

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP  
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**Parâmetros bióticos e abióticos em tanques  
de piscicultura tratados com macrófita  
aquática e perifíton**

**Iara Carolina Penariol**

Jaboticabal, SP

2015

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA – UNESP  
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**Parâmetros bióticos e abióticos em tanques  
de piscicultura tratados com macrófita  
aquática e perifíton**

**Iara Carolina Penariol**

**Orientadora: Profa Dra. Lúcia Helena Sipaúba Tavares**

Dissertação apresentada ao  
Programa de Pós-graduação em  
Aquicultura do Centro de  
Aquicultura da UNESP –  
CAUNESP, como parte dos  
requisitos para obtenção do título de  
Mestre.

Jaboticabal, SP

2015

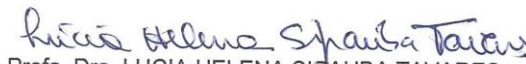
**CERTIFICADO DE APROVAÇÃO**

**TÍTULO:** Parâmetros bióticos e abióticos em tanques de piscicultura tratados com macrófita aquática e perifiton.

**AUTORA:** IARA CAROLINA PENARIOL

**ORIENTADORA:** Profa. Dra. LUCIA HELENA SIPAUBA TAVARES

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Aqüicultura , pela Comissão Examinadora:

  
Profa. Dra. LUCIA HELENA SIPAUBA TAVARES  
Laboratório de Limnologia, CAUNESP, Jaboticabal-SP

  
Prof. Dr. RODRIGO NEY MILLAN  
Universidade do Estado de Minas Gerais, UEMG, Frutal-MG

  
Profa. Dra. MARIA DO CARMO CALIJURI  
Departamento de Hidráulica e Saneamento, USP, São Carlos-SP

Data da realização: 24 de fevereiro de 2015.

## **AGRADECIMENTOS**

À minha orientadora Profa. Dra. Lúcia Helena Sipaúba Tavares, pela oportunidade, confiança, paciência e orientação. Agradeço também por contribuir com meu amadurecimento científico e pessoal ao longo desses anos de laboratório, sempre me incentivando com seu exemplo e sua história de vida.

Agradeço aos meus pais, Benito e Ana Cecília, pelo amor incondicional que acalma e fortalece. Agradeço o apoio, a paciência e incentivo em todos os momentos e em todas as minhas decisões pessoais e acadêmicas. Agradeço também aos meus amigos e irmãos Eduardo e Jorge.

Aos amigos de laboratório, Alexandra, Aline, Ciça, Érica, Fer Borges, Fer Lima, Flávia, Léo, Paula, Rodrigo, Samuel e Taíse que sempre me ajudaram em todas as coletas e análises, mesmo os que não estão mais presentes, mas que deixaram muitas saudades.

Um agradecimento especial também ao Bruno Scardoeli Truzzi, que mais que um companheiro de laboratório, tornou-se um grande amigo, mais que isso, um irmão. Me acolhendo sempre em sua casa quando precisei ficar em Jaboticabal, me ajudando e me incentivando sempre.

Ao Centro de Aquicultura da UNESP que juntamente ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura disponibilizaram os tanques para realização deste projeto.

Agradeço também a Fapesp (2013/03070-0) pela bolsa concedida.

## SUMÁRIO

Lista de Figuras.....	iii
Lista de Tabelas.....	v
Resumo.....	1
Abstract.....	3
<b>Capítulo I - Introdução Geral.....</b>	<b>5</b>
Objetivos Gerais.....	13
Montagem do experimento.....	14
Referências.....	19
<b>Capítulo II – Effects of biological treatments on water quality from neotropical fishponds.....</b>	<b>26</b>
Abstract.....	27
Resumen.....	27
Introduction.....	28
Material and Methods.....	29
Study area.....	29
Biological treatments.....	30
Water quality monitoring.....	31
Periphyton sampling.....	32
Macrophyte sampling.....	33
Sediments.....	33
Fish hasvesting and yield parameters.....	33
Statistical analysis.....	34
Results.....	34
Discussion.....	36
References.....	40
<b>Capítulo III- Influência dos tratamentos biológicos na composição da comunidade planctônica em tanques de piscicultura subtropical.....</b>	<b>51</b>
Resumo.....	52
Abstract.....	53
1. Introdução.....	54
2. Material e Métodos.....	55
2.1. Área e manejo dos peixes.....	55
2.2. Montagem do experimento.....	56
2.3. Pontos de coletas e dados físicos e químicos da água.....	56
2.4. Plâncton e Perifíton.....	57
2.5. Análise estatística.....	57
3. Resultados.....	58
4. Discussão.....	60
5. Conclusão.....	63
Referências.....	64



## Lista de Figuras

### Capítulo I

- Figura 1.** Tanques estudados em disposição paralela, indicados pelas setas brancas, em “A” a localização do viveiro de abastecimento da Fazenda de aquicultura do Caunesp..... 14
- Figura 2.** Limpeza do sedimento e parede dos tanques experimentais..... 15
- Figura 3.** Disposição esquemática dos tanques com diferentes tratamentos onde: M= tanque com tratamento contendo somente macrófita; P= tanque com tratamento contendo somente perifíton; P+M= tanque com tratamento contendo macrófita e perifíton; C= tanque controle sem nenhum tratamento. As setas indicam o fluxo de água..... 15
- Figura 4.** Implantação dos tratamentos com substrato artificial para o crescimento do perifíton. Após a instalação da corda nas laterais do tanque (A). Disposição dos canos brancos de PVC no tratamento contendo somente perifíton (B1) e perifíton com macrófita (B2). Na figura C, observam-se os suportes para crescimento do perifíton (tratamento P) e na figura D o tratamento contendo perifíton e macrófita (P+M) após o enchimento de água nos tanques experimentais..... 16
- Figura 5.** As plantas jovens de *Eichhornia crassipes* (aguapé) colocadas manualmente nos tanques (A). Remoção e substituição das plantas (B)..... 17
- Figura 6.** Montagem da rede para separar os peixes de cada tratamento (A). Juvenis de tilápia do Nilo foram inseridas nos tanques após período de aclimação (B)..... 18
- Figura 7.** Amostragem de macrófitas aquáticas pelo método do quadrante (A). Transporte das macrófitas do campo para o laboratório (B) e após lavagem, colocadas em bandejas para pesagem (C)..... 18
- Figura 8.** Coleta dos substratos de crescimento de perifíton (A). Com auxílio da pinça, o substrato com perifíton foi armazenado na câmara úmida (B). Em laboratório foi feita a raspagem do substrato (C)..... 19

## Lista de Figuras – continuação.

### Capítulo II

**Figure 1.** Outline of the flow-through fishponds used. FP1 – FP4 = study fishponds; EF1-EF4 = effluent of fishponds; M, P, P + M = treated fishponds, C = control (without treatment); IW = inlet water; WO = Water outlet;  = periphyton substrates;  = macrophytes. Inset 1: shade area indicates São Paulo state, located in southeastern Brazil. Inset 2: UNESP-Jaboticabal pond system. Inset 3: indication of the fishponds used in this study..... 49

**Figure 2.** Interpolation of eigenvalues from the matrix of water variables from the fishponds and effluents. The first two axes from the principal component analysis (PCA), where: close circle = treatments and control, open circle = water variables..... 50

### Capítulo III

**Fig. 1.** Índice ecológico (diversidade) do zooplâncton e fitoplâncton durante o período amostral..... 69

**Fig. 2.** Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis ambientais da água dos quatro tratamentos (M, P, P+M e C), onde: oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrato (NO<sub>3</sub>), nitrito (NO<sub>2</sub>), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), coliformes termotolerantes (CT), sólidos totais solúveis (STS), sólidos totais dissolvidos (STD), fósforo total (PT), ortofosfato (OP), temperatura (Temp), turbidez (Turb), clorofila-a (Clo-a). O coeficiente de correlação para variância com a análise de componentes principais são presentes nos eixos CP1 e CP2..... 70

**Fig. 3.** Variações na abundância relativa (%) da comunidade perifítica dos tratamentos P somente perifíton e P + M = perifíton e macrófitas..... 71

## Lista de tabelas

### Capítulo II

<b>Table 1.</b> Classification of the periphyton on the basis of its chlorophyll-a (Lakatos,1989).....	45
<b>Table 2.</b> Nile tilapia growth performance in the different fishponds and treatments.....	46
<b>Table 3.</b> Values obtained for sediment parameters measured from the different fishponds. ....	47
<b>Table 4.</b> Values obtained for biological variables of macrophyte and periphyton from the different treatments.....	48

### Capítulo III

<b>Tabela 1.</b> Composição, abundância e frequência de ocorrência de espécies da comunidade fitoplanctônica nos quatro tratamentos durante o período amostrado; + = presente; - = ausente; A = abundante.....	72
<b>Tabela 2.</b> Composição, abundância e frequência de ocorrência de espécies da comunidade zooplanctônica nos quatro tratamentos durante o período amostrado; + = presente; - = ausente; A = abundante; D = dominante.....	73
<b>Tabela 3.</b> Correlação de Pearson entre as espécies de zooplâncton e fitoplâncton com as variáveis ambientais com nível de significância de $p < 0,05$ .....	74



## Resumo

A aquicultura tornou-se uma importante e lucrativa atividade agrícola, com grande interesse comercial e social, entretanto pode ser altamente impactante para o ambiente se não manejada de forma correta. O manejo adequado dos sistemas de criação de peixes em tanques e viveiros consiste na manutenção da qualidade da água, já que a produção de organismos aquáticos é dependente de subsídios externos como o aporte de nutrientes, gerando resíduos, cujo acúmulo no sistema, pode ser prejudicial ao peixe, à microbiota aquática e ao corpo receptor e efluente dessa atividade. Macrófitas aquáticas e o perifíton são importantes ferramentas agindo como biofiltros e minimizando as concentrações de material orgânico, influenciando na qualidade da água e nos organismos existentes. O objetivo desse trabalho foi avaliar a eficiência do tratamento da água de tanques de piscicultura e seus efluentes, utilizando macrófitas aquática e/ou perifíton, avaliando a influência destes na qualidade da água e consequente influência na comunidade planctônica. O trabalho foi realizado no Centro de Aquicultura da Unesp (Caunesp), onde foram utilizados 4 tanques de 40 m<sup>2</sup> e 1,5 de profundidade, com tratamentos diferentes (macrófita e/ou perifíton) recebendo a mesma água de abastecimento. Foi observado que a presença dos tratamentos apresentou influência direta nas condições bióticas e abióticas dos tanques, atuando na riqueza e abundância das espécies planctônicas. Através dos resultados obtidos foi observado que a água do tanque sem planta aquática e/ou perifíton apresentou associação com temperatura, condutividade, ortofosfato, fósforo total, DBO<sub>5</sub>, coliforme termotolerante, nitrogênio amoniacal total, sólidos totais suspensos e turbidez, assim como o efluente, que também esteve relacionado a essas variáveis. O sedimento dos tanques acumulou concentrações diferentes de nutrientes e metais, e o tanque controle apresentou concentrações significativamente maiores de matéria orgânica, Cu, Fe, Mn, Zn. Essas condições proporcionaram a predominância da comunidade planctônica correlacionada positivamente à esses fatores, como Rotifera, Copepoda Cyclopoida, Cyanobacteria e Xanthophyceae, considerados organismos indicadores de ambiente eutróficos. No tratamento somente com macrófitas aquáticas, menores concentrações de nutrientes e maior transparência da água foram obtidos e consequentemente, com dominância do Copepoda Calanoida, *Argyrodiaptomus*

*furcatus*, característicos de ambientes oligotróficos. O tratamento com presença de substratos para o crescimento da comunidade perifítica esteve associado ao nitrato, sólidos totais dissolvidos e oxigênio dissolvido, selecionando organismos planctônicos adaptados às condições oligo-mesotróficas da água, como Cladocera, Zygnemaphyceae e baixa densidade Rotifera. Através dos resultados obtidos, foi concluído que o uso de biofiltros, é uma maneira eficaz de minimizar os efeitos da aquicultura. Logo, o uso de biofiltros pode ser usado como ferramenta para minimizar os efeitos da produção de peixes, melhorando a água do próprio sistema de produção, mantendo as condições abióticas e bióticas adequadas para o crescimento saudável dos peixes.

**Palavras-chave:** tratamento biológico, fitoplâncton, zooplâncton, *Eichhornia crassipes*, *Oreochromis niloticus*.

## Abstract

Aquaculture has become an important and lucrative agricultural activity, with great commercial and social interest, however can be highly impacting to the environment if not managed properly. Proper management of fish farming in pond systems and nurseries is to maintain water quality, since the production of aquatic organisms is dependent on external subsidies as the supply of nutrients, generating waste, whose accumulation in the system, can be harmful the fish, the aquatic microbiota and the receiving body and effluents that activity. Macrophytes and periphyton are important tools acting as biofilters and minimizing the concentrations of organic material, influencing the quality of water and the organisms living there. The aim of this study was to evaluate the efficiency of water treatment fishponds and their effluent using aquatic macrophytes and / or periphyton evaluating their influence on water quality and the consequent influence on plankton community. The study was developed in UNESP Aquaculture Center (CAUNESP), where they were used four tanks of 40 m<sup>2</sup> and 1.5 deep, with different treatments (macrophyte and / or periphyton) receiving the same water supply. It was observed that the presence of the treatments had a direct influence on biotic and abiotic conditions of the ponds, acting in richness and abundance of planktonic species. Through the results it was observed that the pond without aquatic plant and / or periphyton was associated with variables, temperature, conductivity, orthophosphate, total phosphorus, BOD<sub>5</sub>, thermotolerant coliform, total ammonia nitrogen, total suspended solids and turbidity. This condition provided the predominance of plankton community correlated positively to these factors, such as Rotifers, Copepods Cyclopoida, Cyanobacteria and Xanthophyceae, considered indicators of eutrophic bodies environment. In the treatment only with macrophytes, lower nutrient concentrations and increased transparency were obtained and consequently, with dominance of Copepoda Calanoida, *Argyrodiaptomus furcatus*, characteristic of oligotrophic environments. Treatment with the presence of substrates for the growth of periphyton community was associated with nitrate, total dissolved solids and dissolved oxygen, selecting planktonic organisms adapted to oligo mesotrophic water conditions, as Cladocera, Zygnemaphyceae and low density of Rotifera.

Through the results, it was concluded that the use of biofilters, is an effective way to minimize the effects of aquaculture. Therefore, the use of biofilters can be used as a tool to minimize the effects of fish farming by improving water production system itself, while maintaining the abiotic and biotic conditions suitable for growth of healthy fish.

**Key-words:** biological treatment, phytoplankton, zooplankton, *Eichhornia crassipes*, *Oreochromis niloticus*.

## **CAPÍTULO I - Introdução geral**

### **Aquicultura**

A obtenção de organismos aquáticos é subdividida em captura (pesca) e produção (aquicultura) e, a atividade pesqueira já há algum tempo estabilizou seu crescimento no mercado cedendo espaço para a produção (FAO, 2012). A importância da aquicultura na economia mundial aumenta consideravelmente a cada ano, tanto pelas limitações do extrativismo, quanto pela crescente demanda comercial desses produtos. Nesse cenário, a produção de organismos aquáticos atingiu 90,43 milhões de toneladas em 2012 e a contribuição da aquicultura em relação à captura desses organismos atingiu 42% em contrapartida aos 25,7% em 2000 (FAO, 2014).

O aumento na demanda dos produtos derivados da aquicultura tem causado preocupação em muitas áreas públicas e privadas, principalmente em relação aos impactos ambientais dos recursos hídricos, além das questões de segurança alimentar, responsabilidade ambiental entre outros (FAO, 2010).

Em qualquer ramo dentro da aquicultura, a qualidade da água é primordial, entretanto, pode ser uma atividade potencialmente causadora de degradação do ambiente aquático em função do manejo empregado na criação de peixes (BOYD & TUCKER, 1998; MACEDO & SIPAÚBA-TAVARES, 2005; CASTELLANI & BARELLA, 2006). A eutrofização é um processo que se refere basicamente ao enriquecimento nutricional dos corpos d'água, principalmente com nutrientes essenciais como fósforo e nitrogênio (RYDING & RAST, 1989), mas em sistemas de criação de organismos aquáticos esse processo é acelerado tornando-se uma grande preocupação (BOYD et al., 2005).

Os ciclos dos nutrientes primários, fósforo (P) e nitrogênio (N), são discutidos como foco das perturbações antrópicas, porque seus efeitos acumulativos estão diretamente relacionados com o crescimento da comunidade fitoplanctônica e do potencial de crescimento das Cyanobacteria (SEREDIAK & PREPAS, 2014).

Geralmente, sistemas de produção aquícola, utilizam a máxima capacidade de suporte dos viveiros e tanques de criação de peixes, podendo variar de mesotróficos a eutróficos, onde qualquer alteração, por menor que seja, pode

acarretar condições adversas no meio (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2002; SIPAÚBA-TAVARES & BRAGA, 2007).

O sedimento dos tanques e viveiros também é afetado pelo acúmulo de nutrientes nos sistemas de aquicultura. Esse compartimento é responsável pela retenção significativa de fósforo e os processos biogeoquímicos desse elemento ocorrem ativamente na interface sedimento-água, podendo existir um fluxo posterior do fósforo de volta para a coluna d'água (DERRICK, 2014). Em tanques rasos, as interações entre os sistemas bentônicos e pelágicos são ainda mais intensos, e a matéria orgânica particulada é mineralizada rapidamente nas camadas superiores do sedimento (SERPA *et al.*, 2012).

A maior parte da produção aquícola é realizada em tanques ou viveiros (LEKANG, 2007), considerados sistemas rasos, sendo influenciados por fatores como o manejo e as condições climáticas locais (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2006). Nesses sistemas de criação de peixes, o aumento da produtividade está intrinsicamente relacionada com a suplementação alimentar, caracterizando uma produção com alta promoção de resíduos que afeta diretamente e de forma ampla, o ambiente aquático e os corpos receptores (BUREAU & CHO, 1999; BACCARIN & CAMARGO, 2005, SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

A grande quantidade de partículas orgânicas geradas na prática da aquicultura pode alterar os padrões normais da composição dos sólidos e induzir mudanças nos aspectos químicos e bioquímicos e em processos ecológicos importantes da água (PITTA *et al.*, 1999; MODICA *et al.*, 2006, SARÀ, 2007). As cargas e a natureza dos nutrientes que são adicionadas nesses sistemas vão alterar de maneiras diferentes esses ambientes (SUMAGAYSAY - CHAVOSO & DIEGO - MC GLONE, 2003).

É um desafio produzir alimentos sem provocar impactos ao ambiente, mas é necessário planejar como mitigar os efeitos negativos para que não haja redução da biodiversidade, esgotamento ou comprometimento negativo de qualquer recurso natural e alterações significativas na estrutura e funcionamento dos ecossistemas (VALENTI, 2002).

Para que isso seja possível, o cultivo de organismos aquáticos deve ser realizado com manejo adequado, como manutenção correta dos tanques através da limpeza, bem como a realização de calagem e adubação quando necessário (MACEDO & SIPAÚBA-TAVARES, 2010); arraçoamento utilizando produtos de

boa qualidade e na quantidade adequada para a densidade de organismos cultivados (SPADOTTO & RIBEIRO, 2006) e a utilização de filtros biológicos para adequar a qualidade da água para o cultivo de organismos aquáticos e reduzir a carga de nutrientes do efluente (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2002).

## **Uso de produtores primários: Ecotecnologias**

Os fatores limitantes na aquicultura como qualidade e quantidade de água, custo para instalações, necessidade de reutilização de água, impactos ambientais negativos e doenças, têm forçado os produtores a recorrer a tecnologias sustentáveis (ecotecnologias), as quais contribuem para redução de compostos orgânicos dissolvidos e amônia, diminuindo o uso excessivo de água, entre outras vantagens (GUTIERREZ-WING & MALONE, 2006).

A presença de produtores primários no ambiente de cultivo minimizam os efeitos da atividade aquícola nos corpos d'água, reduzindo as altas concentrações de nutrientes, que são absorvidas e usadas no próprio metabolismo desses organismos, aumentando a biomassa e a disponibilidade de alimento natural para os peixes como consequência, reduzindo a necessidade de arraçamento (NEORI *et al.*, 2004).

As macrófitas aquáticas são conhecidas por crescerem rapidamente em águas com grande disponibilidade de nutrientes, sendo requisitos para o desenvolvimento e outras atividades metabólicas desses organismos (PAPADOPOULOS *et al.*, 2011). A utilização das plantas aquáticas, através de biofiltros ou "wetlands" construídos, constitui uma tecnologia de baixo custo e pode tratar diferentes intensidades de contaminação das águas, sendo necessária a escolha certa das espécies utilizadas (LI *et al.*, 2013).

Sipaúba-Tavares *et al.* (2002), utilizaram macrófitas flutuantes *Eichhornia crassipes* na confecção de biofiltro para tratamento de efluente de aquicultura, com baixo custo de instalação, manutenção e com eficiente remoção de metabólitos tóxicos nitrogenados. A macrófita *E. crassipes* tem alta capacidade de incorporar o nitrogênio em ambas as formas amônia e nitrato, com um sistema radicular submerso que fornece oxigênio para a rizosfera (PERTUZ *et al.*, 1999; DELLAROSSA *et al.*, 2001). Dessa forma, sustenta os processos de ciclagem de

nutrientes do sistema fornecendo superfícies de fixação e liberação de carbono orgânico para as bactérias (WEISNER *et al.*, 1994).

A comunidade perífítica é um conjunto de organismos aquáticos, autotróficos e heterotróficos, fixos em algum substrato submerso (natural ou artificial), incluindo a fauna não fixada (VAN DAM *et al.*, 2002). Outros termos também são utilizados para definir o perífiton, como: “euperífiton” (organismos fixos nos substratos por estruturas especializadas), “pseudoperífiton” ou “metafítton” (formas de vida livre ou formas móveis que rastejam entre e sobre o perífiton) (WETZEL, 1979).

A comunidade perífítica possui ampla distribuição em ambientes aquáticos, modo de vida sésil e ciclo de vida curto das espécies, possibilitando respostas rápidas e eficientes às alterações do meio quando comparados com outros organismos (NEWMAN *et al.*, 2003). Estes organismos podem indicar também as condições de eutrofização do ambiente em função da sua elevada sensibilidade (SLADECKOVA, 1983; MCCORMICK & STEVENSON, 1998; DODDS, 2003).

A ideia de usar substratos para o crescimento da comunidade algal é originalmente derivada a partir de métodos de pescas tradicionais, onde galhos de árvores são colocados em águas rasas abertas para atrair peixes e aumentar a produtividade. A presença dos substratos nos tanques de piscicultura, além de oferecer abrigo para os peixes, promove uma nova fonte de produção primária fornecendo uma teia alimentar adicional, permitindo que a produtividade de tanques ou viveiros aumente consideravelmente, uma vez que os nutrientes disponíveis no ambiente são incorporados pela comunidade perífítica (AZIM *et al.*, 2002).

O desenvolvimento da comunidade perífítica nos substratos tem efeito positivo sobre a qualidade da água através de duas formas, removendo os nutrientes para o próprio crescimento (MILSTEIN, 2005) e desalojando partículas na água, que em sua maioria são organismos fototróficos, promovendo o aparecimento de outras espécies de organismos nas comunidades zooplanctônicas (MILSTEIN, 2012).

Os sistemas de tratamentos utilizando perífiton contribuem com a melhoria da qualidade da água através da atividade de bactérias e algas, que utilizam o fósforo e nutrientes nitrogenados. A comunidade perífítica é indicada para regiões tropicais onde as temperaturas mais elevadas propiciam bom funcionamento do



sistema em todos os períodos do ano (RECTENWALD & DRENNER, 2000) desde que haja luminosidade suficiente pra isso, uma vez que, em ambientes hipereutróficos a luminosidade torna-se o fator limitante para esses microrganismos (HILL, 1996; OLIVEIRA *et al.*, 2010).

## **Comunidade planctônica**

A qualidade da água dos tanques de aquicultura é consequência do manejo utilizado nesses sistemas e influencia diretamente a dinâmica do crescimento das comunidades planctônicas. Esses microrganismos dependem das características físicas e químicas da água para se desenvolverem, e cada espécie possui uma exigência diferenciada. A composição dos nutrientes disponibilizados na água dos tanques de piscicultura irá garantir que determinadas espécies de zooplâncton e fitoplâncton se desenvolvam de maneiras diferentes (MISCHKE & ZIMBA, 2009; SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2011).

Nos ecossistemas, o zooplâncton desempenha um papel importante na organização das demais comunidades, representa o elo de transferência de matéria e energia na cadeia alimentar, ocupando uma posição intermediária entre os autótrofos (fitoplâncton) e outros heterótrofos (peixes e outros carnívoros), assim, alterações na sua estrutura e dinâmica são fenômenos de grande importância, não somente para a própria comunidade, mas também para o metabolismo de todo o ecossistema (BORGES & PEDROZO, 2009).

Os organismos zooplanctônicos podem ser herbívoros, carnívoros e onívoros, compondo vários níveis tróficos em ecossistemas (STERNER, 2009). Pertencem a um grupo heterogêneo de organismos geralmente compostos, predominantemente, por consumidores primários e participam tanto do controle da comunidade fitoplanctônica, como fonte de alimento direto ou indireto para outros organismos aquáticos (BETTINETTI *et al.*, 2012).

Os grupos Rotifera, Cladocera e Copepoda merecem destaque, pois contribuem com 90% da biomassa total de zooplâncton. Estes grupos constituem a principal fonte de alimentos para diferentes peixes (CARDOSO *et al.*, 2008). Rotifera em determinados ambientes não são os membros dominantes do zooplâncton em termos de biomassa, mas servem de alimentos para os grupos

maiores de zooplâncton formando uma ponte entre a comunidade microbiana e organismos maiores (STERNER, 2009). Segundo Hardy (1984) este grupo é dominante na composição zooplanctônica, quando as condições abióticas são desfavoráveis para os Cladocera e Copepoda, sendo as espécies de Rotifera tolerantes a períodos relativamente longos de baixa concentração de oxigênio.

Copepoda é um dos principais grupos dentro dos crustáceos zooplanctônicos em águas doces, sendo os estágios mais jovens, os náuplios, com tamanho e nichos alimentares semelhantes aos do Rotifera. Copepoda são, muitas vezes, responsáveis por mais de 50% da biomassa total do zooplâncton como consequência do seu tamanho corporal e servem de alimento para zooplâncton maiores, insetos aquáticos e peixes (STERNER, 2009). A espécie de Copepoda, *Argyrodiaptomus furcatus*, tem grande importância nas cadeias alimentares nas águas brasileiras na região sudeste, sendo o fitoplâncton o principal componente da sua dieta (ROCHA & SIPAÚBA-TAVARES, 1994).

As espécies de Cladocera são o segundo maior grupo de crustáceos, pertencendo à classe Brachiopoda. As taxas de alimentação e de crescimento podem ser altas, representando grandes frações da biomassa total do zooplâncton (STERNER, 2009). Segundo Havel (2009) são importantes componentes de cadeias alimentares, a maioria das espécies ingerem algas, suplementado com detritos e bactérias e, a alimentação por filtração permite concentrar partículas dispersas na coluna de água.

Esses organismos aquáticos são fortemente influenciados pelas condições locais da água, tais como temperatura, pH, oxigenação, solutos e interações bióticas, assim como, pelo grau de trofia, grau de poluição, contaminação e disponibilidade de habitats. Por esta razão, o tipo de ecossistema é um fator importante que deve conduzir a diversidade e abundância desses grupos (CARDOSO *et al.*, 2008; PINESE *et al.*, 2012). Assim, o tamanho da comunidade zooplanctônica, pode ser utilizada como indicador de mudanças no estado trófico dos corpos d' água (CHEN *et al.*, 2012). A comunidade planctônica é heterogênea incluindo organismos fotossintetizantes, unicelulares ou pluricelulares, macroscópicos ou microscópicos, desenvolvendo-se em diferentes habitats (BRODIE *et al.*, 2009).

A comunidade fitoplanctônica desempenha importante papel ecológico como produtor primário, com papel essencial nas teias alimentares, além de ser

fundamental em muitos processos biogeoquímicos globais, participando na transformação e ciclagem de elementos essenciais (DOMINGUES *et al.*, 2008).

A disponibilidade de nutrientes é um dos fatores principais que regulam o crescimento do fitoplâncton, em particular as concentrações de fósforo (DYHRMAN *et al.*, 2007). Entretanto, muitas são as variáveis que podem potencialmente influenciar a abundância da comunidade fitoplanctônica e essas variáveis são correlacionadas entre si, o que dificulta a identificação dos demais fatores (GORMAN *et al.*, 2014).

A composição do fitoplâncton pode estar relacionada com as condições climáticas locais como chuva e vento, que causam estratificação térmica com maior ou menor disponibilidade de nutrientes nas camadas eufóticas dos sistemas bem como, com as variações nictimerais e estacionais (BACHION & SIPAUBA-TAVARES, 1992; DARCHAMBEAU *et al.*, 2014), e também, com a interação de fatores limitantes, tais como baixo teor de oxigênio dissolvido, nitrato, fosfato entre outros (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2011).

Devido ao manejo empregado na piscicultura, onde o alto nível de produtividade primária da produção é mantido, os sistemas meso-oligotróficos são positivamente correlacionados com a riqueza das espécies de zooplâncton, ao passo que o fitoplâncton é correlacionado com mudanças na composição das espécies de zooplâncton (DODSON *et al.*, 2009).

A composição da comunidade fitoplanctônica também pode sofrer influência através das diferentes espécies de peixes cultivados (HERWIG *et al.*, 2010), uma vez que peixes bentívoros e planctívoros podem aumentar a abundância do fitoplâncton via efeito “top-down” através da predação do zooplâncton (CHANG *et al.*, 2014).

Em ecossistemas aquáticos, as mudanças na composição de espécies desses pequenos organismos com ampla dispersão, são consideradas de grande sensibilidade ao estresse antropogênico nos ecossistemas aquáticos (ATTAYDE & BOZELLI, 1998). Assim, os programas de monitoramento de plâncton são relevantes porque fornecem informações importantes sobre o sistema e servem como alerta para detectar alterações no meio (CHOWDHURY *et al.*, 2007).

A flutuação na comunidade planctônica em tanque e/ou viveiros de piscicultura indica a dependência desses organismos às condições físicas e químicas da água e do manejo empregado, levando a grandes oscilações desses

grupos de organismos, causadas pela própria dinâmica do sistema (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2010).

A comunidade perifítica é muito comum em tanques de piscicultura crescendo de forma abundante nas paredes de cimento desses sistemas e, popularmente são chamados de “lodo”. Como esta comunidade tem grande importância ecológica, o uso para tratamento de água pode ser uma alternativa, visto que como produtores primários retiram do ambiente os nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) para sua sobrevivência.

O uso de produtores primários na aquicultura, como forma de minimizar os impactos gerados por esta atividade pode ser uma ferramenta a ser adotada, apresentando baixo custo com equilíbrio ambiental. As atividades da aquicultura tendem a impactar o ambiente, sendo necessárias metodologias com técnicas que possam ser adotadas nas diversas fazendas do país.

## **Objetivos Gerais**

Entender a ecologia dos sistemas de criação de peixes na presença de tratamentos biológicos, a fim de possibilitar técnicas de manejo que possam minimizar os impactos negativos gerados por este tipo de empreendimento. O objetivo desse trabalho foi:

- ✓ Avaliar o efeito dos tratamentos biológicos na qualidade da água dos tanques de piscicultura.
- ✓ Identificar se a somatória dos tratamentos é tão eficiente quanto os tratamentos isolados.
- ✓ Avaliar o efeito da presença da macrófita aquática e perifíton na composição da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica.

## Montagem do experimento

O trabalho foi desenvolvido no Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP), campus de Jaboticabal – SP (21°15'S e 48°17'O), com coletas mensais realizadas no período de Setembro/2011 a Fevereiro/2012. Foram selecionados 4 tanques de 40 m<sup>2</sup> com 1,5 m de profundidade e 38 m<sup>3</sup> de volume cada, com fluxo contínuo e renovação da água equivalente a 5% do volume total do tanque por dia. Os 4 tanques estão dispostos de forma paralela e a água de entrada é proveniente de um viveiro de abastecimento de aproximadamente 2.816 m<sup>2</sup>, que contém grande quantidade de macrófitas aquáticas (*Eichhornia azurea* e *Salvinia auriculata*), não há tratamento alimentar neste viveiro e os peixes ali existentes sobrevivem da própria biota (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2006). A água proveniente deste viveiro que abastece os tanques estudados vem canalizada e desemboca separadamente em cada tanque (Figura 1).



**Figura 1.** Tanques estudados em disposição paralela, indicados pelas setas brancas, em “A” a localização do viveiro de abastecimento da Fazenda de aquicultura do Caunesp.

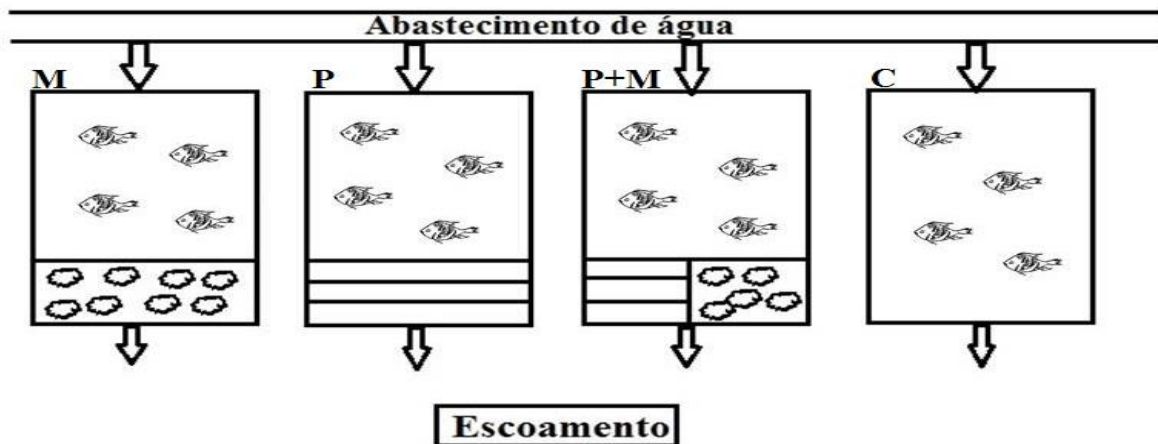
Para implantação dos tratamentos, todos os tanques foram esvaziados e limpos, removendo os resíduos orgânicos e inorgânicos que estavam depositados no fundo, através da retirada da parte do sedimento superficial para evitar o aparecimento de macrófitas. As paredes laterais dos tanques foram limpas utilizando escova de cerdas duras e sal (cloreto de sódio) para retirada da

camada de perifiton existente e também, para evitar o crescimento desta comunidade (Figura 2).



**Figura 2.** Limpeza do sedimento e paredes dos tanques experimentais.

Dos quatro tanques utilizados três receberam tratamento e um foi considerado controle (C), sem nenhum tratamento. Nos outros tanques, um foi colocado substratos artificiais (tubo de pvc branco) para crescimento da comunidade perifítica (P); outro contendo apenas macrófitas aquáticas flutuantes, *Eichhornia crassipes* (M); e o terceiro com ambas comunidades (P + M) (Figura 3).



**Figura 3.** Disposição esquemática dos tanques com diferentes tratamentos onde: M= tanque com tratamento contendo somente macrófita; P= tanque contendo somente perifiton; P+M= tanque contendo macrófita e perifiton; C= tanque controle sem nenhum tratamento. As setas indicam o fluxo de água.

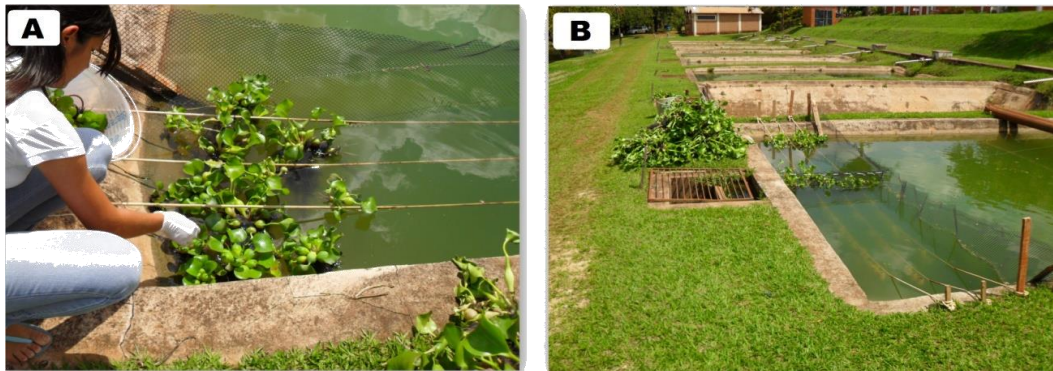
Os substratos artificiais utilizados para o crescimento da comunidade perifítica, foram feitos com canos de PVC (tubo de poli cloreto de vinila) na cor branca. Milstein *et al.* (2008) testaram substratos de diferentes materiais, texturas e cores, observando que nos substratos com cor branca a matéria seca foi 40% maior em relação às outras cores. Estes canos foram colocados próximos à saída de água, imersos na coluna d'água, fixados em cordas com linha de nylon e essas cordas foram presas nas laterais dos tanques com estacas. Foram utilizados canos maiores (1 m de comprimento) para crescimento permanente de perifíton e consequente tratamento da água ao longo de todo período estudado. Canos menores (10 cm de comprimento), imersos a 10 cm da superfície da água, foram utilizados para posterior coleta de dados da biomassa perifítica ocupando 10 % da área total do tanque (Figura 4).



**Figura 4.** Implantação dos tratamentos com substrato artificial para o crescimento do perifíton. Após a instalação da corda nas laterais do tanque (A). Disposição dos canos brancos de PVC no tratamento contendo somente perifíton (B1) e perifíton com macrófita (B2). Na figura C, observam-se os suportes para crescimento do perifíton (tratamento P) e na figura D o tratamento contendo perifíton e macrófita (P+M) após o enchimento de água nos tanques experimentais.



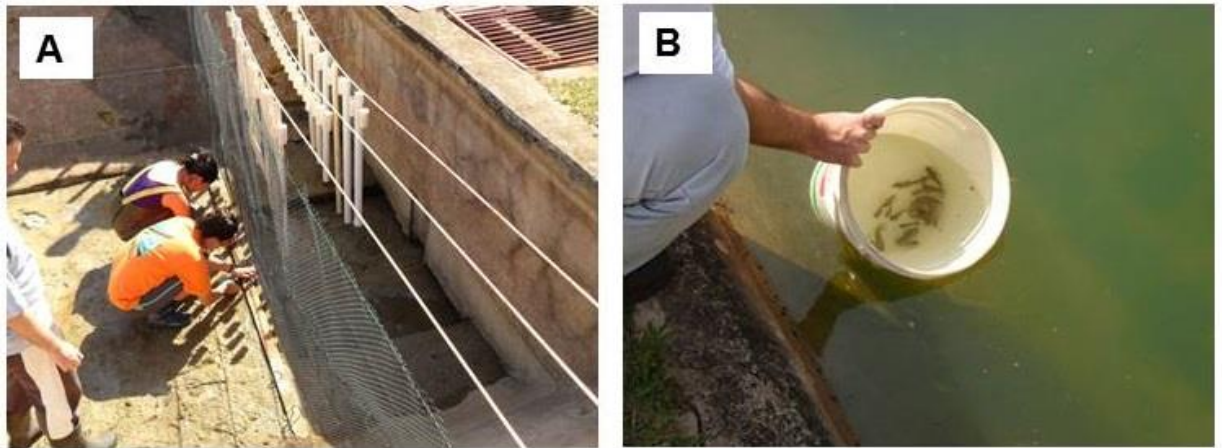
Após o enchimento dos tanques nos tratamentos contendo plantas (M e P+M), foram colocados manualmente indivíduos jovens da macrófita aquática *Eichhornia crassipes*, cedidos pelo Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais em Matologia (NEPEAM) da UNESP de Jaboticabal e ao término de cada coleta (mensalmente), essas plantas foram substituídas por outras plantas de tamanho similar (Figura 5).



**Figura 5.** As plantas jovens de *Eichhornia crassipes* (aguapé) colocadas manualmente nos tanques (A). Remoção e substituição das plantas (B).

Em todos os tanques foram estocados juvenis de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) num total de 150 peixes/tanque (aproximadamente 4 peixes/m<sup>2</sup>) com peso médio de 5 g/peixe. Para que não ocorresse contato direto dos peixes com os tratamentos, estes foram cercados por uma tela que não obstruiu o fluxo de água. Os animais foram alimentados diariamente, com ração peletizada contendo 30% de proteína bruta, na proporção de 3% de biomassa. No início, meio e final do experimento foram realizadas biometrias, com coleta de dados como comprimento e peso dos indivíduos, readequando a quantidade de alimento oferecido diariamente, de acordo com a biomassa dos animais (Figura 6).

Após as instalações dos tratamentos, preenchimento com água e introdução das plantas e peixes, foram adicionados 300 g de fertilizante inorgânico (NPK 10-10-10) para estimular o desenvolvimento da comunidade planctônica na coluna d'água e conseqüente redução da penetração de luz, diminuindo a produção de algas bentônicas.



**Figura 6.** Montagem da rede para separar os peixes de cada tratamento (A). Juvenis de tilápia do Nilo foram inseridas nos tanques após período de aclimatação (B).

Em todas as coletas foram realizadas amostragens em duplicata da macrófita *E. crassipes*, utilizando o método do quadrante (50 x 50 cm) nos tratamentos M e P + M. As plantas foram armazenadas temporariamente em sacos plásticos e levadas ao laboratório onde foi realizada a lavagem para remoção de resíduos e organismos, pesagem da massa seca até peso constante (biomassa) e análises de conteúdo nutricional das mesmas (Figura 7).



**Figura 7.** Amostragem de macrófitas aquáticas pelo método do quadrante (A). Transporte das macrófitas do campo para o laboratório (B) e após lavagem, colocadas em bandejas para pesagem (C).

As amostras da comunidade perifítica foram obtidas dos canos de PVC menores (com 10 cm de comprimento e diâmetro conhecido). A escolha dos canos removidos em cada coleta foi feita aleatoriamente. Esses substratos foram mantidos temporariamente em câmaras úmidas (potes de vidro fosco com 25 mL de água destilada), em baixas temperaturas com auxílio de caixas térmicas, até transporte ao laboratório. Em cada coleta foram retirados 6 canos de cada tratamento (P e P+M para determinação da biomassa e conteúdo químico da comunidade, por meio da raspagem do perifíton com auxílio de estilete e pisseta com volume determinado de água destilada (Figura 8).



**Figura 8.** Coleta dos substratos de crescimento de perifíton (A). Com auxílio da pinça, o substrato com perifíton foi armazenado na câmara úmida (B). Em laboratório foi feita a raspagem do substrato (C).

## Referências

- ATTAYDE, J. L.; BOZELLI, R. L. Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 55, p. 1789-1797, 1998.
- AZIM, M. E.; WAHAB, M. A.; VAN DAM, A. A.; VAN ROOIJ, J. M.; BEVERIDGE, M. C. M.; VERDEGEM, M. C. J. The effects of artificial substrates on freshwater pond productivity and water quality and the implications for periphyton-based aquaculture. *Aquatic Living Resources*, v. 15, n. 4, p. 231–241, 2002.
- BACCARIN, A. E.; CAMARGO, A. F. M. Characterization and Evaluation of the Impact of Feed Management on the Effluents of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) Culture. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, v. 48, n. 1, p. 81-90, 2005.

- BACHION, M. A.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Estudo da composição das comunidades fitoplanctônicas e zooplanctônicas em dois viveiros de camarão. *Acta Limnological Brasil*, v. IV, p. 371-393, 1992.
- BETTINETTI, R.; GARIBALDI, L.; LEONI, B.; QUADRONI, S.; GALASSI, S. Zooplankton as an early warning system of persistent organic pollutants contamination in a deep lake (lake Iseo, Northern Italy). *Journal of Limnology*, v. 71, n. 2, p. 335-338, 2012.
- BORGES, M. G.; PEDROZO, C. S. Zooplankton (Cladocera, Copepoda and Rotifera) richness, diversity and abundance variations in the Jacuí Delta, RS, Brazil, in response to the fluviometric level. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 21, n.1, p. 101-110, 2009.
- BOYD, C. E.; TUCKER, C. S. Pond aquaculture water quality management. Boston: Kluwer Academic Publishers, 1998, 700p.
- BOYD, C. E.; MCNEVIN, A. A.; CLAY, J.; JOHNSON, H. M. Certification issues for some common aquaculture species. *Reviews in Fisheries Science*, v. 13, n. 4, p. 231-279, 2005.
- BRODIE, J.; ANDERSEN, R. A; KAWACHI, M.; MILLAR, A. J. K. Endangered algal species and how to protect them. *Phycologia*, v. 48, n. 5, p. 423–438, 2009.
- BUREAU, D. P.; CHO, C. Y. Phosphorus utilization by rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*): estimation of dissolved phosphorus waste output. *Aquaculture*, v. 179, p. 127-140, 1999.
- CARDOSO, L. S.; RAMOS, J. D.; MELLO, H. O. O. Composition, density and abundance of populations of cladocera, copepoda and rotifera of area of permanent protection of Uberabinha river. *Em Extensão*, Uberlândia, v. 7, n. 2, p. 95 – 106, 2008. (portuguese).
- CASTELLANI, D.; BARELLA, W. Impactos da atividade de piscicultura na Bacia do Rio Ribeira de Iguape, SP – Brasil. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, v. 32, n. 2, p. 161-171, 2006.
- CHANG, C. W.; SHIAH, F. K; WU, J. T.; MIKI, T.; HSIEH, C. The role of food availability and phytoplankton community dynamics in the seasonal succession of zooplankton community in a subtropical reservoir. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, v. 46, p.131–138, 2014.
- CHEN, H. G.; PENG, F.; ZHANG, Z. Y., ZHOU, X. D., LIU, H. Q., WANG, W., LIU, G. F., XUE, W. D., YAN, S. H., XU, X. F. Effects of engineered use of water hyacinths

- (*Eichhornia crassipes*) on the zooplankton community in Lake Taihu, China. *Ecological Engineering*, v. 38, p.125– 129, 2012.
- CHOWDHURY, M. M. R.; MONDOL, M.R.K.; SARKER, C. Seasonal variation of plankton population of Borobila beel in Rangpur district. *University Journal of Zoology, Rajshahi University*, v. 26, n. 49-54, 2007.
- DARCHAMBEAU, F.; SARMENTO, H.; DESCY, J. P. Primary production in a tropical large lake: The role of phytoplankton composition. *Science of the Total Environment*, p. 473–474, 2014.
- DELLAROSSA, V.; CESPEDES, J.; ZAROR, C. *Eichhornia crassipes*-based tertiary treatment of kraft pulp mill effluents in Chilean Central Region, *Hydrobiologia*, v. 443, p. 187-191, 2001.
- DERRICK Y. F. L. Phosphorus fractions and fluxes in the soils of a free surface flow constructed wetland in Hong Kong. *Ecological Engineering*, v. 73, p. 73–79, 2014.
- DODDS, W. K. The role periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *Journal of Phycology*, v. 39, p. 840-849, 2003.
- DODSON, S. I.; NEWMAN, A. L.; WILL-WOLF, S.; ALEXANDER, M. L.; WOODFORD, M. P.; VAN EGEREN, S. The relationship between zooplankton community structure and lake characteristics in temperature lakes (Northern Wisconsin, USA). *Journal of Plankton Research*, v. 31, n. 9, p. 93-100, 2009.
- DOMINGUES, R. B.; BARBOSA, A.; GALVÃO, H. Constraints on the use of phytoplankton as a biological quality element within the Water Framework Directive in Portuguese waters. *Marine Pollution Bulletin*, v. 56, p. 1389–1395, 2008.
- DYHRMAN, S. T.; AMMERMAN, J. W.; VAN MOOY, B. A. S. Microbes and the marine phosphorus cycle. *Oceanography*, v. 20, p. 110–116, 2007.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), State of World Fisheries and Aquaculture. Rome: Fisheries and Aquaculture Department, 2010, 224p.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), State of World Fisheries and Aquaculture, Rome: Fisheries and Aquaculture Department, 2012, 208p.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations), Global Aquaculture Production Volume and Value Statistics Database Updated to 2012. Disponível

- em <http://www.fao.org/fishery/statistics/global-aquaculture-production/en>. Acesso em: 14 de outubro de 2014.
- GORMAN, M. W.; ZIMMER, K. D.; HERWIG, B. R.; HANSON, M. A.; WRIGHT, R. G.; VAUGHN, S. R.; YOUNK, J. A. Relative importance of phosphorus, fish biomass, and watershed land use as drivers of phytoplankton abundance in shallow lakes. *Science of the Total Environment*, p. 849–855, 2014.
- GUTIERREZ-WING, M. T.; MALONE, R. F. Biological filters in aquaculture: Trends and research directions for freshwater and marine applications. *Aquacultural Engineering*, v. 34, n. 3, p. 163-171, 2006.
- HARDY, E. R.; ROBERTSON B.; KOSTE, W. About the relationship between the zooplâncton and fluctuating water level of Lago Camaleão. *Amazoniana*, v. IX, p. 43-52, 1984.
- HAVEL, J. E. Cladocera, Missouri State University, Springfield, MO, USA. Elsevier, 2009.
- HERWIG, B. R.; ZIMMER, K. D.; HANSON, M. A.; KONSTI, M. L.; YOUNK, J. A.; WRIGHT, R. W.; ET, A. L. Factors influencing fish distributions in shallow lakes in prairie and prairie–parkland regions of Minnesota, USA. *Wetlands*. v. 30, p. 609–19, 2010.
- HILL, W. R. Effects of light. In: STEVENSON, R. J.; BOTHWELL, M. L.; LOWE, R. L.; eds. Algal ecology. San Diego: *Academic Press*. p. 121-144, 1996.
- LEKANG, O. I. *Aquaculture Engineering*. Oxford: Blackwell Publishing Ltd., 2007, 344p.
- LI, L.; YANG, Y.; TAM, F. Y. N.; YANG, L.; MEI, Q. X.; YANG, F. Growth characteristics of six wetland plants and their influences on domestic wastewater treatment efficiency. *Ecological Engineering*, v. 60, p. 382–392, 2013.
- MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e qualidade da água na piscicultura: consequências e recomendações. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, v. 36, n. 2, p. 149 – 163, 2010.
- MCCORMICK, P. V.; STEVENSON, R. J. Periphyton as a tool for ecological assessment and management in the Florida Everglades. *Journal of Phycology*, v. 34, p. 726-733, 1998.
- MILSTEIN, A. Effect of periphyton on water quality In: AZIM, M. E.; VERDEGEM, M. C. J.; Van Dam, A. A.; Beveridge, M. C. M. First Ed.. Periphyton: Ecology, Exploitation and Management. Local de publicação: CABI; p. 179 – 186, 2005.

- MILSTEIN, A.; PERETZ, Y.; HARPAZ, S. Comparison of Periphyton Grown on Different Substrates as Food for Organic Tilapia Culture. *The Israeli Journal of Aquaculture – Bamidgeh*, v. 60, n. 4, p. 243-252, 2008.
- MILSTEIN, A. Periphyton-based aquaculture: underwater hard surfaces in ponds promote development of natural food for fish. *Indian Journal of Social and Natural Sciences*, v. 1, n. 1, p. 93-99, 2012.
- MISCHKE, C. C.; ZIMBA, P. Initial influence of fertilizer nitrogen types on water quality. *Aquaculture Research*, v. 40, n. 7, p. 1-5, 2009.
- MODICA, A.; SCILIPOTI, D.; LA TORRE, R.; MANGANARO, A.; SARÀ, G. The effect of mariculture facilities on biochemical features of suspended organic matter (southern Tyrrhenian, Mediterranean). *Estuarine Coastal Shelf Science*, v. 66, p. 177–194, 2006.
- NEORI, A.; CHOPIN, T.; TROELL, M.; BUSCHMANN, A. H.; KRAEMER, G. P.; HALLING, C.; SHPIGEL, M.; YARISH, C. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. *Aquaculture*, v. 231, n. 1-4, p. 361-391, 2004.
- NEWMAN, S.; MCCORMICK, P. V.; BACKUR, J. G. Phosphatase activity as an early warning indicator of wetland eutrophication: problems and prospects. *Journal of Applied Phycology*, v. 15, p. 45-52, 2003.
- OLIVEIRA, D. E.; FERRAGUT, C.; BICUDO, D. C. Relationships between environmental factors, periphyton biomass and nutrient content in Garças Reservoir, a hypereutrophic tropical reservoir in southeastern Brazil. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, v. 15, p. 129–137, 2010.
- PAPADOPOULOS, F.; TSIHRINTZIS, A. V.; ZDRAGAS, G. A. Removal of faecal bacteria from septage by treating it in full-scale duckweed-covered pond system. *Journal of Environmental Management*, v. 92 p. 3130–3135, 2011.
- PERTUZ, S.; De LA ROTTA, J.; JIMENEZ, N.; ARAUJO, I.; HERRERA, L.; CHAPÍN, L.; de BONILLA, DEL VILLAR, A.; MOLLEDA, P.; TORO, G. Effluent treatment by aquatic hyacinth (In Spanish) *Interciência*, v. 24, p. 120-124, 1999.
- PINESE, O. P.; CASSEMIRO, F. A. S.; PINESE, J. F.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Metabolic Theory of Ecology and diversity of continental zooplankton in Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences Maringá*, v. 34, n. 1, p. 69-75, 2012.

- PITTA, P., KARAKASSIS, I., TSAPAKIS, M., ZIVANOVIC, S. Natural versus mariculture induced variability in nutrients and plankton in the Eastern Mediterranean. *Hydrobiologia*, v. 391, p. 181–194, 1999.
- RECTENWALD, L. L.; DRENNER, R. W. Nutrient Removal from Wastewater Effluent Using an Ecological Water Treatment System. *Environmental Science Technology*, v. 34, p. 522-526, 2000.
- ROCHA, O.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Cultivo em larga escala de organismos planctônicos para alimentação de larvas e alevinos de peixes: II – Organismos Zooplanctônicos. *Biotemas*, v. 7, n. 1 e 2, p. 94-109, 1994.
- RYDING, S.; RAST, W. *El control de la eutrofización en lagos y pantanos*. Ediciones Pirámide, Madrid. 1989, 375p.
- SARÀ, G.; MARTIRE, M.; BUFFA, G.; MANNINO, A. M.; BADALAMENTI, F. The fouling community as an indicator of fish farming impact in Mediterranean. *Aquaculture Research*, v. 38, p. 66–75, 2007.
- SEREDIAK, N. A.; PREPAS, E. E. *Eutrophication of Freshwater Systems*. Reference Module In: *Earth Systems and Environmental Sciences*. Treatise on Geochemistry (Second Edition), v. 11, p. 305–323, 2014.
- SERPA, D.; FERREIRA, P. P.; CAETANOB, M.; FONSECA, L. C.; DINISE, M. T.; DUARTE, P. Modelling of biogeochemical processes in fish earth ponds: Model development and calibration. *Ecological Modelling*, v. 247, p. 286– 301, 2012.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FÁVERO, E. G. P.; BRAGA, F. M. S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I. Floating plant. *Brazilian Journal of Biology*, v. 62, n. 4, p. 713-723, 2002.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BACHION, M. A.; COLUS, D. S. O. Estudos Limnológicos em três viveiros de criação de peixes com fluxo contínuo de água. *Boletim Técnico do CEPTA*, v. 19, p. 35-47, 2006.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; BRAGA, F. M. S. The feeding activity of *Colossoma macropomum* larvae (tambaqui) in fishponds with water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) fertilizer. *Brazilian Journal Biology*, São Carlos, v. 67, n. 3, p. 459-466, 2007.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H., LOURENÇO, E. M.; BRAGA, F. M. S. Water quality in six sequentially disposed fish ponds with continuous water flow. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, v. 32, n. 1, p. 9-15, 2010.



- SIPAÚBA–TAVARES, L. H.; DONADON, A. R.V.; MILAN, R. N. Water quality and plankton populations in an earthen polyculture pond. *Brazilian Journal Biology*, v. 71, n. 4, p. 845-855, 2011.
- SLADECKOVA, A.; MARVAN, P.; VYMAZAL, J. The utilization of periphyton in waterworks pretreatment for nutrient removal from enriched influents. In: WETZEL, R. G. (Ed.). *Periphyton of freshwater ecosystems*. Sweden: Dr. W. Junk Publishers, 1990, 346p.
- SPADOTTO, C. A.; RIBEIRO, W. C. *Gestão de resíduos na agricultura e agro-indústria*. Botucatu: FEPAF, 2006, 319p.
- STERNER, R.W. Role of Zooplankton in aquatic ecosystems. 7,000 word entry for Encyclopedia of Inland Waters, Elsevier. 2009.
- SUMAGAYSAY-CHAVOSO, N. S.; DIEGO-MC GLONE, M. L. S. Water quality and holding capacity of intensive and semi-intensive milkfish (*Chanos chanos*) ponds. *Aquaculture*, v. 219, p. 413-429, 2003.
- VALENTI, W. C. Aquicultura sustentável. In: Congresso de Zootecnia, 12o, Vila Real, Portugal, 2002, Vila Real: Associação Portuguesa dos Engenheiros Zootécnicos. Anais p.111-118, 2002.
- VAN DAM, A. A.; BEVERIDGE, M. C. M.; AZIM, M. E.; VERDEGEM, M. C. J. The potential of fish production based on periphyton. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, v. 12, p. 1–31, 2002.
- WEISNER, S. E. B.; ERIKSSON, P. G.; GRANÉLI, W.; LEONARDSON, L. Influence of macrophytes on nitrate removal in wetlands. *Ambio*, v. 23, n. 6, p. 363-366, 1994.
- WETZEL, R. L. Periphyton measurements and applications. In: WEITZEL, R. L. (ed.), *Methods and Measurements of Periphyton Communities: A Review*. American Society for Testing and Materials, STP 690, pp. 3–33, 1979.

## **CAPÍTULO II**

Artigo aceito para publicação na revista *Limnetica*. O artigo encontra-se em inglês de acordo com as normas da revista.

EFFECTS OF BIOLOGICAL TREATMENTS ON WATER QUALITY FROM  
NEOTROPICAL FISHPONDS

**ABSTRACT****Effects of biological treatments in the water quality in neotropical fishponds**

The aim of this study was to investigate the effects of the aquatic macrophyte (*Eichhornia crassipes*) and periphyton communities on the neotropical fishponds water quality, and to determine the ability of such communities to remove potential pollutants from the fishponds, making them interesting tools for the maintenance of desirable water quality in aquaculture under continuous water flow. In general, the biological treatments used in this study showed a positive effect in reducing BOD<sub>5</sub>, orthophosphates, total phosphorus, conductivity and thermotolerant coliforms from the water column and also decreasing organic matter, Cu, Fe, Mn and Zn, from the sediment. The differences in physical and chemical properties of the water column and sediment between the treatments showed an improvement in the overall water quality when the treated fishponds are compared with the control fishpond, and the best growth rate performance of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) occurred in the fishpond with periphyton treatment.

**Keywords:** Periphyton, macrophytes, aquaculture, Nile tilapia.

**RESUMEN*****Efecto de diferentes tratamientos biológicos en la calidad del agua de estanques de peces neotropicales.***

*El objetivo de este estudio fue investigar los efectos de la macrófita acuática (*Eichhornia crassipes*) y las comunidades de perifiton sobre la calidad del agua de estanques de peces neotropicales, y determinar la capacidad de tales comunidades para eliminar contaminantes potenciales de los estanques, demostrando que son herramientas interesantes para el mantenimiento de la calidad del agua en la acuicultura que utiliza flujo de agua continuo. En general, los tratamientos biológicos ensayados en este estudio*

*mostraron un efecto positivo en la reducción de DBO5, ortofosfatos, fósforo total, conductividad y coliformes termotolerantes en la columna de agua, y también disminuyendo la materia orgánica, Cu, Fe, Mn y Zn, en el sedimento. Las diferencias en las propiedades físicas y químicas de la columna de agua y los sedimentos entre los tratamientos mostraron una mejora en la calidad general del agua cuando los estanques tratados se comparan con el estanque de peces de control, y el mejor rendimiento de la tasa de crecimiento de la tilapia del Nilo (*Oreochromis niloticus*) se produjeron en el estanque de peces con el tratamiento periphyton.*

*Palabras clave: Perifiton, macrófitas, acuicultura, tilapia del Nilo.*

## **INTRODUCTION**

Appropriate knowledge of the management and control of the ecological and biological aspects of aquaculture are important for maintaining proper water quality and sediment balance, to yield higher fish biomass production. The need to make aquaculture systems more efficient arises, from the fact that nutrients that are not incorporated as biomass will accumulate in pond sediments, volatilize, or be discharged into the environment (Van Dam et al., 2002), among other reasons. Improvements in ponds following eutrophication can be achieved by the use of floating aquatic macrophytes, such as *Eichhornia crassipes* (Sipaúba-Tavares et al., 2003). The performance of such macrophytes in improving pond water quality is largely enhanced by the periphyton that forms on the submerged parts of macrophytes (Kiss et al., 2003). The importance of periphyton in providing biomass and habitat for varied benthic consumers, as well as its sensitivity to phosphate levels, has been extensively described in the literature (Mei & Zhang, 2013). Periphyton communities are ubiquitous and ecologically important components of many shallow lakes; as a basis of the fluvial food web, they have been used for assessing the quality of these ecosystems (Serra

et al., 2010). The autotrophic organisms of the periphyton yield organic material and oxygen by using light energy and absorbing nutrients (Kosáros et al., 2010).

Periphyton-based aquaculture systems offer the possibility of increasing both primary production and food availability for fish (Azim et al., 2003). It has also been shown that periphyton can be inserted into and later harvested from an ecosystem with the objective of removing excess nutrients, in a process described by Drenner et al. (1997).

Another point to consider is that when water is drained directly from one pond to the next, the composition of the first environment may affect the characteristics of the second. Macrophytes and periphyton thus become a good alternative treatment to remove excess nutrients from fishponds in this type of continuous water flow systems.

Detailed knowledge on the concomitant use of periphyton and floating macrophytes in aquaculture may increase the number of tools available for improving water quality in fishponds. The specific aims of this study were to investigate the contribution of the macrophyte *Eichhornia crassipes* and the periphyton community in maintaining water quality by removing incoming pollutants from the fishponds, and consequently determine if they are a good tool for aquaculture farms employing continuous water flow systems. The following hypotheses were proposed: i) the water and sediment parameters would improve with macrophyte and/or periphyton treatments, and ii) the presence of macrophyte and/or periphyton would have a positive effect in reducing nutrient discharge from fishponds.

## **MATERIALS AND METHODS**

### **Study area**

This study was performed during a six month period (from September 2011 to February 2012) in four parallel fishponds at the Aquaculture Center (21°15'S and 48°17'W) of the

University of São Paulo State (UNESP) at Jaboticabal (SP, Brazil) (Fig. 1). The fishponds (named FP1 to FP4) were rectangular in shape and, 1.5 m deep with an aerial surface of 40 m<sup>2</sup> and a volume of 38 m<sup>3</sup> (Fig. 1). The water supply was obtained from an upstream pond channeled to the experimental ponds by an underground grid of tubes. Water renovation (calculated from the discharged volume) was equivalent to 5 % of the total pond volume per day. The physical and chemical characteristics of inlet water, such as pH ( $5.4 \pm 0.4$ ), dissolved oxygen (DO,  $5.2 \pm 1.4$  mg.L<sup>-1</sup>), temperature (Temp,  $23 \pm 0.9$  °C), total ammonia nitrogen (TAN,  $18.1 \pm 6.0$  µg.L<sup>-1</sup>), total phosphorus (TP,  $19.6 \pm 4.3$  µg.L<sup>-1</sup>), and total suspended solids (TSS,  $5.8 \pm 3.1$  mg.L<sup>-1</sup>), were regularly monitored during the experimental period.

### **Biological Treatments**

Before the start of this study, ponds were dried and the existing vegetation was removed with constant maintenance of the fishponds so that any type of aquatic macrophyte (either submerged or floating) would develop during the experimental period. Quicklime (CaO, 150 g.m<sup>-2</sup>) was then applied to all ponds. Subsequently, one of three different biological treatments was applied close to the effluent in each fishpond: the addition of macrophytes (M); the addition of plastic pipes as substrates for periphyton (P); or the concomitant addition of macrophytes and plastic pipes as substrates for periphyton (P + M). A control fishpond (C) that did not receive any biological treatment was also used (Fig. 1). Plastic pipes (diameter of 5 cm and, length of 10 cm or 1 m) were placed vertically in the experimental ponds to be used as an artificial substrate for periphyton. These pipes were held in place by nylon strands and hang inside the water column. They extended from approximately 5 cm below the water surface to near the bottom of the fishponds, except for the 10 cm pipes, which were used for samples collection. Pipes were located towards the water outlet so that the water would pass by them before being drained from the fishponds.

Pipe substrates, submersion time and depth were the same in the P and P+M treatments. Each fishpond that received a periphyton treatment (P and P+M) was provided with 64 pipes. This setup resulted in an effective submerged substrate surface area of 10 % of total pond water surface. Three days after quicklime application, all fishponds were fertilized with NPK (10-10-10, 1.5 g.m<sup>-2</sup>), and after this initial fertilization, the fishponds were left for 12 days while filling up to allow the development of natural organisms in the water column and on the plastic pipe substrates. Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*), weighing  $4.7 \pm 2.9$  g was stocked at a density of 150 fish per fishpond (approximately 4 fish.m<sup>-2</sup>) and a stocking biomass of 0.7 kg.pond<sup>-1</sup>. Fish were fed three times a day by floating pelleted feed containing 30 % crude protein for a total of 3 % weight.day<sup>-1</sup>. The aquatic macrophyte *Eichhornia crassipes* was introduced into the fishponds after they were filled with water, occupying a surface area of 10 % of the total fishpond water surface with a renovation of plants occurring at the end of each collection. No aeration or water-mixing devices were used.

### **Water quality monitoring**

Measurements of water quality parameters started on day one of the experiment and were recorded between 08:00 and 09:00 h. Samples were collected from a depth of 10 cm. Two samples were collected monthly (during a total of six months) using a 1 L Van Dorn bottle at two different sites: directly from each fishpond (FP1 to FP4) and from the output of each fishpond (EF1 to EF4) as shown in figure 1. Temperature (Temp), turbidity (Turb), pH, dissolved oxygen (DO) and conductivity (Cond) were measured using a multi-probe Horiba U-10. Total phosphorus (TP), orthophosphates (OP), nitrite (NO<sub>2</sub>) and nitrate (NO<sub>3</sub>) were quantified with a spectrophotometer according to Golterman et al. (1978), and total ammonia nitrogen (TAN) was quantified as described by Koroleff (1976). Chlorophyll-a (Chl-a) concentration was determined by colorimetric analysis using a

spectrophotometer after extraction with 90 % ethanol (Nusch, 1980). Total dissolved solids (TDS), total suspended solids (TSS) and 5-day biochemical oxygen demand (BOD<sub>5</sub>) were determined according to Boyd & Tucker (1992). Water samples for microbiological analysis, which was performed using the Most Probable Number (MPN) method, were collected in sterilized 500 mL flasks and taken to the laboratory in an isothermal container. The material used in the microbiological analyses was sterilized prior to use (APHA, 2005). Analyses were performed immediately after sampling or samples were properly stored under refrigeration.

### **Periphyton sampling**

Periphyton sampling was performed monthly to determine periphyton biomass in terms of dry matter (DM) weight per unit surface area. On each sampling date six plastic pipe substrates were randomly taken from each pond. Care was taken to avoid contact with the periphyton and consequent loss of material. The pipes used in the sampling were located at approximately 10 – 20 cm below the surface, and each of the six substrates was analyzed separately in the laboratory. The pipe substrates were replaced after collection of the samples to allow further development and periodical sampling of periphyton. Periphyton material was scraped carefully with a scalpel from the tube, which has a calculated surface area of 157 cm<sup>2</sup>. Dry matter (DM) was determined after drying the material at 70 °C, and organic matter (as ash-free dry matter) was determined after burning at 550 °C (APHA, 2005). Phosphorus content was determined in duplicate using the hydrochloric acid (HCl) digestion method by Strickland & Parsons (1965). Total nitrogen content was determined from triplicate samples using the micro-Kjeldhal method according to Umbreit et al. (1964). Chlorophyll-a was determined according to Nusch (1980) using warm ethanol 90 % (78 °C) as a solvent and quantified at 665 nm e 750 nm. Indices proposed by Lakatos



(1989) were adopted for periphyton classification, using chlorophyll-a contents (%) (Table 1).

### **Macrophyte sampling**

Sampling of the macrophytes (*E. crassipes*) was performed monthly and taken from an area of 0.5 m<sup>2</sup> with moving quadrants. In the laboratory, plants were carefully washed in distilled water to remove adhered periphyton and also organic and inorganic particulate matter. All plant material in the quadrant was harvested and measured for TP and biomass. After washing, plants were oven-dried (at 103 °C) for biomass determination. Dry matter was ground, sieved through a 0.5 mm mesh and stored in plastic flasks. Plant total phosphorus and nitrogen contents were determined according to Bataglia (1983). Organic matter contents were determined as described in the literature (Westlake, 1963) after burning 0.3 g of dry macrophyte matter for 4 hours in an oven at 550 °C.

### **Sediments**

Vertically mixed sediment samples were taken using a 4-cm diameter PVC core up to approximately 10 cm depth. Samples were taken at sites inside fishponds (FP1 to FP4) and transported to the laboratory in cold boxes. Sediments were air dried, gently disaggregated and dried in a convection oven at 70 °C until completely dry. Determination of organic matter (OM) and amounts of Ca, Cu, Mg, Mn, P, K, Al, Fe, Zn and pH was performed according to the methods described by Raij et al. (2001).

### **Fish harvesting and yield parameters**

After 182 days of cultivation, all pipe substrates and macrophytes were removed from the ponds under treatment. The ponds were drained, and the fish were harvested. The mean fish weight at the beginning and end of the experiment was determined. The calculated measurements included the following: survival (%), initial weight (IW, g.fish<sup>-1</sup>), final

weight (FW, g.fish<sup>-1</sup>), weight gain (FW-IW) and specific growth rate ( $SGR = 100 \times \frac{\ln(FW) - \ln(IW)}{\text{culture period in days}}$ ).

### **Statistical analysis**

The limnological variables were analyzed using principal component analysis (PCA), a multivariate analysis that can summarize, in a few dimensions, most of the variability of a dispersion matrix of a large number of descriptors (Legendre & Legendre, 1998). For sediment variables, community and fish-harvesting dates, a one-way ANOVA was performed to determine statistical significance between the experimental groups and control (n=12). All analyses were performed using the software Statistica 8.0 (StatSoft, 2007).

## **RESULTS**

After the experimental period of 182 days, the chlorophyll-a contents of periphyton in the P and P+M treatments were classified as heterotrophic (IV) with values below 0.10 % (Table 1). No differences were observed in fish size and weight for the different treatments. Fish from the periphyton treatment (P) presented a higher specific growth rate (SGR) (4.8 %·day<sup>-1</sup>) with a weight gain of 275 g. A small mortality rate of approximately 2 % was noted in the macrophytes (M) and periphyton (P) treatments (Table 2).

Water conductivity remained within values suitable for aquaculture (50  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). The pH of the fishponds ranged from 5.7 to 6.1, and the water temperature fluctuated approximately 24 °C in all ponds studied. As the ponds were exposed to the local weather conditions, and the lowest temperatures were registered in September (local spring) and the highest between November and February (local summer).

The data obtained from the water analysis were submitted to a principal component analysis (PCA), and the results (fishponds and effluent sites) are presented in figure 2. In

the fishpond, the control contrasts with other treatments positioned on different sides of PC1. The association of the control fishpond with the variables OP, PT, BOD5, TC, TAN, COND, TSS and TURB demonstrate the highest values of these variables in this site. PC2 demonstrated an association of the P treatment with the TDS and NO<sub>3</sub> parameters. Furthermore, PC2 demonstrated an association of the M treatment with the Chl-a and NO<sub>2</sub> parameters. These associations indicated higher values of variables in respective treatments. The opposite was observed for samples collected in the effluent sites, where most of the water parameters were on the negative side, with the exception of five variables that remained positive in the effluent samples (Chl-a, Turb, DO, NO<sub>3</sub> and TSS).

The negative association of the effluent P+M with PC1, thus demonstrating a high level of eutrophication, is noteworthy. Moreover, the control effluent was positively associated with PC2, especially Chl-a, thermotolerant coliforms, BOD5, TAN, turbidity and conductivity. The P+M treatment in the fishpond and the M treatment in the effluent were not associated with any variables (Fig. 2).

Table 3 summarizes the data collected for sediment analysis. No differences ( $p > 0.05$ ) were observed in pH, P, Ca, Mg or Al. The pH was acidic (varying from 4.8 to 5.0). Calcium was present in a higher quantity than the other nutrients (averaging from 461 to 721 mg.L<sup>-1</sup>) during the experimental period. The levels of organic matter and nutrients such as Cu, Fe, Zn and Mn were higher ( $p < 0.05$ ) in the control pond. The P+M treatment presented a higher ( $p < 0.05$ ) concentration K (Table 3).

Macrophyte biomass in the P+M and M treatments exceeded 400 g DW m<sup>-2</sup>. No difference ( $p > 0.05$ ) was observed in OM, TP and N contents in plants and periphyton in the treatments (Table 4).

## **DISCUSSION**

The PCA analysis showed the formation of three main clusters. However, the results differed between the water quality in the P+M fishpond and the effluent water from pond M. Such differences may be attributed to the plants, which are highly capable of removing and processing nutrients used in their growth, thus improving water quality.

The highest levels of DO, nitrate, TSS and turbidity in both the fishpond and the effluent sites were observed in the periphyton-treated fishpond. Periphyton-based aquaculture ponds allow the development of attached photosynthetic algae as well as decomposing and nitrifying bacteria, microorganisms known to produce oxygen and assimilate inorganic nutrients (Özkan et al., 2010). The higher levels of turbidity in the periphyton-containing ponds (P and P+M) were attributed to the detached periphyton and to the phytoplankton, thus affecting the whole pond system (Azim et al., 2003).

In this study a higher ammonia concentration was observed at the fishpond treated with periphyton in comparison with the fishpond with macrophytes, but it was lower than the control. Lower ammonia ( $193 \mu\text{g.L}^{-1}$ ) contents in the macrophyte-treated fishpond and its effluent could be attributed to the biomass of the macrophytes themselves that compete with phytoplankton and consequently absorb more nutrients from the water.

Both treatments that included macrophytes (M and P+M) presented lower mean values for nitrate in the water and the highest total ammonium nitrogen (TAN) values in the plant biomass. Inorganic nitrogen is associated with rapid growth rates in plants. Nitrate serves as the main source of inorganic nitrogen resources for higher plants (Li & Wang, 2011).

The highest phosphorus contents were observed in both plant and periphyton biomass with a simultaneous decrease in available phosphorus in the water column during the experiment period. This observation demonstrates the link between the highest phosphorus content in plants and periphyton biomass and its dependence on several factors including

mainly water column phosphorus concentration, forms of available phosphorus and growth stage.

The higher concentrations of thermotolerant coliforms in the control fishpond and their lower concentrations in the M fishpond were observed in samples obtained from both the fishponds and the effluent water. This phenomenon might be linked to the antimicrobial properties of macrophyte exudates. Nonetheless, the same result was not observed in the P+M treatment. Ksoll et al. (2007) reported that the abundances of fecal coliforms and *Escherichia coli* in periphyton communities were positively correlated with increases in water temperature, an important regulator of growth. Moreover, Nirmai-Kumar & Oomem (2009) argued that the highest values of total coliforms occur due to the high supply of oxygen and the presence of moderate amounts of nutrients such as phosphate, sulfate and nitrate. In the present study, the low contents of nutrients and dissolved oxygen observed resulted in a low total thermotolerant coliform count.

Although identical amounts of fertilizer were used in all experimental ponds, the control fishpond presented higher levels of ammonia and total phosphorus contents in the water as well as higher concentrations of organic matter, Cu, Fe, Mn and Zn in the sediment.

In our study, the chemical processes occurring in the sediment affected the water quality and consequently improved the biological communities. High levels of Cu, Zn, Al and Fe and low pH in sediment did not directly affect the biological treatments (P, M and P+M) because the presence of phosphorus in the sediment and in the water helped to decrease the sensitivity of the natural periphyton to such metals. Importantly, Serra et al. (2010) suggested that the association with phosphates causes precipitation and a consequent decrease in metal availability.

During the growth of periphyton on plastic substrates, the external mostly autotrophic portion can be dislodged, leaving behind the heterotrophic inner layer (Milstein et al.

2008). The periphyton that remains attached on the substrates, such as nitrifying bacteria, are mainly linked with nitrogen flow, whereas the role of periphyton is not limited to the filtering of nutrients but rather extends to active processing (Lakatos & Biró, 1989; Milstein, 2012).

Phosphorus cycling in aquatic systems is attributable to both biotic and abiotic processes, but specific measurements can be challenging (Wolfe III & Lind, 2010). It is known that periphyton can play an active role in phosphorus absorption in many ecosystems. Periphyton leads to a net increase in short-term nutrient flow from the water column into the sediments in small artificial systems, such as fishponds. Periphyton can also directly influence many sediment properties, with the most prominent effects being observed in metal-phosphate chelation and the co-precipitation of Ca and magnesium phosphates (Dodds, 2003). In this study, all ponds presented high Ca and Mg contents; however, higher values were observed in the periphyton associated with macrophyte (P+M) treatment.

It has been suggested that the pH of the media plays a role in the toxicity of some metals on periphyton, especially in acid conditions. In this study, the lower pH in the sediment (between 4.6 and 5.3) and water (between 5.2 and 6.7) suggests that better fertilization practices are necessary to avoid acidic pH.

The best growth rate performance of Nile tilapia occurred in the fishpond with the P treatment, where fish achieved an average final weight of  $280 \pm 113$  g, which is considered a good size for fish consumption (Freato et al., 2012).

Ponds used in this study have been used for over 20 years without any careful consideration with regards to fertilization and fish feed management. It is relevant to mention that the initial step of draining the ponds is of utmost importance to avoid possible cross-contamination and/or the presence of substances that might influence the study.

However, a pond's architecture consists of walls covered in concrete and a bottom exposed to the soil (sediments). The accumulation of sediments in the bottom might result in accumulating organic and inorganic matter over the years, making it difficult to accurately assess the direct effects of the biological treatments used in this study.

Considering all the factors mentioned above, the differences in the physical and chemical properties of the water column and sediment between the treatments showed an improvement in the overall water quality, when the treated fishponds were compared with the control fishpond. The biological treatments had a positive effect in reducing conductivity, orthophosphates, total phosphorus, turbidity and thermotolerant coliforms in the water column and also assisted in decreasing the organic matter, Cu, Fe, Mn and Zn in the sediment. High levels of Al and low pH in the sediment may have caused unfavorable conditions in the water column and may have ultimately had an impact on fish production, suggesting the need to pay more attention to these variables. Future studies will aim to evaluate the effects of such biological treatments on the water quality of small fishponds, from which effluents are often directly discharged into larger ponds.

## **ACKNOWLEDGEMENTS**

The authors would like to thank the Brazilian Council for Scientific and Technological Development (CNPq) for scholarship for the last author (120968/2012-6) and São Paulo Research Foundation - FAPESP (2012/09884-4) for financial support. We would also like to express our gratitude to the working group of Limnology and Plankton Production Laboratory of CAUNESP, in special to Fernanda Travaini de Lima.

**REFERENCES**

- APHA, 2005. Standard methods for the analysis of water and wastewater. American Public Health Association, Washington, DC.
- AZIM, M. E., A. MILSTEIN, M. A. WAHAB & M. C. J. VERDEGAM. 2003. Periphyton-water quality relationships in fertilized fishponds with artificial substrates. *Aquaculture*, 228: 169–187.
- BATAGLIA, O. C., A. M. C. FURLANI, J. P. F. TEIXEIRA, P. R. FURLANI & J. R. GALLO. 1983. Plants chemical analyses (Boletim Técnico 78). Instituto Agrônômico, Campinas. (portuguese)
- BOYD, C. E. & C. S. TUCKER. 1992. Water quality and pond soil analyses for aquaculture. Auburn, USA.
- DODDS, W. K. 2003. The role periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *Journal of Phycology*, 39: 840-849.
- DRENNER, R. W., D. J. DAY., S. J. BASHAM., J. D. SMITH & S. I. JENSEN. 1997. Ecological water treatment system for removal of phosphorous and nitrogen from polluted water. *Ecological Applications*, 7 (2): 381–390.
- FREATO, T. A., R. T. F. FREITAS, M. E. S. G., PIMENTA, G. R. OLIVEIRA, R. V. R. NETO & B. O. MATTOS. 2012. Evaluation of Nile tilapia strains cultivated in cages under different feeding programmes. *Revista Brasileira de Zootecnia*, 41(6): 1332-1336.
- GOLTERMAN, H. L., R. S. CLYMO & M. A. M. OHNSTAD. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwater. Blackwell Scientific Publication, Oxford.
- KISS, M. K., G. LAKATOS, G. BORICS, Z. GIDÓ & C. DEÁK. 2003. Littoral macrophyte-periphyton complexes in two Hungarian shallow waters. *Hydrobiologia*, 506-509 (1-3): 541-548.



- KOROLEFF, F., 1976. Determination of nutrients, in: Grasshoff, E., Kremling, E. Methods of sea water analysis. Verlag Chemie Weinheim. New York.
- KOSÁROS, T., D. GÁL, F. PEKÁR & G. LAKATOS. 2010. Effect of different treatments on the periphyton quantity and quality in experimental fishponds. World Academy of Science, Engineering and Technology, 40 (1): 363-366.
- KSOLL, W. B., S. ISHI, M. J. SADOWSKY & R. E. HICKS. 2007. Presence and sources of fecal coliforms in epilithic periphyton communities of Lake Superior. Applied and Environmental Microbiology, 73 (12): 3771-3778.
- LAKATOS, G. 1989. Composition of reed periphyton (biotecton) in the Hungarian part of Lake Fertő. BFB-Bericht 71: 125-134.
- LAKATOS, G. & P. BIRÓ. 1989 Study on chemical composition of reed-periphyton in Lake Balaton. BFB-Bericht, 77: 157-164.
- LEGENDRE, P. & L. LEGENDRE. 1998. Numerical Ecology. Elsevier Science B.V., Amsterdam.
- LI, W. & J. WANG. 2011. Influence of light and nitrate assimilation on the growth strategy in clonal weed *Eichhornia crassipes*. Aquatic Ecology, 45: 1-9.
- MEI, X. & X. ZHANG. 2013. Periphyton biomass response to phosphorus additions in an aquatic ecosystem dominated by submersed plants. Journal Environmental Protection, 4 (1): 83-90.
- MILSTEIN, A., Y. PERETZ & S. HARPAZ. 2008. Comparison of periphyton grown on different substrates as food for organic tilapia culture. The Israeli Journal of Aquaculture – Bamidgeh. 60(4): 243-252.
- MILSTEIN, A. 2012. Periphyton-based aquaculture: underwater hard surfaces in ponds promote development of natural food for fish. Indian Journal of Social and Natural Sciences. 1(1): 93-99.

- NIRMAI-KUMAR, J. I. & C. OOMMEN. 2009. Influence of limiting factors on phytoplankton and coliform population in an inundated, isolated wetland. *Journal of Wetlands Ecology*, 3 (1): 43-55.
- NUSCH, E. A. 1980. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. *Archiv für Hydrobiologie*, 14: 14-36.
- ÖZKAN, K., E. JEPPESEN, L. S. JOHANSSON & M. BEKLIÖGLU. 2010. The response of periphyton and submerged macrophytes nitrogen and phosphorus loading in shallow warm lakes: a mesocosm experiment. *Freshwater Biology*, 55 (2): 463-475.
- RAIJ, B. V., J. C. ANDRADE, H. CANTARELLE & J. A. QUAGGIO. 2001. Chemical analysis to evaluation of sediments fertility. Instituto Agronômico, Campinas. (portuguese)
- SERRA, A., H. GUASH, W. ADMIRAAL, H. G. VAN DER GEST & S. A. M. VAN BEUSEKOM. 2010. Influence of phosphorus on copper sensitivity of fluvial periphyton: the role of chemical, physiological and community-related factors. *Ecotoxicology*, 19 (4): 770-780.
- SIPAÚBA-TAVARES, L. H., A. F. BARROS & F. M. S. BRAGA. 2003. Effect of macrophyte cover in the water quality in fishpond. *Acta Scientiarum Biological Sciences*, 25 (1): 27-36.
- STATSOFT, Inc. 2007. STATISTICA (Data Analysis Software System), version 8. [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- STRICKLAND, J. D. H & T. R. PARSONS. 1965. A manual of sea water analysis, (second ed. Bulletin 125). Fisheries Research Board of Canada.
- UMBREIT, W. W., R. H. BURRIS & J. F. STAUFFER. 1964. Manometric methods applicable to the study of tissue metabolism. Ed. Burgess Publishing Company.

VAN DAM, A., M. C. M. BEVERIDGE, M. E. AZIM & M. C. J. VERDEGEM. 2002. The potential of fish production based on periphyton. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 12 (1): 1-31.

WESTLAKE, D. F. 1963. Comparisons of plant productivity. *Biological Reviews*, 38 (3): 385-425.

WOLFE III, J. E. & O. T. LIND. 2010. Phosphorus uptake and turnover by periphyton in the presence of suspended clays. *Limnology*, 11 (1): 31-37.

Table 1. Classification of the periphyton on the basis of its chlorophyll-a (Lakatos, 1989).  
Clasificación del perifiton sobre la base de su clorofila-a (Lakatos, 1989).

Table 2. Nile tilapia growth performance in the different fishponds and treatments. Datos de crecimiento de la tilapia del Nilo en los diferentes estanques y tratamientos.

Table 3. Values obtained for sediment parameters measured from the different fishponds. Valores de los parámetros medidos en las muestras de sedimentos de los diferentes estanques.

Table 4. Values obtained for biological variables of macrophyte and periphyton from the different treatments. Valores de las variables biológicas obtenidos de las muestras de macrófitas y perifiton en los diferentes tratamientos.

Figure 1. Outline of the flow-through fishponds used. FP1 – FP4 = study fishponds; EF1-EF4 = effluent of fishponds; M, P, P + M = treated fishponds, C = control (without treatment); IW = inlet water; WO = Water outlet; = periphyton substrates; = macrophytes. Inset 1: shade area indicates São Paulo state, located in southeastern Brazil. Inset 2: UNESP-Jaboticabal pond system. Inset 3: indication of the fishponds used in this study.

Esquema de los estanques de flujo continuo utilizados. FP1 – FP4 = Estanques estudiados; EF1-EF4 = Efluentes de los estanques; M, P, P + M = Estanques tratados, C = Control (sin tratamiento); IW = Entrada de agua; WO = Salida de agua; = Sustratos perifiton; = Macrófitas. Inset 1: Área sombreada indica el estado de Sao Paulo, localizado en el sureste de Brasil. Inset 2: Sistema de estanques de la UNESP-Jaboticabal. Inset 3: Indicación de los estanques utilizados en este estudio.

Figure 2. Interpolation of eigenvalues from the matrix of water variables from the fishponds and effluents. The first two axes from the principal component analysis (PCA), where: close circle = treatments and control, open circle = water variables. Interpolación de los valores propios de la matriz de las variables de agua de los estanques y efluentes. Los primeros dos ejes de los análisis de los componentes principales (PCA), donde: círculo cerrado = tratamientos y control, círculo abierto = variables de agua.

Type	Chlorophyll-a Content	(%)
I	autotrophic periphyton	> 0.60
II	auto-heterotrophic periphyton	0.25-0.60
III	hetero-autotrophic periphyton	0.10-0.25
IV	heterotrophic periphyton	< 0.10

**Table 1.**

Treatments <sup>1</sup>	Survival (%)	Initial weight (g.fish <sup>-1</sup> )	Final weight (g.fish <sup>-1</sup> )	SGR <sup>2</sup> (%.day <sup>-1</sup> )	Weight gain (g.fish <sup>-1</sup> )	Number of Observations
M	98.7 <sup>a</sup>	5±3 <sup>a</sup>	199±103 <sup>a</sup>	4.4	194 <sup>a</sup>	10
P	98.7 <sup>a</sup>	4±3 <sup>a</sup>	280±113 <sup>a</sup>	4.8	275 <sup>a</sup>	10
P+M	100 <sup>a</sup>	5±3 <sup>a</sup>	239±111 <sup>a</sup>	4.6	235 <sup>a</sup>	10
Control	100 <sup>a</sup>	5±3 <sup>a</sup>	239±111 <sup>a</sup>	3.1	209 <sup>a</sup>	10

<sup>1</sup> M, macrophyte treatment; P, periphyton treatment; P+M, periphyton and macrophyte treatment

<sup>2</sup> SGR, specific growth rate

<sup>3</sup> ns = no significant.

Same letter in the superscript means no differences between treatments after ANOVA test ( $p < 0.05$ )

**Table 2.**

Sediment Variables	Treatments			Control	Number of Observations
	M	P	P+M		
pH	4.9 ± 0.2 <sup>a</sup>	4.8 ± 0.2 <sup>a</sup>	5.0 ± 0.2 <sup>a</sup>	4.9 ± 0.4 <sup>a</sup>	24
OM (%)	0.2 ± 0 <sup>a</sup>	0.2 ± 0 <sup>a</sup>	0.2 ± 0 <sup>a</sup>	0.4 ± 0.2 <sup>b</sup>	24
P (mg.L <sup>-1</sup> )	76 ± 13 <sup>a</sup>	43 ± 24 <sup>a</sup>	83 ± 12 <sup>a</sup>	70 ± 38 <sup>a</sup>	24
K (mg.L <sup>-1</sup> )	87 ± 22 <sup>ab</sup>	52 ± 19 <sup>b</sup>	101 ± 40 <sup>a</sup>	62 ± 15 <sup>b</sup>	24
Ca (mg.L <sup>-1</sup> )	461 ± 115 <sup>a</sup>	468 ± 207 <sup>a</sup>	721 ± 27 <sup>a</sup>	581 ± 347 <sup>a</sup>	24
Mg (mg.L <sup>-1</sup> )	118 ± 28 <sup>a</sup>	118 ± 47 <sup>a</sup>	146 ± 35 <sup>a</sup>	122 ± 38 <sup>a</sup>	24
Cu (mg.L <sup>-1</sup> )	0.4 ± 0.1 <sup>b</sup>	0.6 ± 0.1 <sup>b</sup>	1.0 ± 0.6 <sup>b</sup>	1.4 ± 0.5 <sup>a</sup>	24
Fe (mg.L <sup>-1</sup> )	34 ± 11 <sup>b</sup>	36 ± 16 <sup>b</sup>	70 ± 42 <sup>b</sup>	85 ± 42 <sup>a</sup>	24
Mn (mg.L <sup>-1</sup> )	0.9 ± 0.4 <sup>b</sup>	0.9 ± 0.4 <sup>b</sup>	2.2 ± 0.9 <sup>b</sup>	3.9 ± 1.7 <sup>a</sup>	24
Zn (mg.L <sup>-1</sup> )	0.6 ± 0.2 <sup>b</sup>	0.8 ± 0.2 <sup>ab</sup>	1.0 ± 0.3 <sup>ab</sup>	1.3 ± 0.5 <sup>a</sup>	24
Al (mg.L <sup>-1</sup> )	22 ± 20 <sup>a</sup>	27 ± 24 <sup>a</sup>	10.8 ± 14.8 <sup>a</sup>	27 ± 30 <sup>a</sup>	24

ns = no significant

Same letter in the superscript means no differences between treatments after ANOVA test ( $p < 0.05$ )

**Table 3.**

Community	Treatments	Variables				Number of Observations
		Biomass (gDW.m <sup>2</sup> )	TP (mgP.gDW <sup>-1</sup> )	N (mgP.gDW <sup>-1</sup> )	OM (%)	
Macrophyte	P+M	415 ± 213 <sup>a</sup>	4.5 ± 1.0 <sup>a</sup>	33.5 ± 7.8 <sup>a</sup>	82 <sup>a</sup>	6
	M	444 ± 182 <sup>a</sup>	4.3 ± 1.4 <sup>a</sup>	38.2 ± 3.2 <sup>a</sup>	80 <sup>a</sup>	6
Periphyton	P+M	0.7 ± 0.4 <sup>a</sup>	6.5 ± 4.0 <sup>a</sup>	1.1 ± 0.3 <sup>a</sup>	8 <sup>a</sup>	6
	P	1.2 ± 1.0 <sup>a</sup>	6.7 ± 2.8 <sup>a</sup>	1.4 ± 0.8 <sup>a</sup>	11 <sup>a</sup>	6

ns = no significant

Same letter in the superscript means no differences between treatments after ANOVA test ( $p < 0.05$ )

**Table 4.**



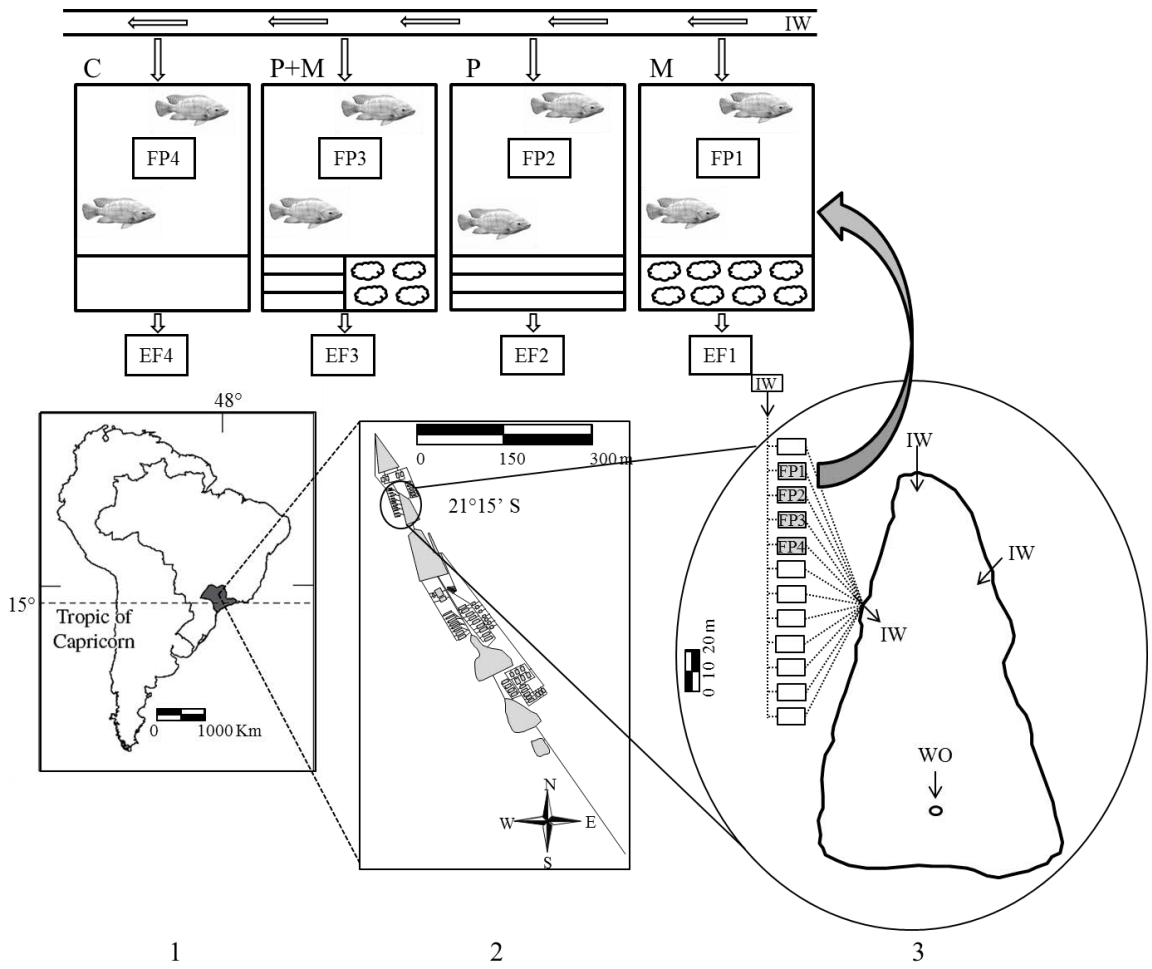


Figure 1.

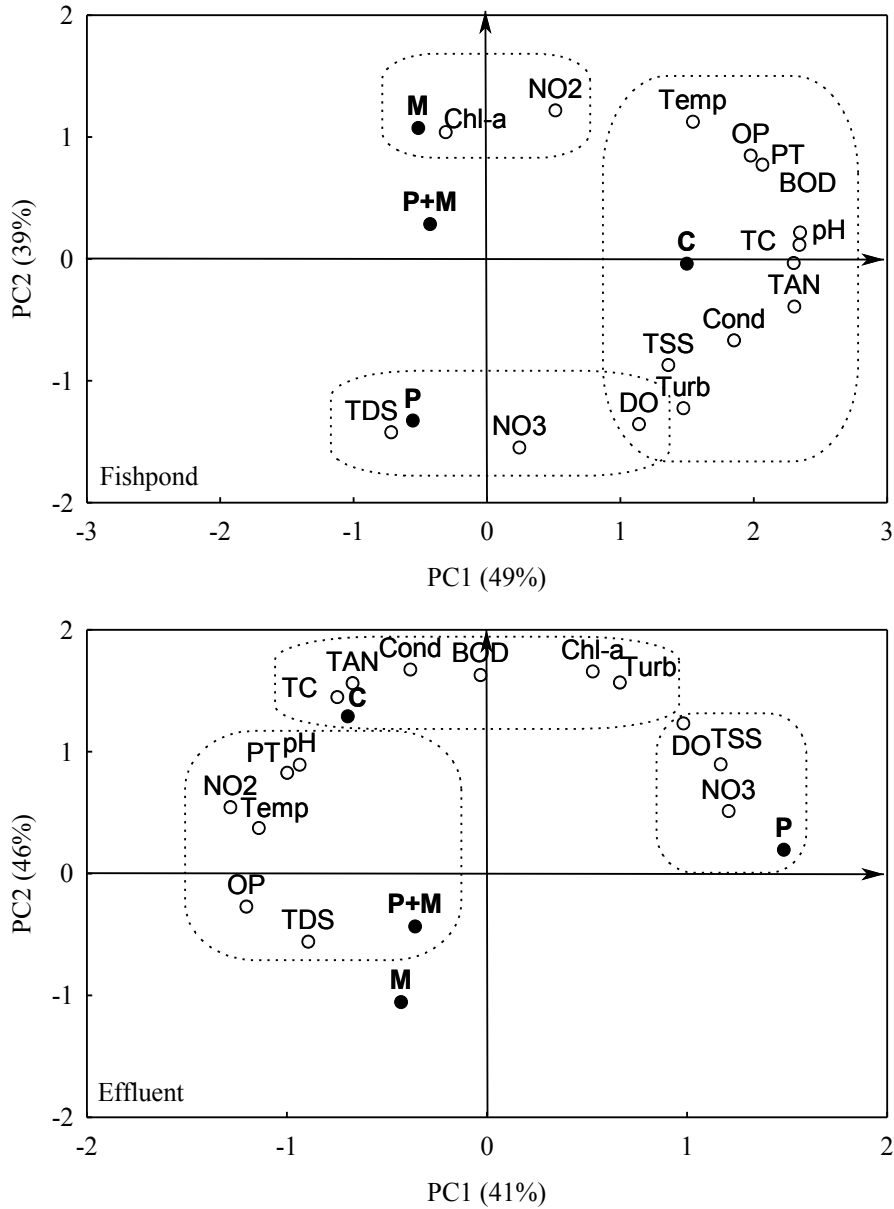


Figure 2.

### **CAPITULO III**

Artigo será submetido para a revista *Ecological Indicators*, estando nas normas desta revista.

Influência dos tratamentos biológicos na composição da comunidade planctônica em tanques de piscicultura subtropical.

## RESUMO

Foram avaliados os efeitos de tratamentos biológicos (perifíton e macrófita aquática) nas variáveis abióticas da água e consequente influência na comunidade planctônica em tanques de criação de *Oreochromis niloticus*. Foram utilizados quatro tanques de 40m<sup>2</sup>, com três tratamentos diferentes, somente macrófita (M), com macrófita e perifíton (P+M) e somente perifíton (P), instalados dentro dos tanques, próximo à saída de água, e um tanque controle, sem tratamento. Foi observado que os tratamentos biológicos influenciaram de maneira diferente as características abióticas da água, consequentemente selecionando a comunidade planctônica presente em cada tanque. O tratamento controle esteve associado às variáveis da água como temperatura, ortofosfato, fósforo total, demanda bioquímica de oxigênio, coliformes termotolerantes, nitrogênio amoniacal total, condutividade, sendo essas variáveis associadas à abundância de espécies zooplanctônicas como Copepoda Cyclopoida, *Thermocyclops decipiens* e de Rotifera, assim como a presença de Cyanobacteria, representadas principalmente por, *Brachionus caudatus* e *Merismopedia punctata* respectivamente, e de *Centrictus* sp. (Xanthophyceae), espécie característica de ambiente eutrófico. Nos tratamentos contendo macrófita aquática e perifíton, foi observada abundância de espécies planctônicas indicadoras de ambientes menos eutrofizados. A presença de substratos para o crescimento de perifíton nos tratamento P e P+M, influenciou na menor concentração de nutrientes como amônia, apontando para a nitrificação, e na composição planctônica, desalojando material perifítico para a coluna d' água. No tratamento M, ocorreu dominância de *Argyrodiaptomus furcatus*, espécie indicadora de boa qualidade da água, apresentando correlação negativa com as variáveis condutividade, nitrogênio amoniacal total e coliformes termotolerantes. O uso de tratamentos biológicos com perifíton e macrófita como ferramenta para minimizar os efeitos negativos da produção de peixes, melhorando a qualidade da água mantendo as condições abióticas e bióticas adequadas para o crescimento saudável dos peixes.

Palavra-chave: plâncton, variáveis ambientais, perifíton, *Eichhornia crassipes*.

## ABSTRACT

The effects of biological treatments (periphyton and macrophyte) in the abiotic variables of the water and consequent influence on plankton community in tanks of creation of *Oreochromis niloticus*. Four ponds of 40m<sup>2</sup> were used with three different treatments, only macrophyte (M), with macrophyte and periphyton (P + M) and only periphyton (P) installed inside the ponds near the water outlet, and a control pond, without treatment. It was observed that biological treatments affected differently abiotic characteristics of the water, thereby selecting the plankton community present in each pond. The control treatment was associated with water variables such as temperature, orthophosphate, total phosphorus, biochemical oxygen demand, fecal coliforms, total ammonia nitrogen, conductivity, which influenced the abundance of zooplankton species such as copepods Cyclopoida, *Thermocyclops decipiens*, and the greater abundance of Rotifera and presence of Cyanobacteria, mainly represented by, *Brachionus caudatus* and *Merismopedia punctata* respectively, and *Centritractus* sp. (Xantophyceae), characteristic of eutrophic environment. In the treatments with aquatic macrophyte and periphyton were observed a characteristic microbiota oligo-mesotrophic environment. The presence of substrates for the growth of the periphyton P and P + M treatment influenced the lower concentration of nutrients such as ammonia by nitrification and planktonic composition periphytic displacing material for the water column. In the M treatment there was dominance *Argyrodiaptomus furcatus*, indicator species adequate water quality, and showed a negative correlation with the variables conductivity, total ammonia nitrogen and fecal coliform. The use of biological treatments with periphyton and macrophyte can be used as a tool to minimize the negative effects of fish production, improving water quality maintaining the abiotic and biotic conditions suitable for the healthy growth of fish.

Key-words: plankton, environmental variables, periphyton, *Eichhornia crassipes*.

## 1. Introdução

Uma das principais causas da deterioração da qualidade da água de piscicultura é o manejo dos viveiros e tanques de produção de peixes, onde a adição diária de alimentos e fertilização para crescimento do plâncton promove aumento das concentrações de nutrientes na coluna de água (Sipaúba- Tavares et al., 2011).

Para melhorar as condições ambientais da piscicultura, reduzindo os impactos gerados por essa atividade, o uso de plantas aquáticas e perifiton, que crescem de forma abundante em tanques de piscicultura, têm sido utilizados contribuindo para a redução de compostos orgânicos dissolvidos, nutrientes e partículas em suspensão (Gomez-Silvan et al., 2010; Jing et al., 2012; Millan et al., 2014).

O uso de plantas aquáticas no tratamento de água em piscicultura é promissor pelo baixo custo de manutenção e eficiente na remoção de grandes quantidades de nitrogênio e fósforo, tanto pela ação dos microrganismos aderidos em suas raízes quanto pela própria absorção da planta. A planta aquática *Eichhornia crassipes* assimila os poluentes diretamente para seus tecidos e atua como catalizadora de reações químicas e bioquímicas pelo aumento da diversidade de organismos na rizosfera, melhorando o ambiente circundante (Zhang et al., 2014).

A comunidade perifítica e a macrófita aquática possuem a importante função de produtor primário e indicador ambiental, e é diretamente relacionada à ciclagem de nutrientes de ambientes aquáticos, podendo ser utilizada como biofiltro fototrófico (Bender e Phillips, 2004). Atua na redução e transformação dos nutrientes na coluna d'água, através da presença de bactérias (Van Kessel et al., 2010), e na interface sedimento-água (Dodds, 2003), neste último caso, quando houver luz.

A qualidade da água em sistemas lênticos naturais é dependente dos organismos autotróficos e heterotróficos. Nos sistemas em que a comunidade perifítica é utilizada para alimentação de peixes, ocorre uma ligação estreita dessa comunidade com a ciclagem de nutrientes, influenciando positivamente nas características da água (Milstein et al., 2003). A utilização da comunidade perifítica, é discutida e vista como uma importante ferramenta para tratamento de águas superficiais e na produção de organismos aquáticos (Larned, 2010; Wu et al., 2014).

A ecologia dos viveiros de aquicultura consiste de vários processos físicos, químicos e biológicos inter-relacionados e as espécies planctônicas que compõem esse ambiente aquático, possuem grande importância ecológica, sendo responsáveis pela fragmentação e

decomposição da matéria orgânica, e participando de forma efetiva nos ciclos biogeoquímicos (Asaduzzaman et al., 2010).

A estrutura e o funcionamento da comunidade zooplanctônica em relação à composição de espécies são afetadas por diversos fatores, tais como a natureza e a disponibilidade de recursos alimentares, tipos de interação predatória no meio aquático, aspectos físicos e químicos da água, e as mudanças antropogênicas (Sipaúba-Tavares et al., 2010). A comunidade fitoplanctônica é eficaz como indicador da qualidade da água, com rápida mudança na composição populacional em resposta às condições ambientais, sendo utilizadas em muitos países como importante índice biológico (Hu et al., 2014). Diferentes espécies de plâncton podem reagir de maneiras diferentes para as mesmas condições de nutrientes, devido às diferentes necessidades destes ou devido às habilidades distintas para obter vantagem competitiva de certas situações (Mieleitner et al., 2008; Baek et al., 2015).

O objetivo desse trabalho foi avaliar a composição da comunidade planctônica em tanques de piscicultura, em resposta aos diferentes tratamentos biológicos utilizando macrófitas aquáticas e substratos para o crescimento de perifiton nos tanques. Foram avaliadas as seguintes hipóteses: 1)- Os tratamentos biológicos influenciam as características físicas e químicas melhorando a água da piscicultura; 2)- Os tratamentos tem influência na diversidade e composição do plâncton através da alteração das variáveis ambientais da água; 3)- Os tanques com presença de macrófitas aquáticas e perifiton apresentam as variáveis bióticas e abióticas da água mais adequadas para os sistemas de produção de organismos aquáticos.

## **2. Material e métodos**

### *2.1. Área e manejo dos peixes*

A pesquisa foi realizada no Centro de Aquicultura da Unesp (21°14'05" S e 48°17'09"O), em quatro tanques paralelos com fluxo contínuo de água e 5% de renovação de água. O abastecimento de água vem diretamente de um viveiro acima e canalizado para esses tanques em tubos subterrâneos. A área dos tanques é de 40 m<sup>2</sup> e profundidade média 1,5 m. Nos tanques foram estocados jovens de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*) com comprimento padrão inicial de 5 cm, num total de 150 peixes/tanque. Os peixes foram alimentados diariamente, com ração peletizada contendo 30% de proteína bruta, na proporção de 3% de biomassa.

Todas as análises biológicas e físico-químicas foram realizadas mensalmente durante seis meses de experimento, entre Setembro/2011 a Fevereiro/2012, correspondendo ao período de chuva (verão).

## 2.2. Montagem do experimento

Antes de iniciar a montagem dos tratamentos, os tanques foram esvaziados, retirado a vegetação existente no fundo e aplicado a calagem ( $\text{CaO}$ ,  $150 \text{ g/m}^2$ ). Posteriormente foram instalados os tratamentos da seguinte forma: 1)- contendo somente macrófita flutuante (*Eichhornia crassipes*) (M); 2)- contendo somente substratos para crescimento de perifíton (P); 3)- contendo ambos, perifíton e macrófita (P+M); 4)- sem nenhum tratamento (C). Nos tanques com perifíton, os substratos artificiais utilizados foram canos de PVC (diâmetro de 5 cm) na cor branca. Estes foram imersos na coluna d'água fixados com cordas ocupando 10% da área total do tanque. Foram fixados canos maiores de 1 m de comprimento para crescimento permanente de perifíton e consequente tratamento ao longo de todo período estudado e canos menores com 10 cm de comprimento, para posterior coleta de dados de biomassa perifítica, dispostos imersos à 10 cm da superfície da água. Nos tanques com macrófitas flutuantes, os indivíduos jovens de *Eichhornia crassipes* foram colocados manualmente e ao término de cada coleta (uma vez por mês), essas plantas foram substituídas por plantas juvenis. Os tratamentos foram cercados por uma tela, que não obstruiu o fluxo de água, para que não ocorresse contato direto com os animais.

## 2.3. Pontos de coletas e dados físicos e químicos da água

As amostras de água nos quatro tanques foram coletadas a 10 cm da superfície no meio dos tanques, utilizando uma garrafa de Van Dorn (1 L) entre 8:00h e 9:00h da manhã. As variáveis condutividade ( $\mu\text{S/cm}$ ), turbidez (NTU), pH, temperatura da água ( $^{\circ}\text{C}$ ) e o oxigênio dissolvido ( $\text{mg/L}$ ) foram medidas com sonda potenciométrica Horiba e Oxímetro, modelo YSI-55. Sólidos totais solúveis ( $\text{mg/L}$ ), sólidos totais dissolvidos ( $\text{mg/L}$ ) e demanda bioquímica de oxigênio ( $\text{mg/L}$ ), foram determinados segundo Boyd e Tucker (1992). Nitrato ( $\mu\text{g/L}$ ), nitrito ( $\mu\text{g/L}$ ), fósforo total ( $\mu\text{g/L}$ ) e ortofosfato ( $\mu\text{g/L}$ ) foram quantificados espectrofotometricamente de acordo com Golterman et al., (1978) e nitrogênio amoniacal total ( $\mu\text{g/L}$ ) segundo Koroleff (1976). A concentração de clorofila-*a* ( $\mu\text{g/L}$ ) foi extraída com álcool 90 % e quantificada a 663 e 750 nm (Nusch, 1980). As amostras de água para análise de coliformes termotolerantes (NMP/100 mL) foram coletadas em frascos esterelizados de 500 mL e analisados segundo APHA (1992).



#### 2.4. Plâncton e Perifíton

A composição da comunidade planctônica foi analisada apenas em amostras da superfície (0,10 m). Para a coleta do fitoplâncton, 250 mL de amostra foram coletadas em frasco âmbar e preservadas com solução de iodo (Lugol). As amostras foram observadas em microscópio para preliminar identificação taxonômica. As amostras foram sedimentadas em câmaras de Ütermohl (1958) de 5 mL e a contagem foi realizada em microscópio invertido Axiovert 40 CFL, Carl Zeiss, através de campos aleatórios (Uehlinger, 1964) até que a espécie mais abundante atinja 100 indivíduos (Lund et al., 1958). Simultaneamente, o número de campos contados seguiu a metodologia proposta por Bicudo (1990), onde o número mínimo de campos contados foi determinado pelo gráfico de estabilização da curva obtida com a adição de novas espécies com o aumento dos números de campos.

Para o zooplâncton, 10 L de água foram filtradas em rede cônica de 58 µm e fixado com solução de formalina (4%). A concentração final do mesoplâncton (Copepoda e Cladocera) foi obtida em placa reticulada e microscópio estereoscópico WILD (50 x). Foram contados no mínimo 250 indivíduos da espécie mais abundante e nas amostras com baixa densidade foi analisada toda a amostra. Os organismos do microzooplâncton (Rotifera e náuplios de Copepoda) foi contado em câmara de Sedgewick–Rafter, sob microscópio óptico (100 x).

A coleta da comunidade perifítica foi realizada a partir da raspagem dos canos de PVC de 10 cm, dispostos nos tanques P e P+M, coletados aleatoriamente em cada coleta e, uma área conhecida foi cuidadosamente raspada com lâmina para remover todo o perifíton com auxílio de água destilada para remoção de todas as células do substrato, após esse procedimento a amostra foi fixada com Lugol. A contagem desses organismos procedeu-se de forma idêntica à comunidade fitoplanctônica.

#### 2.5. Análise estatística

A análise de componentes principais (ACP) foi utilizada para reduzir a dimensionalidade das variáveis ambientais e para classificar os tratamentos utilizados em função das características das amostras de água coletadas (Legendre e Legendre, 1998). A correlação de Pearson ( $p < 0,05$ ) foi aplicada para avaliar a relação entre grupos fitoplanctônicos e zooplanctônicos com as variáveis ambientais. Para análise estatística dos dados foi utilizado o programa STATISTICA versão 8.0 (Statsoft, 2007).

O índice de diversidade  $H'$  (Índice de Shannon-Weaver), utilizando o programa Bio Estat versão 5.3, foi utilizado para analisar a diversidade do fitoplâncton e zooplâncton entre os tratamentos utilizados (Odum e Barret, 2007). As espécies foram classificadas frente a frequência de ocorrência nas amostras. A espécie foi considerada abundante quando o número de indivíduos era maior que a média de indivíduos da comunidade e considerada dominante quando o número de indivíduos era maior que 50% do número total de indivíduos da comunidade (Lobo e Leighton, 1986).

### 3. Resultados

A análise quantitativa nos tanques estudados mostrou que a comunidade fitoplanctônica foi representada por 42 taxa (gênero e espécie) Chlorophyceae apresentou maior riqueza com 29 taxa, seguida por Bacillariophyceae com 6, Cyanobacteria com 4, Zygnemaphyceae, Fragilariophyceae e Xantophyceae cada uma com 1 taxa. Cerca de 50 % das espécies foram abundantes em pelo menos um tratamento, com maior número de espécies abundantes no tratamento controle com 13 espécies, o tratamento P+M com 10 espécies, o P com 9 espécies e o tratamento M somente com 3 espécies.

*Monoraphidium nanum* foi a única espécie abundante em todos os tratamentos. O tratamento C apresentou o maior número de espécies abundantes da classe Chlorophyceae, como *Chlorella vulgaris*, *Coelastrum microporum*, *C. reticulatum*, *Eutetramorus fottii*, *Kirchneriella contorta*, *K. lunaris*, *Monoraphidium arcuatum*, *M. nanum*, *Raphidiocelis danubiana* e *Scenedesmus quadricauda*. A *Chlorella vulgaris* foi abundante em todos os tratamentos exceto no P+M e, *Scenedesmus quadricauda* só não foi abundante no tratamento M. Bacillariophyceae, apresentou duas espécies abundantes *Gomphonema intricatum* (P, P+M e C) e *Gomphonema* sp. (P e P+M) (Tabela 1).

Chlorophyceae foi o grupo com maior abundância relativa em todos os tratamentos, com maiores porcentagens no M (94,11 %) e C (84,15 %) e menores no P (63 %) e P+M (67 %). Das quatro espécies encontradas de Cyanobacteria, somente *Pseudanabaena catenata* não foi abundante em nenhum tratamento. Dentre as espécies de Zygnemaphyceae, *Staurodesmus dejectus* foi abundante no tratamento P (Tabela 1). A única espécie de Xantophyceae, *Centritractus* sp., foi abundante e ocorrendo somente no tratamento C. Foi observado também uma espécie de Fragilariophyceae, *Synedra ulna*, não estando presente no tratamento M (Tabela 1).

A comunidade zooplanctônica foi representada por 39 taxa, dos quais 32 de Rotifera, 5 de Cladocera e 2 de Copepoda. Somente as duas espécies de Copepoda foram abundantes e presentes em todos os tratamentos, e *Argyrodiaptomus furcatus*, foi a única espécie dominante (M) encontrada na comunidade planctônica. Náuplios de *Thermocyclops decipiens* estiveram presentes em todos os tratamentos, porém em quantidade reduzida (Tabela 2).

As espécies de Copepoda apresentaram a maior abundância em todos os tratamentos (M = 86,7 %; P = 50,3 %; P+M = 36 %) com exceção do tratamento C onde as espécies de Rotifera representaram 46,6 % e as de Copepoda 44 %. Dentre as espécies de Cladocera, *Diaphanosoma birgei* e *Moina micrura*, foram abundantes nos tratamentos M, P e C, e, P e P+M, respectivamente (Tabela 2).

Rotifera apresentou o maior número de taxa, com quatro espécies abundantes, *Asplanchna* sp. (P + M), *Brachionus caudatus* (P + M e C), *Proales doliaris* (C) e *Trichocerca gracilis* (C). Somente 6 espécies de Rotifera estiveram presentes em todos os tratamentos ao longo do estudo, *Ascomorpha ecaudis*, *Brachionus caudatus*, *B. quadridentatus*, *Polyarthra dolichoptera*, *Proales doliaris* e *Trichocerca cavia* (Tabela 2).

A diversidade de espécies ( $H'$ ) foi maior para a comunidade fitoplanctônica. A menor diversidade da comunidade planctônica foi encontrada no tratamento M. Os valores de diversidade para a comunidade fitoplanctônica foram similares nos tratamentos P, P+M e C e para a comunidade zooplanctônica nos tratamentos P+M e C (Fig. 1).

A análise de componentes principais (ACP) resumiu 88 % da variabilidade total dos dados. O primeiro componente (CP1, 49% de variância) apresentou alta correlação positiva entre coliformes termotolerantes, nitrogênio amoniacal total, demanda bioquímica de oxigênio, fósforo total, ortofosfato, turbidez, sólidos totais em suspensão, condutividade e temperatura, variáveis posicionadas no lado positivo do primeiro componente junto ao tratamento C. Isto reflete águas com condições mais eutróficas no tratamento C quando comparadas aos demais tratamentos biológicos (Fig. 2).

O segundo componente (CP2, 39 % de variância) apresenta alta correlação entre clorofila-a, nitrito e o tratamento M. A correlação negativa entre temperatura – sólidos totais dissolvidos, reflete altas temperaturas e água mais diluída (baixo sólidos dissolvidos) no tratamento M. A relação positiva do nitrato – oxigênio dissolvido aponta para a nitrificação no tratamento P, que requer oxigênio. O tratamento P+M não esteve associado a nenhuma variável e ocupou posição central no gráfico, sem associação definida entre os componentes principais analisados. O eixo CP2 apresentou associação das variáveis

clorofila-a e nitrito com o tratamento M e sólidos totais dissolvidos e nitrato ao tratamento P (Fig. 2).

A análise da correlação de Pearson mostrou que Copepoda Cyclopoida, Bacillariophyceae e Chlorophyceae estiveram positivamente correlacionadas com condutividade, turbidez, oxigênio dissolvido e nitrato. Copepoda Cyclopoida e Bacillariophyceae também estiveram relacionadas positivamente com sólidos totais dissolvidos e negativamente com clorofila-a. Cyanobacteria e Rotifera estiveram correlacionados positivamente com condutividade e coliformes termotolerantes. As variáveis pH, condutividade, nitrogênio amoniacal total, ortofostato, fósforo total, demanda bioquímica de oxigênio e coliformes termotolerantes apresentaram correlação positiva com Xantophyceae. Zygnemaphyceae e Fragilariophyceae apresentaram correlação negativa com temperatura, nitrito, ortofostato e fósforo total. O grupo de zooplâncton Copepoda Calanoida apresentou correlação negativa com condutividade, nitrogênio amoniacal total e coliformes termotolerantes (Tabela 3).

Foram observados na comunidade perifítica dos substratos nos tratamentos biológicos, 26 taxa no tratamento P e 23 taxa no tratamento P+M, sendo Bacillariophyceae a classe mais abundante em ambos tratamentos (P= 83 % e P+M = 78 %) (Fig. 3).

#### 4. Discussão

No tratamento M foi observada maior transparência na água, como resultado de diferentes mecanismos das macrófitas como a retenção do material suspenso pelas raízes das plantas, refúgio para a comunidade zooplantônica e supressão do crescimento de fitoplâncton devido redução de nutriente e menor disponibilidade de luz.

A macrófita, *Eichhornia crassipes*, possui alta taxa de absorção de nutrientes em comparação com outras macrófitas, alterando a qualidade da água através da redução das concentrações de oxigênio dissolvido, nitrogênio, fósforo e produção de substâncias alelopáticas (Villamagna e Murphy, 2010; Gazulha et al., 2011).

A predominância de Chlorophyceae nos tratamentos utilizados neste estudo era esperado devido sua predominância em diferentes ambientes no sudeste do Brasil (Rodrigues et al., 2010) e em viveiros de piscicultura (Sipaúba-Tavares et al., 2014).

A dominância da espécie de Copepoda Calanoida, *Argyrodiaptomus furcatus*, no tratamento M, indica condições adequadas da água, sendo este organismo indicador de ambiente oligotrófico (Corgosinho e Pinto-Coelho, 2006), adaptado às condições

oligotróficas, com baixa condutividade e pH de neutro a elevado e baixa turbidez (Rietzler et al., 2002).

A espécie *Scenedesmus quadricauda* foi abundante em todos os tratamentos, com excessão do M, estando relacionada com ambientes levemente ou moderadamente enriquecidos com nutrientes (Çelekli et al., 2014). Entretanto, como observado por Low et al., (2010), essa espécie é preferência alimentar de muitos grupos zooplanctônicos entre eles, Copepoda Calanoida, que foi dominante no tratamento M. As espécies de Copepoda Calanoida também são conhecidas por serem consumidores eficientes do gênero *Synedra* (Vanderploeg et al., 1988), desta forma esta espécie fitoplanctônica foi ausente no tratamento M evidenciando o efeito direto do zooplâncton na composição do fitoplâncton. A presença de *Eichhornia crassipes* afetou diretamente as comunidades planctônicas, reduzindo a diversidade zooplanctônica e fitoplanctônica no tratamento M, mas com o domínio de Copepoda Calanoida (*A. furcatus*), considerado adequado nutricionalmente como alimento vivo (Sipaúba-Tavares et al., 2006).

Os menores valores de diversidade no tratamento M, para a comunidade planctônica, decorrem do equilíbrio competitivo entre plâncton e macrófitas. Foi observado que esta competição pode gerar redução da biomassa planctônica (Muylaert et al., 2010). No tratamento P, ocorreu maior abundância de Copepoda, Cladocera e Zygnemaphyceae, grupos característicos de ambientes oligo-mesotróficos (Sipaúba-Tavares et al., 2010) e segundo Chen et al., (2012), em ambientes onde as espécies de Cladocera são abundantes, podem suprimir a abundância de Rotifera, como foi observado nos tratamentos P e M. A abundância de Cladocera tanto no tratamento P quanto no P+M pode ser explicada pelos hábitos alimentares desse grupo, que se alimenta basicamente de perifíton e detritos por filtração ou raspagem (Azuraïdi et al., 2013).

A abundância de algumas espécies de Bacillariophyceae nos tratamentos P e P+M, esteve relacionada com a presença dos substratos para crescimento de perifíton nesses tanques. Segundo Cetto et al. (2014), as diatomáceas apresentam estruturas especializadas de fixação em substratos. Além disso, o tratamento P apresentou elevada concentração de nitrato e o crescimento dessas algas possui relação intrínseca com a alta disponibilidade deste nutriente (Kumar e Oommen, 2009). A abundância de Xantophyceae no tratamento C reflete as condições abióticas da água nesse tanque, já que é uma classe associada a ambientes eutróficos (Bicudo et al., 2006).

A espécie *Moina micrura* é considerada indicadora de elevadas condições de trofia, sendo encontrada em ambientes altamente eutróficos (Loureiro, 2011). Neste estudo esta

espécie foi abundante nos tratamentos P e P+M por ser filtradora e dependendo fortemente de células de microalgas como fonte principal de sua dieta. O mesmo foi observado para a espécie fitoplanctônica *Pediastrum duplex*, abundante no tratamento P+M, e geralmente, está relacionada às condições eutróficas e amplamente encontrado em vários ambientes aquáticos (Çelekli et al., 2014).

A presença do grupo Cladocera nos tratamentos P e P+M pode ser considerada benéfica, uma vez que as espécies de Cladocera são preferidas pelos peixes em comparação aos grupos de maior tamanho e movimentos mais rápidos como os Copepoda. Cladocera é um grupo mais vulnerável devido aos mecanismos de captura por sucção dos peixes planctófagos (Sipaúba-Tavares e Braga, 1999).

Baixa abundância das espécies de Cladocera no tratamento C pode estar associada à elevada turbidez. De acordo com Cardoso et al. (2008) esse grupo não está associado a ambientes com alta turbidez ou grandes quantidades de sólidos em suspensão.

Elevada abundância de espécies de Rotifera no tratamento C estiveram associadas à turbidez, pH, DBO<sub>5</sub>, CT e outros fatores que indicam o grau de trofia na água e também ao hábito alimentar desse grupo, que inclui a ingestão de pequenas partículas como bactérias e detritos orgânicos (Cardoso et al., 2008). A condutividade que esteve positivamente correlacionada com espécies de Rotifera e associada ao tratamento C, normalmente está relacionada às maiores temperaturas, maior solubilidade e alta degradação das substâncias orgânicas. Assim, o tratamento C foi propício para esse grupo de zooplâncton e desenvolvimento de Cyanobacteria (Sulehria et al., 2009).

O tratamento controle esteve associado principalmente aos elevados teores de fósforo, como consequência da ausência dos tratamentos biológicos. O fósforo na água é eficientemente assimilado através da absorção pelas plantas e biofilmes que tendem a desenvolver-se nas raízes das macrófitas (Souza et al., 2003) e em substratos naturais ou artificiais (Eriksson e Weisner, 1997).

A presença de Copepoda Cyclopoida em ambientes aquáticos está relacionada com o estabelecimento da evolução da eutrofização (Pinto-Coelho et al., 2005; Fregadolli, 2003). Neste estudo, *Thermocyclops decipiens* foi abundante em todos os pontos amostrais, contrabalanceando com *Argyrodiaptomus furcatus* (Calanoida), espécie de ambiente mais oligotrófico que também foi abundante em todos os tratamentos utilizados. Tanques de piscicultura são altamente vulneráveis à ação antropogênica, não só pela adição de ração diária, como também pelo esvaziamento constante após um período de crescimento e

desenvolvimento do peixe, tendendo a predominar espécies adaptadas a esta oscilação constante como *T. decipiens* e as espécies de Rotifera (Sipaúba- Tavares et al., 2010).

É conhecido que a tilápia do Nilo, planctófaga e detritívora, apresenta efeito direto na população planctônica, entretanto, apresenta desenvolvimento marcado por mudanças no nicho alimentar. Os alevinos são estritamente zooplancívoros visuais até atingirem em torno de 10 cm de comprimento padrão, apresentando posteriormente, uma dieta dominada por larvas de insetos e outras formas de alimento (ração), embora o zooplâncton ainda seja componente importante da alimentação (Njiru et al., 2004). Em todos os tratamentos, as tilápias apresentavam em média 6 cm de comprimento padrão inicial, podendo ser consideradas filtradoras onívoras, não sendo mais predadores visuais e alimentando-se principalmente da ração oferecida.

## 5. Conclusão

Os tratamentos biológicos utilizados neste estudo alteraram de maneira diferente e de forma significativa a qualidade da água e composição da comunidade planctônica. As variáveis físicas e químicas da água de cada tanque foi influenciada pelo tipo de tratamento presente, e o fitoplâncton e o zooplâncton estiveram correlacionados positiva ou negativamente com essas variáveis, respondendo a elas através da alteração na composição das suas comunidades, variando em diversidade e abundância em cada tratamento. Classes características de ambientes oligo-mesotróficos estiveram associadas aos tratamentos M, P e P+M, prevalecendo uma comunidade planctônica adequada a criação de peixes. A água do tratamento controle indicou maior trofia e foi correlacionada com a presença de zooplâncton e fitoplâncton característicos de ambientes mais eutróficos e menos propícios para os sistemas de produção de organismos aquáticos. Os tratamentos biológicos com perifiton e macrófita podem ser usados como ferramentas para minimizar os efeitos negativos da produção de peixes, melhorando a qualidade da água mantendo as condições abióticas e bióticas adequadas para o crescimento saudável dos peixes.

## **Agradecimentos**

Os autores gostariam de agradecer a Fundação de Apoio à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP pela bolsa de estudo (2013/03070-0) e pelo suporte financeiro (2012/09884-4). Gostaríamos também de expressar nossa gratidão para o grupo de trabalho do Laboratório de Limnologia e Produção de Plâncton do CAUNESP, em especial à Fernanda Travaini de Lima.

## **Referência Bibliográfica**

- American Public Health Association (APHA) 1992. Standard methods for examination of water wastewater. In: Greenberg, A.E., Clesceri, L.S., Eaton, A.D. 18 ed. Washington. Cap. 9: Microbiological examination, pp. 32-39.
- Asaduzzaman, M., Rahman, M.M., Azim, M.E., Ashraf Islam, M.A., Wahab, M.A., Verdegem, M.C.J., Verreth, J.A.J. 2010. Effects of C/N ratio and substrate addition on natural food communities in freshwater prawn monoculture ponds. *Aquaculture*, 306, 127–136.
- Azuraidi, O.M., Yusoff, F.M., Shamsudin, M.N., Raha, R.A., Alekseev, V.R., Matias-Peralta, H.M. 2013. Effect of food density on male appearance and ephippia production in a tropical cladoceran, *Moina micrura* Kurz, 1874. *Aquaculture*, 412–413, 131–135.
- Baek, S.H., Kim, D., Son, M., Yun, S.M., Kim, Y.O. 2015. Seasonal distribution of phytoplankton assemblages and nutrient-enriched bioassays as indicators of nutrient limitation of phytoplankton growth in Gwangyang Bay, Korea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* Available online 6 Januar, In Press, Accepted Manuscript.
- Bender, J., Phillips, P. 2004. Microbial mats for multiple applications in aquaculture and bioremediation. *Bioresour. Technol.*, 94, 229-238.
- Bicudo, D.C. 1990. Considerações sobre metodologias de contagem de algas do perifiton. *Acta Limnol. Bras.*, 3, 459-475.
- Bicudo, D.C., Bicudo, C.E.M., Oliveira, A.M., Ferragut, C., Fonseca, B.M., Lopes, M.R.M, Lima, I.R.N. 2006. Criptógamos do Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP. *Algas*, 21: Xanthophyceae. *Hoehnea* 33, 291-316.
- Boyd, C.E., Tucker, C.S. 1992. Water quality and pond soil analyses for aquaculture. Auburn, USA.

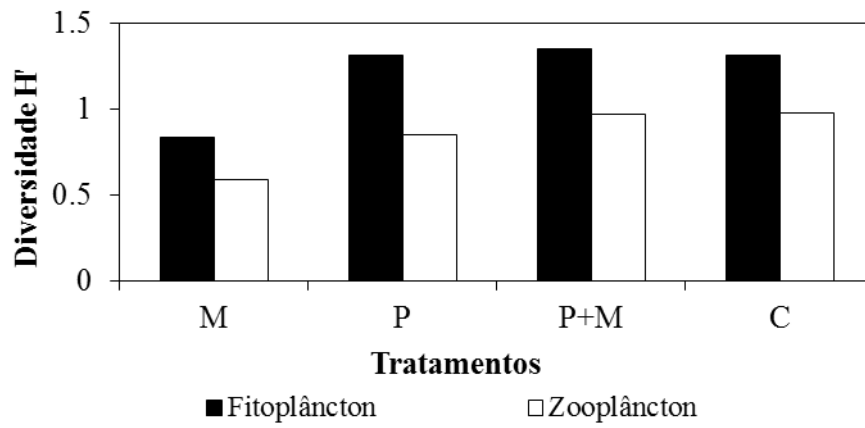


- Cardoso, L.S., Ramos, J.D., Mello, H.O.O. 2008. Composition, density and abundance of populations of cladocera, copepoda and rotífera of area of permanent protection of Uberabinha river. *EM EXTENSÃO*, Uberlândia 7, 95-106.
- Çelekli, A., Öztürk, B., Kap, M. 2014. Relationship between phytoplankton composition and environmental variables in an artificial pond. *Algal Res.* 5, 37–41.
- Cetto, J.M., Leandrini, J.A., Felisberto, S.A., Rodrigues, L. 2014. Comunidade de algas perifíticas no reservatório de Irai, Estado do Paraná, Brasil. *Acta Sci. Biol. Sci.* 26, 1-7.
- Chen, H.G., Peng, F., Zhang, Z.Y., Zhou, X.D., Liu, H.Q., Wang, W., Liu, G.F., Xue, W.D., Yan, S.H., Xu, X.F. 2012. Effects of engineered use of water hyacinths (*Eicchornia crassipes*) on the zooplankton community in Lake Taihu, China. *Ecol. Eng.* 38, 125–129.
- Corgosinho, P.H. C., Pinto-Coelho, R.M. 2006. Zooplankton biomass, abundance and allometric patterns along an eutrophic gradient at Furnas Reservoir (Minas Gerais, Brazil). *Acta Limnol. Bras.* 182, 213-224.
- Dodds, W. K. 2003. The role periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *J. Phycol.* 39, 840-849.
- Eriksson, P. G.; Weisner, S. E. B. 1997. Nitrogen removal in a wastewater reservoir: the importance of denitrification by epiphytic biofilms on submersed vegetation. *J. Environ. Qual.* 26, 905-910.
- Fregadolli, C.H. 2003. Laboratory analysis of predation by cyclopoid copepods on fin feeding larvae of cultured Brazilian fishes. *Aquaculture* 228, 123-140.
- Gazulha, V., Montú, M., Marques, D.M., Bonecker, C.C. 2011. Effects of Natural Banks of Free-Floating Plants on Zooplankton Community in a Shallow Subtropical Lake in Southern Brazil. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 54, 745-754.
- Golterman, H.L., Clymo, R.S., Ohnstad, M.A.M. 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. Oxford: Blackwell Publishing Ltd.
- Gomez-Silvan, C., Molina-Munoz, M., Poyatos, J.M., Ramos, A., Hontoria, E., Rodelas, B., Gonzalez-Lopez, J. 2010. Structure of archaeal communities in membranebioreactor and submerged-biofilter wastewater treatment plants. *Bioresour. Technol.* 101, 2096–2105.
- Hu, Z., Guo, L., Liu, T., Chuai, X., Chen, Q., Shi, F., Jiang, L., Yang, L. 2014. Uniformisation of phytoplankton chlorophyll a and macrophyte biomass to characterise the potential trophic state of shallow lakes. *Ecol. Indic.* 37, 1– 9.

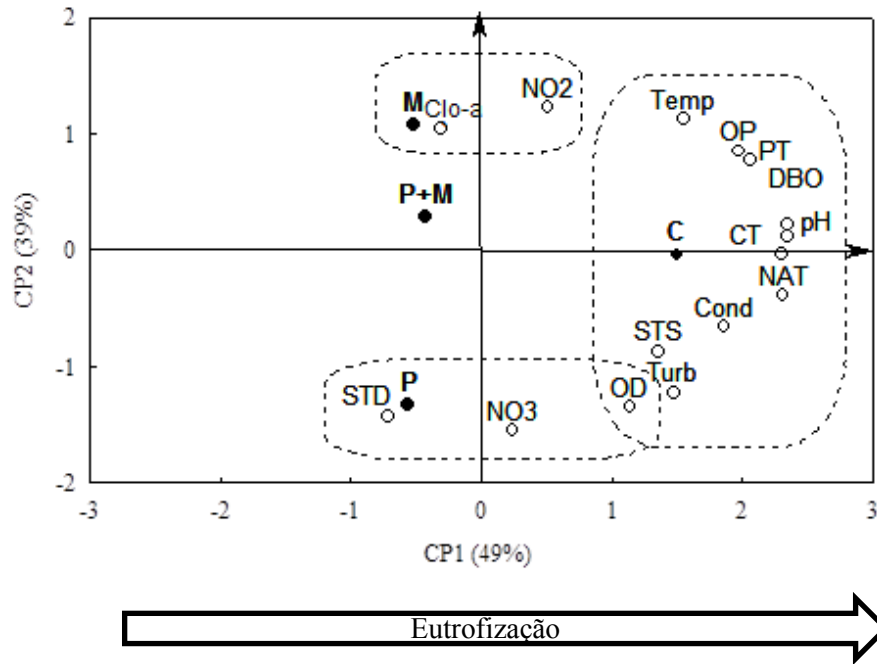
- Jing, Z., Li, Y. Y., Cao, S., Liu, Y. 2012. Performance of double-layer biofilter packed with coal fly ash ceramic granules in treating highly polluted river water. *Bioresour. Technol* 120, 212–217.
- Koroleff, F. 1976. Determination of nutrients. In: *Methods of seawater analysis*. Verlag Chemie Weinheim, New York.
- Kumar, N.J.I., Oommen, C. 2009. Influence of limiting factors on phytoplankton and coliform population in a inundated, isolated wetland, *J. Wet. Ecol.*, 3, 43-55.
- Larned, S.T. 2010. A prospectus for periphyton: recent and future ecological research. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 29, 182–206.
- Legendre, P., Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier Science B.V., Amsterdam. 853 pp.
- Lobo, E., Leighton, G. 1986. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas de desembocaduras de ríos y esteros de la zona central de Chile. *Rev. Biol. Mar.* 22, 1–29.
- Loureiro, B.R., Costa, S.M., Macedo, C.F., Huszar, L.M., Branco, C.W.C. 2011. Comunidades zooplancônicas em sistemas de criação de peixes *Bol. Inst. Pesca* 37, 47–60.
- Low, E.W., Clews, E., Todd, P.A., Tai, Y.C., Ng, P.K.L. 2010. Top-down control of phytoplankton by zooplankton in tropical reservoirs in Singapore? *Raffles B. Zoo.* 58, 311–322.
- Lund, J.M.G., Kiplind, C., Lecren, E.D. 1958. The inverted microscope method of estimated algal number and the statistical bases of estimating by counting. *Hydrobiologia* 11, 143-170.
- Mieleitner, J., Borsuk, M., Bürgi, H.R., Reichert, P. 2008. Identifying functional groups of phytoplankton using data from three lakes of different trophic state. *Aquat. Sci.* 70, 30 – 46.
- Millan, R.N., Sipaúba-Tavares, L.H., Travaini-Lima, F. 2014. Influence of Constructed Wetland and Soil Filter Systems in the Dynamics of Phytoplankton Functional Groups of Two Subtropical Fish Farm Wastewaters. *J Water Resource Prot.* 6, 8-15.
- Milstein, A., Azim, M.E., Wahab, M.A., Verdegem, M.C.J. 2003. The effects of periphyton, fish and fertilizer dose on biological processes affecting water quality in earthen fish ponds. *Env. Biol. Fish.* 68, 247-260.
- Muylaert, K., Pérez-Martínez, C., Sánchez-Castillo, P., Lauridsen, T.L., Vanderstukken, M., Declerck, S.A.J., Gucht, K.V., Conde-Porcuna, J.M., Jeppesen, E.,

- Meester, L.D., Vyverman, W., 2010. Influence of nutrients, submerged macrophytes and zoo-plankton grazing on phytoplankton biomass and diversity along a latitudinal gradient in Europe. *Hydrobiologia* 653, 79–90.
- Njiru, M., Okeyo-Owuor, J.B., Muchiri, M., Cowx I.G. 2004. Shift in feeding ecology of Nile tilapia in Lake Victoria, Kenya. *African Journal of Ecology* 42, 163-170.
- Nusch, E.A. 1980. Comparison of different method for chlorophyll and pheopigments determination. *Arch. Hydrobiol.* 14, 14-36.
- Odum, E.P., Barret, G.W. 2007. *Fundamentos de Ecologia*. São Paulo: Thomson Learning.
- Pinto-Coelho, R.M., Pinel-Alloul, B., Méthot, G., Havens, K.E. 2005. Crustacean zooplankton in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions: variation with trophic status. *Can. B. Fish Aquat. Sci.* 62, 348-361.
- Rietzler, A.C., Matsumura-Tundisi, T., Tundisi, J.G. 2002. Life cycle, feeding and adaptive strategy implications on the co-occurrence of argyrodiaptomus furcatus and notodiaptomus iheringi in lobo-broa reservoir (SP, Brazil) *Braz. J. Biol.* 62, 93-105.
- Rodrigues, L.L., Sant'anna, C.L., Tucci, A. 2010. Chlorophyceae das Represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. *Revista Brasil. Bot.* 33, 247-264.
- Sipaúba-Tavares, L.H., Braga, F.M.S. 1999. Study on feeding habits of *Piaractus mesopotamicus* (Pacu) Larvae in fish ponds. *Naga ICLARM Q.*, Philippines, 22, 24-33.
- Sipaúba-Tavares, L.H., Bachion, M.A., Colus, D.S.O. 2006. Estudos limnológicos em três viveiros de criação de peixes com fluxo contínuo de água. *Bol. téc. CEPTA*, 19, 35-47.
- Sipaúba-Tavares, L.H., Lourenço, E.M., Braga, F.M.S. 2010. Water quality in six sequentially disposed fish ponds with continuous water flow. *Acta Sci. Biol. Sci* 32, 9-15.
- Sipaúba–Tavares, L.H., Donadon, A.R.V., Milan, R.N. 2011. Water quality and plankton populations in an earthen polyculture pond. *Braz. J. Biol.* 71, 845-855.
- Sipaúba-Tavares, L.H., Seto, L.M., Millan, R.N. 2014. Seasonal variation of biotic and abiotic parameters in parallel neotropical fishponds. *Braz J Biol.* 74, 166-74.
- Souza, J.T., Van Haandel, A., Lima, E.P., Guimarães, A.V. 2003. Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents. *Water Sci. Appl.* 48, 295-299.
- Statsoft® 2007, INC. STATISTICA® (data analysis software system), version 8.0, [www.statsoft.com](http://www.statsoft.com).
- Sulehria, A.Q.K., Qamar, M.F., Haider, S., Ejaz, M., Hussain, A. 2009. Water quality and Rotifer diversity in the fish pond at district Mianwali, *Biologia* 55, 79-85.

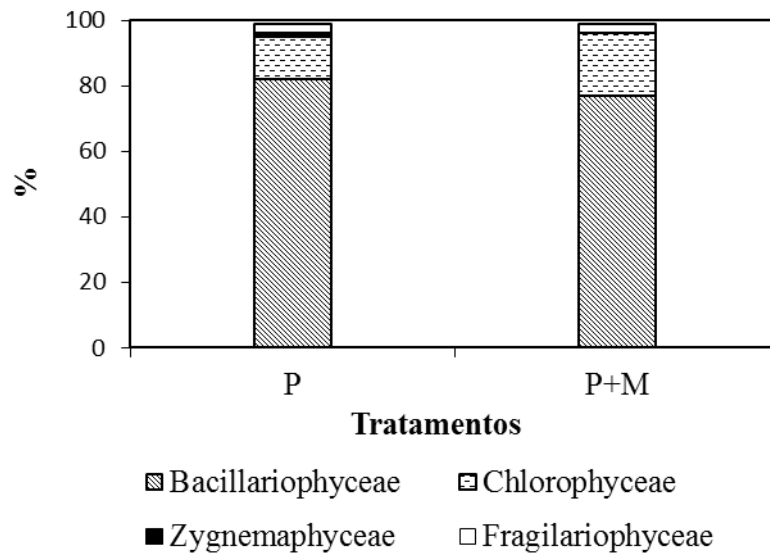
- Uehlinger, V. 1964. Étude statistique dès méthodes de dénobrement planctonique. Arch. Sci.17, 121-123.
- Ütermohl, H. 1958. Zur vervollkommung der quantitativen phytoplankton: methodik. Verh. Int. Ver. Theor. Angew. Limnol. 9, 1-38.
- Van Kessel, M.A.H.J., Harhangi, H.R., Van De Pas-Schoonen, K., Van Vossenberg, J., Flik, G., Jetten, M.S.M., Klaren, P.H.M., Op Den Camp, H.J.M. 2010. Biodiversity of N-cycle bacteria in nitrogen removing moving bed biofilters for freshwater recirculating aquaculture systems. Aquaculture 306, 77-184.
- Vanderploeg, H.A., Paffenhöfer G.A., Liebig, J.R. 1988. Diaptomus vs. net phytoplankton: effects of algal size and morphology on selectivity of a behaviourally flexible, omnivorous copepod. B. Mar. Sci. 43, 377–394.
- Villamagna, A.M., Murphy, B.R., 2010. Ecological and socio-economic impacts of invasive water hyacinth (*Eichhornia crassipes*): a review. Freshwater Biol. 55, 282–298.
- Wu, Y., Xia, L., Yu, Z., Shabbir, S., Kerr, P. G. 2014. In situ bioremediation of surface waters by periphytons. Bioresour. Technol. 151, 367–372.
- Zhang, Q., Achal, V., Xu, Y., Xiang, W. 2014. Aquaculture wastewater quality improvement by water spinach(*Ipomoea aquatica* Forsskal) floating bed and ecological benefit assessment in ecological agriculture district. Aquacul. Eng. 60, 48–55.



**Fig. 1.** Índice ecológico (diversidade) do zooplâncton e fitoplâncton durante o período amostral.



**Fig. 2.** Análise de Componentes Principais (ACP) das variáveis ambientais da água dos quatro tratamentos (M, P, P+M e C), onde: oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio amoniacal total (NAT), nitrato (NO<sub>3</sub>), nitrito (NO<sub>2</sub>), demanda bioquímica de oxigênio (DBO<sub>5</sub>), coliformes termotolerantes (CT), sólidos totais solúveis (STS), sólidos totais dissolvidos (STD), fósforo total (PT), ortofosfato (OP), temperatura (Temp), turbidez (Turb), clorofila-a (Clo-a). O coeficiente de correlação para variância com a análise de componentes principais são presentes nos eixos CP1 e CP2.



**Fig. 3.** Variações na abundância relativa (%) da comunidade perifítica dos tratamentos P= somente perifiton e P + M = perifiton e macrófitas.

**Tabela 1**

Composição, abundância e frequência de ocorrência de espécies da comunidade fitoplancônica nos quatro tratamentos durante o período amostrado; + = presente; - = ausente; A = abundante.

Taxa	Tratamentos			
	Macrófita	Perifiton	Perifiton+ Macrófita	Controle
<b>Bacillariophyceae</b>				
<i>Achnanthydium exiguum</i> (Grunow) D.B.Czarnecki, 1994	-	+	-	+
<i>A. minutissimum</i> (Kützing) Czarnecki	+	+	-	-
<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen 1979	-	-	+	+
<i>Gomphonema</i> sp.	+	A	A	A
<i>G. intricatum</i> Kützing, 1844	-	A	A	+
<i>Sellaphora</i> sp.	-	+	-	+
<b>Chlorophyceae</b>				
<i>Chlorella vulgaris</i> Beyerinck (Beijerinck) 1890	A	A	+	A
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli in A.Braun 1855	-	+	A	A
<i>C. pulchrum</i> Schmidle 1892	-	+	+	+
<i>C. reticulatum</i> (Dangeard) Senn 1899	+	+	+	A
<i>Crucigenia quadrata</i> (Morren, 1830)	+	+	-	-
<i>Desmodesmus communis</i> (Hegewald, 2000)	+	+	+	+
<i>D. maximus</i> (West & G.S.West) E.H.Hegewald	-	-	+	+
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> (Wood, 1873)	-	-	+	+
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek 1979	-	-	+	A
<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bohlin 1897	-	-	-	A
<i>K. lunaris</i> (Möbius, 1894)	-	+	+	A
<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Hindák, 1970)	+	+	+	A
<i>M. circinale</i> (Nygaard) Nygaard	-	+	+	+
<i>M. griffitii</i> (Komárková-Legnerová, 1969)	-	+	+	+
<i>M. nanum</i> (Hindák, 1980)	A	A	A	A
<i>Oocystis marssonii</i> (Lemmermann, 1898)	-	-	+	+
<i>Pediastrum boryanum</i> (Turpin) Meneghini 1840	-	+	-	+
<i>P. duplex</i> (Meyen, 1829)	-	-	A	+
<i>Raphidiocelis danubiana</i> (Hind) Marvan et al. 1994	+	+	+	A
<i>Scenedesmus</i> sp.	A	+	+	+
<i>S. acuminatus</i> (Chodat, 1902)	-	+	+	+
<i>S. arcuatus</i> (Lemmermann) Lemmermann 1899	-	A	-	+
<i>S. ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat 1973	-	+	+	+
<i>S. linearis</i> Komárek 1974	-	-	+	+
<i>S. quadricauda</i> (Brébisson & Godey, 1835)	+	A	A	A
<i>Sphaerocystis schroeteri</i> (Chodat, 1897)	+	-	+	-
<i>Tetralantrus</i> sp.	-	+	A	-
<i>Tetrastrum</i> sp.	+	A	A	+
<i>T. heteracanthum</i> (Chodat, 1895)	+	+	+	-
<b>Cyanobacteria</b>				
<i>Aphanocapsa delicatissima</i> (West & West, 1912)	-	A	A	+
<i>Merismopedia punctata</i> (Meyen, 1839)	-	+	+	A
<i>Microcystis</i> sp.	-	-	A	+
<i>Pseudanabaena catenata</i> (Lauterborn, 1915)	-	-	+	+
<b>Xanthophyceae</b>				
<i>Centritractus</i> sp.	-	-	-	A
<b>Zygnemaphyceae</b>				
<i>Staurastrum dejectus</i> (Brébisson) Teiling 1967	-	A	-	-
<b>Fragilariophyceae</b>				
<i>Synedra ulna</i> (Nitzsch) Ehrenberg 1832	-	+	+	+



**Tabela 2**

Composição, abundância e frequência de ocorrência de espécies da comunidade zooplantônica nos quatro tratamentos durante o período amostrado; + = presente; - = ausente; A = abundante; D = dominante.

Taxa	Tratamentos			
	Macrófita	Perifiton	Perifiton+ Macrófita	Controle
<b>Cladocera</b>				
<i>Alona monacantha</i> (Sars, 1901)	+	-	+	-
<i>Daphnia gessneri</i> (Herbst, 1967)	-	+	-	+
<i>Diaphanosoma birgei</i> (Korinek, 1981)	A	A	+	A
<i>Macrothrix</i> sp.	-	-	+	-
<i>Moina micrura</i> (Kurz, 1874)	+	A	A	+
<b>Copepoda</b>				
<i>Argyrodiaptomus furcatus</i> (Sars, 1901)	D	A	A	A
<i>náuplius calanoida</i>	A	A	A	A
<i>Thermocyclops decipiens</i> (Lowndes, 1934)	A	A	A	A
<i>náuplius cyclopoida</i>	+	+	+	+
<b>Rotifera</b>				
<i>Anuraeopsis navícula</i> (Rousselet, 1910)	-	-	+	-
<i>Ascomorpha ecaudis</i> (Perty, 1850)	+	+	+	+
<i>Asplanchnopus girodi</i> (Guerne, 1888)	-	+	+	-
<i>Asplanchna</i> sp.	-	+	A	+
<i>Brachionus calyciflorus</i> (Pallas, 1766)	-	+	+	+
<i>B. caudatus</i> (Barrois & Daday, 1894)	+	+	A	A
<i>B. leydigi</i> (Cohn, 1862)	-	-	+	-
<i>B. patulus</i> (Pallas, 1766)	+	+	-	+
<i>B. quadridentatus</i> (Hermann, 1783)	+	+	+	+
<i>Cephalodella</i> sp.	-	-	+	+
<i>Filinia terminalis</i> (Plate, 1886)	+	-	+	-
<i>Hexarthra intermedia</i> (Wiszniewski, 1929)	+	-	-	+
<i>Lecane</i> sp.	-	-	+	-
<i>L. bulla</i> (Gosse, 1886)	-	+	-	+
<i>L. furcata</i> (Murray, 1973)	-	-	+	+
<i>L. ludwigi</i> (Eckstein, 1883)	-	-	-	+
<i>L. lunares</i> (Ehrenberg, 1832)	-	+	-	+
<i>L. monostyla</i> (Daday, 1897)	-	+	-	-
<i>L. scutata</i> (Harring e Myers, 1926)	-	-	-	+
<i>Lepadella ovalis</i> (Müller, 1786)	+	-	-	-
<i>Mytilina bisulcata</i> (Lucks, 1912)	-	-	+	-
<i>Polyarthra dolichoptera</i> (Idelson, 1925)	+	+	+	+
<i>Proales doliaris</i> (Rousselet, 1895)	+	+	+	A
<i>Proalinopsis caudatus</i> (Collins, 1872)	-	-	-	+
<i>Synchaeta stylata</i> (Wierzejski, 1893)	-	-	-	+
<i>Testudinella patina</i> (Hermann, 1783)	+	+	+	-
<i>Trichocerca cavia</i> (Gosse, 1886)	+	+	+	+
<i>T. elongata</i> (Gosse, 1886)	+	-	+	+
<i>T. gracilis</i> (Tessin, 1890)	-	+	-	A
<i>T. iernis</i> (Gosse, 1886)	-	-	+	-
<i>T. longiseta</i> (Schränk, 1802)	+	-	-	-
<i>T. similis</i> (Wierzejski, 1893)	+	-	+	-

**Tabela 3**Correlação de Pearson entre as espécies de zooplâncton e fitoplâncton com as variáveis ambientais com nível de significância de  $p < 0,05$ .

Taxa	Variáveis													
	Temperatura	pH	Condutividade	Turbidez	Oxigênio Dissolvido	Nitrato	Nitrito	NAT <sup>a</sup>	Orto-Fosfato	Fósforo total	DBO <sub>5</sub> <sup>b</sup>	STD <sup>c</sup>	Clorofila- <i>a</i>	Coliformes Termotolerantes
Zooplâncton														
Cladocera	<b>-0.83</b>	-0.50	0.34	0.39	0.37	0.61	-0.25	-0.04	-0.61	-0.65	-0.52	<b>0.93</b>	<b>-0.80</b>	0.01
Copepoda Calanoida	-0.31	-0.66	<b>-0.96</b>	-0.62	-0.47	-0.28	-0.38	<b>-0.79</b>	-0.57	-0.57	-0.69	-0.12	0.63	<b>-0.98</b>
Copepoda Cyclopoida	-0.53	0.04	<b>0.77</b>	<b>0.78</b>	<b>0.72</b>	<b>0.80</b>	-0.24	0.50	-0.27	-0.27	0.01	<b>0.84</b>	<b>-0.79</b>	0.48
Rotífera	0.27	0.48	<b>0.88</b>	0.45	0.27	0.14	0.54	0.59	0.55	0.52	0.53	0.12	<b>-0.77</b>	<b>0.91</b>
Fitoplâncton														
Bacillariophyceae	-0.60	-0.02	<b>0.72</b>	<b>0.78</b>	<b>0.73</b>	<b>0.83</b>	-0.31	0.45	-0.36	-0.35	-0.06	<b>0.89</b>	<b>-0.77</b>	0.40
Chlorophyceae	0.02	0.68	<b>0.94</b>	<b>0.96</b>	<b>0.89</b>	<b>0.73</b>	-0.22	<b>0.95</b>	0.21	0.27	0.63	0.39	-0.36	<b>0.79</b>
Cyanobacteria	-0.07	0.26	<b>0.87</b>	0.55	0.40	0.37	0.33	0.52	0.24	0.21	0.28	0.44	<b>-0.91</b>	<b>0.78</b>
Xanthophyceae	0.64	<b>0.99</b>	<b>0.75</b>	0.60	0.51	0.20	0.17	<b>0.92</b>	<b>0.73</b>	<b>0.79</b>	<b>0.98</b>	-0.28	0.02	<b>0.87</b>
Zygnemaphyceae	<b>-0.87</b>	-0.39	-0.03	0.50	0.62	<b>0.82</b>	<b>-0.94</b>	0.02	<b>-0.89</b>	<b>-0.83</b>	-0.48	<b>0.82</b>	0.00	-0.40
Fragilariophyceae	<b>-0.94</b>	-0.49	0.00	0.46	0.56	<b>0.80</b>	<b>-0.85</b>	-0.05	<b>-0.92</b>	<b>-0.89</b>	-0.58	<b>0.90</b>	-0.18	-0.39

<sup>a</sup> Nitrogênio amoniacal total<sup>b</sup> Demanda bioquímica de oxigênio<sup>c</sup> Sólidos totais dissolvidos

