

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA-UNESP
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**PRODUÇÃO DE TILÁPIAS-DO-NILO EM
SISTEMAS SEM RENOVAÇÃO DE ÁGUA COM
WETLANDS PARA TRATAMENTO DE
EFLUENTES**

Rafael Vieira Amorim

Jaboticabal, SP
2014

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA–UNESP
CENTRO DE AQUICULTURA DA UNESP

**PRODUÇÃO DE TILÁPIAS-DO-NILO EM
SISTEMAS SEM RENOVAÇÃO DE ÁGUA COM
WETLANDS PARA TRATAMENTO DE
EFLUENTES**

Rafael Vieira Amorim

Orientador: Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo

Co-orientador: Dr. Matheus Nicolino Peixoto Henares

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
2014

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: PRODUÇÃO DE TILÁPIAS-DO-NILO EM SISTEMA SEM RENOVAÇÃO DE ÁGUA E COM WETLAND PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES

AUTOR: RAFAEL VIEIRA AMORIM

ORIENTADOR: Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO

CO-ORIENTADOR: Prof. Dr. MATHEUS NICOLINO PEIXOTO HENARES

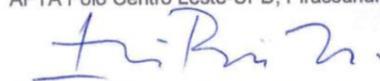
Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em Aqüicultura , pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO
Departamento de Ecologia / Instituto de Biociências de Rio Claro



Prof. Dr. FÁBIO ROSA SUSSEL
APTA Polo Centro Leste-UPD, Pirassununga-SP



Prof. Dr. IRINEU BIANCHINI JUNIOR
Departamento de Hidrobiologia / Universidade Federal de São Carlos

Data da realização: 28 de fevereiro de 2014.

A524p Amorim, Rafael Vieira
Produção de tilápia-do-Nilo em sistemas sem renovação de água com *wetlands* para tratamento de efluentes / Rafael Vieira Amorim. – Jaboticabal, 2014
iv, 55 p. ; 29 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2014

Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo

Co-orientador: Matheus Nicolino Peixoto Henares

Banca examinadora: Irineu Bianchini Junior, Fábio Rosa Sussel

Bibliografia

1. Piscicultura. 2. Sistemas de cultivo. 3. Biorremediação. I. Título. II. Jaboticabal-Centro de Aquicultura.

CDU 639.31

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

Dedico este trabalho a minha mãe, que em nenhum momento mediu esforços para realização dos meus sonhos, que me guiou pelos caminhos corretos, me ensinou a fazer as melhores escolhas, me mostrou que a honestidade e o respeito são essenciais à vida, e que devemos sempre lutar pelo que queremos. Devo a ela a pessoa que me tornei, sou extremamente feliz e tenho muito orgulho por chamá-la de mãe.

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador Prof. Dr. Antônio Fernando Monteiro Camargo, pela oportunidade, paciência e confiança depositada e também pela orientação sempre competente.

Ao meu co-orientador Dr. Matheus Nicolino Peixoto Henares, pela ajuda direta no experimento, sugestões e discussões e pela amizade desenvolvida no decorrer deste projeto.

Ao Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti por ter sempre disponibilizado a infra-estrutura do setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da Unesp-CAUNESP em Jaboticabal, e também pelas sugestões e discussões para ajudar no desenvolvimento desta pesquisa.

Ao técnico do laboratório Roberto Polachini pela grande colaboração no experimento e principalmente pela amizade.

Ao Centro de Aquicultura da UNESP, pela viabilização logística deste trabalho junto ao Programa de Pós-graduação em Aquicultura.

A CAPES pela concessão da bolsa.

Ao técnico do laboratório do Departamento de Ecologia da UNESP de Rio Claro, Carlos Sanches pela ajuda nas análises de água.

Aos amigos do setor de Carcinicultura, que auxiliaram em toda a parte do processo produtivo desta dissertação, em especial ao Baltazar, Caio, Alexandre (Bauru) e Michelle.

SUMÁRIO

Lista de Figuras.....	4
Lista de Tabelas.....	4
Apresentação.....	5
Resumo.....	6
Abstract.....	7
Capítulo I- Introdução Geral	
Introdução.....	8
Objetivos Específicos.....	13
Referências.....	14
Capítulo II - Influência da não renovação de água e de substratos artificiais no cultivo de tilápia-do-Nilo, nos parâmetros produtivos e qualidade de água.	
Resumo.....	18
Introdução.....	19
Material e Métodos.....	21
Montagem do experimento.....	21
Desempenho Produtivo.....	23
Método de coleta e análise de água.....	23
Análise Estatística.....	24
Resultados.....	24
Discussão.....	28
Conclusões.....	31
Referências.....	33
Capítulo III - Capacidade de remoção de nutrientes do efluente de tanques de cultivo de tilápia-do-Nilo por <i>wetlands</i> construídas com macrófitas aquáticas flutuantes.	
Resumo.....	38
Introdução.....	39
Material e Métodos.....	41
Estrutura da wetland.....	41

Avaliação da porcentagem de remoção de nutrientes da wetland construída no tratamento do efluente	42
Análise dos dados	43
Resultados	43
Discussão.....	48
Conclusões	50
Referências.....	51
Anexos	55
Anexo I- Tabela 4. Médias e desvios padrão de turbidez, material particulado em suspensão (MPS), clorofila a, nitrogênio inorgânico total(NIT), nitrogênio kjeldahl total (NKT), ortofosfato (P-PO4), fósforo dissolvido (PD) e fósforo total (PT) obtidas durante os 150 dias de cultivo.	56

Lista de Figuras

Capítulo II

Figura 1- Tanques de fibra de vidro utilizados no cultivo.	21
Figura 2- Início do experimento com os tanques sendo abastecidos e os substratos artificiais sendo instalados.	22
Figura 3- Médias e desvio padrão (barras) de turbidez, MPS (material particulado em suspensão) e clorofila a durante os 150 dias de cultivo.	26
Figura 4- Médias e desvios padrão de nitrogênio inorgânico total (NIT) e nitrogênio kjeldahl total (NKT) durante os 150 dias de cultivo.	27
Figura 5- Médias \pm desvios padrão de ortofosfato (P-PO ₄), fósforo dissolvido (PD) e fósforo total (PT) durante os 150 dias de cultivo.	27

Capítulo III

Figura 1- Sistema de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas alface d' água (<i>P. stratiotes</i>) e aguapé (<i>E. crassipes</i>).	42
Figura 2- Médias e desvios padrão (barras) dos valores de MPS, NIT, P-PO ₄ , do efluente tratado ao longo das 336 horas.	44
Figura 3- Taxas de remoção de nutrientes obtidas dos tratamentos em função do tempo. Valores negativos indicam quando não houve remoção dos nutrientes e sim acréscimos.	46

Lista de Tabelas

Capítulo II

Tabela 1- Valores médios e desvios padrão das características limnológicas da água de abastecimento utilizada no cultivo.	22
Tabela 2- Valores médios e desvios padrão do desempenho produtivo das tilápias, após 150 dias de cultivo.	25
Tabela 3- Valores médios e desvios padrão de temperatura (°C), oxigênio dissolvido (O.D), pH e condutividade elétrica (C.E) obtidos durante o cultivo.	25

Capítulo III

Tabela 1- Médias \pm desvios padrão das concentrações das variáveis limnológicas contidas no efluente de despesca, distribuídos para as wetlands.	41
Tabela 2- Médias \pm desvios padrão das porcentagens de remoção de material particulado em suspensão (MPS), nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio total (NT), ortofosfato (P-PO ₄) e fósforo total (PT) nos diferentes tratamentos.	47

APRESENTAÇÃO

A presente dissertação está estruturada em três capítulos. O capítulo 1 consiste em uma introdução geral, na qual são abordados os seguintes tópicos: (a) introdução, (b) objetivos gerais desta dissertação, (c) estruturação dos demais capítulos da dissertação.

Os capítulos 2 e 3 estão redigidos no formato de artigo científico e são referentes a experimentos desenvolvidos no Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da UNESP, em Jaboticabal/SP .

Resumo

Os principais objetivos desta dissertação foram: (Capítulo II) avaliar a produção e a qualidade de água do cultivo de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) em sistemas sem renovações de água e com substratos artificiais; (Capítulo III) avaliar a eficiência de *wetlands* construídas e povoadas com duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*) no tratamento do efluente de despesca de tanques de crescimento final de tilápias. O resultado do Capítulo II permite concluir que o uso de sistemas de cultivo sem renovações de água com substratos artificiais na produção de tilápias podem apresentar boas produtividades, ocorrendo acúmulo de alguns nutrientes na água do cultivo, porém este sistema se mostrou eficiente na absorção de nitrogênio inorgânico e ortofosfato durante o cultivo, provavelmente devido a presença do substrato. No Capítulo III, *wetlands* construídas e povoadas com aguapé (*Eichhornia crassipes*) e alface d' água (*Pistia stratiotes*) com tempo de residência do efluente a ser tratado nas *wetlands* por 14 dias apresentaram eficiência de tratamento de efluentes de despesca da água de tanques de crescimento final de tilápia do Nilo, ocorrendo remoções de nutrientes nas primeiras horas de tratamento. Porém as *wetlands* povoadas com *E. crassipes* foram mais eficientes na remoção das concentrações de fósforo total, sendo mais viáveis para tratamentos de efluentes que apresentem altas concentrações de fósforo total.

Palavras-chave: *Oreochromis niloticus*, sistemas de produção, tratamento de efluentes, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*.

Abstract

The main objectives of master's dissertation were: (Chapter II) to evaluate the production and the quality of water from the cultivation of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) in systems with substrates and without the reconditioning of water; (Chapter III) evaluate the efficiency of wetlands constructed and stocked with two species of floating aquatic macrophytes (*Eichhornia crassipes* and *Pistia stratiotes*) in the treatment of harvest wastewater from final growth tanks which contained tilapia. The result of Chapter II shows that the use of cultivation systems without the reconditioning of water and with artificial substrates in tilapia production can present good yields, accumulating some nutrients in water from the cultivation, however this system was shown to be efficient in the absorption of inorganic nitrogen and orthophosphate during the cultivation, probably due to the presence of substrate. In Chapter III, *wetlands* constructed and stocked with *E. crassipes* and *P. stratiotes*, with a hydraulic retention time of 336 hours, presented efficiency in the treatment of harvest effluent from the water in the final growth tanks which contained Nile tilapia; with the removal of nutrients occurring in the first hours of treatment. But the *wetlands* constructed with *E. crassipes* were more efficient in the removal of concentrations of total phosphorus, being more feasible for wastewater treatment which has high concentrations of total phosphorus.

Key-words: *Oreochromis niloticus*, production systems, effluent treatments, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*.

Capítulo I - Introdução Geral

Aquicultura é definida como a produção em cativeiro, de organismos com hábitat predominantemente aquático, em qualquer um de seus estágios de desenvolvimento (Valenti *et al.*, 2000).

A aquicultura vem assumindo importância cada vez maior no panorama do abastecimento alimentar, sendo o setor da produção animal que mais cresce a uma taxa anual maior que o da população (6,6%), ocorrendo o aumento da atividade de 0,7% em 1970 para 7,8% em 2008 (FAO, 2010). Em 2011, a produção mundial de pescados foi de 38.984.542 toneladas (FAO, 2013). A produção aquícola brasileira em 2011 foi de 628.704 toneladas, representando um incremento de 31,1% em relação à produção de 2010 (MPA, 2011). Comparando-se a produção atual com o montante produzido em 2009 (415.649,0 t), fica evidente o crescimento do setor no país, com um incremento de 51,2% na produção durante o triênio 2009-2011 (MPA, 2011). Seguindo o padrão observado nos anos anteriores, a maior parcela da produção aquícola é oriunda da aquicultura continental, na qual se destaca a piscicultura representando 86,6% da produção total nacional.

A aquicultura proporciona benefícios econômicos e sociais, mas, como qualquer outra atividade de produção animal, tem despertado a preocupação de órgãos governamentais, organizações não governamentais e pesquisadores quanto aos impactos ambientais provocados quando é praticada sem planejamento e conhecimento adequado (Goldburg & Triplett, 1997).

Entre os possíveis impactos ambientais provocados pela aquicultura, está a redução de áreas naturais, tais como mangues e áreas costeiras alagadas para a instalação dos tanques e viveiros; introdução de espécies exóticas; a disseminação de doenças dos organismos cultivados para organismos nativos e a geração de efluentes que promovem a eutrofização dos ambientes aquáticos receptores destes efluentes (Boyd, 2003). Dentre estes impactos, o último tem recebido grande atenção de órgãos governamentais e pesquisadores em diversos países (Schwartz & Boyd, 1994; Boyd & Gautier, 2000; Baccarin & Camargo, 2005).

Os efluentes dos viveiros de cultivo são produzidos devido à necessidade das contínuas renovações da água dos viveiros para garantir a qualidade da água

e, conseqüentemente a maior produtividade (Boyd & Queiroz, 2004). Estes efluentes são enriquecidos com nitrogênio, fósforo, material particulado em suspensão e matéria orgânica (MacIntosh *et al.*, 2001; Páez-Osuna, 2001; Cohen *et al.*, 2005). Quando lançado continuamente, sem tratamento adequado, nos ecossistemas aquáticos, podem favorecer o processo de eutrofização artificial dos corpos d' água receptores destes efluentes (Paez-Osuna 2001; Henry-Silva *et al.*, 2006; Biudes, 2007; Henry-Silva & Camargo, 2008). A intensificação do sistema de produção envolve densidades altas de estocagem e gastos com fertilizantes, energia e alimentação comercial (Moraes-Riodades *et al.*, 2006), cujos acréscimos alteram a qualidade da água no viveiro e, conseqüentemente, do efluente gerado pela renovação contínua da água de cultivo. No entanto, as características dos efluentes podem variar em função da espécie cultivada, da intensidade de produção, do manejo alimentar e do nível de tecnologia empregada no cultivo onde as rações comerciais e os fertilizantes são os principais responsáveis pelos aportes de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica nos viveiros de produção de peixes e camarões (Boyd, 2003).

A eutrofização dos ambientes aquáticos pelo lançamento de efluentes de aquicultura, além dos efeitos negativos ao ambiente, pode acarretar efeitos negativos ao homem. Entre eles estão a floração de espécies de cianobactérias, que produzem e eliminam toxinas (Calijuri *et al.*, 2006) e o aumento dos custos referentes ao tratamento da água para o consumo humano, pois há necessidade da intensificação da tecnologia utilizada nas remoções de nutrientes, organismos patogênicos e matéria orgânica da água (Tundisi, 2003).

A aquicultura moderna está embasada em três pilares: a produção lucrativa, a preservação do meio e o desenvolvimento social, dessa forma, estes três componentes são essenciais e indissociáveis para que se possa ter uma atividade perene (Valenti *et al.*, 2000). Deve-se entender claramente que a preservação ambiental faz parte do processo produtivo, portanto é essencial a busca por manejos que minimizem os impactos. Dessa maneira, é necessário aprimorar e desenvolver técnicas que possam minimizar estes impactos.

Uma maneira é a utilização de sistemas sem renovações de água. Esses sistemas foram inicialmente desenvolvidos em Israel no cultivo de tilápia (*Oreochromis sp.*) (Avnimelech *et al.*, 1989; Avnimelech *et al.*, 1994) e nos Estados Unidos no cultivo do camarão *Litopenaeus vannamei* (Hopkins *et al.*,

1993; Chamberlain & Hopkins, 1994). Entre as principais vantagens deste sistema estão a facilidade da implementação de estratégias de biossegurança (Moss, 1999) e a redução dos impactos ambientais causados pelos efluentes (Browdy *et al.*, 2001). No interior dos tanques de cultivos sem renovação de água também podem ser instalados substratos naturais ou artificiais como, galhos, bambus, telas e redes. Estes substratos possibilitam o desenvolvimento do perifiton, que metaboliza os compostos nitrogenados e fosfatados reduzindo a concentração de N e P na água, além de servirem de alimento para os peixes (Azim, 2001; Bratvold & Browdy 2001; Thompson *et al.*, 2002; Azim *et al.*, 2003; Milstein *et al.*, 2009).

Outra alternativa, seria a utilização de *wetlands* construídas para minimizar os impactos causados por efluentes. Estes sistemas foram desenhados e construídos para o tratamento de efluentes a fim de utilizar processos naturais na remoção de poluentes (Kivaisi, 2001). Nas *wetlands*, as macrófitas aquáticas exercem um papel importante na remoção de nutrientes por assimilação, além de fornecerem substrato para o desenvolvimento de microorganismos que atuam na mineralização da matéria orgânica e na absorção de nutrientes (Brix, 1997). Destaca-se também que outros processos ocorrem nestes sistemas de tratamento e contribuem para a remoção de nutrientes do efluente, como a sedimentação, precipitação química e transformações bioquímicas (ex. amonificação e desnitrificação) (USEPA 2000; Braskerud 2002).

Este tipo de sistema possibilita bons resultados nas remoções de matéria orgânica e nutrientes não dissolvidos e dissolvidos do efluente (Lin *et al.*, 2005; Henry-Silva & Camargo, 2006).

O tratamento de efluentes com *wetlands* apresentam diversas vantagens tais como: os moderados custos de instalação, o baixo consumo de energia, fácil operação e manutenção (IWA, 2000; Solano *et al.* 2004), além da possibilidade de aproveitamento da biomassa vegetal excedente (Henry-Silva *et al.*, 2006; Biudes, 2007).

As *wetlands* são classificadas de acordo com o tipo ecológico da macrófita aquática predominante (Vymazal, 1998), sendo que as flutuantes são as mais utilizadas (Kivaisi, 2001). Independente do tipo ecológico da macrófita aquática (flutuantes, emersas, submersas, com folhas flutuantes), as principais características para contribuir positivamente para o desempenho da *wetland* são:

(1) rápido crescimento; (2) alta capacidade de assimilação de nutrientes; (3) grande capacidade de estocar nutrientes na biomassa; (4) tolerância a características adversas do efluente e (5) tolerância das variações climáticas locais (Tanner, 1996).

Estes sistemas de tratamentos têm sido utilizados em diversas partes do mundo desde 1950 (Verhoeven & Meuleman, 1999). Trabalhos comprovam a eficiência das *wetlands* no tratamento de resíduos ácidos de mineração, efluentes agrícolas, industriais, domésticos, efluentes de aquicultura e, também a remoção de algumas espécies de organismos patogênicos.

Tilley *et al.*, (2002) estudaram a eficiência de uma *wetland* com macrófitas de diferentes tipos ecológicos no tratamento do efluente de viveiros de camarões marinhos da espécie *Litopenaeus vannamei*. A *wetland* com 7,7 ha tratou diariamente 13.000 m³ de efluentes provenientes de viveiros com 8,1 ha. A *wetland* reduziu as concentrações de fósforo total e material particulado em suspensão do efluente em 31 e 76%, respectivamente.

Schulz *et al.*, (2003) avaliaram a eficiência de *wetlands* com macrófitas emergentes no tratamento do efluente de viveiros de truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*), em diferentes tempos de retenção hidráulica. Os autores verificaram que as remoções de material particulado em suspensão foram altas e variaram pouco (95,8 a 97,3%) em função dos tempos de retenção hidráulica. Por outro lado, as remoções de nitrogênio total variaram entre 49,0 e 68,5%, sendo positivamente correlacionadas com o tempo de retenção hidráulica. As remoções de fósforo total variaram entre 20,6 e 41,8% e também foram positivamente correlacionadas com o tempo de retenção hidráulica.

Lin *et al.*, (2005) estudaram a eficiência de uma *wetland* com *Typha angustifolia* no tratamento do efluente de viveiros de camarões marinhos (*Litopenaeus vannamei*), em sistema de recirculação de água. A *wetland* apresentou eficiências altas nas remoções de material particulado (55-66%), na demanda bioquímica de oxigênio (37-54%), de nitrogênio amoniacal (64-66%) e de nitrito (83-94%). A área da *wetland* necessária para tratar o efluente do viveiro e manter o sistema de recirculação correspondeu a 40% da área superficial do viveiro.

No Brasil, Henry-Silva & Camargo (2006) avaliaram a eficiência de *wetlands* com macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento do efluente de

viveiros de tilápia-do-nilo (*O. niloticus*). Constataram que as *wetlands* com *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* foram mais eficientes nas remoções de nitrogênio total (46,1 e 43,9%, respectivamente) e fósforo total (82,0 e 83,3%, respectivamente) do que a *wetland* povoada com *Salvinia molesta* (42,7% de nitrogênio total e 72,1% de fósforo total).

Biudes (2007) avaliou a capacidade de tratamento do efluente de viveiro de manutenção de camarões reprodutores (*Macrobrachium rosenbergii*). Concluiu que as concentrações de nitrogênio Kjeldahl total, nitrogênio Kjeldahl dissolvido, nitrogênio inorgânico, fósforo total, fósforo dissolvido, ortofosfato e material particulado em suspensão do efluente tratado em uma *wetland* com *Eichhornia crassipes* foram iguais ou menores que as concentrações da água de abastecimento do viveiro. Henry-Silva & Camargo (2008) avaliaram a capacidade de tratamento do efluente de viveiro de manutenção de *Macrobrachium amazonicum* com *wetlands* com *E. crassipes* e *Pistia stratiotes*. Os autores concluíram que as duas espécies foram eficientes na remoção de nitrogênio e fósforo do efluente do viveiro.

De maneira geral, os estudos sobre a utilização das *wetlands* no tratamento de efluentes de aquicultura mostram que esta tecnologia é capaz de remover nitrogênio, fósforo, matéria orgânica e material particulado em suspensão do efluente. No entanto, a eficiência pode variar em função do tempo de retenção hidráulico e, principalmente, da espécie de macrófita aquática utilizada. Desse modo, os estudos relacionados às espécies utilizadas nas *wetlands* construídas são necessários para aperfeiçoar a capacidade de remoção de nutrientes do efluente de aquicultura.

Com base nesse exposto, o presente estudo avaliou sistemas que possam reduzir os impactos causados por efluentes de aquicultura.

Objetivos Específicos

- Avaliar a produção da tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) e a qualidade de água do cultivo em tanques sem renovação de água com substratos artificiais.
- Avaliar a eficiência de duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes (*Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes*) na remoção de nutrientes do efluente de despesca de aquicultura.

Referências

- Avnimelech Y.; Mokady S. & Schroeder G.L. (1989) Circulated ponds as efficient bioreactors for single-cell protein production. *Israeli Journal of Aquaculture* 41: 58-66.
- Avnimelech Y.; Kochava M. & Diab S. (1994) Development of controlled intensive aquaculture system with a limited water Exchange and adjusted carbon to nitrogen ratio. *Israeli Journal of Aquaculture* 46: 119-131.
- Azim, M.E.; Wahab, M.A.; Van Dam, A.A.; Beveridge, M.C.M.; Huisman, E.A. & Verdegem, M.C.J. (2001) Optimization of stocking ratios of two Indian major carps, rohu (*Labeo rohita Ham.*) and catla (*Catla catla Ham.*) in a periphyton-based aquaculture system. *Aquaculture* 203, 33–49.
- Azim M.E.; Verdegem M.C.J.; Mantingh I.; Van Dam A.A. & Beveridge M.C.M. (2003) Ingestion and utilization of periphyton grown on artificial substrates Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture Research* 34, 85-92.
- Baccarin, A.E. & Camargo, A.F.M. (2005) Characterization and evaluation of the impact of feed management on the effluents of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) culture. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48: 81-90.
- Biudes, J.F.V. (2007) *Uso de Wetlands construídas no tratamento de efluentes de carcinicultura*. Jaboticabal, 2007 Tese (doutorado) Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2007. 103f.
- Boyd, C.E. & Gautier, D. (2000) Effluent composition and water quality standards. *Global Aquaculture Advocate*, 3(5): 61-66.
- Boyd, C.E. (2003) Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, v. 226, p. 101-112.
- Boyd, C.E. & Queiroz, J.F. (2004) Manejo das condições do sedimento do fundo e da qualidade da água e dos efluentes de viveiros. In... *Tópicos avançados em piscicultura de água doce tropical intensiva*. Ed. Cyrino, J. E. P. [et al.].--São Paulo: TecArt.
- Braskerud, B.C. (2002) Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. *Ecological Engineering*, 18: 351-370.

- Bratvold, D. & Browdy, C.L. (2001) Effect of sand sediment and vertical surfaces (AquaMats) on production, water quality and microbial ecology in an intensive *Litopenaeus vannamei* culture system. *Aquaculture* 195, 81-94.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science Technology*, 35: 11-17.
- Calijuri, M.C.; Alves, M.S.A. & Santos, A.C.A. (2006) Cianobacterias e cianotoxinas em águas continentais. Rima, São Carlos, 118p.
- Cohen, J.; Samocha, T.M.; Fox, J.M.; Gandy, R.L. & Lawrence, A.L. (2005) Characterization of water quality factors during intensive raceways production of juvenile *L. vannamei* using limited discharge and biosecure management tools. *Aquaculture Engineering*, v. 32, n. 3-4, p. 425-442.
- FAO (2010). The State of World Fisheries and Aquaculture. Rome.
- FAO (2013). Fishstat Plus (v, 2.32) emitido em .27.01.2014. Food and Agriculture Organization, Rome, Italy.
- Goldburg, R. & Triplett, T. (1997) Murky waters: Environmental effects of aquaculture in the United States. Environmental Defence Fund, Washington, 198p.
- Henry-Silva, G.G.; Camargo, A.F.M. & Pezzato, L.E. (2006) Digestibilidade aparente de macrófitas aquáticas pela tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*) e qualidade da água em relação às concentrações de nutrientes. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 35, n. 3, p. 642- 647.
- Henry-Silva, G.G. & Camargo, A.F.M. (2008) Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 37, n. 2, p. *In press*.
- IWA – International Water Association. (2000) *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation*. IWA Publishing, London. 156p.
- Kivaisi, A.K. (2001) The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, v. 16, p. 545-560.

- Lin, Y.F.; Jing, S.R.; Lee, D.Y.; Chang, Y.F.; Chen, Y.M. & Shih, K.C. (2005) Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. *Environ. Pollut.*, v. 134, p. 411-421.
- Macintosh, D.; Samocha, T.M.; Jones, E.R.; Lawrence, A.L.; Horowitz, S. & Horowitz, A. (2001) Effects of two commercially available low-protein diets (21% and 31%) on water and sediment quality, and on the production of *L. vannamei* in an outdoor tank system with limited water discharge. *Aquaculture Engineering*, v. 25, p. 69-82.
- Milstein, A.; Peretz, Y; Harpaz, S. (2009) Culture of organic tilapia to market size in periphyton based ponds with reduced feed inputs. *Aquaculture Research*, 40:55-59.
- MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA (MPA). (2011) *Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura 2011*. Disponível em [http:// www.mpa.gov.br](http://www.mpa.gov.br) . acesso em: 28 de janeiro de 2014.
- Moraes-Riodades, P.M.C.; Kimpara, J.M. & Valenti, W.C. (2006). Effects of the Amazon River prawn *Macrobrachium amazonicum* culture intensification on ponds hydrology. *Acta Limnologica. Brasiliensia.*, v. 18, p. 311-319.
- Páez-Osuna, F. (2001) The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects and mitigating alternatives. *Environmental Management*, v. 28, n. 1, p. 131-140.
- Rana, K. J. (1997) *Guidelines on the collection of structural aquaculture statistics*. Supplement to the Program for the world census of agriculture 2000. FAO Statistical Development Series, 5b. Roma, FAO 56 p.
- Schulz, C.; Gelbrecht, J. & Rennert, B. (2003) Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. *Aquaculture*, 217: 207-221.
- Solano, M.L.; Soriano, P. & Chiria, M.P. (2004) Constructed *wetlands* as sustainable solution for wastewater treatment in small village. *Biosyst. Eng.*, v. 87, p. 109-118.
- Tanner, C.C. (1996) Plants for constructed *wetland* treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering*, 7: 59-83.

- Thompson, F.L.; Abreu, P.C. & Wasielesky, W.J. (2002) Importance of biofilm for water quality and nourishment in intensive shrimp culture. *Aquaculture*, 203: 263-278.
- Tilley, D.R.; Badrinarayanan, H.; Rosati, R & Son, J.(2002) Constructed *wetlands* as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. *Aquaculture Engineering*, v. 26, p. 81-109.
- Tundisi, J.G. (2003) *Água do Século 21: Enfrentando a escassez*. Rima, São Carlos, 250 p.
- USEPA - U.S. Environmental Protection Agency, (2000) *Manual for Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. EPA/625/R-99/ 010, Cincinnati, OH, 166pp.
- Valenti, W. C., *et al.* (2000) *Aquicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável*. Ministério da Ciência e Tecnologia/CNPq, Brasília, 399 p.
- Verhoeven, J.T.A. & Meuleman, A.F.M. (1999) Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, v. 12, p. 5-12.
- Vymazal, J. (1998) Types of constructed wetlands for wastewater treatment. In: *Proceedings – 6th International Conference on Wetland System for Water Pollution Control*. Águas de São Pedro – SP, Brazil, pp.150-166.

Capítulo II – Cultivo de tilápia-do-Nilo sem renovação de água e com substratos artificiais: desempenho produtivo e qualidade de água.

RESUMO: O objetivo deste trabalho foi avaliar a produção e a qualidade de água do cultivo de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) em cultivos sem renovações de água com substratos artificiais no período de 150 dias. Foram utilizados 9 tanques de fibra de vidro com volume útil de 2 m³ com substratos artificiais instalados em seu interior. A densidade de estocagem utilizada foi de 1,5 peixes m³. Os parâmetros produtivos avaliados foram: massa média final, ganho de peso diário (GPD), conversão alimentar aparente (CAA), sobrevivência e produtividade. Para descrição da qualidade de água, foram determinados os valores de temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, turbidez, material particulado em suspensão (MPS), clorofila a, nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio kjeldahl total (NKT), ortofosfato (P-PO₄), fósforo dissolvido (PD) e fósforo total (PT). Os resultados obtidos foram: massa média final 372,38 ± 22,66g, GPD 2,05 ± 0,17g, CAA 1,4 ± 0,3, sobrevivência 85,19±17,57% e produtividade de 4757,43± 1014,52 kg/ha. Estes resultados indicam que o uso de sistemas de cultivo sem renovações de água com substratos artificiais na produção de tilápias podem apresentar altas produtividades. Em relação à qualidade de água, a temperatura e o pH não apresentaram alterações durante o cultivo, a concentração de oxigênio dissolvido apresentou queda no 3° e 4° meses e a condutividade se manteve elevada durante todo o cultivo. Houve aumento da turbidez e concentrações de MPS e clorofila a, sendo significativamente ($p < 0,05$) maiores ao final do cultivo. Também observamos aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo total, porém este sistema se mostrou eficiente na absorção de nitrogênio inorgânico e ortofosfato durante o cultivo, provavelmente devido à presença do substrato.

Palavras chave: Tilapicultura, sistemas de cultivo estático, efluentes, nutrientes.

Introdução

A espécie de peixe mais produzida no Brasil é a tilápia-do-nylo (MPA, 2011). Em 2011 foram produzidas 253.824 toneladas, representando 46% do total de pescado (MPA, 2011). Trata-se de uma espécie rústica, muito resistente, de crescimento rápido e hábito alimentar onívoro (Beyruth *et al.*, 2004). Está entre as espécies que possuem características preferidas pela aquicultura, por terem boa aceitação e elevado valor comercial no mercado consumidor (Zimmermann & Hasper, 2003).

Os sistemas mais comuns para o cultivo de tilápias são a produção em viveiros escavados ou em tanques-rede instalados em reservatórios de domínio público. A produtividade em viveiros varia de 8 a 10 ton/ha/ciclo e em tanques rede de 80 a 120 kg/m³, sendo o peso médio (600g) alcançado em um período de 180 dias, a partir de alevinos de 0,5 gramas (Kubitza, 2011). Estes sistemas, geralmente ocorrem em regime intensivo e empregam um considerável volume de insumos alimentares e altas densidades de estocagem, a diferença entre os sistemas está no tamanho da área utilizada. Os viveiros escavados necessitam de maior área e renovação diária de água (10 - 15%). Já para os tanques-rede, a área é reduzida e a troca de água ocorre naturalmente, constantemente e em grande volume. Assim, há a conseqüente liberação de restos de alimentos, fezes e excretas diretamente no ambiente, podendo alterar as variáveis limnológicas e contribuir com o processo de eutrofização artificial dos corpos hídricos em que estão instalados (Kautsky *et al.* 2000; Páez-Osuna 2001; Biudes, 2007). De acordo com os autores, MacIntosh *et al.*, (2001); Cohen *et al.*, (2005); Casillas-Hernández *et al.*, (2006), os efluentes gerados de ambos os sistemas é enriquecido em nitrogênio, fósforo, material particulado e matéria orgânica.

O cultivo em tanques-rede vem crescendo no Brasil, inclusive com incentivos governamentais. O Ministério da Pesca e Aquicultura (MPA) firmou um acordo com o Ministério do Meio Ambiente para que 1% das águas de reservatórios, como os de usinas hidrelétricas (aproximadamente cinco milhões de metros cúbicos), seja disponibilizado para a produção de pescado em tanque-rede, através da Instrução Normativa Interministerial nº8 de 26 de novembro de 2003 e do Decreto nº 4.895 de 25 de novembro de 2003, que regulamenta o uso das águas públicas da União para a prática de aquicultura. O incentivo aplicado à

produção em tanques-rede irá gerar maior utilização de alimento comercial, o que possivelmente acelerará o processo de eutrofização dos corpos d'água, considerando que apenas 21-22% do nitrogênio total e 6% de fósforo total nos sistemas de cultivo são incorporados à biomassa animal no momento da despesca (JACKSON *et al.*, 2003).

O impacto causado pela produção em tanques-rede pode ser considerado elevado. Isto porque, os efluentes são lançados continuamente, sem tratamento adequado, em ecossistemas aquáticos podendo alterar as variáveis limnológicas dos reservatórios em que estão inseridos (Kautsky *et al.*, 2000; Páez-Osuna, 2001; Biudes, 2007). Pesquisadores têm demonstrado as alterações provocadas pelo cultivo em tanques-redes em reservatórios. Guo e Li (2003), estudando o efeito do fósforo e nitrogênio proveniente do cultivo no lago raso no rio Yangtze (China), observaram um aumento significativo na comunidade de plâncton em função dos níveis de nutrientes, evidenciando um aumento no nível de fitoplâncton a uma distância de até 20 m dos tanques-rede. Ayroza *et al.*, (2013) avaliando a qualidade de água em duas pisciculturas tanques-rede instalados no reservatório de Chavantes, encontrou altos valores de nitrogênio e fósforo próximo as áreas dos tanques-rede indicando a contribuição deste tipo de sistema na possível eutrofização deste reservatório.

O cultivo sem renovação de água com substratos artificiais pode se tornar uma alternativa viável para o aumento da sustentabilidade ambiental. Pesquisadores vêm demonstrando os benefícios que estes sistemas proporcionam à produção, dentre eles incluem-se: a otimização do fluxo de nutrientes e energia, com conseqüente aumento da capacidade de carga do sistema (Azim *et al.* 2001); aumento na disponibilidade de alimento natural (Thompson *et al.* 2002) e redução nas taxas de conversão alimentar (Tidwell *et al.* 1999; Bratvold & Browdy 2001); melhoria dos parâmetros produtivos aumentando a sobrevivência, crescimento e produtividade (Azim *et al.* 2001; Bratvold & Browdy, 2001; Tidwell *et al.* 2001); reciclagem *in situ* de compostos tóxicos (amônia, fosfato) em produtos de baixa toxicidade (Bratvold & Browdy 2001; Thompson *et al.* 2002) com conseqüente minimização nas necessidades de trocas de água e redução de efluentes.

Assim o objetivo deste trabalho foi avaliar a produção e a qualidade de

água do cultivo de tilápia em sistema sem renovação de água com substratos artificiais.

Material e Métodos

Montagem do experimento

O experimento foi realizado durante cinco meses (novembro de 2012 a abril de 2013). O clima da região experimental, de acordo com a classificação de Köppen, e do tipo Aw, tropical chuvoso com inverno seco e mês mais frio com temperatura média superior a 18°C. Foram utilizados 9 tanques de fibra de vidro com volume útil de 2 m³ (Figura 1), dispostos ao ar livre. Todos os tanques receberam uma camada de areia de 0,2 m.



Figura 1. Tanques de fibra de vidro utilizados no cultivo.

O abastecimento dos tanques foi realizado por gravidade. A água utilizada no experimento foi proveniente de uma das represas do CAUNESP classificada por Pistori *et al.*, (2010) como hipereutrófica e também de acordo com análises realizadas no presente estudo (Tabela 1). Cada tanque possuía um sistema de entrada de água individual (Figura 2). Após o abastecimento dos tanques, a entrada de água ocorreu apenas para repor o volume de água evaporado.

Portanto, não houve geração de efluente durante o cultivo. Foram instalados verticalmente substratos (tela de malha 30mm) nos tanques, de modo que o substrato correspondesse a 50% da área de espelho d'água (Figura 2).

Tabela 1. Valores médios e desvios padrão das características limnológicas da água de abastecimento utilizada no cultivo.

Variáveis	Média ± Desvio padrão
Turbidez (UNT)	23,00 ± 1,00
Material Particulado em Suspensão (mg.L ⁻¹)	17,87 ± 1,70
Clorofila a (mg/m ³)	0,015 ± 0,003
Nitrogênio Inorgânico Total (μ.L ⁻¹)	381,65 ± 28,69
Nitrogênio Kjeldahl Total (mg.L ⁻¹)	0,32 ± 0,01
Fósforo dissolvido (μ.L ⁻¹)	27,70 ± 2,72
Ortofosfato (μ.L ⁻¹)	37,87 ± 12,87
Fósforo Total (μ.L ⁻¹)	187,97 ± 3,75



Figura 2. Início do experimento com os tanques sendo abastecidos e os substratos artificiais sendo instalados.

Após sete dias, ocorreu o povoamento dos tanques com *Oreochromis niloticus* da variedade *gift*, monosexo machos, na densidade de 1,5 peixes m⁻³ com peso médio inicial de 65,50 ± 6,65 g.

Durante o experimento foi fornecida ração comercial extrusada (36% e 32% de proteína bruta) de acordo com a fase de desenvolvimento das tilápias. A ração foi dividida em duas porções iguais, inicialmente distribuídas às 12h00 e às 16h00, quando as concentrações de oxigênio dissolvido estavam dentro dos valores ótimos para o cultivo de tilápias (> 2,5 mg.L⁻¹). Quando ocorreu baixa concentração de oxigênio nos tanques (< 2,5 mg.L⁻¹), a ração foi reduzida pela

metade e distribuída apenas as 16h00. A ração ofertada variou de 4 a 2% da biomassa contida em cada tanque (Kubitza, 2006). Para obtenção da biomassa e para o ajuste da quantidade de ração fornecida, mensalmente as tilápias foram coletadas para realização das biometrias. Os animais foram pesados em balança de precisão de 0,01 g, medidos em ictiômetro com precisão de 1 mm e devolvidos para seus respectivos tanques. Após 150 dias de cultivo, todos os animais foram despescados, insensibilizados em gelo e pesados para obtenção dos parâmetros de produção.

Desempenho Produtivo

A produção de *O. niloticus* foi obtida pela diferença do peso médio final e peso médio inicial multiplicado pelo número de sobreviventes. Os valores foram expressos em kg ha^{-1} . Além desse parâmetro, foram determinados o ganho de peso diário (GPD, g d^{-1}) conforme equação (1), a conversão alimentar (CAA) (2) e a sobrevivência (%) conforme equação (3).

$$\text{GPD} = (\text{MPF} - \text{MPI}) / \text{DE} \quad (1)$$

em que: GPD = ganho de peso diário (g); MPF = média do peso final (g); MPI = média do peso inicial (g) e DE = duração do experimento (dias).

$$\text{CAA} = \text{DF}/\text{GP} \quad (3)$$

em que: CAA = conversão alimentar aparente; DF = dieta fornecida (g), GP = ganho de peso (g).

$$\text{Sobrevivência (\%)} = (\text{ND} / \text{NE}) * 100 \quad (4)$$

em que: ND = número de animais despescados e NE = número de animais estocado.

Método de coleta e análise de água

A determinação das variáveis limnológicas do sistema de cultivo foi obtida entre 07h00 e 08h00. Diariamente, no interior dos tanques de cultivo foram mensurados os valores de temperatura, condutividade elétrica, potencial hidrogeniônico (pH) e concentração de oxigênio dissolvido (OD) com sonda

multiparamétrica (*Yellow Springs Instruments*, YSI modelo *Professional Plus*). Mensalmente, foram realizadas coletas de 1 litro da água de cada tanque para determinação da turbidez, com o espectrofotômetro modelo HACH DR/2000. Aproximadamente 0,5 L da água dos tanques foram filtrados em filtro de fibra de vidro (Whatman GF 52- C) de $47 \pm 0,5$ mm de diâmetro e 0,6-0,7 μm de porosidade para determinar a concentração de sólidos totais em suspensão (MPS), (APHA, 2005), nitrogênio amoniacal (N-amoniacal) (Koroleff, 1976), nitrito (N-NO₂) e nitrato (N-NO₃) (Mackereth *et al.*, 1978), P-ortofosfato (P-PO₄) e fósforo dissolvido (PD) (Golterman *et al.*, 1978). As amostras não filtradas foram utilizadas para determinar as concentrações de nitrogênio Kjeldahl total (NKT) (Mackereth *et al.*, 1978) e fósforo total (PT) (Golterman *et al.*, 1978).

As concentrações de clorofila-a da água foram determinadas mensalmente, de acordo com APHA (2005) método 10200-H.

Análise Estatística

Para a análise estatística foi aplicado o teste de Variância (ANOVA-one way) para detectar diferenças ($P < 0,05$) entre as médias das concentrações de turbidez, material particulado em suspensão (MPS), clorofila a, nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio kjeldahl total (NKT), ortofosfato (P-PO₄) e fósforo total (PT) entre os dias de cultivo. Posteriormente utilizou-se o teste de Tukey (5% de probabilidade) para a comparação de médias. Os testes estatísticas foram realizados no programa Statistica version 7.1 (Statsoft 2005).

Resultados

Os resultados do desempenho produtivo avaliados das tilápias durante um ciclo de engorda são apresentados na tabela 1. A massa média final dos indivíduos alcançou 372,38 g. A conversão alimentar aparente (CAA) foi de 1,4, com uma produção final de 4,7 t.ha.

Tabela 2. Valores médios e desvios padrão do desempenho produtivo das tilápias, após 150 dias de cultivo.

Desempenho Produtivo	
Massa Média Inicial (g)	65,50 ± 6,65
Massa Média Final (g)	372,38 ± 0,17
Ganho de peso diário (g)	2,05 ± 0,17
Conversão Alimentar Aparente	1,4 ± 0,3
Sobrevivência (%)	85,19 ± 17,57
Produtividade (kg/ha)	4757,43 ± 1014,52

Os valores de temperatura, oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica obtidos durante o cultivo estão apresentados na tabela 3. A temperatura, em geral, não sofreu grandes alterações. O meio manteve-se ligeiramente alcalino durante todo o cultivo.

O oxigênio dissolvido apresentou variações ao longo do cultivo, sendo os valores mínimos encontrado de 1,90 e 2,68 mg.L⁻¹ em 90 e 120 dias do cultivo. (Tabela 3). A condutividade elétrica se manteve elevada durante todo o cultivo (Tabela 3).

Tabela 3. Valores médios e desvios padrão de temperatura (°C), oxigênio dissolvido (O.D), pH e condutividade elétrica (C.E) obtidos durante o cultivo.

Variáveis	Dias de Cultivo					
	1	30	60	90	120	150
T (°C)	27,2 ± 0,12	26,8 ± 0,12	26,6 ± 0,14	26,0 ± 0,13	25,8 ± 0,14	25,3 ± 0,11
O. D (mg.L⁻¹)	7,20 ± 0,18	6,77 ± 0,16	3,32 ± 0,65	1,90 ± 1,09	2,68 ± 0,41	3,78 ± 0,83
pH	8,34 ± 0,19	8,21 ± 0,09	8,35 ± 0,13	8,27 ± 0,17	8,30 ± 0,15	8,32 ± 0,20
C.E (ms/cm)	0,105 ± 0,002	0,103 ± 0,001	0,089 ± 0,007	0,089 ± 0,002	0,091 ± 0,005	0,116 ± 0,011

Os resultados da análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey das variáveis limnológicas analisadas ao decorrer do cultivo são apresentados na tabela 4, anexo I. A turbidez e concentrações de material em suspensão (MPS), clorofila a, nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio kjeldahl total (NKT), fósforo dissolvido (PD), ortofosfato (P-PO₄) e fósforo total (PT) apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre as coletas.

No decorrer do experimento, os valores de turbidez aumentaram gradativamente, sendo o valor obtido (214,89 UNT) ao final do cultivo (150 dias) significativamente maior ($p < 0,05$) do que o valor obtido no primeiro dia de cultivo (17,33 UNT) (Figura 3). O mesmo ocorreu com a quantidade de material particulado em suspensão (MPS), registrando um aumento médio de 26,97mg/l por coleta, correspondendo ao acréscimo de 134,87 mg/l (Figura 3). Os dados obtidos de clorofila a apresentaram concentração final de 0,281mg/m³, significativamente maior ($p < 0,05$) do que a concentração inicial do cultivo (0,024 mg/m³) (Figura 3).

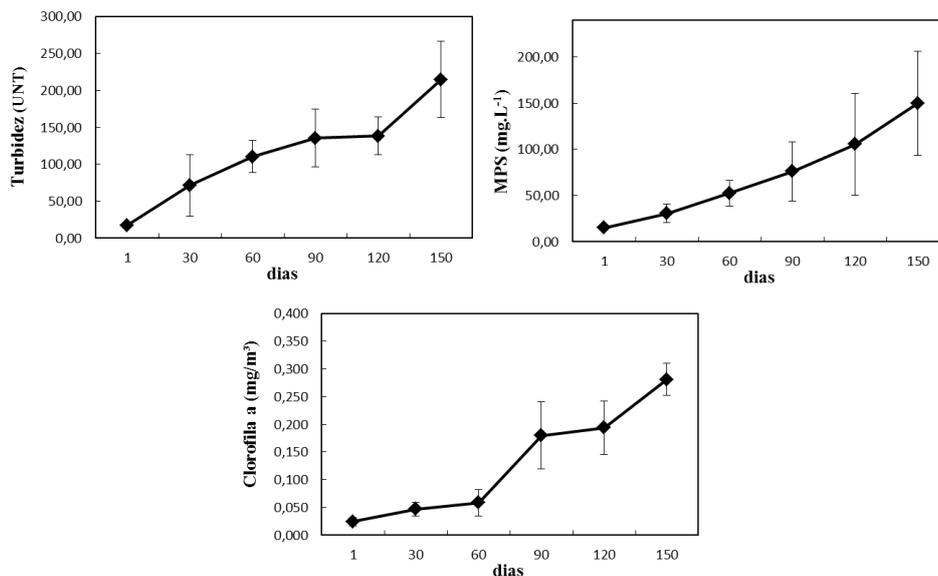


Figura 3. Médias e desvio padrão (barras) de turbidez, MPS (material particulado em suspensão) e clorofila a durante os 150 dias de cultivo.

As concentrações de nitrogênio inorgânico total (amônia, nitrito, nitrato), com exceção dos 30 primeiros dias de experimento, mostraram clara tendência de aumento (Figura 4). Entretanto a concentração observada ao final do cultivo

(235,68 $\mu\text{g/l}$) foi inferior a inicial (381,65 $\mu\text{g/l}$). Houve o acúmulo de nitrogênio Kjeldahl Total, ocorrendo o aumento de 0,82 mg/l deste composto durante os 150 dias de cultivo (Figura 4).

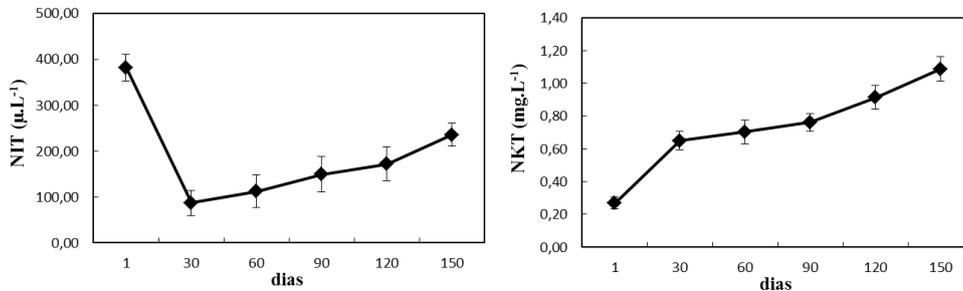


Figura 4. Médias e desvios padrão de nitrogênio inorgânico total (NIT) e nitrogênio Kjeldahl Total (NKT) durante os 150 dias de cultivo.

Entre as formas de fósforo, o ortofosfato apresentou grandes variações (Figura 5). Porém, a concentração final (24,23 $\mu\text{g/l} \pm 5,86$) foi menor do que a concentração inicial (40,43 $\mu\text{g/l} \pm 8,19$). Ao contrário do ortofosfato, as concentrações de fósforo dissolvido e total, apresentaram em média o aumento de 152,20 $\mu\text{g/l}$ e 357,03 $\mu\text{g/l}$ (Figura 5), respectivamente, ao final do cultivo das tilápias.

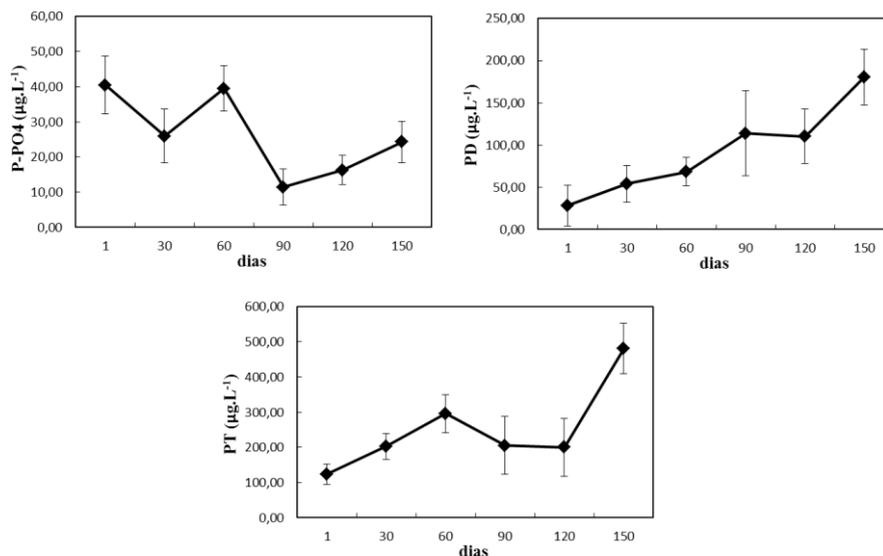


Figura 5. Médias \pm desvios padrão de ortofosfato (P-PO4), fósforo dissolvido (PD) e fósforo total (PT) durante os 150 dias de cultivo.

Discussão

O sistema de cultivo sem renovação de água mostrou ser viável, pois os parâmetros de produção indicaram bom desempenho de produção frente aos cultivos com renovação. Os parâmetros de produção do presente trabalho foram superiores à aqueles observados em trabalhos semelhantes, realizados em viveiros e tanques de cultivo, com e sem renovações da água. Garcia Perez *et al.*, (2000) avaliando a produção de tilápias em sistema de monocultivo sem renovação de água dos tanques, utilizando 1 tilápia/m² durante 145 dias, resultou em uma sobrevivência de 85% e massa média final e produtividade de 348 g e 2.942 kg/ha, respectivamente. Siddiqui *et al.*, (1991) em cultivo com taxas de renovações de água de 1l/min e 2 trocas totais de água diárias, observaram um ganho de peso diário de 1,06 g e 0,86 g e conversão alimentar aparente de 1,7 e 2,0, respectivamente. No presente trabalho, realizado sem renovação de água dos tanques, o ganho de peso diário e a conversão alimentar aparente das tilápias foram de 2,05 e 1,4 respectivamente. Uddin *et al.*, (2006) observaram que tilápias em sistema de monocultivo, em viveiros escavados, durante 125 dias apresentaram massa média final de 135 gramas e sobrevivência de 57%, valores abaixo do esperado para um monocultivo em produções comerciais em áreas tropicais. Assim como os resultados obtidos por Graeff & Amaral Junior (2005) que em 180 dias de cultivos apresentaram massa média final de 296,3 gramas e sobrevivência de 36,4%.

Quando comparados com alguns resultados obtidos em cultivos com tanques redes, alguns parâmetros produtivos como a massa média final e o ganho de peso diário deste experimento foram ligeiramente inferiores. Landell (2007) no cultivo de tilápias em tanques rede instalados na represa de Jurumirim obteve em 150 dias de cultivo peixes com massa média final de 474,50 gramas. Garcia *et al.*, (2013) avaliando diferentes densidades de estocagem em cultivo de tilápias no reservatório de Ilha Solteira, em um ciclo de 143 dias, observou um ganho de peso diário máximo de 8,77 gramas/dia e massa média final de 857 gramas. Entretanto, as taxas de conversão alimentar aparente do presente estudo, foram melhores, quando comparadas com outros cultivos realizados em tanques rede. Bozano *et al.*, (1999) encontraram uma conversão alimentar aparente de 4,08, considerada elevada na literatura. Caraciolo *et al.*, (2000),

estudando o desempenho da tilápia nilótica, cultivada em gaiolas (tanques-rede) em grandes reservatórios, no caso do reservatório de Xingó, na região nordeste do Brasil, registrou uma CAA de 1,72 a 1,86. Também, Sampaio *et al.*, (2005) obtiveram uma média de 1,54 de CAA em condições e regiões similares às de Caraciolo *et al.*, (2000). Landell (2007) encontrou taxas de 4,08 e 3,04 em diferentes ciclos de produção.

Em relação a qualidade de água, a temperatura e o pH, ficaram próximo dos valores recomendados para o cultivo desta espécie, entre 26 e 30°C e 6,0 e 8,5, respectivamente (Ono & Kubitzka, 2003).

O tipo de sistema estudado influenciou no aumento da turbidez e material particulado em suspensão (MPS). Estes aumentos estão relacionados com os restos de ração não consumida, produção de fezes pelos peixes, presenças de comunidades planctônicas e detritos inorgânicos, como areias e argilas presentes no solo. De fato, uma fração da dieta consumida pelos organismos cultivados é eliminada como excretas ou fezes (Arana, 2004). Há também uma fração da dieta fornecida que não é consumida e forma detritos (Hargreaves, 1998). Em relação ao fitoplâncton, os resultados de clorofila *a* mostram que houve crescimento de fitoplâncton nos tanques. A condutividade elétrica também se manteve alta, podendo ter sido influenciada pela quantidade de íons liberados através da mineralização da matéria orgânica acumulada no sistema de cultivo (Esteves *et al.*, 2011).

Os baixos valores de oxigênio dissolvido registrados ocorreram no período da manhã, quando o oxigênio medido corresponde ao que restou após os processos de respiração dos peixes e de outras comunidades, tais como perífiton, zooplâncton e fitoplâncton, e principalmente pela decomposição da matéria orgânica durante a noite, quando não ocorre a fotossíntese para repor o oxigênio utilizado. Baccharin & Camargo (2005) no cultivo de *Oreochromis niloticus* submetidos a diferentes dietas alimentares (farelada, peletizada, extrusada e alimento natural) e com taxas de renovação de água dos tanques, relataram que o aumento da matéria orgânica nos viveiros (dieta não consumida, fezes e restos de animais mortos) ocasionou a redução de 54,5% na concentração de oxigênio dissolvido (de 5,5 para 2,5 mg L⁻¹). Redução da concentração de oxigênio dissolvido decorrente da decomposição da matéria orgânica e da respiração dos animais cultivados também foi relatada por Henry-Silva *et al.*, (2010) em viveiros

de manutenção de reprodutores de *M. amazonicum* e por Henares *et al.*, (2011) em viveiros de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*.

Reduções das concentrações de nitrogênio inorgânico total e ortofosfato verificadas nesse estudo provavelmente estiveram relacionadas com a presença das comunidades perifíticas aderidas aos substratos artificiais instalados nos tanques de cultivo, conforme também observado por outros autores (Azim *et al.*, 2003; Milstein *et al.*, 2003; Asudazzaman *et al.*, 2010; Henares *et al.*, 2013) e também o aproveitamento destes nutrientes pelas comunidades fitoplanctônicas (Burford, 2003; Esteves & Panosso, 2011). Já o acúmulo de nitrogênio, fósforo dissolvido e fósforo total estão relacionados ao não aproveitamento pelas tilápias de N e P presente na dieta fornecida. Reforçando essa idéia, Alves & Baccarin (2005) relataram que do fósforo aportado pelo arraçamento intensivo, 66% foram para o sedimento, 11% ficam dissolvidos na água e 23% incorporados no pescado.

Alguns autores também relataram o acúmulo destes nutrientes em diferentes sistemas de cultivos avaliados. Baccarin & Camargo (2005) em viveiros com renovação de água obtiveram concentrações de 0,60 mg/l e 200,0 µ/l para nitrogênio e fósforo, respectivamente. Mallasen *et al.*, (2012) avaliando a qualidade de água de tanques rede instalados no reservatório de Nova Avanhadava obteve 0,65mg/l de nitrogênio total e 0,035µ/l de fósforo total nos pontos próximos aos tanques redes. Ayroza *et al.*, (2013) também avaliou a qualidade de água em duas pisciculturas em tanques rede instalados no reservatório de Chavantes em dois períodos do ano, concluindo que as maiores concentrações de nitrogênio e fósforo foram encontradas nas duas épocas analisadas nas áreas da piscicultura.

Estudos mostram que há uma variação muito grande na liberação de nitrogênio e fósforo para o meio ambiente e esta liberação está totalmente relacionada com as espécies e sistemas de cultivo, sendo que para cada kg de pescado, o meio aquático fica enriquecido com 0,023 kg de P e 0,10 kg de N (Beveridge, 1984).

No presente estudo, através dos dados de produtividade, os acréscimos de nitrogênio e fósforo totais obtidos através do cultivo e da água de reposição do volume evaporado durante o cultivo, foi possível fazer estimar a quantidade destes nutrientes que foram liberados ao final dos 150 dias. Considerando a

produção de 1 tonelada de tilápias o sistema iria liberar para a água 1,7kg de nitrogênio e 0,76 kg de fósforo, sendo estes valores inferiores aos encontrados por outros autores. No entanto, destacamos que em nosso estudo não avaliamos a quantidade de nitrogênio e fósforo do sedimento. Portanto, estes valores devem ser maiores do que os expostos. Segundo Ketolas's (1982, in Beveridge, 1984), para cada tonelada de truta produzida, 23 kg de fósforo são liberados ao meio aquático na forma de efluentes (fezes, ração não ingerida, excreção renal, etc). Neto & Ostrensky, (2013) informam que a cada tonelada de tilápia produzida em tanques-rede, 44,95 kg de nitrogênio e 14,26 kg de fósforo não incorporados pelos peixes são depositados no ambiente aquático.

Conclusões

O uso de sistemas de cultivo sem renovações de água com substratos artificiais na produção de tilápias utiliza a água de maneira mais racional, reduzindo o impacto de eutrofização dos cursos de água e contribuindo para o aumento da sustentabilidade ambiental da aquicultura. Considerando os resultados de produção de nosso trabalho, observamos que esses sistemas podem apresentar boas produtividades. Entretanto, alguns resultados foram inferiores quando comparados a cultivos de tilápias em tanques rede. Porém devemos considerar claramente estas diferenças, uma vez, que o cultivo em tanques rede utiliza densidades altas de estocagem em uma área reduzida, melhorando ainda mais o desempenho produtivo. Em nosso trabalho, foi utilizada uma densidade de estocagem considerada baixa, uma vez que o trabalho foi desenvolvido apenas para caracterizar a produção e o possível impacto nas características limnológicas em sistemas sem renovação de água, com a finalidade da redução do efluente gerado. Em relação a qualidade de água avaliada durante o cultivo, os sistemas sem renovações de água podem trazer alguns riscos, como a queda da concentração de oxigênio dissolvido que ocorreu no 3° e 4° meses em nosso experimento. Também ressaltamos, o acúmulo de nutrientes como fósforo e nitrogênio no sistema, onde cerca de 1,7kg de nitrogênio e 0,76 kg de fósforo (estimando nossa produção para 1 tonelada) não foram aproveitados durante o cultivo. Por outro lado, provavelmente a presença

dos substratos artificiais, as concentrações de nitrogênio inorgânico total e ortofosfato ao final do cultivo foram inferiores as concentrações iniciais.

Referências

- American Public Health Association (APHA) (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. APHA, Washington, DC, USA.
- Arana, L.V. (2004) Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura: uma revisão para peixes e camarões. 2a ed. Editora da UFSC, Florianópolis. 231p.
- Asaduzzaman, M.; Wahab, M.A.; Verdegem, M.C.J.; Benerjee, S.; Akter, T.; Hasan, M.M. & Azim, M.E. (2009) Effects of addition of tilapia (*Oreochromis niloticus*) and substrates for periphyton developments on pond ecology and production in C/N-controlled freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii* farming systems. *Aquaculture* 287,371–380.
- Ayroza, D.M.M.R.; Nogueira, M.G.; Ayroza, L.M.S.; Carvalho, E.D.; Ferraudo, A.S & Camargo, A.F.M. (2013) Temporal and Spatial Variability of Limnological Characteristics in Areas under the Influence of Tilapia Cages in the Chavantes Reservoir, Paranapanema River, Brazil. *Journal of the world aquaculture society*.v.44, n.6.p.814-825.
- Azim M.E.;Verdegem M.C.J.; Mantingh I.; Van Dam A.A. & Beveridge M.C.M. (2003) Ingestion and utilization of periphyton grown on artificial substrates Nile tilapia, (*Oreochromis niloticus*). *Aquaculture Research* 34, 85-92.
- Azim, M.; Verdegem, M.; Wahab, M.; van Dam, A.; Beveridge, M. (2001) Periphyton boosts production in pond aquaculture systems. *World Aquaculture*, 32(4) 57-61.
- Baccarin, A.E. & Camargo, A.F.M. (2005). Characterization and evaluation of the impact of feed management on the effluents of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) culture. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 48: 81-90.
- Beveridge, M. C. M. (1984) Cage and pen fish farming. Carrying capacity models and environmental impact. *FAO Fish.Tech.Pap.*, n.255, p. 1-13.
- Beyruth, Z., Mainardes-Pinto, C.S.R., Fusco, S.M., Faria, F.C. & Silva, A. L. (2004). Utilização de alimentos naturais por *Oreochromis niloticus* em

- tanques de terra com arraçoamento. B. Inst. Pesca, São Paulo, 30(1): 9 - 24.
- Biudes, J.F.V. (2007). Uso de *Wetlands* construídas no tratamento de efluentes de carcinicultura. Jaboticabal, 2007 Tese (doutorado) Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2007. 103f.
- Bozano, G.L.N.; Rodrigues S.R.M.; Caseiro, A.C.; Cyrino, J.E.P. (1999) Desempenho da tilápia nilótica *Oreochromis niloticus* em gaiolas de pequeno volume. Sci. Agric. v.56, n.4.
- Bratvold, D. & Browdy, C. (2001) Effects of sand sediment and vertical surfaces (Aquamats™) on production, water quality, and microbial ecology in an intensive *Litopenaeus vannamei* culture system. Aquaculture 195, 81-84.
- Burford M.A.; Thompson P.J.; Macintosh R.P.; Bauman R.H. & Pearson D.C (2003) Nutrient and microbial dynamics in high-intensity, zero-exchange shrimp ponds in Belize. Aquaculture 219: 393-411.
- Caraciolo, M.S.B.; Costa, F.J.C.B.; Kruger, S.R.; Alencar, M.A.R. (2000) Desempenho da tilápia nilótica (*Oreochromis niloticus*) cultivadas em gaiolas no reservatório da UHE de Xingo – Piranhas – Alagoas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 2000, 1 CD-ROOM, Florianópolis. Anais...Florianópolis: SIMBRAq.
- Casillas-Hernández, R.; Magallón-Barajas, F.; Portillo-Clarck, G. & Páez-Osuna, F. (2006) Nutrient mass balances in semi-intensive shrimp ponds from Sonora, Mexico using two feeding strategies: Trays and mechanical dispersal. Aquaculture, 258: 289-298.
- Cohen, J.; Samocha, T.M.; Fox, J.M.; Gandy, R.L. & Lawrence, A.L. (2005) Characterization of water quality factors during intensive raceways production of juvenile *L. vannamei* using limited discharge and biosecure management tools. Aquaculture Engineering, v. 32, n. 3-4, p. 425-442.
- Esteves F.A. & Panosso R. (2011) Fósforo. In: Fundamentos de limnologia. (Esteves F.A. -coordenador) 3ª. ed. Rio de Janeiro, Interciência, 2011, 826p.

- Esteves, F. A; Figueiredo-barros, M. P. & Petrucio, M.M. (2011) Principais Cátions e Ânions. In. Fundamentos de Limnologia 3^a. ed. Rio de Janeiro, Interciência, 2011,. 299-321p.
- Garcia Perez, A. (2000) Growth, Survival, Yield, and Size distribution of freshwater prawn, *Macrobrachium rosenbergii*, and Tilapia, *Oreochromis niloticus*, in Polyculture and Monoculture Systems in Puerto Rico. Journal of the World Aquaculture Society, Vol.31, nº3, September.
- Golterman H.L.; Clyno R.S. & Ohsntad M.A.M.(1978) Methods for physical and chemical analysis of fresh water. 2nd ed. Blackwell, Oxford, 1978, 315 p.
- Graeff, A.; Amaral Júnior, H.(2005) Engorda de tilápias (*Oreochromis niloticus*) no meio-oeste catarinense no período de verão com alevinos nascidos no outono-inverno oriundos do litoral de Santa Catarina (BRASIL). Arch. Latinoam. Prod. Anim., v.13, n.3, p.87-91.
- Guo, L. & Z. Li. (2003) Effects of nitrogen and phosphorus from fish cage-culture on the communities of a shallow lake in the middle of the Yangtze River basin of China. Aquaculture 226:201–212.
- Hargreaves, J.A. (1998) Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. Aquaculture,166:181-212.
- Henares, M. N. P.; Camargo, A. F. M. ; Biudes, J. F. V. & Valenti, W. C. (2011) Impacto da manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* na qualidade da água. Boletim do Instituto de Pesca (Online), v. 37, p. 183-190.
- Henares, M. N. P.; De Lima, B. ; Rosa, F. R. T. ; Valenti, W. C. & Camargo, A. F. M. (2013) Effects of artificial substrate and night-time aeration on the water quality in *Macrobrachium amazonicum* (Heller 1862) pond culture. Aquaculture Research,2013: 1-8.
- Henry-silva, G.H.; Camargo, A.F.M.; Pontes, C.S. & Miyase, L.K. (2010) Características limnológicas da coluna d'água e dos efluentes de viveiros de criação de camarão-da-amazônia. Revista Brasileira de Zootecnia. V.39, n.10, p. 2099-2107.

- Jackson C.; Preston N.; Thompson P.J. & Burford M. (2003) Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. *Aquaculture* 218: 397-411.
- Kautsky, N. *et al.* (2000). Ecosystem perspectives on management of disease in shrimp pond farming. *Aquaculture* 191: 145-161.
- Koroleff, F. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed.) (1976) *Methods of seawater analysis*. Verlag. Chemie Weinheim, New York, 1976, p. 117-181.
- Kubitza, F. (2006) Ajustes na nutrição e alimentação de tilápias. *Revista Panorama da Aquicultura*, Ed. 98, Novembro/Dezembro.
- Kubitza, F. (2011) O status atual e as tendências da tilapicultura no Brasil. *Revista Panorama da Aquicultura.*, vol 21, nº124. Março/Abril.
- Landell, M.C. (2007) Avaliação do desempenho de tilápias (*Oreochromis niloticus*,) em tanques-rede na represa de Jurumirim / Alto Rio Paranapanema. Jaboticabal, 2007. Dissertação (mestrado) Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2007. 106f.
- Macintosh, D.; Samocha, T.M.; Jones, E.R.; Lawrence, A.L.; Horowitz, S. & Horowitz, A. (2001). Effects of two commercially available low-protein diets (21% and 31%) on water and sediment quality, and on the production of *L. vannamei* in an outdoor tank system with limited water discharge. *Aquaculture Engineering*, v. 25, p. 69-82.
- Mackereth F.I.F.; Heron J. & Talling J.F. (1978) *Water analysis: some revised methods for limnologist*. Freshwater Biological Association, Ambleside, 1978, 121 p.
- Mallasen, M., H. P. Barros, D. P. Traficante, & A.L. S. Camargo. (2012) Influence of a net cage tilapia culture on the water quality of the Nova Avanhandava Reservoir, São Paulo State, Brazil. *Acta Scientiarum. Biological Sciences* 34:289–296.
- Milstein, A. (2003) The effects of periphyton, fish and fertilizer dose on biological processes affecting water quality in earthen fish ponds. *Environmental Biology of Fishes* 68: 247–260.
- MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA (MPA). (2011) *Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura 2011*. Disponível em <http://www.mpa.gov.br> . acesso em: 28 de janeiro de 2014.

- Neto, R.M. & Ostrenky, A. (2013) Nutrient load estimation in the waste of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (L.) reared in cages in tropical climate conditions. *Aquaculture Research*, 2013: 1-14.
- Ono, E. A. & Kubitza, F. (2003) Cultivo de peixes em tanques-rede. 3 ed. Jundiaí: E. A. Ono, 2003. 112p.
- Páez-Osuna, F. (2001) The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects and mitigating alternatives. *Environmental Management* 28: 131-140.
- Pistori R.E.T.; Henry-Silva G.G.; Biudes J.F.V. & Camargo A.F.M. (2010) Influence of aquaculture effluents on the growth of *Salvinia molesta*. *Acta Limnologica Brasiliensia*, São Carlos, 22, 179-186.
- Sampaio, J.M.C. & Braga, L.G.T. (2005) Cultivo de tilápia em tanques-rede na barragem do Ribeirão de Saloméa – Floresta Azul – Bahia. *Revista Brasileira Saúde Produção Animal.*, v.6, n.2, p. 42-52.
- Thompson, F.; Abreu, P. & Wasielesky, W. (2002) Importance of biofilm for water quality and nourishment in intensive shrimp culture. *Aquaculture* 203(3-4), 263-278.
- Tidwell, J.; Coyle, S.; Arnum, A.V.; Weibel, C. & D'Abramo, L. (2001) Use of artificial substrates to maximize production of freshwater prawns in temperate climates. *World Aquaculture*, 40-60.
- Uddin, M. S.; Azim, M. E.; Wahab, A. & Verdegem, M. C. J. (2006) The potential of mixed culture of genetically improved farmed tilapia (*Oreochromis niloticus*) and freshwater giant prawn (*Macrobrachium rosenbergii*) in periphyton-based systems. *Aquaculture Research*, 2006, 37, 241-247.
- Zimmermann, S. & T.O.B. Hasper. (2003) Piscicultura no Brasil: o processo de intensificação da tilapicultura. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia, 40. Santa Maria. Anais... Santa Maria: SBZ. CD ROOM.

Capítulo III. Capacidade de remoção de nutrientes do efluente de tanques de cultivo de tilápia-do-Nilo por *wetlands* construídas com macrófitas aquáticas flutuantes.

Resumo: A aquicultura, assim como a maioria das atividades produtivas, acarreta impactos ambientais, especialmente pelos efluentes gerados. Assim, é necessário considerar mecanismos viáveis para minimizar esses impactos, planejando adequadamente a utilização dos recursos naturais e elaborando estratégias eficientes de desenvolvimento sustentável. Avaliou-se neste estudo a eficiência de *wetlands* construídas com macrófitas aquáticas flutuantes *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* no tratamento de efluentes gerados por tanques de cultivo de tilápia-do-Nilo. Os sistemas de tratamento foram constituídos de 6 unidades experimentais com as macrófitas aquáticas com retenção do efluente de 14 dias. As variáveis limnológicas analisadas foram: material particulado em suspensão (MPS), nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio total (NT), ortofosfato (P-PO₄) e fósforo total (PT). As espécies de macrófitas aquáticas foram similarmente eficientes na remoção de MPS, NIT e P-PO₄, sendo que a remoção de PT foi significativamente maior pelas *wetlands* construídas com *E. crassipes*.

Palavras-chave: *Pistia stratiotes*, *Eichhornia crassipes*, efluente de despesca, eficiência de remoção.

Introdução

A aquicultura é uma atividade em expansão em todo o mundo e o Brasil, devido à disponibilidade grande de recursos hídricos, apresenta potencial para o desenvolvimento dessa atividade, além de gerar benefícios socioeconômicos. Contudo, a aquicultura quando praticada sem conhecimentos e planejamentos adequados pode trazer impactos para o meio, podendo causar eutrofização de corpos hídricos, introdução de espécies exóticas, transmissão de doenças e competição pelo uso da água.

Os impactos da produção de organismos aquáticos nos ecossistemas naturais dependem das espécies cultivadas, do método de criação, do tipo de alimento fornecido e das práticas de manejo (Cao *et al.*, 2007). Geralmente estes impactos são causados devido a renovações de água dos viveiros visando a melhoria na qualidade de água do cultivo para se obter maiores produções (Boyd, 2003), gerando resíduos metabólicos e alimentos não consumidos (Macedo & Sipaúba-Tavares, 2005). De fato, estimativas indicaram que as taxas do não aproveitamento dos nutrientes disponíveis em uma dieta com 35-40% de proteína e, com conversão alimentar de 1,5:1 são de aproximadamente 0,025 kg de nitrogênio e 0,033 kg de fósforo por kg de biomassa produzida (Cochava *et al.*, 1990).

Neste sentido, para uma produção mais sustentável se faz necessário controle dos impactos causados pela aquicultura, principalmente por aplicação de boas práticas de manejo.

Os sistemas de tratamento de efluentes que utilizam macrófitas aquáticas podem ser uma alternativa viável para aquicultores. As principais vantagens destes sistemas são os baixos custos de instalação, fácil operação e manutenção relativamente simples (IWA, 2000; Kivaisi 2001) além do aproveitamento da eventual biomassa vegetal excedente que pode ser implementada na produção de papel e biogás, na alimentação de animais e na fertilização de solos (Joyce, 1990; El-Sayed, 1999). Em piscicultura, as macrófitas aquáticas podem ser aproveitadas como fertilizantes da água, ou mesmo como fonte alternativa de proteína, como foi observado por Santiago *et al.*(1998), que constataram que dieta contendo valores de 42% de macrófita aquática flutuante *Azolla pinnata* proporcionou maiores taxas de crescimento para alevinos de tilápia-do-nilo do que a dieta controle com farinha de peixe. Além disto, existem estudos que relatam a

eficiência de sistemas na remoção de nutrientes domésticos e industriais (Cameron *et al.*, 2003; Ran *et al.* 2004; Rousseau *et al.*, 2004; Chung *et al.*, 2007).

As *wetlands* construídas para tratamento de efluentes são sistemas desenhados e construídos para utilizar processos naturais na remoção de poluentes do efluente (Kivaisi, 2001). Os principais processos biológicos que regulam as remoções de nitrogênio e fósforo do efluente envolvem a absorção direta pela macrófita, mineralização microbiológica e transformações como desnitrificação e amonificação (USEPA, 2000).

Diversos trabalhos comprovam a eficiência das *wetlands* no tratamento de efluentes de aquicultura, principalmente na remoção de nitrogênio, fósforo, material particulado em suspensão (Schwartz & Boyd, 1995; Tilley *et al.* 2002; Lin *et al.* 2005; Biudes, 2007; Henry-Silva & Camargo, 2008; Su *et al.*, 2011) e algumas espécies de organismos patogênicos (Greenway, 2005). Porém, cabe ressaltar que para a utilização de *wetlands* com macrófitas aquáticas, há a necessidade de que as espécies utilizadas possuam determinadas características que contribuam positivamente para o desempenho do sistema que são: estabelecimento rápido e taxa de crescimento elevada; capacidade de assimilação de nutrientes; capacidade de estocar nutrientes na biomassa; tolerância às características físicas e químicas do efluente e tolerância às condições climáticas locais (Tanner, 1996).

Pistia stratiotes e *Eichhornia crassipes* são duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes com rápido crescimento vegetativo. De acordo com (Henry-Silva & Camargo, 2006; Henry-Silva & Camargo, 2008) estas duas espécies apresentaram eficiências similares na remoção de nutrientes em efluentes de viveiros de piscicultura e carcinicultura. Porém, a eficiência de uma *wetland* no tratamento de efluente pode apresentar grande variação em função de alguns fatores, tais como: as cargas de poluentes do efluente e o tempo de retenção hidráulica do efluente na *wetland* (Tanner, 1996; Lin *et al.*, 2005).

Neste sentido, no presente trabalho avaliou-se a eficiência na remoção de nutrientes pelas macrófitas aquáticas flutuantes *Pistia stratiotes* e *Eichhornia crassipes* no tratamento de efluentes de despesca do cultivo de tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) em sistemas sem renovações de água dos tanques.

Material e Métodos

O trabalho foi realizado em Jaboticabal (SP) (21° 15'S e 48° 19'W), durante um período de 14 dias (30 de abril à 14 de maio de 2013). O clima da região de é mesotérmico, de inverno seco e verão quente (Cwa), segundo a classificação de Köppen. A precipitação média anual é de 1350 mm e a temperatura média anual é de 22°C, com média mensal máxima de 26,2°C (fevereiro) e média mínima de 18,5°C (julho) (Volpe *et al.*, 1989).

Estrutura da Wetland

O efluente tratado pela *wetland* foi proveniente da despesca de cultivo de tilápias-do-Nilo em 9 tanques com tamanho de 2 m³ sem renovação de água. A densidade de estocagem das tilápias foi de 1,5 peixes/m³. Na tabela 1 estão apresentados os valores médios e desvios padrão das concentrações de material particulado em suspensão (MPS), nitrogênio Inorgânico Total (NIT), nitrogênio Total (NT), ortofosfato (P-PO₄) e fósforo total (PT) contidas no efluente da despesca do cultivo das tilápias, que foram distribuídos para cada sistema de tratamento.

Tabela 1. Médias e desvios padrão das concentrações das variáveis limnológicas contidas no efluente de despesca, distribuídos para as *wetlands*.

Variáveis	Tratamentos	
	<i>P. Stratiotes</i>	<i>E. Crassipes</i>
MPS (mg.L ⁻¹)	0,25 ± 0,16	0,11 ± 0,07
Nitrogênio Inorgânico Total (µg.L ⁻¹)	177,82 ± 32,31	173,89 ± 11,42
Nitrogênio Total (mg.L ⁻¹)	1,39 ± 0,39	1,04 ± 0,28
Ortofosfato (µg.L ⁻¹)	18,89 ± 2,71	22,92 ± 9,58
Fósforo Total (µg.L ⁻¹)	189,44 ± 20,34	223,19 ± 58,43

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com 2 tratamentos e 3 repetições. Os tratamentos foram: (1) efluente tratado com alface d' água (*Pistia stratiotes*) e (2) efluente tratado com aguapé (*Eichhomia crassipes*). O sistema de tratamento do efluente foi constituído de 6 tanques de fibra de vidro com dimensões de 1,0 m de largura, 2,0 m de comprimento e 0,5 m de profundidade. O volume de água utilizado no tratamento foi de

aproximadamente 1200 litros. As macrófitas utilizadas no experimento foram coletadas em represas e áreas alagadas na região próxima ao CAUNESP. Aproximadamente 80% da superfície dos tanques do sistema foram inicialmente ocupados pelas macrófitas flutuantes segundo recomendação de Wolverton (1979).



Figura 1. Sistema de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas alface d' água (*P. stratiotes*) e aguapé (*E. crassipes*).

Avaliação da porcentagem de remoção de nutrientes da *wetland* construída no tratamento do efluente

A eficiência da porcentagem de remoção foi avaliada em diversos períodos. Foram realizadas coletas ao longo de: 0;4;8;12;24;48;72;120;168 e 336 horas. Aproximadamente 1 litro de água foi coletado de cada tratamento. No mesmo dia, 0,5 litros de cada amostra foram filtrados (Whatman GF/C) para determinar a concentração de sólidos totais em suspensão (MPS), (APHA, 2005). As amostras de água filtradas e não filtradas (0,5 L) foram congeladas em frascos de polietileno à -20°C. Posteriormente as amostras filtradas foram utilizadas para a determinação das concentrações de nitrogênio amoniacal (N-amoniacal) (Koroleff, 1976), nitrato (N-NO₃) e nitrito (N-NO₂) (Mackereth *et al.* 1978) e ortofosfato (P-PO₄) (Golterman *et al.*, 1978). A concentração de nitrogênio inorgânico total (NIT) de cada amostra foi calculada pela soma das concentrações de N-amoniacal, N-

NO₃ e N-NO₂. As amostras não filtradas foram utilizadas para determinação de nitrogênio total (NT) (Mackereth *et al.*, 1978) e fósforo total (PT) (Golterman *et al.*, 1978).

A porcentagem de remoção destes nutrientes foi calculada a partir do seguinte cálculo:

% Remoção:

$$R = 100 - (100 * C_{ET}) / C_{EI}$$

Sendo: R (mg.dia-1) = remoção; CET (mg.dia-1) = cargas das formas de N e P do efluente tratado pelas *wetlands* construídas e CEI (mg.dia-1) = cargas das formas de N e P do efluente inicial.

Análise dos dados

Para a análise estatística dos dados foi considerado um modelo de um delineamento inteiramente casualizado (DIC), considerando o efeito de dois tratamentos, o efeito do tempo (em horas) e a interação entre tratamento e tempo na porcentagem de remoção de NIT, NT, P-PO₄ e PT. A Análise de Variância com medidas repetidas (ANOVA–rm) foi utilizada para detectar diferenças significativas ($P < 0,05$) entre as médias das variáveis limnológicas avaliadas. Posteriormente utilizou-se o teste de Tukey a 5% de probabilidade para a comparação de médias. As análises estatísticas foram realizadas no programa Statistica version 7.1 (Statsoft 2005).

Resultados

Após passarem pelo sistema de tratamento (14 dias), constatou-se uma melhora da qualidade destes efluentes, devido a redução dos valores das variáveis limnológicas avaliadas (Figura 2).

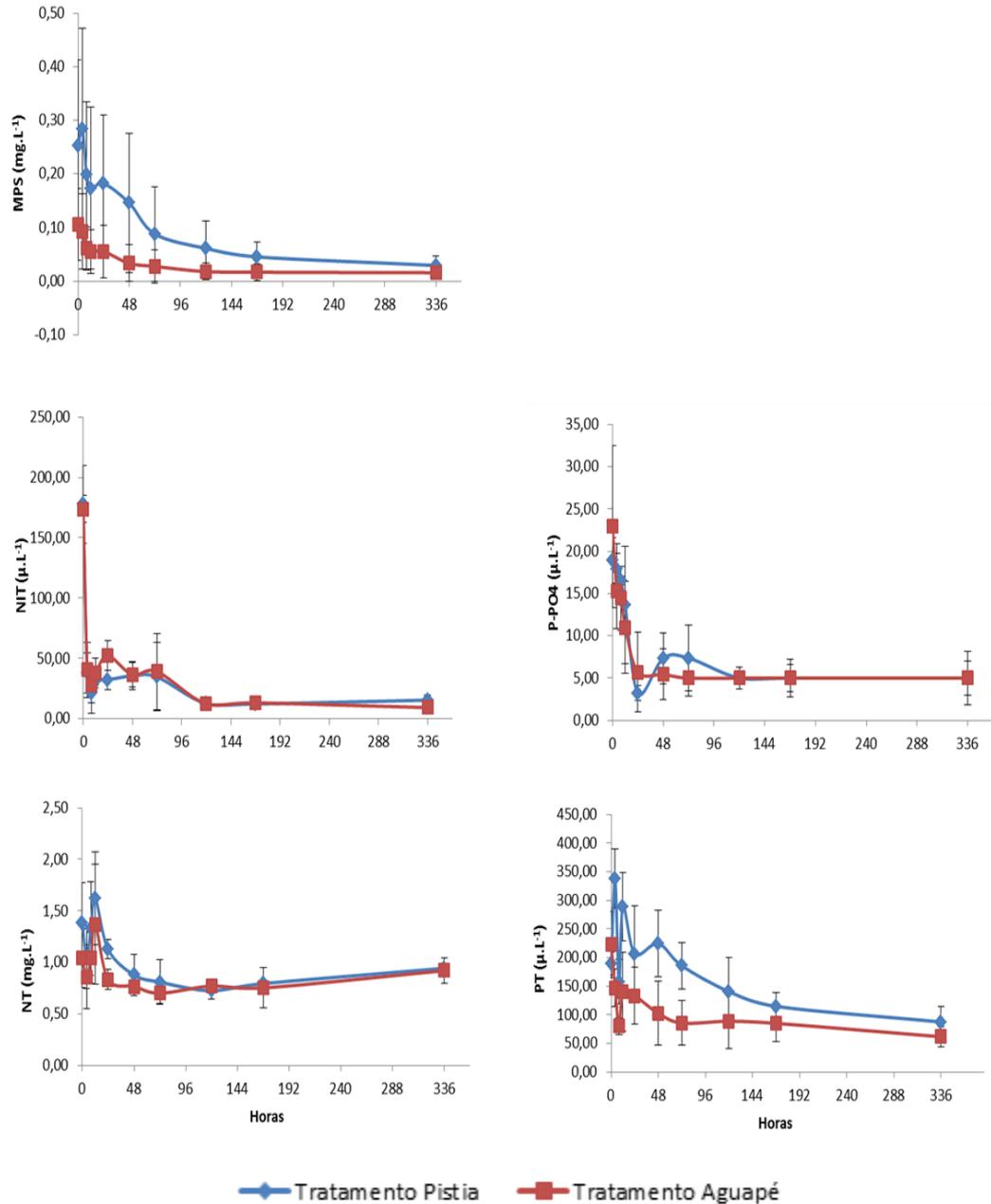


Figura 2. Médias e desvios padrão (barras) dos valores de MPS, NIT, P-PO₄, do efluente tratado ao longo das 336 horas.

Não houve diferenças significativas na remoção das cargas de MPS, NIT, NT e P-PO₄ entre os tratamentos e na interação tratamento tempo (Tabela 2), no entanto, foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$) no tempo (Tabela 2). Para as cargas de PT ocorreram diferenças significativas ($p < 0,05$) entre os tratamentos e também no tempo de remoção (Tabela 2).

Observou-se diferenças significativas da remoção de MPS em 48 horas para as wetlands construídas com *P. stratiotes* e *E. crassipes*, e apresentando as

melhores porcentagens médias de remoção de MPS em 336 horas (73,47 e 86,58%) respectivamente.

Os sistemas de tratamentos apresentaram eficiência na remoção de NIT logo nas primeiras 12 horas, sendo que após 336 horas, em média os tratamentos Pistia e aguapé removeram 85% e 82% respectivamente de NIT.

Para NT, os resultados mostram que nas primeiras 4 horas já houve diferença significativa na remoção deste nutriente pelos sistemas, não ocorrendo diferenças significativas com as remoções obtidas em 336 horas. Entretanto a maior taxa de remoção dos tratamentos ocorreu em 72 horas, removendo em média 35% sendo significativamente ($p < 0,05$) maior do que a porcentagem de remoção encontrada em 12 horas (Tabela 2), onde não houve remoção e sim o acréscimo deste nutriente (Figura 2). A maior remoção de P-PO₄ através dos tratamentos ocorreu em 120 horas (80%) sendo significativamente ($p < 0,05$) maior do que a remoção observada em 8 horas (20%) (Tabela 2).

As wetlands construídas com aguapé apresentaram maior eficiência na remoção das concentrações de PT sendo significativamente ($p < 0,05$) maior do que a remoção obtida pelo sistema com Pistia (Tabela 2). A maior taxa de remoção através dos tratamentos ocorreu em 336 horas (62%), sendo significativamente ($p < 0,05$) maior do que a remoção obtida em 4 horas (Tabela 2).

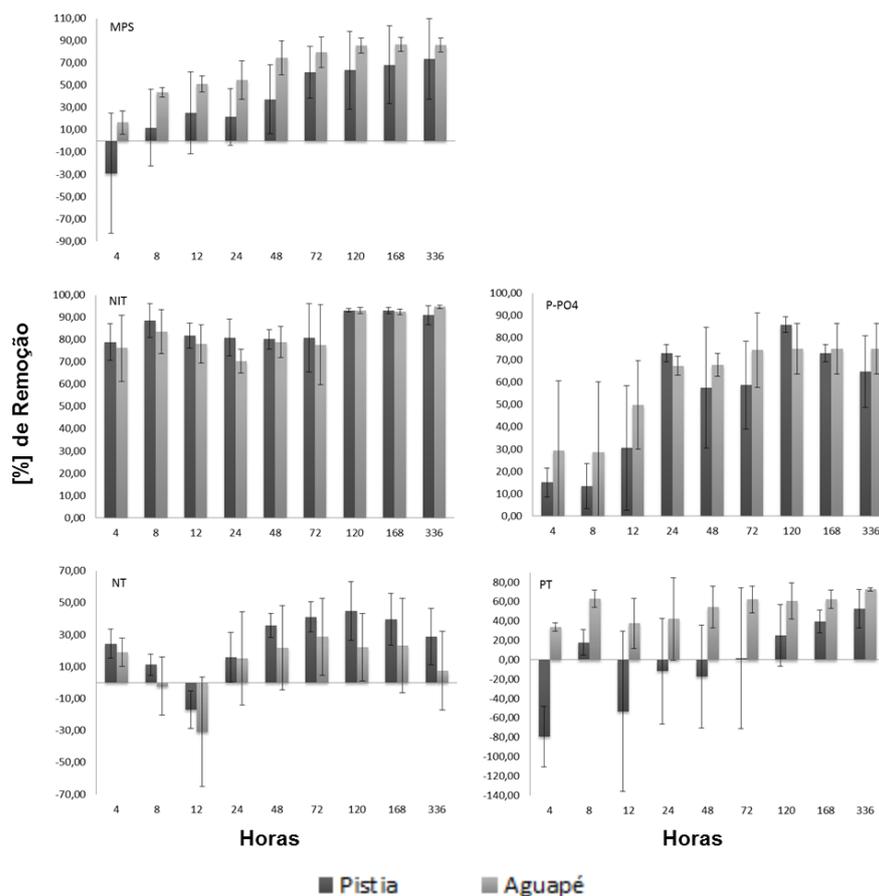


Figura 3. Taxas de remoção de nutrientes obtidas dos tratamentos em função do tempo. Valores negativos indicam quando não houve remoção dos nutrientes e sim acréscimos.

Tabela 2. Médias e desvios padrão das porcentagens de remoção de material particulado em suspensão (MPS), nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio total (NT), ortofosfato (P-PO₄) e fósforo total (PT) nos diferentes tratamentos.

Tratamentos	Horas									
	4	8	12	24	48	72	120	168	336	
	MPS									
Pistia	-29,10 ± 54,00 e	11,82 ± 34,44 b	25,02 ± 36,66 bc	21,57 ± 25,47 bc	37,24 ± 30,97 cd	61,55 ± 23,09 ad	63,51 ± 34,89 ad	68,30 ± 35,07 a	73,47 ± 36,15 a	
Aguapé	16,55 ± 10,51 e	43,52 ± 4,13 b	51,13 ± 7,32 bc	54,56 ± 17,09 bc	74,61 ± 15,17cd	79,78 ± 13,75 ad	85,56 ± 6,71 ad	85,99 ± 6,41 a	86,58 ± 6,13 a	
	NIT									
Pistia	78,89 ± 8,31 ab	88,56 ± 7,53 ab	81,75 ± 5,65 ab	80,89 ± 8,24 b	80,17 ± 4,37 ab	80,81 ± 15,39 ab	93,12 ± 0,71 a	93,05 ± 1,34 a	90,95 ± 4,18 a	
Aguapé	76,16 ± 14,87 ab	83,56 ± 9,89 ab	78,12 ± 8,58 ab	70,20 ± 5,37 b	78,85 ± 6,99 ab	77,65 ± 18,02 ab	93,03 ± 1,34 a	92,47 ± 1,24 a	94,73 ± 0,71 a	
	NT									
Pistia	24,36 ± 9,15 ab	11,24 ± 6,58 ac	-16,96 ± 11,60 c	15,98 ± 15,59 ab	35,87 ± 7,51 ab	41,16 ± 9,47 b	44,78 ± 18,39 ab	39,74 ± 16,27 ab	28,80 ± 17,64 ab	
Aguapé	19,11 ± 8,93 ab	-2,20 ± 18,20 ac	-30,86 ± 34,17 c	15,15 ± 29,15 ab	21,90 ± 26,47 ab	28,67 ± 24,10 b	22,18 ± 21,01 ab	23,22 ± 29,46 ab	7,53 ± 24,66 ab	
	P-PO₄									
Pistia	15,00 ± 6,47 b	13,35 ± 10,18 b	30,48 ± 27,86 bc	73,16 ± 3,85 a	57,61 ± 27,07 ac	58,75 ± 19,72 ac	85,83 ± 3,47 a	73,16 ± 3,85 a	64,83 ± 16,19 a	
Aguapé	29,37 ± 31,22 b	28,47 ± 31,76 b	49,86 ± 19,94 bc	67,37 ± 4,28 a	67,73 ± 5,12 ac	74,45 ± 16,74 ac	75,10 ± 11,38 a	75,10 ± 11,38 a	75,10 ± 11,38 a	
	PT									
Pistia*	-79,35 ± 31,52 c	17,84 ± 13,16 ab	-53,48 ± 82,68 ac	-11,77 ± 54,46abc	-17,26 ± 53,32abc	1,56 ± 72,61 abc	25,09 ± 32,00 ab	39,46 ± 11,64 ab	52,60 ± 19,74 b	
Aguapé**	33,84 ± 4,09 c	63,10 ± 8,82 ab	37,63 ± 25,92 ac	42,13 ± 42,35 abc	54,52 ± 21,41 abc	62,23 ± 13,82 abc	60,64 ± 18,79 ab	62,39 ± 9,33 ab	72,51 ± 1,91 b	

* indica que houve diferenças significativas entre os tratamentos. Valores seguidos de mesma letra nas linhas não apresentaram diferenças significativas pelo teste de Tukey ($p > 0,05$) entre as horas. Valores negativos indicam quando não houve remoção dos nutrientes.

Discussão

As wetlands construídas utilizadas nesse estudo para o tratamento do efluente de despesca de tanques sem renovação de água do crescimento final de tilápia-do-nylo apresentaram capacidade de reduzir igualmente as cargas de MPS, NIT, P-PO₄ e NT. Entretanto, o tratamento com aguapé foi mais eficiente na remoção de PT.

No presente estudo, a maior redução da concentração de MPS obtidos pelos dois tratamentos ocorreu em 336 horas que em média removeram 73%. A redução do MPS está relacionada com retenção dos sólidos suspensos pelas raízes das macrófitas aquáticas utilizadas e a pequena profundidade dos tanques que, provavelmente criaram condições favoráveis para a sedimentação do MPS. De acordo com Iwana (1991) e Henry-Silva & Camargo (2006) a retenção do material particulado em suspensão presente no efluente de aquicultura é importante, pois impede que ocorram alterações nos ambientes aquáticos receptores destes efluentes.

A eficiência destes sistemas de tratamento depende das concentrações de nutrientes nos efluentes e das espécies de macrófitas aquáticas utilizadas. É importante salientar que os processos de remoção de nutrientes nestes sistemas ocorrem não somente pela absorção direta pelas macrófitas aquáticas, mas também por uma combinação de mecanismos físicos, biológicos e químicos, como sedimentação, absorção pelo perifíton e transformação do nitrogênio pelas bactérias (Henry-Silva e Camargo, 2008).

A remoção média de NIT e P-PO₄ em nosso estudo no tratamento com alface d' água foi 82,75 e 52,46%, respectivamente, enquanto que o tratamento com aguapé removeu 85,36% de NIT e 60,28% de P-PO₄. Estes resultados foram superiores quando comparados com outros trabalhos. Osti (2013) avaliando a eficiência de wetlands construídas com macrófitas aquáticas flutuantes e emergentes obteve reduções médias de 41% de NIT em wetlands construídas com *E.crassipes*. Henares (2007) estudando o tratamento de efluentes provenientes de viveiros de reprodutores de camarão obteve resultados de 33,03% de remoção de P-PO₄ utilizando *wetlands* com *E. crassipes*. Já as reduções obtidas de NT pelos tratamentos foram de 24,99% nos sistemas

construídos com *P. stratiotes* e 11,63% nos sistemas construídos com *E. crassipes*. Estes valores foram inferiores aos encontrados por Henry-Silva (2001) no tratamento de efluentes de piscicultura que obteve remoções de 44% no tratamento com *P. stratiotes* e de 46,1% no tratamento com *E. crassipes*. É importante destacar que em nosso estudo avaliamos o tratamento da água de despesca, enquanto os estudos de Henares (2007) e Henry-Silva (2001) foram em sistemas de fluxo contínuo. Assim, sistemas de criação sem renovação de água e com *wetlands* para tratamento dos efluentes de despesca são muito eficientes para evitar a eutrofização dos corpos de água receptores.

Os resultados obtidos neste trabalho indicam que a *wetland* com *E. crassipes* apresenta maior capacidade de remoção de PT do que as *wetlands* com *P. stratiotes*. Estes resultados também foram encontrados foram similares aos encontrados por Reddy & DeBusk (1985) que também concluíram que *E. crassipes* foi mais eficiente em remover as concentrações de PT do que *P. stratiotes*. Entretanto, Henry-Silva & Camargo (2006) comparando estas duas espécies de macrófitas no tratamento de efluentes de viveiros do cultivo de tilápias, não encontraram diferenças significativas na remoção deste nutriente. Destacamos que a capacidade de remoção de nutrientes por *wetlands* construídas depende das espécies de macrófitas aquáticas, mas também de uma série de outros fatores. As concentrações de nutrientes do efluente a ser tratado é uma variável importante que interfere na remoção destes. No estudo de Henry-Silva e Camargo (2006) os efluentes eram gerados continuamente e continham concentração média de P-total de $74,9 \mu\text{g.L}^{-1}$, enquanto em nosso trabalho as concentrações foram em torno de $200 \mu\text{g.L}^{-1}$ e em sistema sem fluxo contínuo. Estes resultados mostram que efluentes com elevadas concentrações de fósforo e em sistema estático, *E. crassipes* possui maior capacidade de remoção de fósforo total. Assim, recomendamos a utilização de *wetlands* com esta espécie para tratamento de efluentes com estas características.

Conclusões

As *wetlands* construídas com em sistema estático de 14 dias apresentaram eficiência de tratamento de efluentes de despesca da água de tanques de crescimento final de tilápia do Nilo, ocorrendo remoções de nutrientes nas primeiras horas de tratamento. Porém as *wetlands* construídas com *E. crassipes* foram mais eficientes na remoção das concentrações de fósforo total, sendo mais viáveis para tratamentos de efluentes que apresentem altas concentrações de fósforo total.

Referências

- American Public Health Association (APHA) (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th edn. APHA, Washington, DC, USA.
- Biudes, J.F.V. (2007) Uso de *Wetlands* construídas no tratamento de efluentes de carcinicultura. Jaboticabal, 2007 Tese (doutorado) Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2007. 103f.
- Boyd, C.E. (2003) Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, 226:101-112.
- Cameron, K., C.; Madramootoo & C. Kinsley. (2003) Pollutant removal from municipal sewage lagoon effluents with a free-surface wetland. *Water Research*. 37: 2803-2812.
- Cao, L. Wang; W. Yang, Y. *et al.* (2007) Environmental Impact of Aquaculture and Countermeasures to Aquaculture Pollution in China. *Env. Sci. Pollut. Res.* 14(7), 452-462.
- Chung, A.K.C.; Wu, Y.; Tam, N.F.Y.; Wong, M.H. (2007) Nitrogen and phosphate mass balance in a sub-surface flow constructed wetland for treating municipal wastewater. *Ecological Engineering*, doi: 10.1016/j.ecoleng.2007.09.007
- Cochava, M.; Diab, S.; Avnimelech, Y. Mires, D.; Amit, Y. (1990) Intensive growth of fish with minimal water exchange. *Fish. Fish-breeding Israel*, 23(4): 174-181.
- El-Sayed, A. F. M. (1999) Alternative dietary protein sources for farmed tilapia, *Oreochromis spp.* *Aquaculture*, v. 179, p. 149-168.
- Golterman H.L.; Clyno R.S. & Ohsntad M.A.M. (1978) Methods for physical and chemical analysis of fresh water. 2nd ed. Blackwell, Oxford, 1978, 315 p.
- Greenway, M. (2005) The role of constructed wetlands in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Austrália. *Ecological Engineering*, v. 25, p. 501-509.

- Henares, M.N.P. (2008) Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento de efluentes de carcinicultura. 2008 93 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.
- Henry-Silva, G.G. (2001) Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidades de aproveitamento da biomassa vegetal. 2001 79 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.
- Henry-Silva, G.G. & Camargo, A.F.M. (2006) Efficiency of aquatic macrophyte to treat Nile tilapia pond effluents *Scientia Agricola*, v. 63, p. 433-438.
- Henry-Silva, G.G. & Camargo, A.F.M. (2008). Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes. *Revista Brasileira de Zootecnia*, v. 37, n. 2, p. *In press*.
- IWA – International Water Association. (2000) *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation*. IWA Publishing, London. 156p.
- Iwana, K.G. (1991) Interactions between aquaculture and the environment. *Critical Reviews in Environmental Control*, v. 21, p. 177-216.
- Joyce, J.C. (1990) Practical uses of aquatic weeds. In: PIETERSE, A. H.; MURPHY, K. *Aquatic weeds and management of nuisance aquatic vegetation*. New York: Oxford University Press. p.274-291.
- Kivaisi, A.K. (2001) The potential for constructed *wetlands* for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, v. 16, p. 545-560.
- Koroleff, F. Determination of nutrients. (1976) In: Grasshoff, K. (ed.). *Methods of seawater analysis*. Verlag. Chemie Weinheim, New York, 1976, p. 117-181.
- Lin, Y.F.; Jing, S.R.; Lee, D.Y.; Chang, Y.F.; Chen, Y.M. & Shih, K.C. (2005) Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. *Environ. Pollut.*, v. 134, p. 411-421.

- Macedo, C. F. and L. H. Sipaúba-Tavares. (2005) Variações de nutrientes e estado trófico em viveiros sequenciais de criação de peixes. *Acta Scientific*, Maringá 27(3): 405-411.
- Mackereth F.I.F.; Heron J. & Talling J.F. (1978) *Water analysis: some revised methods for limnologist*. Freshwater Biological Association, Ambleside, 1978, 121 p.
- Osti, J.A.S. (2013) Características limnológicas e do fitoplâncton de viveiros de criação de tilápia do Nilo e de *wetlands* construídas para o tratamento dos efluentes. 2013 112 f. Tese (Doutorado) – Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal.
- Ran. N.; Agami, M & Oron, G (2004). A pilot study of constructed wetlands using duckweed (*Lemna gibba L.*) for treatment of domestic primary effluent in Israel. *Water Res.* 38: 2241-2248.
- Reddy, K. R. & De Busk, W. F. (1985) Nutrient Removal Potential of Selected Aquatic Macrophytes. *Journal of Environmental Quality*, v. 14 n. 4, p. 459-462.
- Santiago, C. B. *et al.* (1998) Response of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fry to diets containing Azolla meal. In INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILAPIA IN AQUACULTURE, 2, 1998, Philippines. *Proceedings... Philippines*: p. 377-382.
- Schwartz, M.F.; Boyd, C.E. (1995) Constructed *wetlands* for treatment of channel catfish pond effluents. *Progr. Fish-Cult.*, v. 57, p. 255-267.
- StatSoft, Inc. (2005) *STATISTICA* (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com
- Su, Y. M., Y. F. Lin, S. R. Jing, and P. C. Lucy Hou. (2011) Plant growth and the performance of mangrove *wetland* microcosms for mariculture effluent depuration. *Marin Pollution Bulletin*, 62, 1455-1463. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.015>.
- Tanner, C.C. (1996) Plants for constructed *wetland* treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering*, 7: 59 – 83.
- Tilley, D.R.; Badrinarayanan, H.; Rosati, R & Son, J. (2002) Constructed *wetlands* as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. *Aquacult. Eng.*, v. 26, p. 81-109.

USEPA - U.S. Environmental Protection Agency, 2000. Manual for Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. EPA/625/R-99/ 010, Cincinnati, OH, 166pp.

Wolverton, B. C.; McDonald, R. C. (1978) Nutritional composition of water hyacinths grow on domestic sewage. Econ. Bot., v. 32, n. 4, p. 363-370.

ANEXOS

ANEXO I

Tabela 4. Médias e desvios padrão de turbidez, material particulado em suspensão (MPS), clorofila a, nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio kjeldahl total (NKT), ortofosfato (P-PO₄), fósforo dissolvido (PD) e fósforo total (PT) obtidas durante os 150 dias de cultivo.

Variáveis	Dias de Cultivo					
	1	30	60	90	120	150
Turbidez (UNT)	17,33 ± 2,55 d	71,67 ± 41,47 c	110,44 ± 21,44 bc	135,56 ± 39,16 b	138,33 ± 25,61 b	214,89 ± 51,57 a
MPS (mg.L⁻¹)	15,18 ± 2,48 d	30,73 ± 9,87 cd	52,51 ± 13,89 cd	76,04 ± 32,06 bc	105,51 ± 55,23 ab	150,05 ± 56,29 a
Clorofila a (mg/m³)	0,024 ± 0,008 c	0,047 ± 0,012 c	0,058 ± 0,024 c	0,180 ± 0,061 b	0,194 ± 0,048 b	0,281 ± 0,029 a
NIT (µg.L⁻¹)	381,65 ± 28,69 a	87,24 ± 27,23 e	112,40 ± 35,15 de	149,46 ± 38,08 cd	171,97 ± 37,01 c	235,68 ± 25,67 b
NKT (mg.L⁻¹)	0,27 ± 0,04 e	0,65 ± 0,06 d	0,70 ± 0,07 cd	0,76 ± 0,06 c	0,91 ± 0,07 b	1,09 ± 0,07 a
P-PO₄ (µg.L⁻¹)	40,43 ± 8,19 a	25,94 ± 7,66 c	39,44 ± 6,49 b	11,43 ± 5,06 e	16,25 ± 4,18 de	24,23 ± 5,86 cd
PD (µg.L⁻¹)	28,21 ± 24,16 d	54,05 ± 21,79 d	68,25 ± 17,28 cd	113,61 ± 50,45 bc	110,18 ± 32,56 b	180,41 ± 32,94 a
PT (µg.L⁻¹)	123,29 ± 28,13 c	202,70 ± 37,41 c	296,03 ± 54,33 c	205,37 ± 82,56 b	200,14 ± 82,33 b	480,32 ± 71,53 a

Médias seguidas de mesma letra nas linhas não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%.