L ⁻¹)																
Semana	Ef			T1			T2			T3			T4			%R
1	180	±	168	80	±	26	40	±	20	40	±	17	137	±	55	24,1
2	417	±	31	300	±	17	193	±	15	197	±	40	130	±	10	69,8
3	277	±	15	245	±	28	187	±	8	130	±	20	182	±	25	34,3
4	255	±	18	220	±	22	112	±	25	78	±	26	53	±	8	79,1
5	403	±	33	260	±	10	168	±	42	123	±	37	57	±	16	86,0
6	285	±	138	187	±	37	125	±	17	100	±	33	27	±	3	90,6
7	453	±	23	348	±	89	127	±	53	190	±	93	28	±	8	93,8
Total	Média	%R		Média	%R		Média	%R		Média	%R		Média	%R		
	324	0		234	28,8		136	58,1		123	63,6		88	68,1		

A remoção de nitrogênio total foi eficiente em todas as semanas de experimento com uma média de remoção total de 75,8%, não foi observada uma tendência temporal para o aumento na remoção que foi eficiente desde a primeira semana. Todas as etapas de tratamento contribuíram para a eficiência total de remoção. Assim como no fósforo total, o tratamento T4 exportou nitrogênio durante a semana 3 (tabela 10).

Tabela 10. Médias, desvios padrão e porcentagem de remoção (%R) de nitrogênio total (NKT) no efluente e etapas do tratamento com *wetland* nas etapas de sedimentação (T1), *E. crassipes* (T2), *C. demersum* (T3) e *T. dominigensis* (T4).

NKT (mg.L ⁻¹)												
Semana	Ef		T1		T2		T3		T4		%R	
1	2,0	± 0,2	1,8	± 0,4	1,0	± 0,6	1,0	± 0,6	0,3	± 0,4	86,2	
2	1,9	± 0,8	0,8	± 0,6	1,0	± 0,6	0,8	± 0,4	0,7	± 0,4	61,9	
3	3,4	± 2,1	1,9	± 0,3	1,2	± 0,2	0,9	± 0,2	1,9	± 0,7	45,5	
4	2,4	± 0,4	1,8	± 0,1	0,7	± 0,3	0,4	± 0,1	0,4	± 0,1	85,2	
5	2,4	± 0,4	1,3	± 0,1	0,9	± 0,4	0,5	± 0,3	0,2	± 0,1	92,0	
6	1,7	± 0,3	1,6	± 0,2	0,8	± 0,3	0,8	± 0,2	0,2	± 0,2	86,0	
7	2,3	± 0,4	1,5	± 0,2	0,9	± 0,3	0,7	± 0,1	0,6	± 0,1	73,5	
Total	Média	%R	Média	%R	Média	%R	Média	%R	Média	%R		
	2,3	0,0	1,5	32,8	0,9	59,1	0,7	66,0	0,6	75,8		

Durante todas as semanas o sistema de tratamento foi eficiente na remoção de material particulado suspenso, com uma remoção média total de 77,7%, sendo observada uma tendência de maior tratamento nas últimas semanas do experimento (tabela 11).

Nas primeiras semanas o tratamento T4 também exportou material particulado suspenso, provavelmente a falta de estabilização do solo filtrante, apresentando maior remoção nas últimas semanas, além de que na mangueira de saída do efluente tratado se desenvolveu uma camada de perifíton que provavelmente contribuiu para o aumento de MPS nesse ponto. A capacidade de retenção de material particulado pelas macrófitas aquáticas é importante, pois os efluentes de aquicultura geralmente são ricos em material orgânico, que pode provocar alterações nos ambientes aquáticos (IWANA, 1991; HENRY-SILVA & CAMARGO, 2006).

Tabela 11. Médias, desvios padrão e porcentagem de remoção (%R) de material particulado suspenso (MPS) no efluente e etapas do tratamento com *wetland* nas etapas de sedimentação (T1), *E. crassipes* (T2), *C. demersum* (T3) e *T. dominigensis* (T4).

MPS (mg.L ⁻¹)												
Semana	Ef		T1		T2		T3		T4		%R	
1	20,9	± 6,9	18,8	± 4,6	15,3	± 0,6	13,4	± 1,4	17,0	± 2,7	18,6	
2	75,5	± 14,9	40,2	± 2,4	19,4	± 3,2	19,7	± 3,9	18,6	± 2,9	75,3	
3	55,3	± 3,6	30,5	± 0,5	18,4	± 8,3	6,9	± 1,5	16,4	± 5,9	70,4	
4	54,8	± 2,5	26,4	± 2,1	7,8	± 4,5	1,2	± 0,5	3,3	± 1,2	94,1	
5	77,5	± 6,6	31,2	± 5,0	13,4	± 5,0	6,5	± 4,4	0,5	± 0,2	99,3	
6	31,1	± 4,3	17,8	± 1,6	7,9	± 1,8	6,0	± 1,4	3,3	± 1,4	89,3	
7	67,1	± 4,1	14,9	± 5,3	6,4	± 5,1	10,9	± 7,1	1,7	± 1,8	97,5	
Total	Média	%R	Média	%R	Média	%R	Média	%R	Média	%R		
	54,6	0,0	25,7	47,6	12,7	71,6	9,2	78,7	8,7	77,7		

A remoção de turbidez foi eficiente em todas as semanas com exceção da primeira, em que o tratamento T4 exportou partículas que causaram aumento da turbidez da água, provavelmente devido a material presente nos componentes do solo filtrante. Foi verificada média total de 54,8% de remoção de turbidez. Contudo quando excluída a primeira semana a remoção média do T4 foi de 73,35%, aproximadamente 19% a mais que média incluindo a primeira semana (tabela 12)

Tabela 12. Médias, desvios padrão e porcentagem de remoção (%R) de Turbidez no efluente e etapas do tratamento com *wetland* nas etapas de sedimentação (T1), *E. crassipes* (T2), *C. demersum* (T3) e *T. dominigensis* (T4).

Turbidez (UFT)												
Semana	Ef		T1		T2		T3		T4		%R	
1	53,0	± 3,5	43,7	± 1,5	40,0	± 1,0	35,7	± 2,9	82,7	± 6,5	-56,0	
2	117,3	± 16,9	64,7	± 2,5	38,3	± 2,9	35,7	± 9,0	21,7	± 2,9	81,5	
3	53,3	± 8,3	43,0	± 2,6	26,7	± 7,4	18,3	± 0,6	31,3	± 5,1	41,3	
4	53,7	± 1,5	35,7	± 3,2	19,0	± 4,4	14,7	± 0,6	15,0	± 3,6	72,0	
5	69,7	± 9,0	34,7	± 3,2	22,7	± 4,0	17,0	± 4,4	11,3	± 2,5	83,7	
6	42,0	± 10,5	26,7	± 1,5	22,0	± 8,9	14,3	± 3,5	11,0	± 3,5	73,8	
7	65,7	± 9,8	24,0	± 5,2	16,7	± 3,5	19,7	± 5,5	8,0	± 4,4	87,8	
Total	Média	%R	Média	%R	Média	%R	Média	%R	%R	%R		
	65,0	0,0	38,9	37,9	26,5	56,6	22,2	64,5	25,9	54,8		

Durante a semana 3 foi verificada uma queda na eficiência de remoção de DBO, fósforo e nitrogênio total e turbidez (tabelas 7, 9, 10 e 12, respectivamente), nessa semana ocorreu uma chuva muito forte antes e durante a coleta que provavelmente influenciou no resultado, provavelmente por ter causado revolvimento do sedimento no tratamento T4 e por as caixas dessa etapa estarem localizadas embaixo de árvores, contribuindo para a entrada de matéria orgânica nas caixas com taboa.

O sistema apresentou boa taxa de remoção das variáveis relacionadas com impacto ambiental, ocorrendo aumento da eficiência nas últimas semanas com a estabilização principalmente das etapas T3 e T4, que continham solo e apresentaram melhores taxas de remoção nas últimas semanas.

Redding *et al.* (1997) verificaram a capacidade de macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos (*Rorippa nasturtium-aquaticum* - emersa, *Azolla filiculoides* - flutuante e *Elodea nuttalli* - submersa) na remoção de nutrientes de efluentes da criação de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). As maiores remoções de nitrogênio e fósforo foram efetuadas pelo sistema composto por *R. nasturtium-aquaticum*.

Martins et al, (2007) trabalhando com *Typha dominguensis* verificou bom potencial fitorremediador requerendo, no entanto, um grau mínimo de fertilidade para assegurar seu desenvolvimento. O melhor desempenho observado demonstrou taxa de remoção de N e P, de 87 e 54%, respectivamente.

Henry-Silva e Camargo (2006) testaram a eficiência das macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento de efluentes de um viveiro de criação de *O. niloticus*. Os autores constataram que *E. crassipes* e *P. stratiotes* foram mais eficientes na remoção de fósforo total (82,0 e 83,3%, respectivamente) e nitrogênio orgânico total (46,1 e

43,9%, respectivamente) que *Salvinia molesta* (72,1% de fósforo total e 42,7% de nitrogênio orgânico total).

Schwartz e Boyd (1995) analisaram a eficiência de um sistema composto por macrófitas aquáticas emersas no tratamento de efluentes de *Ictalurus punctatus* (bagre de canal). O sistema consistiu de dois alagados arranjados em série, onde foram plantadas as macrófitas aquáticas emersas *Scirpus californicus*, *Zizaniopsis miliacea* e *Panicum hemitomon*. O sistema como um todo removeu de 51-75% do nitrogênio total; 45-61% do fósforo total e 75-87% dos sólidos em suspensão.

No presente trabalho o sistema de tratamento constituído de uma *wetland* construída com três espécies de macrófitas aquáticas de diferentes tipos ecológicos (flutuante, submersa e emersa) foi eficiente na remoção das variáveis relacionadas com o impacto ambiental da criação em todas as etapas. Foi observada remoção média total de 54,8% da turbidez, 77,7% do material particulado suspenso, 75,7% do nitrogênio total, 67,9% do fósforo total, 70,7% da DQO e 80,1% da DBO do efluente do viveiro.

Algumas médias de remoção ainda foram prejudicadas pela falta de estabilidade das etapas T3 e T4 durante o início do experimento. Desconsiderando a primeira semana do tratamento as médias de remoção das variáveis turbidez, material particulado e fósforo total são, respectivamente 73,4%, 87,6% e 75,5%.

Avaliando individualmente a remoção de cada variável relacionada ao impacto ambiental não é possível verificar a importância de cada etapa do tratamento, porém a análise de variância a partir do fator 1 obtido na análise de fatores (tabela 6) demonstrou que todas etapas do tratamento foram diferentes entre si. Concluindo-se que no aspecto geral todas contribuíram significativamente com a diminuição do impacto ambiental.

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005), as concentrações máximas para corpos hídricos de classe 2 são: DBO máximo de 5 mg.L⁻¹, fósforo total

máximo de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$, turbidez máxima de 100 UNT e sólidos suspensos máximo de 500mg.L^{-1} . Verificou-se que a DBO esteve acima do permitido em todas as semanas de coleta no efluente do viveiro e que se encontrava dentro dos padrões no efluente tratado. O fósforo total permaneceu acima do permitido em todas as semanas no efluente do viveiro como nas etapas de tratamento, estiveram dentro dos padrões permitidos o efluente final, após T4, nas semanas S4, S6 e S7. A turbidez esteve acima do padrão estabelecido somente na segunda semana no efluente do viveiro.

O material particulado suspenso esteve dentro do estabelecido pela legislação brasileira em todas as semanas nos em todos os pontos de coleta, porém, segundo recomendação de Boyd (2003) os sólidos suspensos não devem ser superiores a 50mg.L^{-1} . No efluente tratado todas as amostras estavam de acordo com o recomendado, enquanto que no efluente do viveiro, com exceção das semanas um e seis, as amostras apresentaram concentração de sólidos superior ao recomendado.

Apesar do nitrogênio total e a DQO não apresentarem padrão na legislação verificou-se que ocorreu remoção de 73% e 71% dessas variáveis, respectivamente. Ainda de acordo com a resolução nº 357 do CONAMA a concentração máxima permitida de nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito são, respectivamente, $3,7 \text{mg.L}^{-1}$, 10mg.L^{-1} e $1,0 \text{mg.L}^{-1}$, todas as amostras desses indicadores estavam dentro dos padrões estabelecidos na legislação.

5.3 Presença *Escherichia coli* e remoção pelo sistema de tratamento tipo *wetland*

O número mais provável de *Escherichia coli* foi calculado para todos os pontos de coleta. O ponto de abastecimento apresentou média de NMP de *E. coli* superior ao viveiro, provavelmente devido a água de abastecimento ser proveniente de uma represa

que possui acesso para diversos animais, inclusive um grupo de capivaras, causando contaminação da água da represa por fezes. O viveiro também apresenta remoção de *E. coli*, devido à competição com outros organismos e sedimentação (tabela 13).

O NMP de *E. coli* no sistema de tratamento oscilou muito durante as semanas principalmente nos pontos T3 e T4, em que foi utilizado solo para fixar o *C. demersum* nos vasos e para plantar a taboa. Provavelmente o solo apresentou contaminação por *E. coli* fazendo com que nas primeiras semanas do experimento esses dois pontos do tratamento exportassem *E. coli* ao invés de removê-la (tabela 13).

Tabela 13. Médias em NMP e porcentagem de remoção (%R) de *Escherichia coli* no abastecimento, efluente e tratamento com *wetland* nas etapas de sedimentação (T1), *E. crassipes* (T2), *C. demersum* (T3) e *T. dominigensis* (T4).

Semana		Ab	Ef	T1	T2	T3	T4
S1	Média	37,1	12,1	5,5	3,4	207,7	649,1
	%R	0,0	67,4	85,3	90,7	-459,7	-1649,6
S2	Média	60,2	48,6	23,5	6,5	110,9	56,4
	%R	0,0	19,3	60,9	89,2	-84,3	6,2
S3	Média	871,9	54,9	38,4	13,6	9,4	67,9
	%R	0,0	93,7	95,6	98,4	98,9	92,2
S4	Média	53,9	11,9	6,6	0,7	3,1	5,2
	%R	0,0	77,8	87,8	98,8	94,3	90,3
S5	Média	182,4	13,5	7,3	3,6	6,6	3,6
	%R	0,0	92,6	96,0	98,0	96,4	98,0
S6	Média	63,1	89,1	10,4	6,3	3,1	2,7
	%R	0,0	-41,2	83,5	90,0	95,1	95,7
S7	Média	201,9	672,5	820,3	45,8	4,9	7,3
	%R	0,0	-233,1	-306,3	77,3	97,6	96,4
Total	Média	210,1	128,9	130,3	11,4	49,4	113,2
	%R	0,0	38,6	38,0	94,6	76,5	46,1

A porcentagem de remoção obtida no trabalho foi semelhante ao trabalho de Diniz et al. (2005) que verificaram reduções de coliformes termotolerantes entre 35 e 98 % após a passagem da água por um banco de macrófitas formado por *E. crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Typha* spp. Van Kaick (2002) obteve redução de 94 % dos coliformes em

um sistema de tratamento com zona de raízes e atribuiu a redução à morte natural dos microrganismos em ambiente desfavorável e ao efeito tóxico de secreções radiculares sobre eles. Já Almeida e Almeida (2005) verificaram remoção acima de 99,5 % de coliformes totais e fecais com a utilização de zona de raízes com fluxo subsuperficial das macrófitas *Typha angustifolia*, *Hedychium coronariun* e *Coixlacryma-jobi*.

Pinto et al. (2007) desenvolveram um trabalho com macrófitas flutuantes e verificaram redução da contaminação por *E. coli* de 88,23 % utilizando *Eichhornia crassipes*, 76,47 % utilizando *Salvinia molesta* e 78,82 % utilizando uma interação entre *Eichhornia crassipe* *Salvinia molesta*.

Segundo Diniz et al. (2005), as macrófitas exercem efeito filtrador significativo sobre bactérias indicadoras de poluição fecal devido ao fato de suas raízes ficarem cobertas com material orgânico e mucilaginoso, permitindo a formação da comunidade perifítica.

A análise dos dados demonstrou que ocorreu diferença entre os pontos de tratamento, entre as semanas do experimento e a interação entre os dois. Verificou-se que, durante todo o experimento, o abastecimento apresentou maior NMP de *E. coli* seguido pelo efluente do viveiro. O tratamento T2 apresentou menor presença de *E. coli* e os tratamentos T1, T3 e T4 não foram diferentes entre si. Quanto à influência do tempo verificou-se que a semana S4 apresentou menores índices de contaminação por *E. coli* seguida pela semana S5 e S6, as semanas S1, S2, S3 e S7 apresentaram os maiores índices de contaminação e não diferiram entre si (tabela 14). O maior NMP ocorrido nas semanas iniciais se deve a alta contaminação presente no solo dos tratamentos T3 e T4.

Tabela 14. Análise de variância e teste LSD – Fisher de comparação de médias do NMP de *E. coli* nos pontos e semanas de coleta.

ANOVA	<i>E. coli</i>
Models	p^a
Ponto	0,00000
Semana	0,00000
Ponto*Semana	0,00000
Comparação de Médias -	
Fisher LSD	
Tratamento^b	
Ab	a__
Ef	_b__
T1	__c_
T2	__d
T3	__c_
T4	__c_
Semanas^b	
S1	a__
S2	a__
S3	a__
S4	__c
S5	_b_
S6	_b_
S7	a__

^a Significância ao nível de 5%. ^b Valores seguidos de mesma letra na mesma coluna não diferem estatisticamente ao nível de 5%, a>b>c... .

Apesar de não ter sido observada diferença na comparação entre T1, T3 e T4, verificou-se que a dinâmica de NMP do tratamento T1 foi semelhante à verificada no efluente do viveiro, enquanto que os tratamentos T3 e T4 apresentaram altas taxas de contaminação nas primeiras semanas e uma alta remoção nas últimas semanas. O tratamento T2 apresentou remoção de *E. coli* eficiente em todas as semanas de coleta e esse ponto apresentou a melhor média de remoção total (figura 14).

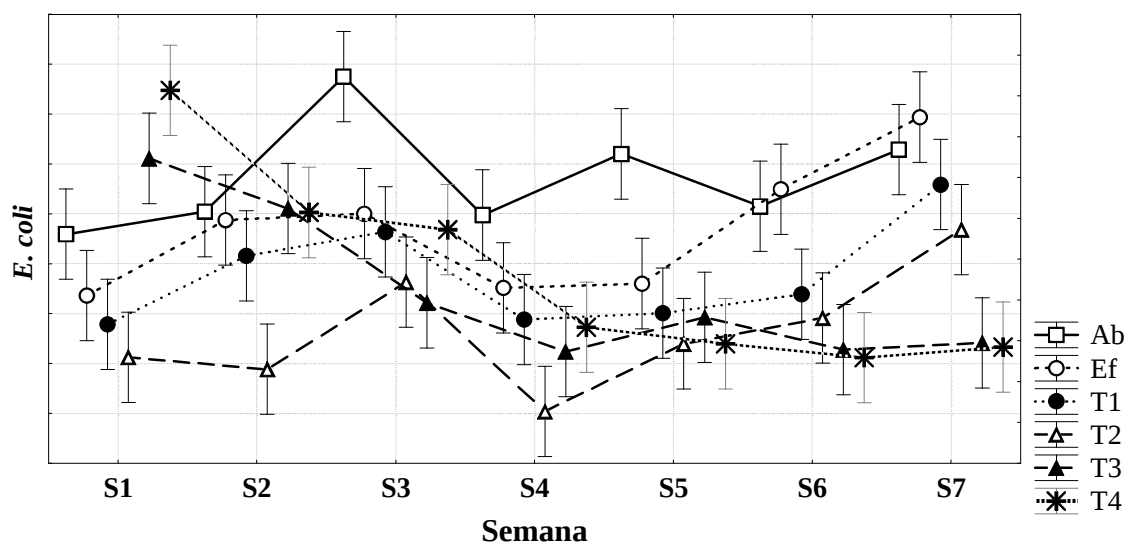


Figura 14. Dinâmica do NMP de *E. coli* apresentada pela interação entre os pontos de tratamento e semanas.

De acordo com a Resolução nº 357 do CONAMA (BRASIL, 2005), todas as amostras estavam de acordo com os limites estabelecidos de máximo de 1000 NMP de *Escherichia coli* em 100 mL de amostra.

6 CONCLUSÃO

- A criação de pacu apresentou impacto ambiental significativo na qualidade da água do efluente do viveiro, gerando elevação da concentração de fósforo total, nitrogênio total e material particulado suspenso, aumento nos níveis de turbidez e demanda bioquímica e química de oxigênio. As concentrações de fósforo e DBO no efluente estavam acima do permitido na resolução CONAMA nº 357 do ano de 2005.

- O sistema de tratamento constituído de uma *wetland* construída com três espécies de macrófitas aquáticas de diferentes tipos ecológicos (flutuante, submersa e emersa) foi eficiente no tratamento do efluente de criação de pacu. Todas as etapas do tratamento foram significativas para a remoção das variáveis relacionadas com o impacto ambiental.

- Todas as amostras apresentaram número mais provável de *Escherichia coli* dentro dos limites estabelecidos pela legislação brasileira. O sistema de tratamento de efluentes apresentou eficiência na remoção de *E. coli* somente a partir da quarta semana de coleta, devido a contaminação do solo utilizado no sistema. A remoção média foi de 94,6 % na caixa com aguapé (T2), 76,5 % na caixa com *C. demersum* (T3) e 46,1 % na caixa com taboa (T4).

7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, R.A.; ALMEIDA, N.A.M. Remoção de coliformes do esgoto por meio de espécies vegetais. **Revista eletrônica de enfermagem**, v. 7, n. 3, pp. 306-317, 2005.

APHA – american public health association. (1998). Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. APHA, Washington. 1220 p.

ARANA, L.V. (2004). Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura: uma revisão para Peixes e camarões. 2a ed. Editora da ufsc, florianópolis. 231p.

BACCARIN, A. E. Impacto Ambiental e Parâmetros Zootécnicos da Produção de Tilapia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) sob Diferentes Manejos Alimentares. Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista, Unesp. Jaboticabal. 887p. Tese (Doutorado). 2002.

BIANCHINI JR., I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: THOMAS, S.M. & BINI, L.M. (eds) *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Eduem, maringá. 2003, P. 85-126.

BIANCO, S.; PITELLI, R. A.; PITELLI, A. M. C. M. Leaf area estimation in *Typha latifolia* using leaf blade linear dimensions. **Planta Daninha**, Viçosa, v.21, n.2, p.257-261, 2003.

BORGHETTI, J.R.; C. CANZI. The effect of water temperature and feeding rate on the growth rate of pacu (*piaractus mesopotamicus*) raised in cages. **Aquaculture** 114, 93-101. 1993.

BOYD, C.E. (1997). Manejo do solo e da qualidade da água em viveiro para aquicultura. Eua, Alabama: Auburn university, 55p.

BOYD, C. E. Guidelines for Aquaculture effluent management at farm-levels. **Aquaculture** 226, 101-112. 2003

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

BRIX, H.; SCHIERUP, H. H. The use of aquatic macrophytes in water - pollution control. **Ambio**, v.15, p.100-107, 1989.

BRUNE,D.E.; SCHWARTZ, G.; EVERSOLE, A. G.; COLLIER, J.A.; SCHWDLER, T. E.. Intensification of pond aquaculture and high rate photosynthetic systems. **Aquac. Eng.** 28, 65–86. 2003.

CAMARGO, J.A. Temporal and spatial variations in dominance, diversity and biotic indices along a limestone stream receiving a trout farm effluent. **Water, Air and Soil Pollution**, 63: 343-359. 1992.

CAMARGO, A. F. M.; PEZZATO, M. M.; HENRY-SILVA, G. G. Fatores limitantes à produção primária de macrófitas aquáticas. In THOMAZ, S. M. e BINI, L. *Ecologia e Manejo de Macrófitas Aquáticas*, Maringá – SP, EDUEM, 2003, p. 341.

CASTELLANI, D.; BARRELA, W. Impactos da atividade de piscicultura na bacia do rio ribeira do iguape, sp – brasil. **Boletim do instituto pesca**. V.32, n.2, p. 161-171. 2006.

CHAMBERS, P.A.; LACOUL, P.; MURPHY, K.J.; THOMAZ, S.M. Global diversity of aquatic macrophytes in freshwater. **Hidrobiologia**, v. 595, n.1, p. 9-26, 2008.

COCHAVA, M.; DIAB, S.; AVNIMELECH, Y. MIREN, D.; AMIT, Y. Intensive growth of fish with minimal water exchange. **Fish. Fish-breeding** Israel, 23(4): 174-181. 1990.

COOPER, P.F. e FINDLATER, B.C. 1990 *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, Oxford: Pergamon Press.

CORNEL, G. E.; WHORISKEY, F. G. The effects of rainbow trout (*oncorhynchus mykiss*) cage culture on the water quality, zooplankton, benthos and sediments of lac du passage, quebec. **Aquaculture** 109:101-107. 1993.

CRONK, J. K. Constructed wetlands to treat wastewater from dairy and swine operations: a review. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.58, p.97-114, 1996.

CUNHA, C.A.G. Análise de eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria da qualidade das águas. Escola de Engenharia de São Carlos - Universidade de São Paulo. Dissertação (Mestrado), 2006.

DE CASABIANCA, LAUGIER, T. Impact of shellfish farming eutrophication on benthic macrophyte communities in Thau lagoon, France. **Aquaculture International** 5, 301-314. 1997.

DINÇER, A. R.; KARGI, F. Kinetics of sequential nitrification and denitrification processes. **Enzyme and Microbial Technology**, v.27, 37-42. 2000.

DINIZ; C.R.; CEBALLOS, B.S.O.; BARBOSA, J.E.L.; KONIG, A. Uso de macrófitas aquáticas como solução ecológica para melhoria da qualidade de água. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 226-230, 2005.

EKE, P.E.; SCHOLZ, M. Benzene removal with vertical-flow constructed treatment wetlands. **J. Chem. Technol. Biotechnol.** 83, 55–63. 2008.

ENNABILI, A.; ATER, M.; RADOUX, M. Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. **Aquatic Botany**, 62: 45-56. 1998.

ESTEVEZ, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência: FINEP, 1988. 575 p., il.

ESTEVEES, K.E.; ISHIKAVA, C.M. Características gerais e práticas de manejo em pesqueiros da região metropolitana de são paulo. In: ESTEVES, K.E. ; SANT'ANNA, C.L. *Pesqueiros sob uma visão integrada de meio ambiente, saúde pública e manejo*. Um estudo da região metropolitana de são paulo. Editora rima, 2006 240p.

FAO. © 2003-2010. Fisheries topics: statistics. Fisheries statistics and information. In: *fao fisheries and aquaculture department* [online]. Rome. Updated 2006 15 09. [cited 5 november 2010].<http://www.fao.org/fishery/topic/2017/en>

FARAHBAKHSHAZAD, N.; MORISON, G.M.; SALATI, E.F. Nutrient removal in a vertical upflow wetland in Piracicaba, Brazil. **Ambio**, 29: 74-77. 2000.

GODSHALK, G. L.; WETZEL, R. G. Decomposition of aquatic angiosperms. II. Particulate components. **Aquatic Botany**, Amsterdam , v. 5, no. 4, p. 301-327, Dec. 1978.

GOPAL, B. Aquatic weed problems and management in Asia. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. J. (Ed.) *Aquatic weeds: the ecology and management of nuisance aquatic vegetation*. Oxford: Oxford University Press, 1990. cap. 16, p. 318-340.

GOPAL, B. Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potential and problems. **Water Science Technology**, 40(3): 27-35. 1999

GUTIERREZ-WING, M.T., MALONE, R.F. Biological filters in aquaculture: trends and research directions for freshwater and marine applications. **Aquac. Eng.** 34, 163-171. 2006.

HACH COMPANY WORLD HEADQUARTERS. Procedures Manual of DR-2010 Spectrophotometer Handbook. Loveland, Colorado, EUA. 1998. 824p.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Impacto do lançamento de efluentes urbanos sobre alguns ecossistemas aquáticos do município de Rio Claro (SP). **Revista Ciências Biológicas e do Ambiente**, v.2, p.317-330, 2000.

HENRY-SILVA, G. G. Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (Eichhornia crassipes, Pistia stratiotes e Salvinia molesta) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidades de aproveitamento da biomassa vegetal. Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista- Unesp/Jaboticabal. Dissertação (Mestrado). 79 f. 2001.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. **Scientia Agricola**, v.63, n.5, p.433-438, 2006.

HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M.; PEZZATO, L.E. Digestibilidade aparente de macrófitas aquáticas pela tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) e qualidade da água em relação às concentrações de nutrientes. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.35, n.3, p.641-647, 2006.

HOLM, L. G. et al. The world's worst weeds, distribution and biology. Honolulu-U.S.: The East-West Center, 1977. 609 p.

HUSSAR, G.J.; CONCEIÇÃO, C.H.Z.; PARADELA, A.L.; BARIN, D.J.; SERRA, W.; GOMES, J.P.R. Uso de leitos cultivados de vazão subsuperficial na remoção de macronutrientes de efluentes de tanques de piscicultura. **Engenharia Ambiental**, v.1, n.1, p.25-34, 2004.

HUSSAR, G.J.; PARADELA, A.L.; JONAS, T. C.; GOMES, J. P. R.. Tratamento da água de escoamento de tanque de piscicultura através de leitos cultivados de vazão subsuperficial: análise da qualidade física e química. **Engenharia ambiental**, v. 2, n. 1, pp. 46-59. 2005.

IWAMA, K.G. Interactions between aquaculture and the environment. **Critical Reviews in Environmental Control**, v.21, n.2, p.177-216, 1991.

JING, S.R. et al. Wetlands and aquatic processes: microcosm wetland for wastewater treatment with different hydraulic loading rates and macrophytes. **J. Environ. Qual.**, Madison, v. 31, n. 2, p. 690-696, 2002.

KAISER, H.F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. **Psychometrika**, 23, p. 187-200, 1958

KISSMANN, K. G.; GROTH, D. Plantas infestantes e nocivas. TOMO III – 2.ed. São Paulo. BASF, 1997, 726p.

KARPISCAK, M.M.; GERBA, C.P.; WATT, P.M.; FOSTER, K.E.; FALABI, J.A. Multi - species plant systems for wastewater quality improvements and habitat enhancement. **Water Science Technology**, 33: 231-236. 1996.

KERN, J., IDLER, C. Treatment of domestic and agricultural wastewater by reed bed systems. **Ecol. Eng.** 12, 13–25. 1999.

KNIGHT, R.L., PAYNE, V.W.E., BORER, R.E., CLARKE, R.A., PRIES, J.H. Constructed wetlands for livestock wastewater management. **Ecol. Eng.** 15, 41–55. 2000.

KOSKIAHO, J., EKHOLM, P., RATY, M., RIIHIMAKI, J., PUUSTINEN, M. Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands—experiences under boreal conditions. **Ecol. Eng.** 20, 89–103. 2003.

LIN, Y.F.; JING, S.R.; WANG, T.W. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. **Aqualculture**, n. 209, p.169–184, 2002.

MADSEN, J. D.; ADAMS, M. S. The seasonal biomass and productivity of the submerged macrophytes in a polluted Wisconsin stream. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 20, no. 1, p. 41-50, Aug. 1988.

MANTOVI, P., MARMIROLI, M., MAESTRI, E., TAGLIAVINI, S., PICCININI, S., MARMIROLI, N. Application of a horizontal subsurface flow

constructed wetland on treatment of dairy parlor wastewater. **Bioresour. Technol.** 88, 85–94. 2003

MARTINS, A P. L.; REISSMANN, CARLOS B.; FAVARETTO, N.; BOEGER M. R. T. E OLIVEIRA E. B.. Capacidade da *Typha dominguensis* na fitorremediação de efluentes de tanques de piscicultura na Bacia do Iraí – Paraná. **R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental**, v.11, n.3, p.324–330, 2007.

MASHAURI, D.A. et al. Constructed wetland at the University of Dar es Salaam. **Water Res.**, New York, v. 34, n. 4, p. 1135-1144, 2000.

MILSTEIN, A., ISLAM, M.S. WAHAB, M. A., KAMAL, A. H.. M.; DEWAN, S. (2005). Characterization of water quality in shrimp ponds of different sizes and with different management regimes using multivariate statistical analysis. **Aquaculture international**. 2005.

MIRES, D. (1995) Aquaculture and the aquatic environment: mutual impact and preventive management. **The israeli journal of aquaculture** - Bamidgeh, .47: 163-172. 1995.

MITSCH, W.J., JORGENSEN, S.E. Classification and samples of ecological engineering. In: MITSCH, W.J., JORGENSEN, S.E. (Eds.), *Ecological Engineering: An Introduction Ecotechnology*. John Wiley & Sons, New York, pp. 12–19. 1989.

MUENDO, P.N., MILSTEIN, A., DAM, A. A., GAMAL, E.N., STOORVOGEL, J. e VERDEGEM, M. C.J. Exploring the trophic structure in organically fertilized feed-driven tilapia culture environments using multivariate analysis. **Aquaculture research**, 2006, 37, 151-163. 2006.

NEWMAN, J.M., CLAUSEN, J.C., NEAFSEY, J.A. Seasonal performance of a wetland constructed to process dairy milkhouse wastewater in Connecticut. **Ecol. Eng.** 14, 181–198. 1999.

NGUYEN, L.M. Organic matter composition, microbial biomass and microbial activity in gravel-bed constructed wetlands treating farm dairy wastewaters. **Ecol. Eng.** 16, 199–221. 2000.

OTTOSON, J.; NORSTROM, A.; DALHAMMAR, G. Removal of microorganisms in a small-scale hydroponics wastewater treatment system. **Letters in Applied Microbiology**, v. 40, pp. 443-447, 2005.

PÁDUA, H.B. Impacto ambiental: um impactona aquíicultura. **Revista Brasileira de Agropecuária**,1(12): 1-66. 2001.

PAI, V.D.; M.D. PAI-SILVA; E.D. CARVALHO; C.Y. FUJIHARA; E.A. GREGÓRIO AND P.R. CURI. Morphological, histochemical and morphometric study of the myotomal muscle tissue of the pacu (*piaractus mesopotamicus* holmberg 1887: serrasalminae, characidae, teleostei). **Anat. Histol. Embryol.** 29, 283-289. 2000.

PEARSON, T.H., BLACK, K.D. The environmental impacts of marine fish cage culture. In: BLACK, K.D. (Ed.), *Environmental Impacts of Aquaculture*. Sheffield Academic Press, pp. 1–30. 2001

PIEDRAHITA, R.H.. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. **Aquaculture** 226, 35–44. 2003.

PINTO, F.R.; HENARES, M.N.P.; CRUZ, C.; AMARAL, L.A.. Remoção de *Escherichia coli* de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes **ARS Veterinária**, Jaboticabal, SP v. 25, n.3 147-150, 2009.

POACH, M.E., HUNT, P.G., VANOTTI, M.B., STONE, K.C., MATHENY, T.A., JOHNSON, M.H., SADLER, E.J. Improved nitrogen treatment by constructed wetlands receiving partially nitrified liquid swine manure. **Ecol. Eng.** 20, 183–197. 2003.

PROCHASKA, C.A., ZOUBOULIS, A.I. Removal of phosphates by pilot vertical-flow constructed wetlands using a mixture of sand and dolomite as substrate. **Ecol. Eng.** 26, 293–303. 2006.

REDDING, T.; TODD, S.; MIDLEN, A. The treatment of aquaculture wastewater - A botanical approach. **Journal of Environmental Management**, v.50, p.283-299, 1997.

REDDY, K.R.; DEBUSK, T.A. Nutrient removal potential of selected aquatic macrophytes. **Journal of Environmental Quality**, v.14, n.4, p.459-462, 1985.

REDDY, K.R. and DEBUSK, T.A. State of the art utilization of aquatic plants in water pollution control. **Water Science and Technology**, 19: 61-79. 1987.

ROUSSEAU, D.P.L., VANROLLEGHEM, P.A., DE PAUW, N.. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: a review. **Water Res.** 38, 1484–1493. 2004.

SAHA, S.; JANA, B.B. Fish macrophyte association as a low-cost strategy for wastewater reclamation. **Ecol. Eng.**, Oxford, v. 21, n. 1, p. 21-41, 2003.

SAKADEVAN, K.; BAVOR, H.J. Nutrient removal mechanisms in constructed wetlands and sustainable water management. **Water Science Technology**, v.40, n.2, p.121-128, 1999.

SCHAAFSMA, J.A., H Baldwin, A., Streb, C.A. An evaluation of a constructed wetland to treat wastewater from a dairy farm in Maryland, USA. **Ecol. Eng.** 14, 199–206. 1999.

SCHWARTZ, M.F.; BOYD, C.E. Constructed wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. **The Progressive Fish-Culturist**, 57: 255-266. 1995.

SHILO, M.; RIMON, A. Factors which effect the intensification of fish breeding in Israel. 2. Ammonia transformation in intensive fish ponds. **Bamidgeh**, 34(3): 101-114. 1982.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H., MORAES, M. A. G. et. al (1999). Dynamics of some limnological characteristics in pacu (*piaractus mesopotamicus*) culture tanks as function of handling. **Brazilian journal of biology**, 59(4): 543-551 . 1999.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; FÁVERO, E.G.P.; BRAGA, F.M. Utilização de biofiltros de macrófitas como forma de minimizar os impactos causados pela aquicultura. In: SEMINÁRIO INTERNACIONAL DA REPRESA DO LOBO-BROA, 1., 2001, São Carlos. **Anais...** São Carlos: 2001. p.151.

SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; FÁVERO, E. G. P.; BRAGA, F. M. S.. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. Floating Plant. **Braz. J. Biol.**, São Carlos, v. 62, n. 4-A, p. 713-723, 2002.

STATSOFT, INC. (2010). Statistica (data analysis software system), version 9.1. www.statsoft.com.

SOOKNAH, R.D.; WILKIE, A.C. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. **Ecol. Eng.**, Oxford, v. 22, n. 1, p. 27-42, 2004.

STEPHENS, W.W.; FERRIS, J.L. A biomonitoring approach to aquaculture effluent characterization in channel catfish fingerling production. **Aquaculture**, v.241, p.319-330. 2004.

SUN, G.Z., ZHAO, Y.Q., ALLEN, S. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. **Journal of Biotechnology**.vol. 115;2 p189-197. 2005.

THOMPSON, F.L., ABREU, P.C., WASIELESKY, W. Importance of biofilm for water quality and nourishment in intensive shrimp culture. **Aquaculture** 203, 263–278. 2002.

TILLEY, D.R.; BADRINARAYANAN, H.; ROSATI, R. et al. Constructed wetland as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. **Aquacultural Engineering**, v.26, n.2, p.81-109, 2002.

TRIPATHI, B.D., SHUKLA, S.C. Biological treatment of wastewater by selected aquatic plants. **Environmental Pollution**, v. 69, pp. 69-78, 1991.

TUNDISI, J.G. Água no século XXI: Enfrentando a escassez. Editora RiMa. 2ª ed., 248p. 2005.

TUSZYNSKA, A., OBARSKA-PEMPKOWIAK, H. Dependence between quality and removal effectiveness of organic matter in hybrid constructed wetlands. **Biore- sour. Technol.** 99, 6010–6016. 2008.

VOLLENWEIDER, R. A. Scientific fundamentals of the eutrophication of lake and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. Paris: Organization for Economic Cooperation and Development (OECD), 1968.250 p. Technical Report. DAS/CCI/6827

WÖIRMAN, A.; KRONNÄS, V. Effect of pond shape and vegetation heterogeneity on flow and treatment performance of constructed wetlands. **J. Hydrobiol.**, Ujjain, v. 301, n. 1, p. 123-128, 2005.

WOLVERTON, B.C. 1979. Engineering desing data for small vascular aquatic plant wastewater treatment system. In: CONFERENCE AQUACULTURE SYSTEMS FOR WASTEWATER TREATMENT, Proccedings...Washington: EPA Office of Municipal Pollution Control, p. 179-192.

WOOD, A. 1995 Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their under-standing. **Water Science and Technology**, 32(3): 21-29. 1995.

YUCEL-GIER, G.; KUCUKSEZGIN, F.; KOCAK, F. Effects of fish farming on nutrients and benthic community structure in the Eastern Aegean (Turkey). **Aquaculture research**, v.38, p.256-267, 2007.