

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

CENTRO DE AQUICULTURA - CAUNESP

**UTILIZAÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS
FLUTUANTES NO TRATAMENTO DE EFLUENTES
DE CARCINICULTURA**

MATHEUS NICOLINO PEIXOTO HENARES

ORIENTADOR: Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO

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

Jaboticabal – São Paulo

2008

Livros Grátis

<http://www.livrosgratis.com.br>

Milhares de livros grátis para download.

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

CENTRO DE AQUICULTURA - CAUNESP

**UTILIZAÇÃO DE MACRÓFITAS AQUÁTICAS
FLUTUANTES NO TRATAMENTO DE EFLUENTES
DE CARCINICULTURA**

Autor: MATHEUS NICOLINO PEIXOTO HENARES

ORIENTADOR: Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO

Jaboticabal – São Paulo

2008

H493u Henares, Matheus Nicolino Peixoto
Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento de
efluentes de carcinicultura / Matheus Nicolino Peixoto Henares. --
Jaboticabal, 2008
ix, 81 f. : il. ; 29 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Centro
de Aqüicultura, 2008
Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo
Banca examinadora: Wagner Cotroni Valenti, Ana Eliza Baccarin
Leonardo
Bibliografia

1. Tratamento de efluentes. 2. Aqüicultura. 3. Macrófitas
aquáticas. I. Título. II. Jaboticabal-Centro de Aqüicultura.

CDU 556.55:639.512

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

Dedico

A meus pais, José Peixoto Henares e Albertina Maria Nicolino Henares, que em todos os momentos me apoiaram, incentivaram, compreenderam, amaram e lutaram as custas de muito sacrifício e suor para que a realização deste sonho pudesse tornar realidade. Obrigado pelo amor e carinho. A eles, todos os meus sentimentos...

Ofereço

À minha companheira Jackeline S. Carvalho, pelos momentos de compreensão, ajuda, amizade, amor e paciência.

Agradecimentos

Ao Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo, pela orientação sempre competente e segura e pela amizade desenvolvida nestes dois anos de trabalho.

Ao CNPq pela concessão da bolsa.

Ao Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti, pelas enriquecedoras sugestões na banca de qualificação, na banca de defesa, por ter gentilmente disponibilizado a infra-estrutura do Setor de Carcinicultura do Centro de Aqüicultura da UNESP (CAUNESP), em Jaboticabal – SP para a realização dos experimentos desta Dissertação e pela amizade desenvolvida desde a minha graduação.

À Prof. Dr. Ana Eliza Baccarin Leonardo, pela participação e sugestões concedidas na banca de defesa da Dissertação.

Ao professor Luiz Augusto do Amaral, pelas enriquecedoras sugestões na banca de qualificação desta Dissertação.

Ao Prof. Dr. Danisio Prado Munari e ao Dr. Onã Freddi pelo auxílio na realização das análises estatísticas desta Dissertação.

Ao Dr. José Francisco Vicente Biudes pela colaboração e sugestões enriquecedoras para a confecção desta Dissertação.

Ao Prof. Dr. Robinson Antonio Pitelli, por ter disponibilizado a infra-estrutura do Laboratório de Impacto Ambiental do Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais em Matologia para o armazenamento e processamento de algumas amostras de água.

Ao Dr. Claudinei da Cruz, pelos momentos de apoio, amizade e compreensão desde o início de minha graduação em 2002.

Aos companheiros de trabalho do Centro de Aqüicultura da UNESP, Gabriela Roncada Gomes e Alexandre Augusto Oliveira Santos, pela amizade e colaboração.

A Michelle Roberta dos Santos e todos os colegas do Setor de Carcinicultura pela colaboração na realização do experimento.

Aos amigos e companheiros de trabalho do Núcleo de Estudos e Pesquisas Ambientais em Matologia, Gabriela Roncada Gomes, Francine Perri Venturine, Natália Shiogiri, Flávia Regina Lazaro Rezende e Alessandro Antonio Claro de Souza.

Aos meus amigos moradores da República Kilombo, “Assado”, “K-lado”, Argos, “Pudendo” e “Zumbi” pelo companheirismo, compreensão e amizade.

Aos meus amigos da faculdade com quem vivi e ainda vivo momentos incríveis: “Tilápia”, “Assado”, Juliana, “Nhola”, “Tchão”, “CV” e Iha, Gabi, K-beça, Nilton.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Aquática da UNESP, câmpus de Rio Claro, Raquel Eduarda Trevisan Pistori, Soraia Victorio, Leonardo Cancian, Ana e Amarflis.

Aos amigos Daniel Homem, Rafael Homem, Leonardo Cancian, Soraia Victorio, Leonardo Trevelin e Rita Cardia por terem me hospedado em suas residências, em Rio Claro.

Ao técnico Carlos Fernando Sanches pela colaboração na realização dos experimentos e análises de laboratório.

Aos técnicos José Roberto Polachini, Valdecir Fernandes de Lima, Alessandro Antonio Claro de Souza pela colaboração durante a realização do experimento.

Aos alunos de graduação Luis Augusto Visani de Luna e Neto, o “Netão”, pela colaboração em todas as semanas de avaliação do experimento desta Dissertação.

Aos meus tios, Luis e Marlene; Nicolino e Vera; Tenison e Edna e Maria Helena; Padrinhos (Paulo Peixoto e Maria Teresa); aos meus primos Maicon, “Gutinho”, Julio, Higor, Rafael, Rodrigo, Guto, Pablo, “Dudu”; primas Tatiana (“O Anísss”), Pollyanna, Gabriela e Maria Paula, que de alguma forma participaram desta caminhada me apoiando e incentivando em todos os momentos.

Aos meus amigos da “rua” João Paulo, Maurílio, Marcelo, Maílson, Guilherme, Juliano pela boa amizade cultivada na infância.

Às amigas da República Inmetro Jackeline, Renata, “Cedilha”, Paty e Beto pelos bons momentos de alegria e conversas.

Ao eterno tio Valder (*in memoriam*) pelo enorme apoio dedicado enquanto presente.

Aos membros da família Carvalho, que são muitos, pelo apoio e compreensão.

À minha companheira e amiga Jackeline S. Carvalho pelo apoio, amor e carinho sempre dedicado.

A **Deus** em todos os momentos da minha vida...

SUMÁRIO

Lista de figuras.....	vii
Lista de tabelas.....	viii
Resumo.....	1
Capítulo I – Introdução geral.....	2
1.1 Caracterização do efluente de aqüicultura.....	2
1.2 Impactos provocados pelo lançamento de efluentes de aqüicultura em ambientes aquáticos.....	4
1.3 Soluções para reduzir os impactos do efluente de aqüicultura.....	6
1.4 Conceito e utilização das <i>wetlands</i> construídas.....	7
1.5 Objetivos gerais e específicos da dissertação.....	12
1.6 Estruturação dos demais capítulos da dissertação.....	13
1.7 Referências Bibliográficas.....	16
Capítulo II – Impacto do manejo realizado para a manutenção de camarões reprodutores da espécie <i>Macrobrachium rosenbergii</i> na água utilizada no viveiro	
Resumo.....	23
Abstract.....	24
1. Introdução.....	26
2. Material e Métodos.....	27
3. Resultados.....	31
4. Discussão.....	39
5. Conclusão.....	45

Agradecimentos.....	45
Referências Bibliográficas.....	46

Capítulo III – Tratamento do efluente de viveiro de carcinicultura com a utilização de *wetlands* construída com macrófitas aquáticas flutuantes

Resumo.....	52
Abstract.....	53
1. Introdução.....	55
2. Material e Métodos.....	56
2.1 Estrutura e funcionamento da <i>wetland</i>	57
2.2 Avaliação da capacidade de <i>wetland</i> construída no tratamento do efluente do viveiro.....	58
2.3 Estoques de N e P acumulados na biomassa de <i>Salvinia molesta</i> e <i>Eichhornia crassipes</i>	60
2.4 Análise dos dados.....	61
3. Resultados.....	62
3.1 Avaliação da capacidade da <i>wetland</i> no tratamento do efluente.....	62
3.2 Estoque de N e P acumulados na biomassa de <i>Salvinia molesta</i> e <i>Eichhornia crassipes</i>	71
4. Discussão.....	71
5. Conclusão.....	76
Agradecimentos.....	77
Referências Bibliográficas.....	77

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

Figura 1. Viveiro de manutenção de camarões reprodutores da espécie *Macrobrachium rosenbergii*, localizado no Setor de Carcinicultura do Centro de Aqüicultura da UNESP (CAUNESP), em Jaboticabal – SP. O viveiro possui capacidade para 212,30 m³ (193 m² de superfície e 1,1 m de profundidade).....14

Figura 2. *Wetland* construída para o tratamento do efluente do viveiro de manutenção de camarões reprodutores da espécie *Macrobrachium rosenbergii*.....15

Capítulo II

Figura 1. Modelo da caixa de escoamento utilizada no viveiro de manutenção de *M. rosenbergii*. A seta indica o sentido de escoamento da água durante a drenagem do viveiro (Adaptado de Valenti, 1996).....29

Figura 2. Interação significativa entre as semanas de avaliação e os valores médios de temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica da água de *abastecimento* (□) e do efluente (■) do viveiro de *M. rosenbergii*.....35

Figura 3. Interação significativa entre as semanas de avaliação e os valores médios de alcalinidade total, turbidez e material particulado em suspensão (MPS) da água de *abastecimento* e (□) do efluente (■) do viveiro de *M. rosenbergii*.....36

Figura 4. Interação significativa entre as semanas de avaliação e as concentrações médias de nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio total (NT), ortofosfato (P-PO₄), fósforo dissolvido (PD) e fósforo total (PT) da água de *abastecimento* (□) e do efluente (■) do viveiro de *M. rosenbergii*.....37

Figura 5. Efeito das concentrações de nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio total (NT), ortofosfato (P-PO₄), fósforo dissolvido (PD), fósforo total (PT) e material particulado em suspensão (MPS) da água de abastecimento do viveiro sobre as concentrações no efluente.....38

Capítulo III

Figura 1. Diagrama esquemático da *wetland* construída para o tratamento do efluente do viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*.....58

Figura 2. Valores médios e desvios padrão da % de remoção das cargas de nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio total (NT), ortofosfato (P-PO₄), fósforo dissolvido (PD), fósforo total (PT), turbidez e material particulado em suspensão do efluente do viveiro tratado por *S. molesta* (■), *E. crassipes* (□) e *E+S* (▨).....70

LISTA DE TABELAS

Capítulo II

Tabela 1. Composição da dieta fornecida aos reprodutores de *M. rosenbergii*.....28

Tabela 2. Desdobramento das interações significativas referentes às variáveis limnológicas da água de abastecimento (Ab.) e do efluente (Ef.) do viveiro de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* em diferentes épocas de amostragem.....32

Tabela 3. Desdobramento das interações significativas referentes às variáveis limnológicas da água de abastecimento (Ab.) e do efluente (Ef.) do viveiro de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* em diferentes épocas de amostragem.....34

Tabela 4. Médias e desvios padrão e variação dos valores e concentrações das variáveis limnológicas da água de abastecimento e do efluente do viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* comparados com a resolução N ° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente.....39

Tabela 5. Comparação das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) obtidas no efluente do viveiro de manutenção de *M. rosenbergii* neste estudo com as de outros estudos.....43

Tabela 6. Médias de acréscimo das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) obtidas neste estudo comparadas com as de outros estudos encontrados na literatura...45

Capítulo III

Tabela 1. Médias e desvios padrão dos valores das variáveis limnológicas da água do efluente do viveiro e dos efluentes tratados por *S. molesta*, *E. crassipes* e *E+S*.....63

Tabela 2. Médias e desvios padrão dos valores das variáveis limnológicas e das cargas de nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio total (NT) do efluente do viveiro e dos efluentes tratados por *S. molesta*, *E. crassipes* e *E+S*.....65

Tabela 3. Médias e desvios padrão dos valores das variáveis limnológicas e das cargas de ortofosfato (P-PO₄), fósforo dissolvido (PD), fósforo total (PT) e material particulado em suspensão (MPS) do efluente do viveiro e dos efluentes tratados por *S. molesta*, *E. crassipes* e *E+S*.....67

Tabela 4. Médias e desvios padrão (oito semanas) e variação dos valores das variáveis limnológicas da água de abastecimento do viveiro, do efluente e dos efluentes tratados por *S. molesta*, *E. crassipes* e *E+S* comparados com a resolução N ° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente.....69

Tabela 5. Médias e desvios padrão dos estoques de nitrogênio total (NT) e de fósforo total (PT) acumulados na biomassa de *S. molesta* e *E. crassipes* durante as oito semanas de experimento.....71

Resumo

Esta dissertação de mestrado está organizada em três capítulos. O capítulo I apresenta uma introdução geral, onde são abordados os impactos ambientais provocados pela atividade da aquíicultura e o tratamento de efluente por *wetlands* construídas. O capítulo II e III são referentes à experimentos desenvolvidos no Setor de Carcinicultura do Centro de Aquíicultura da UNESP (CAUNESP), em Jaboticabal – SP. Os principais objetivos destes capítulos foram: (Capítulo II) determinar os possíveis impactos provocados pelo manejo utilizado para a manutenção de camarões reprodutores da espécie *Macrobrachium rosenbergii* na água utilizada no viveiro; (Capítulo III) avaliar a eficiência de uma *wetland* construída e povoada com duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes* e *Salvinia molesta*) com diferentes exigências nutricionais para otimizar o tratamento do efluente de viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*.

O resultado do Capítulo II permite concluir que o manejo realizado para a manutenção de camarões reprodutores da espécie *Macrobrachium rosenbergii* entre as biomassas de 403,18 e 547,90 g.m⁻², durante o período de 50 dias, provoca o aumento dos valores de condutividade elétrica, pH, turbidez e MPS; das concentrações de NIT, NT, P-PO₄, PD e PT e reduz a concentração de O₂ dissolvido. No Capítulo III, concluiu-se que a *wetland* construída e povoada com *S. molesta* e com *E. crassipes* + *S. molesta* foram menos eficiente no tratamento do efluente de viveiro de manutenção de *M. rosenbergii* do que a *wetland* construída e povoada com *E. crassipes*.

CAPÍTULO I - INTRODUÇÃO GERAL

A aqüicultura é uma atividade importante na produção de alimentos. Em 2005, a aqüicultura mundial e brasileira produziu 48.150.000 e 257.800 toneladas, respectivamente (FAO, 2006). O sucesso da aqüicultura depende fundamentalmente dos ecossistemas nos quais está inserida (Valenti, 2000; Assad & Bursztyn, 2000). Estes ecossistemas devem permanecer equilibrados para possibilitar a manutenção da sua atividade. Portanto, a aqüicultura moderna deve contemplar, além do lucro, o desenvolvimento social e a conservação ambiental como parte do processo produtivo (Valenti, 2002), sendo inadequado o desenvolvimento de técnicas de manejo para aumentar a produtividade sem considerar os impactos produzidos sobre o ambiente (Valenti, 2000).

Os impactos ambientais relacionados à implantação de projetos de aqüicultura têm despertado a preocupação de pesquisadores, órgãos governamentais e organizações não governamentais (Goldburg & Triplett, 1997). Estes impactos incluem a redução das áreas naturais (mangues e áreas costeiras alagadas); a introdução de espécies exóticas; a disseminação de doenças e a produção de efluentes que promovem a eutrofização artificial dos ambientes aquáticos receptores destes efluentes (Boyd, 2003). Entre os impactos citados acima, o lançamento de efluentes de viveiros de cultivo têm recebido atenção especial de muitos pesquisadores em diversos países (Schwartz & Boyd, 1995; Hopkins et al. 1995; Páez-Osuna et al. 1998; Trott & Alongi, 2000; Benassi, 2003; Biao et al. 2004; Biudes, 2007; Henry-Silva & Camargo, 2008).

1.1 Caracterização do efluente de aqüicultura

Os efluentes dos viveiros de cultivo de peixes e camarões são produzidos devido a 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, que gera demanda bioquímica de oxigênio (MacIntosh et al. 2001; Páez-Osuna, 2001; Cohen et al. 2005). Quando lançado continuamente, sem tratamento adequado, nos ecossistemas aquáticos, o efluente da aquicultura pode 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). 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 (Boyd, 2003).

A intensificação do sistema de produção envolve altas densidades de estocagem e gastos com fertilizantes, energia e alimentação comercial (Moraes-Riodades et al. 2006), cujo acréscimo altera a qualidade da água no viveiro e, conseqüentemente, do efluente gerado pela renovação contínua da água de cultivo. As dietas 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). Do nitrogênio e fósforo fornecido nas dietas, 25 a 30% estão presentes na biomassa de peixes e camarões na despesca (Paez-Osuna et al. 1997; Boyd & Tucker, 1998). Jackson et al. (2003) estimaram que apenas 21-22% do nitrogênio e 6% de fósforo fornecidos na dieta são assimilados pelo camarão. O restante, na forma de detritos e excretas, fica retido no sedimento dos viveiros e na biota aquática ou é transportado para fora do viveiro no efluente. A perda de nitrogênio e fósforo no efluente de viveiros de cultivo de camarão em sistema semi-intensivo, em uma fazenda, no nordeste da costa do México, foi estimada em 52 Kg.ha⁻¹ de nitrogênio e 8,4 Kg.ha⁻¹ de fósforo em cada ciclo de produção (Paez-Osuna et al. 1997). Além do nitrogênio que se acumula no sedimento do viveiro ou é lançada para fora por meio do efluente, há também, a parte do nitrogênio que é eliminada para a atmosfera pela volatilização de NH₃ (Hargreaves, 1998; Sooknah & Wilkie, 2004).

Entre os principais compostos nitrogenados tóxicos estão o nitrogênio amoniacal e o nitrito (Shishehchian et al. 1999). Este último é um composto intermediário da oxidação da amônia a nitrato (Midlen & Redding, 2000), sendo observado em águas com elevadas concentrações de nutrientes ou em camadas de água mais profundas, onde a decomposição aeróbica leva ao seu acúmulo (Ono & Kubitzka, 2003). O nitrogênio amoniacal é um produto da excreção nitrogenada e também da decomposição aeróbica (Boyd & Zimmermann, 2000).

O fósforo é o principal fator limitante ao desenvolvimento do fitoplâncton em ambientes límnicos. Entre as formas de fósforo, o ortofosfato assume maior relevância por ser a principal forma assimilada por vegetais aquáticos. O fósforo total (PT) também assume fundamental importância na classificação da qualidade da água. No Brasil o Conselho Nacional do meio Ambiente (CONAMA) atribui, entre outras variáveis de qualidade de água, a concentração de PT para a classificação dos corpos hídricos do país. De acordo com a Resolução Nº 357, de março de 2005, (CONAMA, 2005) a concentração máxima de PT para águas de classe II, destinadas à aquicultura e à atividade de pesca deve ser de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$.

1.2 Impactos provocados pelo lançamento de efluentes de aquicultura em ambientes aquáticos

Os efluentes dos viveiros de aquicultura apresentam características distintas. Segundo Stickeney (1979) em sistemas extensivos de criação, as características do efluente gerado tende a ser semelhante às características da água captada para o abastecimento dos tanques e viveiros. Porém, isto ocorre somente com a utilização de manejo adequado ao sistema de cultivo. Com a intensificação do sistema de produção há maiores gastos com dietas e fertilizantes. Independente do sistema de produção, o lançamento de efluentes sem tratamento adequado em ecossistemas aquáticos pode resultar em acumulação crônica de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, levando ao processo de eutrofização artificial (Redding et

al. 1997). Este processo provoca alterações nas condições físicas e químicas dos ambientes aquáticos, alterações qualitativas e quantitativas em comunidades aquáticas e aumenta o nível de produção do ambiente aquático (Esteves, 1998).

Para proteger os recursos hídricos no Brasil, os governos, Federal e Estaduais têm aprovado leis para a conservação ambiental. O Estado de São Paulo destaca-se como o maior poluidor dos corpos hídricos. De acordo com a CETESB (2003), no ano de 2002 a situação da qualidade dos corpos d'água no Estado São Paulo estava ruim e péssima em 27% dos pontos de coletas avaliados para o abastecimento público e em 36% dos pontos de coleta avaliados para o cultivo de organismos aquáticos.

Diversos estudos evidenciam os impactos ambientais do efluente de aqüicultura. Macedo (2004) constatou grande quantidade de coliformes fecais em um ambiente aquático receptor de efluentes de aqüicultura. Loch et al. (1996) constataram que os efluentes produzidos em fazendas de criação de truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) reduziram a riqueza de macroinvertebrados bentônicos nos trechos dos rios, onde estes efluentes foram lançados. Boaventura et al. (1997) encontraram maior quantidade de bactérias heterotróficas em ambientes aquáticos que recebiam efluentes de viveiros de truta-arco-íris (*O. mykiss*). Chua et al. (1989) observaram a ocorrência de floração de algas e a morte de organismos coralinos, na região de Banguecoque, na Tailândia, devido ao lançamento de efluentes de carcinicultura. Samocha & Lawrence (1997) observaram grande variação das características limnológicas de corpos d' água receptores de efluentes de viveiros de cultivo de camarões. Esses autores constataram maiores concentrações de sólidos suspensos e nutrientes à 400 metros do ponto de lançamento do efluente. Buford e Glibert (1999) afirmam que os efluentes dos viveiros de cultivo de camarões resultam em efeitos negativos na qualidade da água e no sedimento, pois reduzem a concentração de oxigênio dissolvido, causam toxicidade e *bloom* de diversas espécies de algas. Páez-Osuna (2001) relata que muitas espécies de peixes e

crustáceos, que nas fases jovens habitavam mangues próximos a fazendas de cultivo de camarão, deixaram de habitar estes ambientes devido às alterações provocadas pelo lançamento de efluentes de viveiros de carcinicultura. Trott & Alongi (2000) observaram aumento da biomassa de fitoplâncton em manguezais, no norte da Austrália, devido às alterações provocadas pelo efluente de viveiros de cultivo de camarões *Penaeus monodon*. Mckinnon et al. (2002) observaram elevada concentração de bactérias e fitoplâncton em corpos d' receptores de efluentes de carcinicultura. Pistori (2005) verificou maior produção primária da macrófita aquática flutuante *Salvinia molesta* em uma represa impactada pelo lançamento de efluentes de aquíicultura, em relação à taxa de crescimento desta espécie em represa não impactada.

A eutrofização dos ambientes aquáticos pelo lançamento de efluentes de aquíicultura, 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).

1.3 Soluções para reduzir os impactos do efluente de aquíicultura

As medidas para mitigar os impactos ambientais provocados pelo lançamento de efluentes de viveiros de aquíicultura nos ambientes aquáticos podem ser divididos em soluções anteriores e posteriores à produção dos efluentes. As soluções anteriores à geração do efluente envolvem medidas que reduzem as concentrações de poluentes com a adoção de boas práticas de manejo (BPMs) tais como: (a) uso de fertilizantes em quantidades adequadas; (b) seleção de densidades de estocagem e taxas de alimentação que não excedam a capacidade de assimilação de nutrientes do viveiro; segundo Boyd & Queiroz (2004) os viveiros de cultivo

de organismos aquáticos são altamente eficientes na assimilação dos aportes de carbono, nitrogênio e fósforo; (c) fornecimento de dietas com alta digestibilidade, estáveis na água e sem excesso de nitrogênio e fósforo; (d) redução do volume de efluente produzido, sem prejuízo à qualidade da água utilizada no cultivo e (e) quando possível, realizar despescas sem drenagem parcial ou total dos viveiros (Boyd, 2003). De acordo com Boyd & Queiroz (2004) a renovação da água de cultivo prejudica a sustentabilidade da aquicultura devido aos elevados custos ambientais provocados com o lançamento do efluente.

A adoção das BPMs poderá especificar os procedimentos para certos aspectos operacionais e sua respectiva aplicação para os diversos sistemas de produção de organismos aquáticos existentes, minimizando os impactos provocados pelos efluentes de aquicultura (EMBRAPA, 2006).

As soluções posteriores à geração do efluente do viveiro estão restritas basicamente ao tratamento deste efluente, visando a remoção de poluentes. Neste caso, é possível a utilização de tanques de sedimentação (Teichert-Coddington et al. 1999) e de *wetlands* construídas (Lin et al. 2005; Henry-Silva & Camargo, 2006). Esses processos de tratamento possibilitam bons resultados na remoção de matéria orgânica e material em suspensão.

1.4 Conceito e utilização das *wetlands* construídas

As *wetlands* construídas são alagados artificiais que podem ser considerados filtros biológicos nos quais os microorganismos (aeróbios e anaeróbios) e as macrófitas aquáticas são os principais responsáveis pela remoção de nutrientes dos efluentes (Wood, 1995). Estes sistemas de tratamento foram desenhados e construídos para o tratamento de efluentes domésticos e industriais, visando principalmente a decomposição da matéria orgânica e a remoção das formas de nitrogênio e fósforo pela transformação e absorção direta pelas macrófitas aquáticas (Cooper & Findlater, 1990).

Nas *wetlands*, vários processos biológicos e abióticos regulam a remoção de nutrientes do efluente (Kadlec & Knight, 1996; USEPA, 2000). Os principais processos biológicos que regulam as remoções de nitrogênio e fósforo do efluente são a absorção direta pelas macrófitas aquáticas, a mineralização microbiológica e as transformações (ex: amonificação e nitrificação) (USEPA, 2000). A absorção ocorre principalmente pelo sistema radicular das macrófitas aquáticas e em algumas espécies pelas folhas (Esteves, 1998). Os principais processos abióticos que atuam nas remoções de nitrogênio e fósforo do efluente são a sedimentação e a adsorção do material particulado (Lin et al. 2002).

O tratamento de efluentes com *wetlands* construídas 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). Portanto, é importante ressaltar que os processos de remoção de nutrientes nas *wetlands* construídas ocorrem não somente pela absorção direta pelas macrófitas aquáticas, mas também por meio de uma combinação de mecanismos físicos, biológicos e químicos, tais como sedimentação, absorção e transformação do nitrogênio por bactérias (nitrificação e desnitrificação).

As *wetlands* construídas 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 às características físicas e químicas do efluente e (5) tolerância às condições climáticas locais (Tanner, 1996).

As *wetlands* têm sido utilizadas no tratamento de efluente em diversas partes do mundo desde 1950 (Verhoeven & Meuleman, 1999). Diversos trabalhos comprovam a eficiência das *wetlands* construídas no tratamento de resíduos ácidos de mineração, efluentes agrícolas, industriais, domésticos, efluentes de aquicultura e, também a remoção de algumas espécies de organismos patogênicos.

Schwartz & Boyd (1995), utilizando macrófitas aquáticas emersas em alagados arranjados em série no tratamento de efluente de viveiro de cultivo de bagre de canal (*Ictalurus punctatus*), constataram remoção de 1-81% de N-amoniaco; 43-98% de N-nitrito; 51-75% do nitrogênio total; 45-61% do fósforo total e 75-87% dos sólidos em suspensão.

Redding et al. (1997) avaliaram a eficiência de *wetlands* construídas com macrófitas aquáticas de diferentes tipos ecológicos no tratamento do efluente de viveiros de cultivo de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*). Os autores concluíram que a *wetland* povoada com *Rorippa nasturtium-aquaticum* (emersa) foi mais eficiente nas remoções de nitrogênio e fósforo do efluente do que as *wetlands* construídas com *Azolla filiculoides* (flutuante) e *Elodea nuttallii* (submersa).

Lin et al. (2002) avaliaram a eficiência de *wetlands* construídas e povoadas com macrófitas emersas (*Ipomoea aquatica* e *Paspalum vaginatum*) no tratamento do efluente de viveiros de peixe-leite (*Chanos chanos*), sob diferentes tempos de retenção hidráulica do efluente nas *wetlands*. Os autores encontraram que as remoções de nitrogênio inorgânico do efluente foram altas e variaram pouco (95 a 98%) com os diferentes tempos de retenção hidráulica. As remoções de ortofosfato variaram entre 32 e 71%, sendo positivamente correlacionadas com o tempo de retenção hidráulica do efluente nas *wetlands*.

Tilley et al. (2002) estudaram a eficiência de uma *wetland* construída e povoada com macrófitas de diferentes tipos ecológicos no tratamento do efluente de viveiros de camarões marinhos da espécie *Litopenaeus vannamei*. A *wetland* possuía 7,7 ha e tratou diariamente

13.000 m³ de efluentes provenientes de viveiros com 8,1 ha. Os resultados mostraram que 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* construídas e povoadas com macrófitas emersas no tratamento do efluente de viveiros de truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*), em diferentes tempos de retenção hidráulica do efluente nas *wetlands*. Os autores encontraram que as remoções de material particulado em suspensão pelas *wetlands* foram altas e variaram pouco (95,8 a 97,3%) com os diferentes tempos de retenção hidráulica. Por outro lado, as remoções de nitrogênio total pelas *wetlands* variaram entre 49,0 e 68,5%, sendo positivamente correlacionadas com o tempo de retenção hidráulica do efluente nas *wetlands*. As remoções de fósforo total pelas *wetlands* variaram entre 20,6 e 41,8% e também foram positivamente correlacionadas com o tempo de retenção hidráulica do efluente nas *wetlands*.

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

No Brasil, Henry-Silva & Camargo (2006) avaliaram a eficiência de *wetlands* construídas e povoadas com macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento do efluente de viveiros de tilápia-do-nilo (*O. niloticus*). Os autores constataram que as *wetlands* povoadas 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 da espécie *Macrobrachium rosenbergii*. O autor 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* construída linear povoada 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 *M. amazonicum* com *wetlands* construída e povoada com *E. crassipes* e *Pistia stratiotes*. Os autores concluíram que as duas espécies de macrófitas aquáticas utilizadas nas *wetlands* construídas foram eficientes na remoção de nitrogênio e fósforo do efluente do viveiro.

Os estudos sobre a utilização das *wetlands* construídas 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 do viveiro. No entanto, a eficiência das *wetlands* construídas pode variar em função do tempo de retenção hidráulico do efluente na *wetland* e, principalmente, da espécie de macrófita aquática utilizada. Deste modo, os estudos relacionados às espécies utilizadas nas *wetlands* construídas, bem como, a utilização de espécies diferentes, com exigências nutricionais diferentes, no mesmo sistema de tratamento, são necessários para tentar otimizar a capacidade de remoção de nutrientes do efluente de aquicultura.

1.5 Objetivos gerais e específicos da dissertação

Esta dissertação de mestrado teve como objetivo geral contribuir para desenvolvimento de tecnologias que visem a otimização do tratamento de efluentes de aqüicultura com *wetlands* construídas. Os objetivos específicos foram:

1. Determinar os possíveis impactos provocados pelo manejo utilizado para a manutenção de camarões reprodutores da espécie *Macrobrachium rosenbergii* na água utilizada no viveiro.
2. Avaliar a eficiência de uma *wetland* construída e povoada com duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes* e *Salvinia molesta*), com diferentes exigências nutricionais, para otimizar o tratamento do efluente de viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*.

1.6 Estruturação dos demais capítulos da dissertação

Os capítulos II e III são referentes a experimentos desenvolvidos no Setor de Carcinicultura do Centro de Aqüicultura da UNESP (CAUNESP), em Jaboticabal – SP.

O capítulo II intitulado “**Impacto do manejo realizado para a manutenção de camarões reprodutores da espécie *Macrobrachium rosenbergii* na água utilizada no viveiro**” teve como objetivo determinar os possíveis impactos provocados pelo manejo utilizado para a manutenção de camarões reprodutores da espécie *Macrobrachium rosenbergii* na água utilizada no viveiro de cultivo. Concluiu-se que o manejo realizado para a manutenção de camarões reprodutores da espécie *M. rosenbergii* entre as biomassas de 403,18 e 547,90 g.m⁻², durante o período de 50 dias, provoca impacto na água utilizada no viveiro, pois aumenta os valores de condutividade elétrica, pH, turbidez e MPS; aumenta as concentrações de NIT, NT, P-PO₄, PD e PT e reduz a concentração de O₂ dissolvido. Estes impactos conferem à água utilizada no viveiro características que a impedem de ser lançados em corpos hídricos receptores (CONAMA, 2005), principalmente devido à concentração de PT, que pode provocar a eutrofização artificial dos ambientes aquáticos.

O capítulo III intitulado “**Tratamento do efluente de viveiro de carcinicultura com a utilização de *wetland* construída com macrófitas aquáticas flutuantes**” Teve como objetivo avaliar a eficiência de uma *wetland* construída e povoada com duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes* e *Salvinia molesta*), com diferentes exigências nutricionais, para otimizar o tratamento do efluente de viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*. Concluiu-se que a *wetland* construída e povoada com as duas espécies de macrófitas aquáticas foi menos eficiente no tratamento do efluente de viveiro de manutenção de *M. rosenbergii* do que a *wetland* construída e povoada com *E. crassipes*. A *wetland* construída e povoada com *S. molesta* apresentou eficiência similar à *wetland* construída e povoada com *E. crassipes* + *S. molesta*, dispostas em série.



Figura 1. Viveiro de manutenção de camarões de reprodutores da espécie *Macrobrachium rosenbergii*, localizado no Setor de Carcinicultura do Centro de Aqüicultura da UNESP (CAUNESP), em Jaboticabal – SP. O viveiro possui capacidade para 212,30 m³ (193 m² de superfície e 1,1 m de profundidade).



Figura 2. *Wetland* construída para o tratamento do efluente do viveiro de manutenção de camarões reprodutores da espécie *Macrobrachium rosenbergii*.

1.7 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Assad, L.T. & Bursztyn, M. 2000. Aqüicultura sustentável. In: Valenti, W.C.; Poli, C.R. & Pereira, J.A. & Borghetti, J.R. 2000. (Eds.) Aqüicultura no Brasil, bases para um desenvolvimento sustentável. Brasília: CNPq/ Ministério da Ciência e Tecnologia. p. 33-72.
- Benassi, R.S. 2003. Capacidade de tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* D.S. Mitchell. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista, 2003. 49p. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura) – Universidade Estadual Paulista.
- Biao, X., Zhuhong, D. & Xiaorong, W. 2004. Impact of the intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creeks from Eastern China. *Marine Pollution Bulletin*, v. 48, p. 543-553.
- Biudes, J.F.V. 2007. Uso de *Wetlands* construídas no tratamento de efluentes de carcinicultura. Jaboticabal, 2007 Tese (doutorado) Universidade Estadual Paulista, Centro de Aqüicultura, 2007. 103f.
- Boaventura, R., Pedro, A.M., Coimbra, J. & Lencastre, E. 1997. Trout farm effluents: characterization and impacts on the receiving streams. *Environmental Pollution*, 95(3): 379-387.
- Boyd, C.E. & Tucker, C.S. 1998. Pond aquaculture water quality management. Kluwer Academic Publishers, Boston, 700p.
- Boyd, C.E. 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, v. 226, p. 101-112.
- Boyd, C.E. & Zimmermann, S. 2000. Grow-out systems: water quality and soil management. In: New, M.B. & Valenti, W.C. (eds.) *Freshwater prawn farming: the farming of *Macrobrachium rosenbergii**. Blackwell Science, Oxford. p. 221-228.

- 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.
- Buford, M.A., Glibert, P.M. 1999. Short-term nitrogen uptake and regeneration in early and late growth phase shrimp ponds. *Aquaculture Research*, v. 30, p. 215-227.
- Calijuri, M.C.; Alves, M.S.A. & Santos, A.C.A. 2006. Cianobacterias e cianotoxinas em águas continentais. Rima, São Carlo, 118p.
- Cassillas-Hernández, R.; Magallón-Barajas, F.; Pottillo-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*, v. 258, p. 289-298.
- CETESB. 2002. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2002. São Paulo: CETESB, 2003. 274p.
- Chua, T.E., Paw, J.N. & Guarian, F.Y. 1989. The environmental impact of aquaculture and the effects of pollution on coastal aquaculture development in southeast Asia. *Marine Pollution Bulletin*, 20: 335-343.
- 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.
- CONAMA - Brasil. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências”. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília DF, 18 Marc 2005. Seção Resoluções, p. 19.

- Cooper, P.F. & Findlater, B.C. 1990. Constructed wetlands in water pollution control, International Association on Water Pollution Research and Control, Pergamon Press, Oxford.
- EMBRAPA. 2006. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Problemas e oportunidades. Disponível em: <<http://www.cnpma.embrapa.br/projetos>>. Acesso em 25 de Fev. 2006 c.
- Esteves, F.A. 1998. Fundamentos de Limnologia. 2ª ed. Interciência – FINEP, Rio de Janeiro, 602p.
- FAO – (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2006. Yearbooks of fishery statistics: summary tables. FAO, Rome (<http://www.fao.org>).
- Goldburg, R. & Triplett, T. 1997. Murky waters: Environmental effects of aquaculture in the United States. Environmental Defence Fund, Washington, 198p.
- Hargreaves, J.A. 1998. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture*. 166: 181-212.
- 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*.
- Hopkins, J.S.; Sandifer, P.A.; DeVoe, M.R.; Holland, M.R.; Browdy, C.L. & Stokes, A.D. 1995. Environmental impacts of shrimp farming with special reference to the situation in the United States. *Estuaries*, v. 18, p. 25-42.
- IWA - International Water Association, 2000. Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation. IWA Publishing, London. 156pp.

- Jackson, C.; Preston, N.; Thompson, P.J. & Buford, M. 2003. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. *Aquaculture*, v. 218, p. 397-411, 2003.
- Kadlec, R.H. & Knigh, R.L. 1996. *Treatment wetlands*, Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 893 p.
- 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.
- Loch, D.D., West, J.L. & Perlmutter, D.G. 1996. The effects of trout farm effluent on the richness of benthic macroinvertebrates. *Aquaculture*, 147: 37-55.
- Lin, Y.F.; Jing, S.R.; Lee, D.Y. & Wang, T.W. 2002. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, v. 209, p. 169-184.
- 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. 2004. *Qualidade da água em viveiros de criação de peixes com sistema de fluxo contínuo*. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, Jaboticabal. 136p.
- 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.
- Mckinnon, A.D.; Trott, L.A.; Alongi, D.M. & Davidson, A. 2002. Water column production and nutrient characteristics in mangrove creeks receiving shrimp farm effluent. *Aquaculture Research*, v. 33, p. 55-73.
- Midlen, A. & Redding, T. 2000. *Environmental management for aquaculture*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 223 p.

- 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 Limnol. Bras.*, v. 18, p. 311-319.
- Ono, E. A. & Kubitz, F. 2003. Cultivo de peixes em tanques-rede. USP/ESALQ, Jundiaí. 112p.
- Páez-Osuna, F.; Guerrero-Galván, S.R.; Ruiz-Fernández, A.C. & Espinoza-Ângulo, R. 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in North-West México. *Mar. Poll. Bull.*, v. 34. p. 290-297.
- Páez-Osuna, F.; Guerrero-Galván, S.R. & Ruiz-Fernández, A.C. 1998. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in México. *Mar. Poll. Bull.*, v. 36. p. 65-75.
- Páez-Osuna, F. 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects and mitigating alternatives. *Environmental Management*, v. 28, n. 1, p. 131-140.
- Pistori, R.E.T. 2005. Crescimento da macrófita aquática flutuante *Salvinia molesta* em viveiros de aquicultura com distintos estados tróficos. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista, 2005. 35p. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Universidade Estadual Paulista.
- Redding, T.; Todd, S. & Midlen, A. 1997. The treatment of aquaculture wastewater: a botanical approach. *Journal of Environmental Management*, v. 50, n. 3, p. 283-289, 1997.
- Samocha, T.M. & Lawrence, A.L. 1997. Shrimp farms' effluent waters, environmental impact and potential treatment methods. In: Keller, B.J. (Ed.), *Interactions Between Cultured Species and Naturally Occurring Species in the Environment*. pp. 35-38.
- 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.

- Schwartz, M.F.; Boyd, C.E. 1995. Constructed wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. *Progr. Fish-Cult.*, v. 57, p. 255-267.
- Shilo, M. & Rimon, A. 1982. Factors which effects the intensification of fish breeding in Israel. Ammonia transformation in intensive fish ponds. *Bamidgeh*, v. 34, p. 101-114.
- Shishehchian, F.; Yusoff, F. M.; Omar, H. & Kamarudin, M. S. 1999. Nitrogenous excretion of *Penaeus monodon* postlarvae fed with different diets. *Marine Pollution Bulletin*, 39 (1-12): 224-227.
- 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.
- Sooknah, R.D. & Wilkie, A.C. 2004. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. *Ecol. Eng.*, v. 22, p. 27-42.
- Stickney, R.R. 1979. *Principles of warmwater aquaculture*. New York: Jonh Wiley & Sons, Inc., p. 156-158.
- Tanner, C.C. 1996. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecol. Eng.*, 7: 59-83.
- Teichert-Coddington, D.R.; Rouse, D.B.; Potts, A. & Boyd, C.E. 1999. Treatment of harvest discharge from intensive shrimp ponds by settling. *Aquaculture Engineering*, v.19, p. 147-161.
- 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.
- Troot, L.A. & Alongi, D.M. 2000. The impact of shrimp pond effluent on water quality and phytoplankton biomass in a tropical mangrove estuary. *Marine and Freshwater Bulletin*, v. 40, p. 947-951.
- 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. 2000. Aquaculture for sustainable development. In: Valenti, W.C.; Poli, C.R. & Pereira, J.A.; Borghetti, J.R. 2000. Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável. Brasília: CNPq/Ministério da Ciência e Tecnologia, p. 25-32.
- Valenti, W.C. 2002. Criação de camarões de água doce. In: Congresso de Zootecnia, 12º, Vila Real, Portugal: Associação Portuguesa dos Engenheiros Zootécnicos, *Anais...* p. 229-237.
- 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.
- Wood, A. 1995. Constructed wetlands in water pollution control: Fundamentals to their understanding. *Water Science and Technology*, v.32, p. 21-29.

CAPÍTULO II - IMPACTO DO MANEJO REALIZADO PARA A MANUTENÇÃO DE CAMARÕES REPRODUTORES DA ESPÉCIE *Macrobrachium rosenbergii* NA ÁGUA UTILIZADA NO VIVEIRO

RESUMO: A produção mundial do camarão-da-malásia, *Macrobrachium rosenbergii*, apresentou crescimento considerável nas últimas décadas. Porém, a prática da carcinicultura pode provocar impactos na água utilizada no viveiro. O objetivo deste trabalho foi determinar os possíveis impactos provocados pelo manejo realizado para a manutenção de camarões reprodutores da espécie *M. rosenbergii* na água utilizada no viveiro durante o período de 50 dias. No início do experimento (14/03/2007) o viveiro, localizado no CAUNESP, em Jaboticabal (SP-Brasil), com 193 m² de superfície e 1,1 m de profundidade, encontrava-se povoado com 1.263 camarões reprodutores com peso médio de 61,61 ± 16,55 g.indivíduo⁻¹. Semanalmente foram determinados os valores de temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, alcalinidade total, turbidez, material particulado em suspensão (MPS), nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio total (NT), ortofosfato (P-PO₄), fósforo dissolvido (PD) e fósforo total (PT) da água de abastecimento e do efluente do viveiro. Os valores de condutividade elétrica e pH foram significativamente (p<0,05) maiores no efluente em relação aos da água de abastecimento. Os valores de turbidez e MPS foram significativamente maiores no efluente do viveiro em sete semanas. Com exceção do oxigênio dissolvido e de NT, as concentrações de NIT, P-PO₄, PD e PT foram significativamente maiores no efluente em relação à água de abastecimento do viveiro, em todas as semanas avaliadas. Entre as formas de fósforo, os maiores acréscimos foram observados para as concentrações de PD e PT com 82,76 µg.L⁻¹ e 174,75 µg.L⁻¹, respectivamente. Entre as formas nitrogenadas o maior acréscimo foi observado para NIT com 81,32 µg.L⁻¹. O manejo realizado para a manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* durante o período de 50 dias

provocou impacto na água utilizada no viveiro. As alterações provocadas na água impossibilitam seu lançamento em ambientes aquáticos (CONAMA, 2005) devido às altas concentrações de nutrientes, principalmente PT, que pode provocar a eutrofização artificial dos corpos d' água receptores.

Palavras-chave: Efluente, qualidade-de-água, carcinicultura, camarão-da-malásia, crustácea, nutrientes.

**IMPACT OF THE MANAGEMENT ACCOMPLISHED FOR THE MAINTENANCE
OF REPRODUCTIVE SHRIMP OF THE SPECIES *Macrobrachium rosenbergii* IN
WATER USED IN THE VIVARIUM**

ABSTRACT: The world production of Malaysia shrimp, *Macrobrachium rosenbergii*, presented considerable growth in the last decades. However, shrimp farming activity can provoke impacts in water used in the vivarium. The aim of this work was to determine the possible impacts provoked by the management accomplished for the maintenance of reproductive shrimp of the species *M. rosenbergii* in water used in the vivarium during the period 50 day. In the beginning of the experiment (03/14/2007) the vivarium, located in the CAUNESP, in Jaboticabal (SP-Brazil), with 193 m² of surface and 1.1 m was full of 1.263 reproductive shrimp with medium weight of 61.61 ± 16.55 g.indivíduo⁻¹. Weekly, it was determined value of temperature, pH, dissolved oxygen, electric conductivity, total alkalinity, turbidity, particulate material in suspension (PMS), total inorganic nitrogen (TIN), total nitrogen (TN), orthophosphate (P-PO₄), dissolved phosphorus (DP) and total phosphorus (TP) of supply water and of the effluent of the vivarium. The values of electric conductivity and pH were significantly (p<0,05) higher in the effluent relation to the ones of the supply water. The

turbidity and PMS values were significantly higher in the effluent of the vivarium in seven weeks. Except for the dissolved oxygen and of TN, the TIN, P-PO₄, DP and TP concentrations were significantly higher in the effluent when compared to the supply water of vivarium in all the weeks evaluated. Among the forms of phosphorus, the biggest increases were observed for DP and TP concentrations with 82.76 µg.L⁻¹ and 174.75 µg.L⁻¹, respectively. Among nitrogenous forms, the biggest increase was observed for TIN with 81.32 µg.L⁻¹. The management accomplished for the reproductive maintenance of *M. rosenbergii* during the period 50 days caused impact in water used in the vivarium. The alterations provoked in water unables its throwing into aquatic environments (CONAMA, 2005) due to the high nutrient concentrations, mostly TP, which can provoke for artificial eutrophization of the receivers in the water.

Key-words: Effluent, water quality, shrimp farm activity, Malaysia shrimp, crustacean and nutrients.

1. INTRODUÇÃO

A produção mundial de camarões de água doce é um dos setores da aquicultura que mais cresce no mundo (Moraes-Riodades & Valenti, 2004). De acordo com a FAO (2007), a produção mundial de camarão da espécie *Macrobrachium rosenbergii* aumentou de 19.035 toneladas, em 1995, para 205.033 toneladas, em 2005. O crescimento da produção mundial se deve, principalmente, ao desenvolvimento de tecnologias de cultivo (Valenti & Tidewell, 2006) que possibilita intensificar o sistema de produção. Essa intensificação envolve altas densidades de estocagem e gastos com energia, fertilizantes e alimentação comercial (Moraes-Riodades et al. 2006). Esses fatores contribuem para a deterioração da qualidade da água reduzindo o crescimento e a sobrevivência dos organismos cultivados (Wyban et al. 1989).

Vários autores têm avaliado a influência da densidade de estocagem e do manejo alimentar no crescimento e na produção de camarões (Smith et al. 2002; Coman et al. 2004; Venero et al. 2007; Mishra et al. 2007). Manejos com maiores taxas de arraçoamento incrementam a produção em resposta à entrada de nutrientes oriundos da ração e fertilização (Boyd, 2004). Porém, provocam aumento das concentrações de nitrogênio, fósforo e sólidos suspensos (Páez-Osuna, 2001), além de favorecer o crescimento das populações de fitoplâncton e de bactérias (Redding et al. 1997). Diversos estudos mostram as alterações provocadas na água de cultivo de camarões marinhos (Hopkins et al. 1995; Páez-Osuna et al. 1998; Trott & Alongi, 2000; Biao et al. 2004) e camarões de água doce (Benassi, 2003; Biudes, 2007; Henry-Silva & Camargo, 2008).

A qualidade da água dos viveiros é fundamental para o sucesso da aquicultura, sendo muito comum a renovação contínua da água de cultivo. O efluente gerado por este processo é enriquecido em nitrogênio, fósforo, material particulado e matéria orgânica (MacIntosh et al. 2001; Cohen et al. 2005; Casillas-Hernández et al. 2006). Estes efluentes, geralmente, são lançados continuamente, sem tratamento adequado, em ecossistemas aquáticos podendo

alterar as variáveis limnológicas e contribuir com o processo de eutrofização artificial dos corpos hídricos receptores (Kautsky et al. 2000; Páez-Osuna 2001; Biudes, 2007).

As características dos efluentes gerados pelo cultivo de organismos aquáticos apresentam variações em função da espécie cultivada, intensidade de produção, manejo alimentar e tecnologia empregada (Boyd, 2003). Neste sentido, a caracterização do impacto na água de cultivo depende de avaliações individualizadas (Henry-Silva, 2005). Essa avaliação é fundamental para a melhoria do cultivo, visando à geração de efluentes com menores concentrações de nitrogênio, fósforo e material particulado em suspensão (Baccarin & Camargo, 2005).

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi determinar os possíveis impactos provocados pelo manejo realizado para a manutenção de camarões reprodutores da espécie *Macrobrachium rosenbergii* na água utilizada no viveiro.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado na Universidade Estadual Paulista (UNESP), no Setor de Carcinicultura do Centro de Aqüicultura da UNESP (CAUNESP), câmpus de Jaboticabal (SP-Brasil) (21° 15'S e 48° 19'W) de 14 de março à 03 de maio de 2007 (8 semanas). O viveiro utilizado para a manutenção de camarões reprodutores da espécie *M. rosenbergii* possui paredes de cimento, fundo de terra e capacidade para 212,30 m³ (193 m² de superfície e 1,1 m de profundidade). O abastecimento do viveiro foi realizado por canais de derivação que possibilita a entrada e saída da água em lados opostos. No início do experimento (14/03/2007) o viveiro encontrava-se povoado com 1.263 camarões reprodutores com peso médio de 61,61 ± 16,55 g.indivíduo⁻¹.

O viveiro foi abastecido com água proveniente de duas represas localizadas a montante do Setor de Carcinicultura. A primeira, utilizada como fonte de abastecimento do

CAUNESP, é classificada como meso-trófica e a segunda que recebe efluentes dos setores de piscicultura e ranicultura é classificada como hiper-eutrófica (Macedo, 2004; Pistori, 2005).

O fornecimento de alimento aos camarões foi realizado a “lanço”, diariamente às 16:00 horas, com dieta comercial peletizada (Fri-acqua[®] camarão 35 HD da FRI-RIBE), sendo a quantidade fornecida equivalente a 2% da biomassa total dos reprodutores no viveiro. A composição da dieta fornecida é apresentada na tabela 1.

Tabela 1. Composição da dieta fornecida aos reprodutores de *M. rosenbergii*.

Níveis de garantia de enriquecimento por quilograma do produto	
Componente	Valor (%)
Umidade (máximo)	13,00
Proteína Bruta (mínimo)	35,00
Extrato Etéreo (mínimo)	6,00
Matéria Fibrosa (máximo)	8,00
Matéria Mineral (máximo)	13,00
Cálcio (máximo)	3,00
Fósforo (mínimo)	0,70

Suplemento mineral: Cobre 50,00 mg; cobalto 0,30 mg; ferro 20,00 mg; manganês 40,00 mg; zinco 150 mg; iodo 1,50 mg e selênio 0,30 mg. **Suplemento vitamínico:** Vitamina A 10.000,00 UI/Kg; vitamina B1 30,00 mg; vitamina B12 40,00 mcg vitamina B2 25,00 mg; vitamina B6 35,00 mg; vitamina C 250,00 mg; vitamina D 3.000,00 UI/Kg; vitamina E 150,00 mg; vitamina K 3,00 mg; ácido fólico 4,00 mg; ácido pantotênico 50,00 mg; colina 400,00 mg; biotina 1,00 mg; niacina 100,00 mg; cromo 600,00 mg; inositol 300,00; antioxidante 100,00 mg e aditivo antifúngico 1.000,00 mg.

Nos dias 26/03 e 20/04 de 2007 foi medida a massa fresca de 34 e 37 camarões, respectivamente, para estimar a biomassa de *M. rosenbergii* (g.m^{-2}) existente no viveiro e ajustar a quantidade de dieta fornecida (g.dia^{-1}). A estimativa de biomassa foi realizada mensalmente, considerando uma mortalidade de 4%.

Semanalmente, foram coletadas, em triplicata, entre 8:30 e 10:00 horas, amostras de 1 L da água de abastecimento e do efluente do viveiro. As coletas do efluente foram realizadas em caixas de escoamento localizadas externamente ao viveiro conforme mostrado na figura 1.

Estas caixas possibilitam que a drenagem seja realizada pela parte inferior do viveiro eliminando junto com a água detritos e matéria orgânica em decomposição acumulados no sedimento.

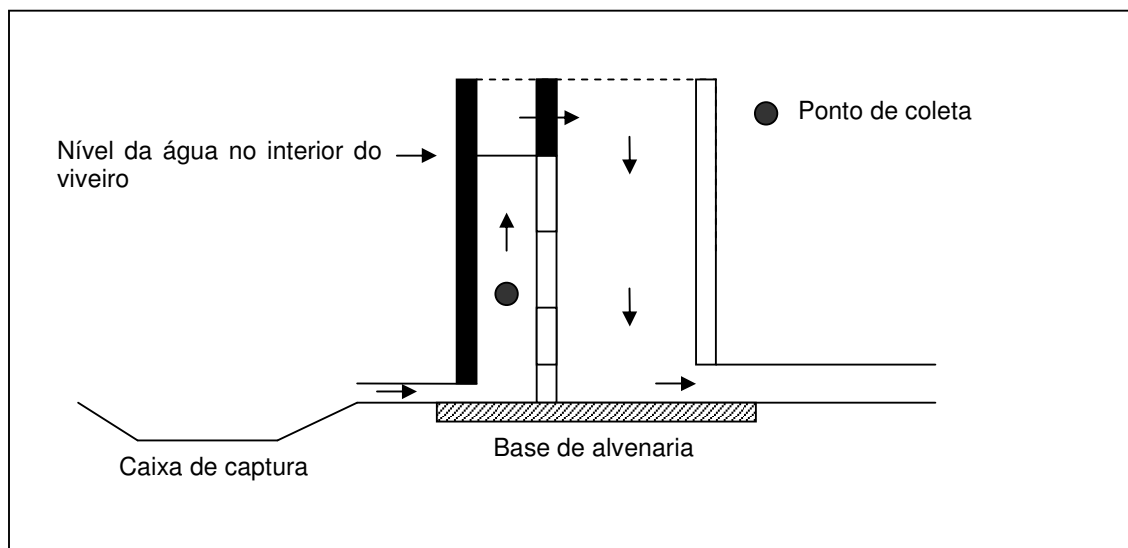


Figura 1. Modelo da caixa de escoamento utilizada no viveiro de manutenção de *M. rosenbergii*. A seta indica o sentido de escoamento da água durante a drenagem do viveiro (Adaptado de Valenti, 1996).

Os valores de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), potencial hidrogeniônico (pH), concentração de oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e condutividade elétrica (mS.cm^{-1}) da água de abastecimento e do efluente do viveiro foram mensurados, em triplicata, com a sonda multiprobe YSI *incorporated* modelo 556 MPS.

Após as coletas de águas, as amostras foram levadas ao laboratório para a determinação dos valores de alcalinidade (meq.L^{-1}) e turbidez (FTU) da água de abastecimento e do efluente do viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*. Para quantificar a alcalinidade foi realizada a titulação de ácido sulfúrico (H_2SO_4) à 0,01N. Após a titulação foi realizado o cálculo para a determinação da alcalinidade pelo método descrito por Golterman et al. (1978).

Os valores de turbidez (FTU) foram determinados por meio do espectrofotômetro modelo HACH DR/2000.

Aproximadamente 0,5 L de água foi filtrada em micro filtro de fibra de vidro (Whatman GF 52-C) de $47 \pm 0,5$ mm diâmetro e 0,6-0,7 μm de porosidade para a determinação da concentração de material particulado em suspensão (MPS) (APHA, 1998). As amostras filtradas e não filtradas (0,5 L) foram congeladas em frascos de polietileno à -20°C . Posteriormente, as amostras filtradas foram utilizadas para determinar as concentrações de nitrogênio amoniacal (N-amoniacal) (Koroleff, 1976), nitrato (N- NO_3) e nitrito (N- NO_2) (Mackereth et al. 1978), fósforo dissolvido (PD) e ortofosfato (P- PO_4) (Golterman et al. 1978). As amostras não filtradas foram utilizadas para determinar nitrogênio total (NT) (Mackereth et al. 1978) e fósforo total (PT) (Golterman et al. 1978). A concentração de nitrogênio inorgânico total (NIT) de cada amostra foi calculada pela soma das concentrações de nitrogênio N-amoniacal, N- NO_2 e N- NO_3 .

Os acréscimos de NIT, NT, P- PO_4 , PD, PT, MPS e turbidez provocados pelo manejo realizado para a manutenção de *M. rosenbergii* na água utilizada no viveiro foram calculados pela média das concentrações das formas de N e P, MPS e turbidez durante as oito semanas avaliadas. A fórmula utilizada para quantificar os acréscimos foi:

$A = C_E - C_A$; onde A = acréscimo; C_E valores das variáveis limnológicas do efluente do viveiro e C_A = valores das variáveis limnológicas da água de abastecimento do viveiro.

Para a análise estatística dos dados foi considerado um modelo linear geral com os efeitos de água (água de abastecimento e efluente do viveiro), tempo (semanas) e a interação entre ambos. Para detectar diferenças significativas entre as médias das variáveis limnológicas da água utilizou-se a Análise de Variância de uma classificação (ANOVA – One way) seguida pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade. Para o tempo efetuaram-se regressões entre as semanas e as médias das variáveis avaliadas. Quando o teste F da

variância de regressão foi significativo a 5%, selecionaram-se modelos, adotando-se, como critério, o maior R^2 e a significância de 5% dos parâmetros da equação. Em ambos os testes os dados foram analisados utilizando-se o programa estatístico Sisvar (Ferreira, 2000).

3. RESULTADOS

As biomassas de camarões reprodutores da espécie *M. rosenbergii* medidas nos meses de março e abril foram de 403,18 e 547,90 g.m⁻², respectivamente. Os valores médios de temperatura foram significativamente ($p < 0,05$) maiores no efluente do viveiro, em relação aos valores da água de abastecimento em cinco semanas (Tabela 2). Os valores médios de pH e condutividade elétrica foram significativamente ($p < 0,05$) maiores no efluente, em relação à água de abastecimento do viveiro em todas as semanas avaliadas (Tabela 2). Os maiores valores de pH e condutividade elétrica foram obtidos nas semanas 3 e 7, respectivamente (Tabela 2). A concentração média de oxigênio dissolvido foi significativamente ($p < 0,05$) maior na água de abastecimento do viveiro, em relação ao efluente em sete semanas, sendo que, na semana 3 a concentração no efluente foi significativamente ($p < 0,05$) maior, em relação à água de abastecimento do viveiro (Tabela 2).

Os valores médios de alcalinidade total foram significativamente ($p < 0,05$) maiores no efluente, em relação à água de abastecimento do viveiro nas semanas 5 e 7. Os valores médios de turbidez foram significativamente ($p < 0,05$) maiores no efluente, em relação à água de abastecimento do viveiro em sete semanas. Na semana 5 não ocorreu diferença significativa da turbidez da água de abastecimento e do efluente do viveiro (Tabela 2).

Tabela 2. Desdobramento das interações significativas referentes às variáveis limnológicas da água de abastecimento (Ab.) e do efluente (Ef.) do viveiro de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* em diferentes épocas de amostragem.

Água	Semanas								E
	1	2	3	4	5	6	7	8	
Temperatura (°C)									
Ab.	26,40 ± 0,01 b	25,04 ± 0,02 a	27,04 ± 0,01 b	26,97 ± 0,01 b	25,81 ± 0,59 b	25,60 ± 0,15 b	25,85 ± 0,06 b	23,56 ± 0,00 a	Q**
Ef.	27,61 ± 0,02 a	25,15 ± 0,02 a	28,74 ± 0,0 a	29,52 ± 0,01 a	27,29 ± 0,01 a	27,73 ± 0,04 a	28,94 ± 0,01 a	23,14 ± 0,01 b	C**
pH									
Ab.	6,97 ± 0,10 b	6,77 ± 0,03 b	6,30 ± 0,02 b	6,59 ± 0,06 b	7,62 ± 0,02 b	7,73 ± 0,05 b	7,42 ± 0,01 b	7,80 ± 0,01 b	C**
Ef.	8,46 ± 0,00 a	8,14 ± 0,01 a	8,94 ± 0,01 a	8,75 ± 0,04 a	8,24 ± 0,01 a	7,92 ± 0,01 a	7,81 ± 0,02 a	8,05 ± 0,02 a	C**
Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)									
Ab.	6,71 ± 0,11 a	7,02 ± 0,06 a	6,39 ± 0,03 b	6,37 ± 0,02 a	7,77 ± 0,03 a	7,55 ± 0,33 a	7,40 ± 0,09 a	8,19 ± 0,01 a	Q**
Ef.	4,94 ± 0,02 b	6,14 ± 0,01b	6,81 ± 0,01 a	6,15 ± 0,03 b	6,68 ± 0,07 b	6,51 ± 0,03 b	6,10 ± 0,01 b	6,58 ± 0,06 b	C**
Condutividade elétrica (mS.cm ⁻¹)									
Ab.	0,086 ± 0,000 b	0,083 ± 0,002 b	0,085 ± 0,000 b	0,081 ± 0,000 b	0,080 ± 0,000 b	0,081 ± 0,000 b	0,084 ± 0,000 b	0,075 ± 0,001 b	C**
Ef.	0,092 ± 0,001 a	0,093 ± 0,001 a	0,093 ± 0,001 a	0,096 ± 0,002 a	0,086 ± 0,000 a	0,090 ± 0,000 a	0,158 ± 0,001 a	0,088 ± 0,000 a	C**
Alcalinidade total (meq.L ⁻¹)									
Ab.	0,420 ± 0,00 a	0,363 ± 0,01 a	0,387 ± 0,01 a	0,360 ± 0,00 a	0,373 ± 0,01 b	0,430 ± 0,01 a	0,403 ± 0,01 b	0,427 ± 0,01 a	C**
Ef.	0,392 ± 0,00 b	0,367 ± 0,01 a	0,383 ± 0,01 a	0,357 ± 0,01 a	0,397 ± 0,01 a	0,403 ± 0,00 b	0,420 ± 0,00 a	0,400 ± 0,00 b	C**
Turbidez (FTU)									
Ab.	22,00 ± 0,00 b	13,33 ± 0,58 b	12,33 ± 0,58 b	10,67 ± 0,58 b	12,00 ± 0,00 a	14,00 ± 0,00 b	11,33 ± 0,58 b	12,67 ± 0,58 b	NS
Ef.	60,00 ± 2,00 a	35,00 ± 1,73 a	147,33 ± 4,04 a	220,67 ± 6,43 a	22,67 ± 0,58 a	42,33 ± 4,73 a	54,00 ± 14,42 a	142,33 ± 25,50 a	C**

Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%. Letras minúsculas referem-se à comparação de tratamentos dentro de cada semana. E = equações. Na linha L: regressão linear; Q: regressão quadrática e C regressão cúbica, NS: não significativa. ** significativa a 1% de probabilidade, * significativa a 5% de probabilidade.

Os valores médios de material particulado em suspensão (MPS) e a concentração de NT foram significativamente ($p < 0,05$) maiores no efluente, em relação à água de abastecimento do viveiro em sete semanas (Tabela 3). As concentrações de NIT, P-PO₄, PD e PT foram significativamente ($p < 0,05$) maiores no efluente, em relação à água de abastecimento do viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* nas oito semanas avaliadas (Tabela 3). As maiores concentrações de NT e PT foram obtidas nas semanas 4 ($0,88 \pm 0,017 \text{ mg.L}^{-1}$) e 6 ($292,70 \pm 3,20 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$), respectivamente (Tabela 3).

Tabela 3. Desdobramento das interações significativas referentes às variáveis limnológicas da água de abastecimento (Ab.) e do efluente (Ef.) do viveiro de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* em diferentes épocas de amostragem.

Água	Semanas								E
	1	2	3	4	5	6	7	8	
	Material particulado em suspensão (mg.L ⁻¹)								
Ab.	12,13 ± 2,99 a	42,61 ± 12,56 b	8,56 ± 1,23 b	12,81 ± 1,28 b	11,41 ± 0,81 b	14,26 ± 0,88 b	12,06 ± 0,90 b	13,89 ± 1,03 b	NS
Ef.	28,11 ± 2,19 a	94,17 ± 10,31 a	194,46 ± 39,93 a	191,57 ± 14,69 a	78,53 ± 4,59 a	84,06 ± 9,34 a	120,79 ± 12,92 a	173,62 ± 8,01 a	C**
	Nitrogênio inorgânico total (µg.L ⁻¹)								
Ab.	109,29 ± 4,59 b	150,66 ± 4,43 b	46,10 ± 2,11 b	66,65 ± 7,10 b	82,03 ± 3,25 b	119,54 ± 6,52 b	54,05 ± 2,21 b	94,04 ± 2,92 b	Q*
Ef.	260,47 ± 4,43 a	209,27 ± 3,42 a	110,13 ± 2,08 a	189,96 ± 35,31 a	101,22 ± 2,58 a	167,46 ± 4,28 a	135,65 ± 3,38 a	198,73 ± 1,62 a	Q**
	Nitrogênio total (mg.L ⁻¹)								
Ab.	0,467 ± 0,008 a	0,523 ± 0,066 b	0,448 ± 0,000 b	0,373 ± 0,016 b	0,313 ± 0,008 b	0,308 ± 0,037 b	0,443 ± 0,080 b	0,364 ± 0,078 b	Q**
Ef.	0,505 ± 0,006 a	0,695 ± 0,011 a	0,707 ± 0,038 a	0,880 ± 0,017 a	0,613 ± 0,011 a	0,617 ± 0,047 a	0,666 ± 0,014 a	0,681 ± 0,058 a	C*
	Ortofosfato (µg.L ⁻¹)								
Ab.	13,08 ± 1,08 b	5,00 ± 0,00 b	10,32 ± 1,08 b	11,17 ± 0,69 b	11,68 ± 0,60 b	11,22 ± 1,55 b	5,00 ± 0,00 b	5,00 ± 0,00 b	C*
Ef.	79,87 ± 2,49 a	60,90 ± 5,78 a	26,61 ± 0,90 a	80,66 ± 1,69 a	63,97 ± 1,41 a	77,36 ± 4,74 a	67,51 ± 3,67 a	64,65 ± 8,05 a	C**
	Fósforo dissolvido (µg.L ⁻¹)								
Ab.	33,39 ± 1,00 b	23,24 ± 3,94 b	22,17 ± 2,01 b	21,17 ± 1,17 b	17,72 ± 0,88 b	20,93 ± 0,44 b	12,60 ± 1,22 b	15,87 ± 0,69 b	L**
Ef.	109,79 ± 4,18 a	110,07 ± 1,21 a	56,66 ± 4,40 a	130,63 ± 8,09 a	79,59 ± 5,51 a	132,92 ± 4,17 a	98,90 ± 3,58 a	110,68 ± 3,22 a	C**
	Fósforo total (µg.L ⁻¹)								
Ab.	84,32 ± 5,36 b	69,38 ± 5,03 b	49,39 ± 5,05 b	52,87 ± 13,48 b	58,48 ± 2,10 b	106,45 ± 20,49 b	23,64 ± 1,63 b	34,84 ± 0,65 b	C**
Ef.	263,27 ± 6,77 a	235,70 ± 4,25 a	207,86 ± 2,74 a	226,10 ± 2,76 a	224,96 ± 4,75 a	292,70 ± 3,21 a	186,46 ± 2,59 a	240,35 ± 5,24 a	C**

Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%. Letras minúsculas referem-se à comparação de tratamentos dentro de cada semana. E = equações. Na linha L: regressão linear; Q: regressão quadrática e C regressão cúbica, NS: não significativa. ** significativa a 1% de probabilidade, * significativa a 5% de probabilidade.

A análise de regressão mostrou que ocorreu interação significativa ($p < 0,05$) entre as semanas e os valores médios de temperatura, pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido (Figura 2) e condutividade elétrica (Figura 3) tanto para água de abastecimento do viveiro, como para o efluente. As médias de turbidez e material particulado em suspensão apresentaram interação significativa ($p < 0,05$) entre as semanas para a água de abastecimento do viveiro e para o efluente, porém, para a água de abastecimento as equações selecionadas não foram significativas (Figura 3). As médias das concentrações de NIT, NT, P-PO₄, PD e PT apresentaram interação significativa entre as semanas, tanto para a água de abastecimento, como para o efluente do viveiro de manutenção de *M. rosenbergii* (Figura 4).

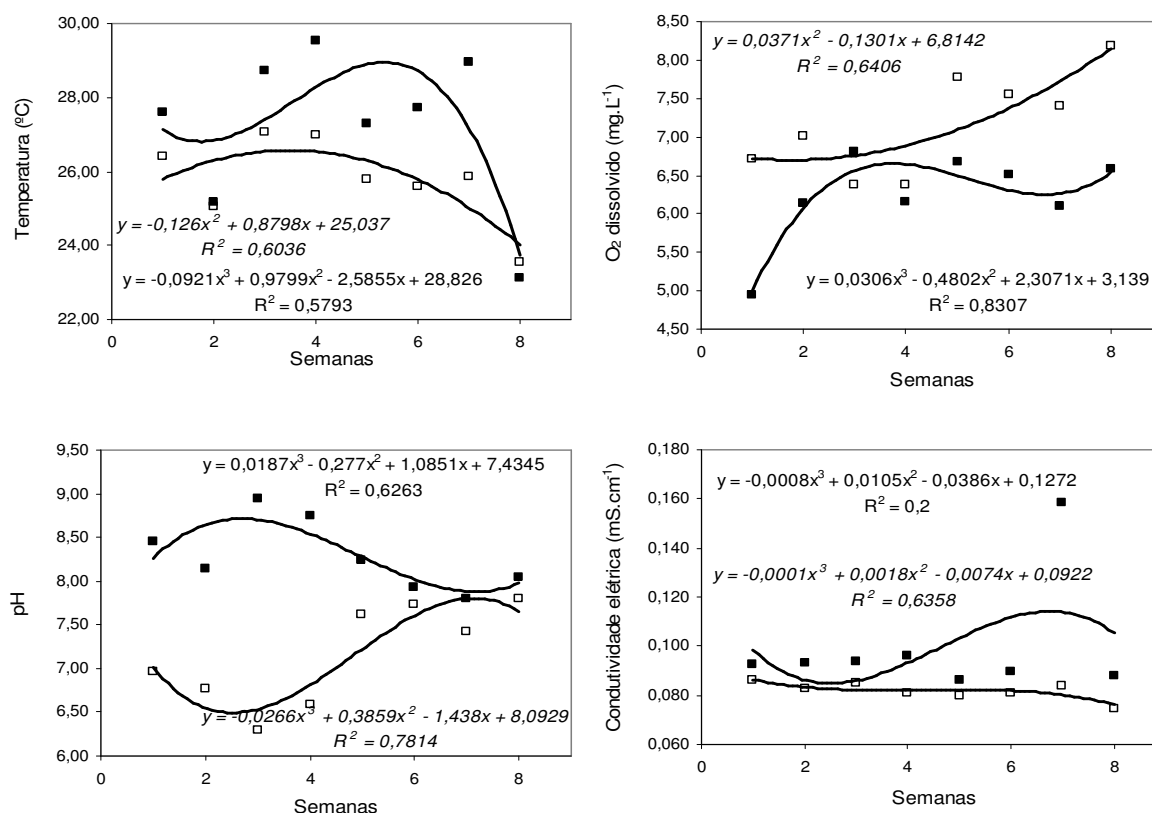


Figura 2. Interação significativa entre as semanas de avaliação e os valores médios de temperatura, pH, oxigênio dissolvido e condutividade elétrica da água de *abastecimento* (□) e do efluente (■) do viveiro de *M. rosenbergii*.

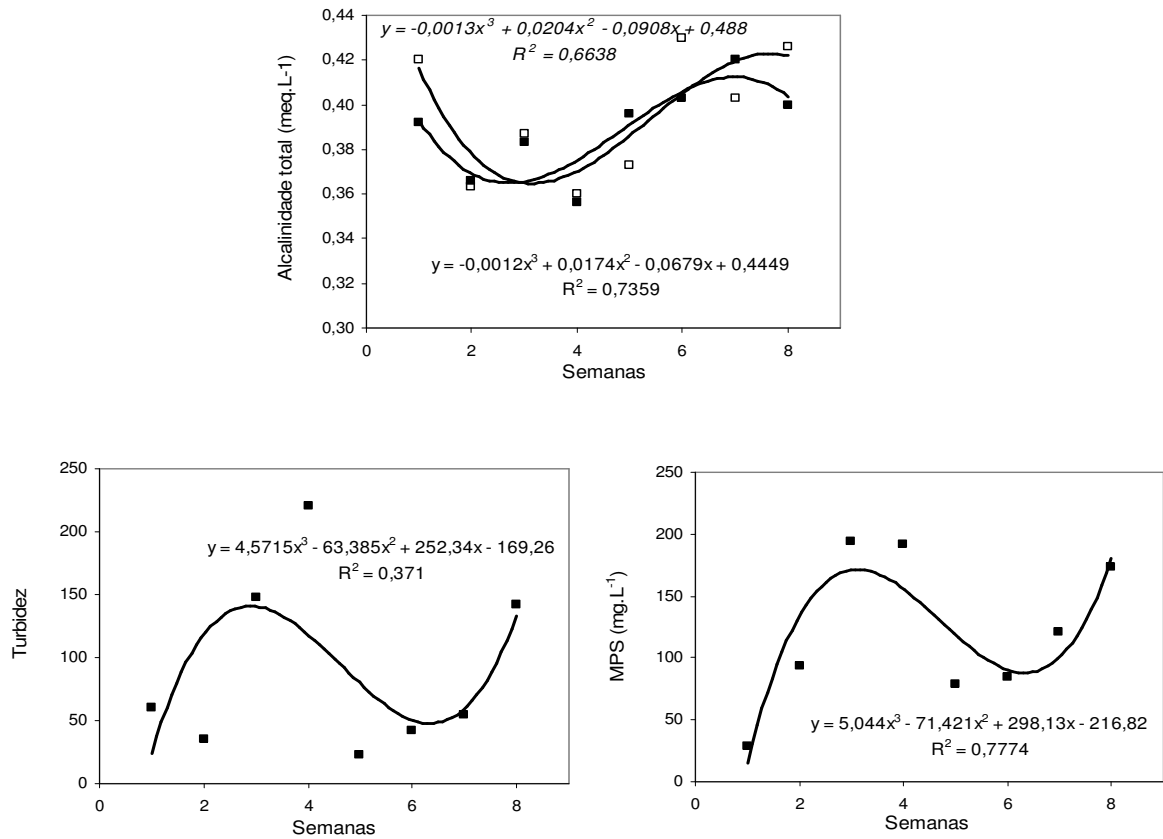


Figura 3. Interação significativa entre as semanas de avaliação e os valores médios de alcalinidade, turbidez e material particulado em suspensão (MPS) da água de *abastecimento* (□) do efluente (■) do viveiro de *M. rosenbergii*.

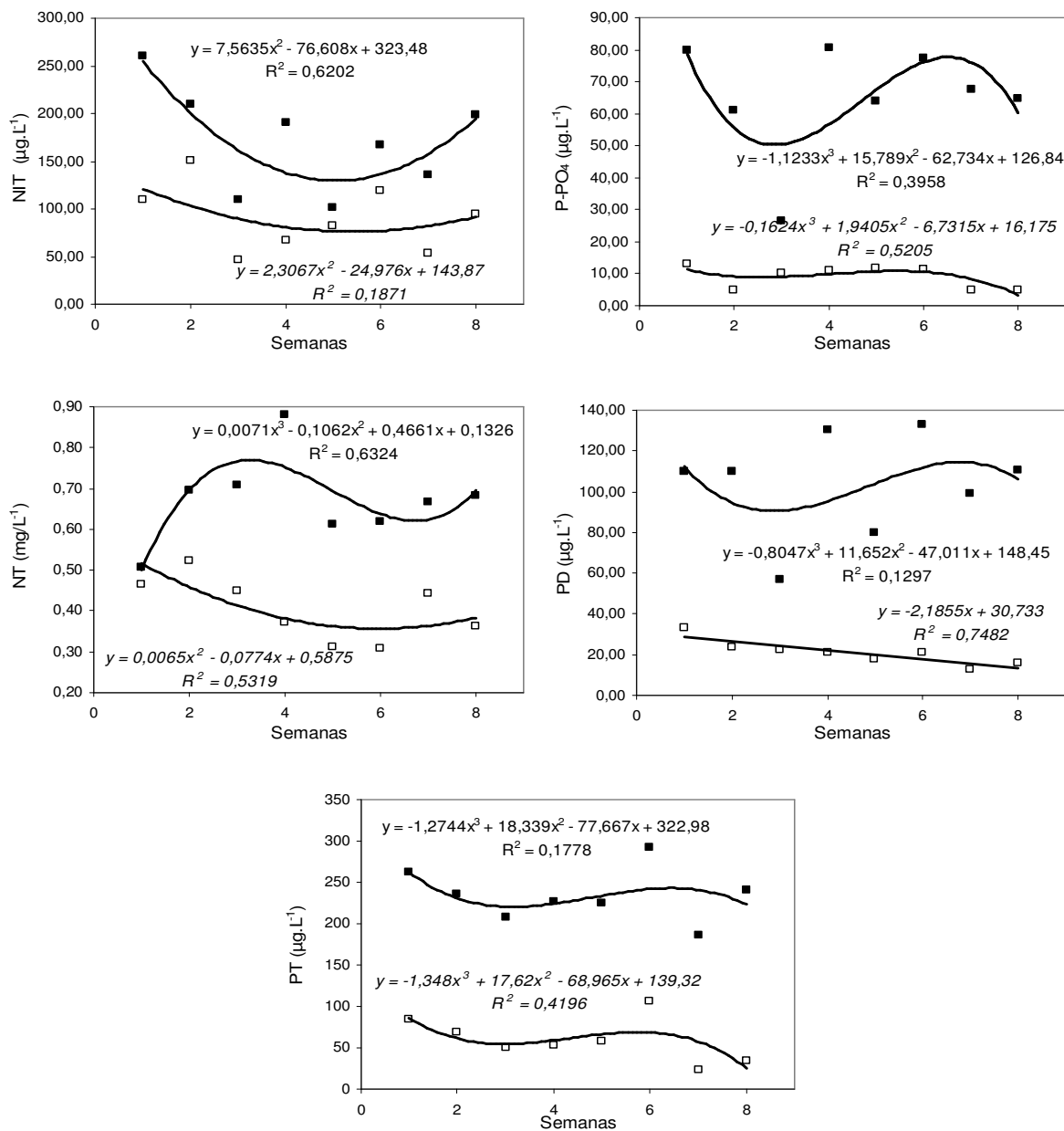


Figura 4. Interação significativa entre as semanas de avaliação e as concentrações médias de nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio total (NT), ortofosfato (P- PO_4), fósforo dissolvido (PD) e fósforo total (PT) da água de *abastecimento* (\square) e do efluente (\blacksquare) do viveiro de *M. rosenbergii*.

As análises de regressão linear mostraram que o aumento da concentração de PT na água de abastecimento provoca aumento desta variável, no efluente do viveiro. Para NIT, NT,

P-PO₄, PD e MPS não houve relação entre as concentrações do efluente e as concentrações da água de abastecimento do viveiro de manutenção de *M. rosenbergii* (Figura 5).

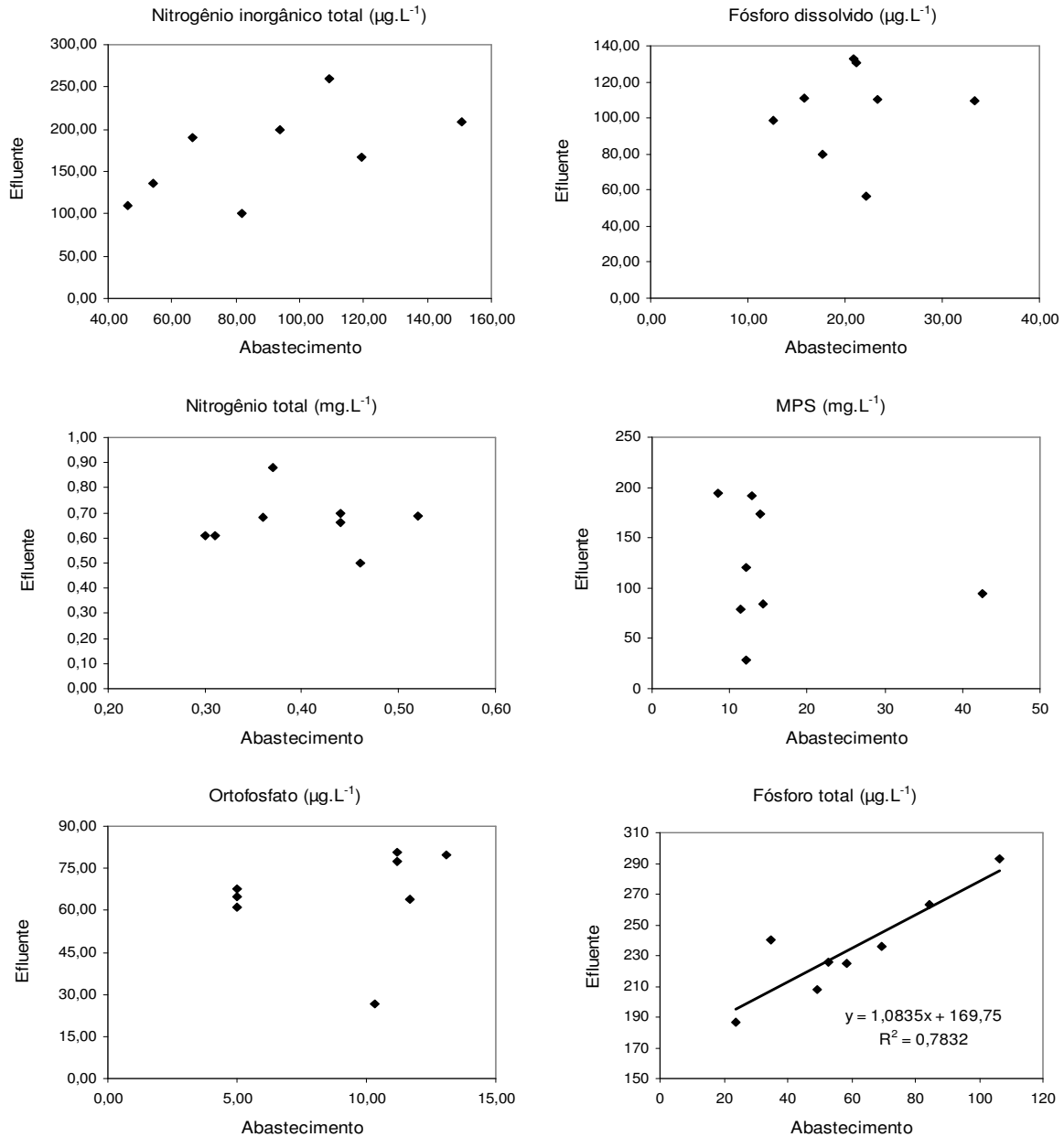


Figura 5. Efeito das concentrações de nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio total (NT), ortofosfato (P-PO₄), fósforo dissolvido (PD), fósforo total (PT) e material particulado em suspensão (MPS) da água de abastecimento do viveiro sobre as concentrações no efluente.

Na tabela 4 são comparados os valores de pH e turbidez e as concentrações de oxigênio dissolvido e fósforo total da água de abastecimento e do efluente do viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* durante as oito semanas com os valores e as concentrações apresentadas na resolução N° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 17 de março de 2005 para água doce (classe II), destinada à aquicultura e à atividade de pesca.

Os maiores acréscimos foram observados para turbidez e MPS com 77,00 FTU e 104,69 mg.L⁻¹, respectivamente. Entre as formas de fósforo os maiores acréscimos foram observados nas concentrações de PD com 82,76 µg.L⁻¹ e PT com 174,75 µg.L⁻¹. Entre as formas nitrogenados o maior acréscimo foi observado para NIT com 81,32 µg.L⁻¹ (Tabela 4).

Tabela 4. Médias e desvios padrão e variação dos valores e concentrações das variáveis limnológicas da água de abastecimento e do efluente do viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* comparados com a resolução N ° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente.

Variáveis	Abastecimento	Efluente	Variação	CONAMA N° 357 valor máximo
Alcalinidade (meq.L ⁻¹)	0,395 ± 0,03	0,390 ± 0,02	0,005	
Temperatura (°C)	25,78 ± 1,10	27,27 ± 2,04	1,42	-
Cond. Elétrica (mS.cm ⁻¹)	0,082 ± 0,003	0,100 ± 0,023	0,018	-
O ₂ dissolvido (mg.L ⁻¹)	7,17 ± 0,64	6,24 ± 0,56	-0,94	> 5,0
pH	7,15 ± 0,55	8,29 ± 0,38	1,14	6,0 - 9,0
Turbidez (FTU)	13,54 ± 3,44	90,54 ± 66,29	77,00	100
NIT (µg.L ⁻¹)	90,30 ± 34,35	171,61 ± 52,72	81,32	-
NT (mg.L ⁻¹)	0,405 ± 0,08	0,671 ± 0,10	0,27	-
P-PO ₄ (µg.L ⁻¹)	9,06 ± 3,37	65,19 ± 17,00	56,14	-
PD (µg.L ⁻¹)	20,90 ± 6,09	103,65 ± 24,60	82,76	-
PT (µg.L ⁻¹)	59,92 ± 26,58	234,67 ± 31,29	174,75	50,0
MPS (mg.L ⁻¹)	15,97 ± 11,12	120,66 ± 59,53	104,69	-

4. DISCUSSÃO

O manejo realizado para a manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* entre as biomassas de 403,18 e 547,90 g.m⁻² durante o período de 50 dias provoca aumento de

material particulado em suspensão (MPS), turbidez e pH na água utilizada no viveiro. Este aumento está relacionado ao não aproveitamento da dieta fornecida, à produção de fezes por *M. rosenbergii*, aos detritos e ao crescimento de fitoplâncton no viveiro. De fato, uma fração da dieta consumida pelos organismos cultivados é eliminada como fezes (Arana, 2004) e a outra fração da dieta fornecida e não consumida forma os detritos. Júnior & Neto (2002) estimam que apenas 17-25% da dieta fornecida seja efetivamente transformada em biomassa. Segundo Islam et al. (2004) o aumento da turbidez no efluente de viveiro de cultivo do camarão *Penaeus monodon* ocorre, principalmente, devido ao crescimento de fitoplâncton e ao aumento da concentração de clorofila-*a*. Contudo, a movimentação dos camarões no fundo do viveiro ocasiona a ressuspensão de detritos para a coluna d'água contribuindo para o aumento de MPS e turbidez. Os valores de turbidez obtidos nas semanas 3 (146,33 FTU), 4 (220,67 FTU) e 8 (142,33 FTU) foram maiores que o valor máximo estabelecido na Resolução N° 357, de março de 2005, (CONAMA, 2005), com limite de 100 UNT, para águas de classe II, destinada à aquicultura e à atividade da pesca e de classe III destinada entre outras atividades, à pesca amadora.

O aumento do pH no efluente, em relação à água de abastecimento do viveiro, está relacionado ao processo de fotossíntese realizado pelo fitoplâncton. As medições foram realizadas entre 8:30 e 10:00 horas e nesse período havia incidência da luz solar para o fitoplâncton realizar fotossíntese há pelo menos duas horas. De acordo com Wetzel (2001), no processo de fotossíntese, a assimilação do CO₂ da água proporciona o aumento do pH. Neste estudo os valores de pH (7,80 a 8,94) permaneceram, na maioria das semanas avaliadas, dentro do limite (7,0 a 8,5) considerado como ideal para o cultivo de *M. rosenbergii* (Boyd e Zimmerman, 2000) e do limite estabelecido pela Resolução N° 357 do CONAMA (2005) que estabelece valores entre 6,0 e 9,0 para as águas de classe II.

Os valores de condutividade elétrica também aumentaram devido ao manejo de manutenção dos camarões reprodutores. A decomposição da fração da dieta fornecida e não consumida, das fezes, excretas e camarões mortos provoca o aumento da condutividade elétrica. Segundo Bianchini Junior (2003) durante o processo de decomposição da matéria orgânica ocorre a liberação de íons. Estes favorecem o aumento da condutividade elétrica da água de cultivo. No presente estudo a adição de cloreto de sódio (NaCl) no viveiro para o tratamento de bacteriose em alguns peixes da espécie *Phallocerus caudimaculatus* provocou acentuado aumento da condutividade elétrica na semana 7. Henry-Silva (2005) avaliando as alterações das variáveis físicas e químicas da água utilizada em viveiros de manutenção de camarões reprodutores da espécie *M. amazonicum*, sem a adição de cloreto de sódio, pelo período de 16 semanas, obteve condutividade média de $0,068 \pm 0,006 \text{ mS.cm}^{-1}$.

A redução da concentração de oxigênio dissolvido no efluente do viveiro está relacionada à respiração dos camarões e, principalmente, ao processo de decomposição da matéria orgânica presente no viveiro. Henry-Silva (2005) também observou redução da concentração de oxigênio dissolvido no efluente do viveiro de manutenção de *M. amazonicum* devido ao incremento da dieta fornecida e à decomposição da matéria orgânica. O fornecimento de diferentes dietas (peletizada, extrusada, alimento natural e farelada) também provocou redução da concentração de oxigênio dissolvido na água utilizada no cultivo de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) (Baccarin & Camargo, 2005). Além da respiração e decomposição, a temperatura mais elevada no efluente do viveiro, também contribuiu para a redução da solubilidade deste gás. O aumento da temperatura com redução da concentração de oxigênio dissolvido também foram observados por Henry-Silva & Camargo (2008) no efluente de viveiro de manutenção de *M. amazonicum*. Apesar da redução, as concentrações de oxigênio dissolvido obtidas no efluente deste estudo permaneceram acima da concentração estabelecida na Resolução N° 357, de março de 2005, (CONAMA, 2005) (5 mg.L^{-1}) para

águas de classe II, destinadas à aqüicultura e à atividade da pesca, com exceção, apenas da semana 1 com 4,94 mg.L⁻¹.

O manejo utilizado no presente estudo provoca aumento das concentrações de NIT, NT, P-PO₄, PD e PT na água utilizada no viveiro. Este aumento, possivelmente, está relacionado ao não aproveitamento por *M. rosenbergii* do N e P presente na dieta fornecida. De fato, parte do N e P presente na dieta consumida por *M. rosenbergii* é eliminado na água na forma de excretas e fezes (Sugiura et al. 1998; Arana, 2004). Jackson et al. (2003) estimam que apenas 21-22% do nitrogênio e 6% de fósforo sejam assimilados pelo camarão, o restante, na forma de detritos e excretas, é transportado para fora do viveiro no efluente ou deposita-se no sedimento contribuindo com o aumento de matéria orgânica e deterioração da qualidade da água do viveiro. A dieta fornecida e não consumida também contribui para os aumentos de N e P na coluna d' água, pois de acordo com Mires (1995) a decomposição desta dieta promove a liberação de formas solúveis de N (uréias, aminoácidos e ácidos úricos) e P (ortofosfato, fosfoproteínas, fosfolipídeos). Além da decomposição, a movimentação dos camarões no fundo do viveiro favorece a ressuspensão da matéria orgânica para a coluna d' água contribuindo para o aumento de N e P na água utilizada no viveiro.

Na Tabela 5, as concentrações de NT e PT no efluente do viveiro de manutenção de *M. rosenbergii* obtidas neste estudo são comparadas com as concentrações de outros estudos. Apesar da taxa de arraçoamento ser inferior à utilizada por Baccarin e Camargo (2005) e por Henry-Silva (2005), as concentrações de NT e PT foram maiores, possivelmente, devido a maior densidade de estocagem, que exige maior quantidade de dieta fornecida aos camarões. No entanto, Thakur e Lin (2003), com densidade de estocagem inferior, mas com elevada taxa de arraçoamento obteve maiores concentrações de NT e PT. Muangkeow et al. (2007) observaram aumento das concentrações de NT, PT, clorofila-*a* e sólidos suspensos na água de

tanques de cultivo de camarão da espécie *Litopenaeus vannamei* mantidos na densidade de 56,4 g.m⁻² e alimentados em sistemas de bandejas com taxa entre 3 e 10% da biomassa por dia.

A Resolução Nº 357, de março de 2005, (CONAMA, 2005) estabelece concentração máxima de PT, em águas de classe II, destinada a aquicultura e à atividade da pesca, de 30 µg.L⁻¹, em ambientes lênticos e 50 µg.L⁻¹ em ambientes intermediários. Para águas de classe III, destinadas à pesca amadora, a concentração máxima permitida é de 50 µg.L⁻¹, em ambientes lênticos, 75 µg.L⁻¹, em ambientes intermediários e de 150 µg.L⁻¹, em ambientes lóticos. Portanto, pode-se concluir que o manejo realizado para a manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* durante o período de 50 dias provoca acentuado aumento da concentração de PT na água utilizada no viveiro. Este aumento pode contribuir para a eutrofização artificial dos corpos d' água receptores de efluente dos viveiros.

Tabela 5. Comparação das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) obtidas no efluente do viveiro de manutenção de *M. rosenbergii* neste estudo com as de outros estudos.

	Espécies cultivadas			
	<i>Oreochromis niloticus</i>	<i>Penaeus monodon</i>	<i>M. amazonicum</i>	<i>M. rosenbergii</i>
NT (mg.L ⁻¹)	0,60	3,0-3,7	0,47	0,88
PT (µg.L ⁻¹)	200,0	517-864	229,3	292,70
Densidade de estocagem (g.m ⁻²)	22,69	17,25 - 34,00	85,7	403,18-547,90
Arraçoamento (% de massa fresca)	3	8	4	2
Fonte	Baccarin & Camargo (2005)	Thakur & Lin (2003)	Henry-Silva (2005)	Este trabalho

A análise de regressão mostrou que o aumento da concentração de PT no efluente, também está relacionado com as concentrações da água de abastecimento do viveiro. De fato, Benassi (2003) comprova que as características limnológicas do efluente estão relacionadas

com as características limnológicas da água de abastecimento do viveiro. Porém, neste estudo as concentrações de NIT, NT, P-PO₄, PD e MPS do efluente do viveiro não apresentaram relação com as concentrações obtidas na água de abastecimento. Portanto, o aumento das concentrações de NIT, NT, P-PO₄, PD e MPS na água utilizada no viveiro de manutenção dos reprodutores, possivelmente, está relacionado com o manejo realizado.

Os acréscimos de NT e PT no efluente podem estar relacionados às concentrações na água de abastecimento do viveiro e ao manejo alimentar utilizado para a manutenção dos camarões. Benassi (2003) observou concentrações de NT e PT na água de abastecimento do viveiro de 0,15 mg.L⁻¹ e de 58,03 µg.L⁻¹, respectivamente. Estes valores foram inferiores aos observados por Henry-Silva (2005) com concentrações de NT e PT, na água de abastecimento, de 0,30 ± 0,03 mg.L⁻¹ e 128,5 ± 27,9 µg.L⁻¹, respectivamente. Apesar da concentração de PT na água de abastecimento do viveiro avaliado por Henry-Silva (2005) ser maior, em relação à concentração observada neste estudo (59,92 ± 26,58 µg.L⁻¹), os acréscimos de PT no presente estudo foram maiores (Tabela 6). Portanto, pode-se concluir que os impactos provocados pela manutenção de camarões reprodutores estão relacionados com a qualidade da água de abastecimento e, principalmente com o manejo alimentar da biomassa de camarões cultivados, pois o aumento da biomassa de *M. rosenbergii* intensificou os acréscimos de NT e PT na água utilizada no viveiro de manutenção dos camarões reprodutores.

Tabela 6. Médias de acréscimo das concentrações de nitrogênio total (NT) e fósforo total (PT) obtidas neste estudo comparadas com as de outros estudos encontrados na literatura.

Acréscimo		Espécie cultivada	Densidade de estocagem (g.m⁻²)	Arraçoamento (% de massa fresca)	Autor
NT (mg.L ⁻¹)	PT (µg.L ⁻¹)				
0,06	35,16	<i>M. rosenbergii</i>	259,0	3	Benassi (2003)
0,17	100,8	<i>M. amazonicum</i>	85,7	4	Henry-Silva (2005)
0,27	174,75	<i>M. rosenbergii</i>	403,18-547,90	2	Este estudo

CONCLUSÃO

O manejo realizado para a manutenção de camarões reprodutores da espécie *M. rosenbergii* entre as biomassas de 403,18 e 547,90 g.m⁻², durante o período de 50 dias, provoca impacto na água utilizada no viveiro, pois aumenta os valores de pH, condutividade elétrica, turbidez e MPS; aumenta as concentrações de NIT, NT, P-PO₄, PD e PT e reduz a concentração de O₂ dissolvido. Os impactos provocados pelo manejo dos camarões reprodutores conferem à água utilizada no viveiro características que a impedem de ser lançada em corpos hídricos receptores (CONAMA, 2005), principalmente devido à concentração de PT, que pode provocar a eutrofização artificial dos ambientes aquáticos. Assim, para avaliar os impactos na água de viveiros utilizados para a manutenção de camarões reprodutores deve-se atentar ao manejo utilizado e a biomassa cultivada.

AGRADECIMENTO

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa, ao Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti por ter gentilmente disponibilizado a infra-estrutura do Setor de Carcinicultura (UNESP – câmpus de Jaboticabal) e aos técnicos Carlos Fernando Sanches, José Roberto Polachini e Valdecir Fernandes de Lima pelo auxílio nos trabalhos de campo e de laboratório.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- APHA – American Public Health Association. 1998. Standart methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. APHA, Washington. 1220 p.
- Arana, L.V. 2004. Princípios químicos da qualidade da água em aqüicultura: uma revisão para peixes e camarões. 2^a ed. Editora da UFSC, Florianópolis. 231p.
- 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. Archives of Biology Technology, v. 48, n.1, p. 81-90.
- Benassi, R.S. 2003. Capacidade de tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* D.S. Mitchell. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista, 2003. 49p. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura) – Universidade Estadual Paulista.
- Bianchini Jr, I. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas aquáticas. In: Thomaz, S.M. & Bini, L.M. (eds) Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. EDUEM, Maringá. p. 85-126, 2003.
- Biao, X., Zhuhong, D. & Xiaorong, W. 2004. Impact of the intensive shrimp farming on the water quality of the adjacent coastal creeks from Eastern China. Marine Pollution Bulletin, v. 48, p. 543-553.
- Biudes, J.F.V. 2007. Uso de *Wetlands* construídas no tratamento de efluentes de carcinicultura. Jaboticabal, 2007 Tese (doutorado) Universidade Estadual Paulista, Centro de Aqüicultura, 103f.
- Boyd, C.E. & Zimmermann, S. 2000. Grow-out systems: water quality and soil managemnet. In: New, M.B. & Valenti, W.C. (eds.) Freshwater prawn farming: the farming of *Macrobrachium rosenbergii*. Blackwell Science, Oxford. p. 221-228.

- Boyd, C.E. 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, v. 226, p. 101-112.
- Boyd, C.E. 2004. Overview: Mechanical Pond Aeration. *Global Advocate Aquaculture*. p. 59-90.
- Cassillas-Hernández, R.; Magallón-Barajas, F.; Pottillo-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*, v. 258, p. 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.
- Coman, G.J.; Crocos, P.J.; Preston, N.P. & Fielder, D. 2004. The effects of density on the growth and survival of different families of juvenile *Penaeus japonicus* Bate. *Aquaculture*, v. 229, p. 215-223.
- CONAMA-Brasil. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências”. *Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília DF*, 18 Marc 2005. Seção Resoluções, p. 19.
- FAO (Food and Agricultural Organization Of The United Nations). 2007. FISHSTAT Plus: Universal Software for Fishery Statistical Time Series, version 2.3. <http://www.fao.org>.
- Ferreira, D.F. 2000. Análises estatísticas por meio do Sisvar para Windows versão 4.0. In *Reunião Anual da Região Brasileira da Sociedade Internacional de Biometria*, 45, 2000, São Carlos. *Anais...* São Carlos: UFSCar, p. 225-258.

- Golterman, H.L.; Clyno, R.S. & Ohsntad, M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh water. 2nd ed. Blackwell, Oxford. 315 p.
- Henry-Silva, G.G. 2005. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*) e aproveitamento da biomassa vegetal em rações para tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista, 2005. 132p. Tese (Doutorado em Aqüicultura) – Universidade Estadual Paulista.
- 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*.
- Hopkins, J.S.; Sandifer, P.A.; DeVoe, M.R.; Holland, M.R.; Browdy, C.L. & Stokes, A.D. 1995. Environmental impacts of shrimp farming with special reference to the situation in the United States. Estuaries, v. 18, p. 25-42.
- Islam, S.; Sarker, J.; Yamamoto, T.; Wahab, A. & Tanaka, M. 2004. Water and sediment quality, partial mass budget and effluent N loading in coastal brackishwater shrimp farms in Bangladesh. Marine Pollution Bulletin, v. 48, p. 471-485.
- Jackson, C.; Preston, N.; Thompson, P.J. & Buford, M. 2003. Nitrogen budget and effluent nitrogen components at an intensive shrimp farm. Aquaculture, v. 218, p. 397-411.
- Junior, R.C.B. & Neto, A.O. 2002. Camarões marinhos – engorda. Viçosa, MG: Aprenda fácil Editora.
- Kautsky, N.; Ronnback, P.; Tedengren, M. & Troell, M. 2000. Ecosystem perspective on management of disease in shrimp pond farming. Aquaculture, v. 191, p. 145-161.
- Koroleff, F. 1976. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (ed.) Methods of seawater analysis. Verlag. Chemie Weinheim, New York, p. 117-181.
- Macedo, C.F. 2004. Qualidade da água em viveiros de criação de peixes com sistema de fluxo contínuo. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Centro de Aqüicultura, Jaboticabal. 136p.

- 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, London: 1978. 121 p.
- Mires, D. 1995. Aquaculture and aquatic environment: mutual impact and preventive management. *The Israeli Journal of Aquaculture, Bamidgah*. v. 47, p. 163-172.
- Mishra, J.K.; Samocha, T.M.; Patnaik, S.; Speed, M.; Dandy, R.L. & Ali, A.M. 2007. Performance of an intensive nursery system for the Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*, under limited discharge condition. *Aquaculture Engineering*. (2007), doi: 10.1016/j.aqueng.2007.10.003
- Moraes-Riodades, P.M.C. & Valenti, W.C. 2004. Morphotypes in males Amazon River Prawns, *Macrobrachium rosenbergii*. *Aquaculture*, v. 236, p. 297-307.
- 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 Limnol. Bras.*, v. 18, p. 311-319.
- Muangkeow, B.; Ikejima, K.; Powtongsook, S.; Yi, Y. 2007. Effects of shrimp, *Litopenaeus vannamei* (Boone), and Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* L., stocking density on growth, nutrient conversion rate and economic return in integrated closed recirculation system. *Aquaculture*. v. 269, p. 363-376.
- Páez-Osuna, F.; Guerrero-Galván, S.R. & Ruiz-Fernández, A.C. 1998. The environmental impact of shrimp aquaculture and the coastal pollution in México. *Mar. Poll. Bull.*, v. 36. p. 65-75.

- Páez-Osuna, F. 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: causes, effects and mitigating alternatives. *Environmental Management*, v. 28, n. 1, p. 131-140.
- Pistori, R.E.T. 2005. Crescimento da macrófita aquática flutuante *Salvinia molesta* em viveiros de aqüicultura com distintos estados tróficos. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista, 2005. 35p. Dissertação (Mestrado em Aqüicultura) – Universidade Estadual Paulista.
- Redding, T.; Todd, S. & Midlen, A. 1997. The treatment of aquaculture wastewater: a botanical approach. *Journal of Environmental Management*, v. 50, n. 3, p. 283-289.
- Smith, D.M.; Buford, M.A.; Tabrett, S.J.; Irvin, S.J. & Ward, L. 2002. The effect of feeding frequency on water quality and growth of the black tiger shrimp (*Panaeus monodon*). *Aquaculture*, v. 207, p. 125-136.
- Sugiura, S.H.; Dong, F.M.; Rathbone, C.K. & Hard, R.W. 1998. Apparent protein digestibility and mineral availabilities in various feed ingredients for salmonid feeds. *Aquaculture*, v. 159, p. 177-202.
- Thakur, D.P. & Lin, K.C. 2003. Water quality and nutrient budget in closed shrimp (*Panaeus monodon*) culture systems. *Aquacultural Engineering*, v. 27, p. 159-176.
- Troot, L.A. & Alongi, D.M. 2000. The impact of shrimp pond effluent on water quality and phytoplankton biomass in a tropical mangrove estuary. *Marine and Freshwater Bulletin*, v. 40, p. 947-951.
- Valenti, W.C. 1996. Manejo ecológico de viveiros de engorda de camarões de água doce. In: VII Simpósio Brasileiro de Aqüicultura e II Encontro Brasileiro de Patologia de Organismos Aquáticos. *Anais...* p. 11-23.
- Valenti, W.C. & Tidwell, J.H. 2006. Economics and management of freshwater prawn culture in western hemisphere. In: Leung, P.S. & Engle, C. (eds.) *Shrimp Culture: Economics, Market, and Trade*. Blackwell Science, Oxford. p. 263-278.

- Venero, J.A.; Davis, D.A. & Rouse, D.B. 2007. Variable feed allowance with constant protein input for the pacific white shrimp *Litopenaeus vannamei* reared under semi-intensive conditions in tanks and ponds, *Aquaculture*. v. 269, p. 490-503.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego. 850p.
- Wyban, J. A.; Pruder, G. D. & Leber, K. M. 1989. Paddlewheel effects on shrimp growth, production and crop value in commercial earthen ponds. *Journal World Aquaculture Society*. v. 20, p. 18-23.

CAPÍTULO III - TRATAMENTO DO EFLUENTE DE VIVEIRO DE CARCINICULTURA COM A UTILIZAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDAS COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS FLUTUANTES

RESUMO: As *wetlands* construídas têm apresentado grande capacidade no tratamento de efluentes de carcinicultura. Porém, a eficiência destes sistemas depende das características do efluente a ser tratado e principalmente das espécies de macrófitas aquáticas utilizadas. A *Salvinia molesta* se destaca pela capacidade de crescimento em ambientes com baixa disponibilidade de nutrientes, enquanto que a *Eichhornia crassipes* possui alta produtividade e capacidade de absorver e incorporar nutrientes à sua biomassa. O objetivo deste estudo foi otimizar o tratamento do efluente de viveiro de manutenção de camarões reprodutores da espécie *Macrobrachium rosenbergii* com a avaliação da eficiência de uma *wetland* com *E. crassipes* + *S. molesta* (E+S), dispostas em série. Para tanto, foram utilizados quatro tratamentos sendo: (1) água do efluente; (2) efluente tratado com *S. molesta*; (3) efluente tratado com *E. crassipes* e (4) efluente tratado com E+S, dispostos no delineamento inteiramente casualizado (DIC). O efluente foi proveniente de um viveiro, localizado no CAUNESP, em Jaboticabal (SP-Brasil), com 193 m² de superfície, 1,1 m de profundidade e povoado com 1.263 camarões reprodutores com peso médio de 61,61 ± 16,55 g.indivíduo⁻¹. Semanalmente, durante oito semanas, foram determinados os valores de temperatura, pH, oxigênio dissolvido, condutividade elétrica, alcalinidade total, turbidez, material particulado em suspensão (MPS) nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio total (NT), ortofosfato (P-PO₄), fósforo dissolvido (PD) e fósforo total (PT) do efluente do viveiro e dos efluentes tratados. As *wetlands* construídas e povoadas com *S. molesta*, *E. crassipes* e E+S removeram em média 30,33; 42,81 e 30,43%, respectivamente de NT e 13,88; 43,61 e 24,49%, de PT, respectivamente. Os estoques de N e P na biomassa de *E. crassipes* foram maiores do que na

biomassa de *S. molesta*. A *E. crassipes* apresentou maior capacidade de tratar o efluente do viveiro de *M. rosenbergii*, porém a concentração de PT no efluente tratado é maior que a concentração máxima estabelecida na Resolução Nº 357, de março de 2005, (CONAMA, 2005).

Palavras-chave: *Salvinia molesta*; *Eichhornia crassipes*; aqüicultura; camarão-da-malásia; nutrientes

**TREATMENT OF THE EFFLUENT OF SHRIMP FARMING ACTIVITY
VIVARIUM WITH WETLANDS BUILT WITH FLOATING AQUATIC
MACROPHYTES**

ABSTRACT: Wetlands built have been presenting great capacity in treatment of effluent of shrimp farming activity. However, the efficiency of these systems depends on the characteristics of effluent to be treated and mostly of aquatic macrophytes species used. *Salvinia molesta* stands out by the growth capacity in environments with low availability nutrients, while *Eichhornia crassipes* has high productivity and capacity of absorbing and to incorporate nutrients to its biomass. The objective this study was to optimize the treatment of effluent of vivarium used for maintenance of reproductive shrimp of the species *Macrobrachium rosenbergii* with the efficiency evaluation of a wetland with *E. crassipes* + *S. molesta* (E+S) arranged in series. For this purpose, it was used four treatment: (1) Effluent water; (2) Effluent treated with *S. molesta*; (3) Effluent treated with *E. crassipes* and (4) Effluent treated with E+S, arranged in the entirely casual delineation (ECD). The effluent originated from vivarium, located in the CAUNESP, in Jaboticabal (SP-Brazil), with 193 m² of surface, 1.1 m of depth and full of 1.263 reproductive shrimp with a medium weight of 61.61 ± 16.55 g.individual⁻¹. Weekly, for eight weeks, it was determined the values of

temperature, pH, dissolved oxygen, electric conductivity, total alkalinity, turbidity, particulate material in suspension (PMS), total inorganic nitrogen (TIN), total nitrogen (TN), orthophosphate (P-PO₄), dissolved phosphorus (DP) and total phosphorus (TP) of the vivarium effluent and of the treated effluents. Wetlands built and filled with *S. molesta*, *E. crassipes* and *E+S* removed an average 30.33; 42.81 and 30.43%, respectively of TN and 13.88; 43.61 and 24.49%, of TP, respectively. The stocks of N and P in *E. crassipes*'s biomass were larger than in *S. molesta*'s biomass. *E. crassipes* presented higher capacity of vivarium effluent of *M. rosenbergii*, however the TP concentration in the treated effluent is greater than maximum concentration established in the Resolution Number 357, of March 2005, (CONAMA, 2005).

Key-words: *Salvinia molesta*; *Eichhornia crassipes*; aquaculture; shrimp-of-malaysia; nutrients.

1. INTRODUÇÃO

Wetlands construídas têm sido utilizadas em diversas partes do mundo desde 1950 (Verhoeven & Meuleman, 1999). Nas últimas décadas as *wetlands* têm apresentado eficácia no tratamento de resíduos ácidos de mineração e efluentes agrícolas, industriais e domésticos (Payne & Knigh, 1997; Lin et al. 2005; Chung et al. 2007). Diversos trabalhos comprovam, também, a eficiência das *wetlands* construídas 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) e algumas espécies de organismos patogênicos (Greenway, 2005).

Nas *wetlands*, vários processos biológicos e abióticos regulam a remoção de nutrientes do efluente (Kadlec & Knigh, 1996; USEPA, 2000). Entre os processos biológicos, destaca-se a absorção direta pelas macrófitas aquáticas, a mineralização microbológica e as transformações (ex: amonificação e nitrificação) (USEPA, 2000). Os principais processos abióticos são a sedimentação e a adsorção do material particulado (Lin et al. 2002).

O tratamento de efluentes com *wetlands* construídas apresenta 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). Porém, a eficiência destes sistemas pode apresentar grande variação em função da carga de poluentes do efluente, do tempo de retenção hidráulica do efluente na *wetland*, das condições climáticas locais, da área superficial da *wetland* (Tanner, 1996; Shutes, 2001; Lin et al. 2005) e, principalmente, das espécies de macrófitas aquáticas utilizadas. Por isso, na construção de *wetlands* deve ser utilizado macrófitas aquáticas que apresentam elevadas taxas de crescimento, grande plasticidade fenotípica e rápida reprodução vegetativa. Estas características conferem às

macrófitas, alta produtividade e capacidade de absorver e estocar grandes quantidades de nutrientes, principalmente em ambientes eutróficos.

O aguapé (*Eichhornia crassipes*) e a *Salvinia molesta* são duas espécies de macrófitas aquáticas flutuantes com rápido crescimento vegetativo. *E. crassipes* apresenta grande capacidade de absorver nutrientes da água e incorporar-los à sua biomassa, reduzindo as concentrações de nutrientes do efluente (Tilley et al. 2002). Por outro lado, *S. molesta* possui capacidade de crescimento em ambientes com baixa disponibilidade de nutrientes (Rubim & Camargo 2001). Embora alguns trabalhos comprovem a eficiência da *E. crassipes* (Biudes, 2007; Henry-Silva & Camargo, 2008) e da *S. molesta* na remoção de nutrientes do efluente de viveiros de piscicultura e carcinicultura (Henry-Silva, 2001; Benassi, 2003), o desempenho das *wetlands* construídas é variável. A disposição das macrófitas aquáticas, assim como a utilização de espécies com diferentes exigências nutricionais podem melhorar a eficiência desses sistemas. Deste modo são necessários estudos que visem otimizar a capacidade de remoção de nutrientes do efluente. Portanto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de uma *wetland* construída e povoada com as macrófitas aquáticas flutuantes *E. crassipes* e *S. molesta*, dispostas em série, no tratamento do efluente de viveiro de manutenção de camarões reprodutores da espécie *Macrobrachium rosenbergii*.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado na Universidade Estadual Paulista (UNESP), no Setor de Carcinicultura do Centro de Aqüicultura da UNESP (CAUNESP), câmpus de Jaboticabal (SP-Brasil) (21° 15'S e 48° 19'W), durante um período de 8 semanas (14 de março à 03 de maio de 2007). O clima da região de Jaboticabal 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).

2.1 Estrutura e funcionamento da *wetland*

O efluente tratado pela *wetland* construída foi proveniente de um viveiro utilizado para a manutenção de camarões reprodutores da espécie *Macrobrachium rosenbergii*, construído com paredes de cimento, fundo de terra e capacidade para 212,30 m³ (193 m² de superfície e 1,1 m de profundidade). No início do experimento (14/03/2007) o viveiro encontrava-se povoado com 1.263 camarões com peso médio de 61,61 ± 16,55 g.indivíduo⁻¹ (403,17 g.m⁻²). O fornecimento de alimento aos camarões foi realizado diariamente às 16:00 horas, a lanço, com aproximadamente 1500 g de dieta comercial peletizada (Fri-acqua[®] camarão 35 HD da FRI-RIBE), o que equivale a 2% do peso total de camarões no viveiro. A composição da dieta fornecida é 35% de proteína bruta (mínimo), 6% de extrato etéreo (mínimo), 8% de matéria fibrosa (máximo), 13% de matéria mineral (máximo) e 0,70% de fósforo (mínimo) e umidade 13% (máximo).

As macrófitas aquáticas utilizadas na construção das *wetlands* foram coletadas em ecossistemas lóticos preservados do litoral sul do Estado de São Paulo (24° 11' S e 46° 48' W). O sistema de tratamento do efluente foi constituído de 9 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 período de residência do efluente em cada um dos tanques foi de aproximadamente 12 horas, com vazão de 1,4 L. Min⁻¹.

O experimento foi realizado com delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC) com quatro tratamentos e três repetições para cada tratamento. Os tratamentos foram: (1) efluente do viveiro; (2) efluente tratado com *Salvinia molesta*; (3) efluente tratado com *Eichhornia crassipes* e (4) efluente tratado com *Eichhornia crassipes* + *Salvinia molesta* (E +

S). Na *wetland* construída e povoada com as duas macrófitas aquáticas, estas foram dispostas em série de forma que o efluente passasse primeiramente pela *E. crassipes* e em seguida pela *S. molesta* (figura 1).

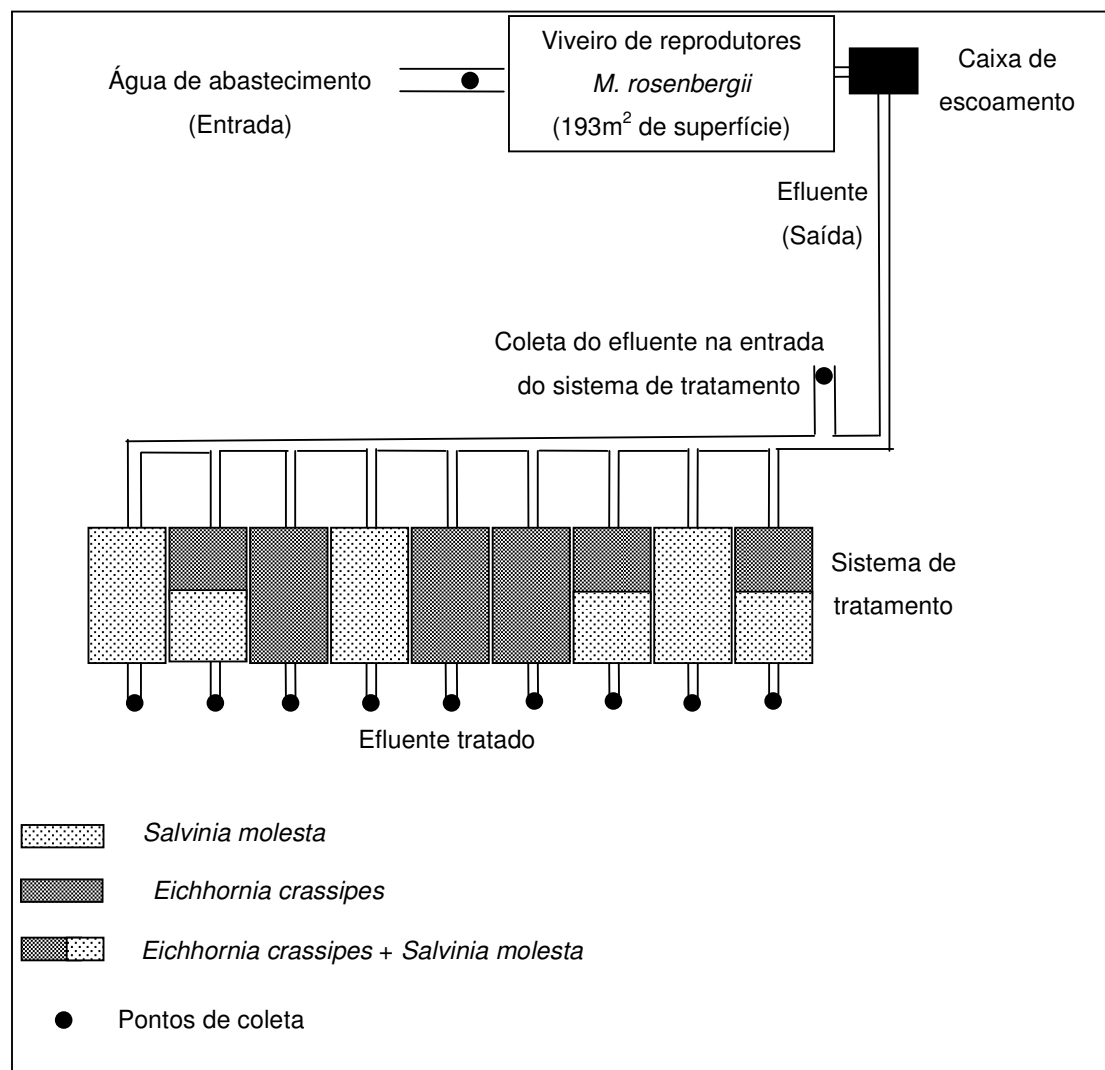


Figura 1. Diagrama esquemático da *wetland* construída para o tratamento do efluente do viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*.

2.2 Avaliação da capacidade da *wetland* construída no tratamento do efluente do viveiro

Semanalmente, foram coletadas, entre 8:30 e 10:00 horas, em triplicata, amostras de 1 L de água do efluente do viveiro e, entre 20:00 e 21:00 horas, também, em triplicata, amostras dos efluentes tratados pelas *wetlands*. O tempo de residência do efluente dentro da *wetland* foi

de aproximadamente 12 horas. Os valores de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), potencial hidrogeniônico (pH), oxigênio dissolvido (mg.L^{-1}) e condutividade elétrica (mS.cm^{-1}) foram mensurados, em triplicata, utilizando-se a sonda multiprobe YSI *incorporated* modelo 556 MPS. Após as coletas de águas, as amostras foram levadas ao laboratório para a determinação dos valores de alcalinidade (meq.L^{-1}) e turbidez (FTU) da água de abastecimento e do efluente do viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*. Para quantificar a alcalinidade foi realizada a titulação de ácido sulfúrico (H_2SO_4) à 0,01N. Após a titulação foi realizado o cálculo para a determinação da alcalinidade pelo método descrito por Golterman et al. (1978). Os valores de turbidez (FTU) foram determinados por meio do espectrofotômetro modelo HACH DR/2000.

Aproximadamente 0,5 L de água foi filtrada em membrana de fibra de vidro (Whatman GF 52-C) de $47 \pm 0,5\text{mm}$ diâmetro e 0,6-0,7 μm de porosidade para a determinação da concentração de material particulado em suspensão (MPS) (APHA, 1998). As amostras 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- NO_3) e nitrito (N- NO_2) (Mackereth et al. 1978), ortofosfato (P- PO_4) e fósforo dissolvido (PD) (Golterman et al. 1978). 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 concentração de nitrogênio inorgânico total (NIT) de cada amostra foi calculada pela soma das concentrações de N-amoniacal, N- NO_3 e N- NO_2 .

Para cada semana, foram calculados as cargas de NIT, NT, P- PO_4 , PD, PT e MPS do efluente do viveiro e dos efluentes tratados pela *wetland*. Posteriormente, foram calculados os acréscimos de NIT, NT, P- PO_4 , PD, PT e MPS na água utilizada no viveiro e as remoções de NIT, NT, P- PO_4 , PD, PT e MPS do efluente do viveiro de *M. rosenbergii* pela *wetland*. As fórmulas utilizadas foram:

Carga:

$$C = [N] * Q * \text{dia} (1440 \text{ min.}) / 1000$$

Sendo: C (mg.dia^{-1}) = cargas das formas de N, P ou MPS; $[N]$ ($\mu\text{g.L}^{-1}$) = concentração das formas de N, P ou MPS; Q (L.min^{-1}) = vazão da água; dia = 1440 minutos e 1000 = fator de conversão de μg para mg.

Para o cálculo do acréscimo foi considerado os valores e as concentrações das variáveis limnológicas da água de abastecimento e do efluente do viveiro e dos efluentes tratados:

$$A = C_E - C_A$$

Sendo: A ($\mu\text{g.L}^{-1}$ ou mg.L^{-1}) = acréscimo; C_E ($\mu\text{g.L}^{-1}$ ou mg.L^{-1}) = concentração das formas de N, P ou MPS do efluente do viveiro e C_A ($\mu\text{g.L}^{-1}$ ou mg.L^{-1}) = concentrações das formas de N, P ou MPS da água de abastecimento do viveiro.

% Remoção:

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

Sendo: R (mg.dia^{-1}) = remoção; C_{ET} (mg.dia^{-1}) = cargas das formas de N, P ou MPS do efluente tratado pelas *wetlands* construídas e C_{EV} (mg.dia^{-1}) = cargas das formas de N, P ou MPS do efluente do viveiro.

2.3 Estoques de N e P acumulados na biomassa de *Salvinia molesta* e *Eichhornia crassipes*

No início do experimento, a biomassa de *S. molesta* e *E. crassipes* foram homogeneamente e aleatoriamente distribuídas em cada unidade experimental. De acordo com as recomendações de Wolverton (1979), a biomassa inicial das espécies vegetais preencheu aproximadamente 80% da superfície das unidades experimentais. Assim, nos tanques 3, 5 e 6 foram utilizados 10,00; 9,410 e 9,900 kg de *E. crassipes*, respectivamente. Nos tanques 1, 4 e 8 foram utilizados 2,530; 2,520 e 2,600 Kg de *S. molesta*, respectivamente.

Os tanques 2, 7 e 9, correspondentes ao tratamento com as duas espécies de macrófitas aquáticas, foram divididos ao meio e receberam 4,089; 4,050 e 4,020 Kg de *E. crassipes* na metade inicial dos tanques e 1,300; 1,330 e 1,330 Kg de *S. molesta* na metade final.

No início e no final do experimento, uma amostra de *S. molesta* e de *E. crassipes* de 0,25 m² foi coletada na entrada e na saída de cada tanque. As plantas coletadas foram secas em estufas a 60°C e pesadas para a determinação da biomassa (g.MS.m⁻²). Posteriormente, as plantas foram moídas para a determinação das concentrações de nitrogênio total (%MS) pelo método Kjeldahl (Allen et al. 1974) e de fósforo total (%MS) pelo método descrito por Esteves (1980). O ganho de biomassa (g MS.m⁻²) de *S. molesta* e *E. crassipes*, nas oito semanas do experimento, foi calculado com base nos valores finais e iniciais de biomassa.

Os estoques de N e P na biomassa de *S. molesta* e *E. crassipes* foram calculados pela seguinte fórmula:

$$E = M * C/100;$$

Sendo: E (g de N ou P. m⁻²) = estoque; M (g.m⁻²) = biomassa de *S. molesta* ou *E. crassipes* e C (%MS) = concentração de N e P da biomassa das plantas.

Os estoques de N e P acumulados na biomassa de *E. crassipes* e *S. molesta* durante as oito semanas de experimento, foram obtidos pela diferença entre os estoques de N e P no final e no início do experimento.

2.4 Análise dos dados

Para a análise estatística dos dados foi considerado um modelo de um delineamento inteiramente casualizado (DIC), considerando o efeito de quatro tratamentos, o efeito do tempo (em semanas) e a interação entre tratamento e tempo. Os tratamentos avaliados foram: (1) efluente do viveiro; (2) efluente tratado por *S. molesta*; (3) efluente tratado por *E. crassipes* e (4) efluente tratado por *E+S*. A Análise de Variância de uma classificação

(ANOVA – One way) 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 Sisvar (Ferreira, 2000).

3. RESULTADOS

3.1 Avaliação da capacidade da *wetland* no tratamento do efluente

Os efeitos dos tratamentos, tempo e da interação entre tratamentos e tempo foram significativos ($P < 0,00001$) sobre todas as variáveis limnológicas estudadas. Assim, a comparação das médias das variáveis avaliadas por tratamento foi realizada dentro de cada semana. A análise de variância mostrou que não ocorreu diferença significativa ($p < 0,05$) entre os valores médios de temperatura do efluente do viveiro e dos efluentes tratados, em cinco semanas (Tabela 1). Os valores de médios de pH foram significativamente maiores no efluente do viveiro, em relação aos valores dos efluentes tratados nas oito semanas do experimento (Tabela 1).

As concentrações de oxigênio dissolvido do efluente do viveiro foram significativamente ($p < 0,05$) maiores, em relação às dos efluentes tratados em todas as semanas avaliadas. Nas semanas 2 e 4 as menores concentrações de O_2 dissolvido foram observadas no efluente tratado por *E+S* e nas demais semanas no efluente tratado por *E. crassipes* (Tabela 1).

Os valores médios de condutividade elétrica foram significativamente ($p < 0,05$) maiores no efluente do viveiro, em relação aos efluentes tratados, em cinco semanas (Tabela 1).

Tabela 1. Médias e desvios padrão dos valores das variáveis limnológicas da água do efluente do viveiro e dos efluentes tratados por *S. molesta*, *E. crassipes* e *E+S*.

Tratamentos	Semanas								F	CV
	1	2	3	4	5	6	7	8		
	Temperatura (°C)									
Efluente	27,61 ± 0,02 a	25,15 ± 0,02 a	28,74 ± 0,0 a	29,52 ± 0,01 a	27,29 ± 0,01 a	27,73 ± 0,04 a	28,94 ± 0,01 a	23,14 ± 0,01 a		
<i>S. molesta</i>	29,24 ± 0,30 a	24,26 ± 1,30 a	30,63 ± 0,66 a	25,17 ± 1,02 b	29,05 ± 0,41 a	24,70 ± 1,88 b	24,70 ± 1,88 b	25,19 ± 0,65 a	5,5	4,2
<i>E. crassipes</i>	28,33 ± 0,61 a	23,47 ± 1,08 a	30,08 ± 0,66 a	23,66 ± 0,54 b	28,43 ± 0,43 a	23,04 ± 0,16 b	23,04 ± 0,16 b	23,57 ± 0,94 a		
<i>E+S</i>	28,95 ± 0,28 a	24,95 ± 2,37 a	30,40 ± 0,21 a	25,05 ± 2,07 b	28,83 ± 0,51 a	24,19 ± 2,56 b	24,19 ± 2,56 b	24,29 ± 1,32 a		
	pH									
Efluente	8,46 ± 0,00 a	8,14 ± 0,01 a	8,94 ± 0,01 a	8,75 ± 0,03 a	8,24 ± 0,01 a	7,92 ± 0,00 a	7,80 ± 0,02 a	8,04 ± 0,02 a		
<i>S. molesta</i>	7,56 ± 0,06 b	7,59 ± 0,21 b	7,23 ± 0,24 b	7,60 ± 0,02 b	7,55 ± 0,04 b	6,55 ± 0,08 b	6,55 ± 0,08 b	7,48 ± 0,11 b	49,6	1,2
<i>E. crassipes</i>	7,50 ± 0,02 b	6,43 ± 0,16 c	6,98 ± 0,03 c	7,40 ± 0,06 c	7,44 ± 0,02 b	6,46 ± 0,06 b	6,46 ± 0,06 b	7,40 ± 0,04 b		
<i>E+S</i>	7,55 ± 0,02 b	5,49 ± 0,19 d	6,89 ± 0,00 c	7,58 ± 0,12 bc	7,53 ± 0,06 b	6,54 ± 0,10 b	6,54 ± 0,10 b	7,41 ± 0,09 b		
	Oxigênio dissolvido (mg.L ⁻¹)									
Efluente	4,9 ± 0,0 a	6,1 ± 0,0 a	6,8 ± 0,0 a	6,1 ± 0,0 a	6,7 ± 0,1 a	6,5 ± 0,0 a	6,1 ± 0,0 a	6,6 ± 0,0 a		
<i>S. molesta</i>	3,6 ± 0,4 b	4,7 ± 0,2 b	6,0 ± 0,7 b	4,5 ± 0,5 b	3,3 ± 0,4 b	2,2 ± 0,1 b	2,2 ± 0,0 c	5,0 ± 0,8 b	30,2	8,1
<i>E. crassipes</i>	1,8 ± 0,1 d	2,5 ± 0,2 c	2,8 ± 0,3 d	2,2 ± 0,1 c	1,7 ± 0,1 c	0,0 ± 0,0 c	0,0 ± 0,0 d	1,9 ± 0,0 c		
<i>E+S</i>	2,7 ± 0,2 c	1,3 ± 0,1 d	4,5 ± 0,4 c	1,6 ± 0,4 d	2,8 ± 0,1 b	2,1 ± 0,1 b	4,1 ± 0,1 b	4,5 ± 0,7 b		
	Condutividade elétrica (mS.cm ⁻¹)									
Efluente	0,092 ± 0,001 a	0,093 ± 0,001 a	0,093 ± 0,001 a	0,096 ± 0,002 a	0,086 ± 0,000 a	0,090 ± 0,001 a	0,158 ± 0,001 a	0,088 ± 0,000 a		
<i>S. molesta</i>	0,090 ± 0,000 ab	0,088 ± 0,001 b	0,087 ± 0,002 b	0,087 ± 0,001 bc	0,082 ± 0,002 ab	0,087 ± 0,002 ab	0,107 ± 0,004 b	0,080 ± 0,001 b	70,9	2,0
<i>E. crassipes</i>	0,086 ± 0,003 b	0,085 ± 0,001 b	0,082 ± 0,001 c	0,084 ± 0,001 c	0,081 ± 0,001 b	0,083 ± 0,002 bc	0,097 ± 0,004 c	0,084 ± 0,001 b		
<i>E+S</i>	0,090 ± 0,002 a	0,087 ± 0,001 b	0,085 ± 0,001 bc	0,089 ± 0,001 b	0,083 ± 0,001 ab	0,083 ± 0,003 c	0,106 ± 0,005 b	0,083 ± 0,001 b		

Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%. As letras na linha referem-se à comparação entre os tratamentos durante as oito semanas de experimento. CV = coeficiente de variação.

Para alcalinidade total não ocorreu diferença significativa ($p < 0,05$) entre o valores médios do efluente do viveiro e os valores dos efluentes tratados nas semanas 3 e 7. Nas semanas 1, 5 e 6 os valores de alcalinidade total dos efluentes tratados com as macrófitas aquáticas foram significativamente maiores, em relação ao efluente do viveiro (Tabela 2).

Os valores médios de turbidez do efluente do viveiro foram significativamente ($p < 0,05$) maiores, em relação aos valores dos efluentes tratados em todas as semanas avaliadas, exceto na semana 5 que não ocorreu diferença significativa entre os valores do efluente do viveiro e os valores dos efluentes tratados (Tabela 2).

O efluente do viveiro tratado por *E. crassipes* apresentou as menores cargas de NIT e NT em cinco e três semanas, respectivamente. Na semana 3 as menores cargas de NIT e NT foram obtidas nos efluentes tratados por *S. molesta*. Para NIT as cargas dos efluentes tratados pelas *wetlands* construídas não diferiram entre si na semana 4. Para NT não ocorreu diferença significativa das cargas dos efluentes tratados pelas *wetlands* nas semanas 2, 4 e 5 (Tabela 2).

Tabela 2. Médias e desvios padrão dos valores das variáveis limnológicas e das cargas de nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio total (NT) do efluente do viveiro e dos efluentes tratados por *S. molesta*, *E. crassipes* e *E+S*.

Tratamentos	Semanas								F	CV
	1	2	3	4	5	6	7	8		
	Alcalinidade total (meq.L ⁻¹)									
Efluente	0,392 ± 0,01 c	0,367 ± 0,01 b	0,383 ± 0,01 ab	0,356 ± 0,01 b	0,396 ± 0,01 c	0,403 ± 0,01 b	0,420 ± 0,00 a	0,400 ± 0,00 b		
<i>S. molesta</i>	0,420 ± 0,00 b	0,373 ± 0,01 b	0,380 ± 0,02 a	0,373 ± 0,01 ab	0,423 ± 0,01 b	0,453 ± 0,01 a	0,440 ± 0,02 a	0,463 ± 0,00 a	5,5	2,9
<i>E. crassipes</i>	0,440 ± 0,00 ab	0,366 ± 0,01 ab	0,406 ± 0,01 a	0,373 ± 0,02 ab	0,436 ± 0,01 b	0,443 ± 0,02 a	0,443 ± 0,01 a	0,410 ± 0,00 b		
<i>E+S</i>	0,450 ± 0,00 a	0,393 ± 0,01 a	0,393 ± 0,01 ab	0,393 ± 0,01 a	0,466 ± 0,02 a	0,443 ± 0,01 a	0,423 ± 0,02 a	0,473 ± 0,01 a		
	Turbidez (FTU)									
Efluente	60,0 ± 2,0 a	35,0 ± 1,7 a	147,3 ± 4,0 a	220,7 ± 6,4 a	22,7 ± 0,6 a	42,3 ± 4,7 a	54,0 ± 14,4 a	142,3 ± 25,5 a		
<i>S. molesta</i>	34,0 ± 2,0 b	14,0 ± 1,0 b	11,3 ± 3,0 b	10,7 ± 2,5 b	12,7 ± 1,1 a	10,0 ± 2,0 b	20,0 ± 6,9 b	28,0 ± 8,5 b	102,8	18,2
<i>E. crassipes</i>	33,3 ± 1,5 b	8,0 ± 1,0 b	11,3 ± 0,6 b	8,7 ± 2,1 b	10,3 ± 1,5 a	7,7 ± 1,1 b	7,3 ± 0,6 b	7,7 ± 1,1 c		
<i>E+S</i>	41,3 ± 8,4 b	11,3 ± 0,6 b	14,3 ± 0,6 b	11,7 ± 2,3 b	11,7 ± 1,1 a	10,3 ± 0,6 b	11,7 ± 3,0 b	18,0 ± 6,1 bc		
	Nitrogênio inorgânico total (mg.dia ⁻¹)									
Efluente	525,1 ± 8,9 a	421,9 ± 6,9 a	222,1 ± 4,2 ab	382,9 ± 1,2 a	204,1 ± 5,2 ab	337,6 ± 8,6 a	273,5 ± 6,8 a	400,6 ± 3,2 a		
<i>S. molesta</i>	567,5 ± 3,2 a	361,1 ± 3,6 b	180,5 ± 27,4 c	193,5 ± 45,0 b	168,4 ± 2,9 b	260,9 ± 28,5 b	229,5 ± 15,0 ab	260,3 ± 10,6 b	23,4	7,9
<i>E. crassipes</i>	252,4 ± 40,8 c	192,7 ± 12,1 c	233,5 ± 8,6 a	194,5 ± 12,7 b	162,6 ± 3,7 b	181,8 ± 15,4 c	114,9 ± 12,3 c	161,7 ± 10,9 c		
<i>E+S</i>	416,8 ± 16,4 b	334,8 ± 20,8 b	198,9 ± 11,5 ab	198,4 ± 20,5 b	234,9 ± 19,4 a	309,9 ± 15,3 a	195,6 ± 12,4 b	241,4 ± 15,3 b		
	Nitrogênio total (mg.dia ⁻¹)									
Efluente	1018,7 ± 12,3 ab	1401,8 ± 22,9 a	1424,6 ± 76,3 a	1774,1 ± 34,9 a	1235,1 ± 22,2 a	1244,5 ± 95,4 a	1342,6 ± 29,1 a	1373,5 ± 117,5 a		
<i>S. molesta</i>	1095,4 ± 55,0 a	825,2 ± 30,5 b	865,5 ± 90,7 c	870,9 ± 22,4 b	926,0 ± 104,4 b	919,3 ± 108,7 b	1040,2 ± 191,5 b	724,4 ± 155,4 b	14,5	8,2
<i>E. crassipes</i>	616,9 ± 50,5 c	743,2 ± 81,5 b	1170,6 ± 10,1 b	705,6 ± 74,7 b	850,7 ± 55,9 b	775,5 ± 25,6 b	702,9 ± 47,8 c	517,4 ± 16,3 c		
<i>E+S</i>	912,6 ± 36,6 b	771,4 ± 71,0 b	1282,2 ± 76,8 ab	724,4 ± 16,3 b	884,3 ± 71,0 b	1192,8 ± 131,9 a	877,6 ± 44,2 b	658,5 ± 144,8 bc		

Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%. As letras na linha referem-se à comparação entre os tratamentos durante as oito semanas de experimento. CV = coeficiente de variação.

As cargas de P-PO₄ e PD foram significativamente ($p < 0,05$) maiores no efluente do viveiro, em relação aos efluentes tratados, em quatro semanas (Tabela 3). Na maioria das semanas avaliadas o efluente do viveiro tratado por *E. crassipes* apresentou as menores cargas de P-PO₄ e PD, porém, na semana 3 apresentou cargas de P-PO₄ e PD significativamente maiores, em relação às cargas dos efluentes tratados por *E+S*, por *S. molesta* e maiores, também, que a carga do efluente do viveiro. Para PT a carga no efluente do viveiro foi significativamente maior, em relação às cargas dos efluentes tratados em quatro semanas. Na semana 2 não ocorreu diferença significativa entre as cargas no efluente do viveiro e as cargas dos efluentes tratados. Assim como para NIT, NT, P-PO₄ e PD, o efluente do viveiro tratado por *E. crassipes* apresentou as menores cargas de PT (Tabela 3).

As cargas de material particulado em suspensão (MPS) foram significativamente maiores no efluente do viveiro, em relação às cargas dos efluentes tratados com as macrófitas aquáticas, exceto na semana 1. Em todas as semanas avaliadas não ocorreram diferenças significativas entre as cargas dos efluentes tratados com as macrófitas aquáticas (Tabela 3).

Tabela 3. Médias e desvios padrão dos valores das variáveis limnológicas e das cargas de ortofosfato (P-PO₄), fósforo dissolvido (PD), fósforo total (PT) e material particulado em suspensão (MPS) do efluente do viveiro e dos efluentes tratados por *S. molesta*, *E. crassipes* e *E+S*.

Tratamentos	Semanas								F	CV
	1	2	3	4	5	6	7	8		
	Ortofosfato (mg.dia ⁻¹)									
Efluente	161,0 ± 5,0 a	122,8 ± 11,6 a	53,6 ± 1,8 c	162,6 ± 3,4 a	128,9 ± 2,8 a	155,9 ± 9,5 b	136,1 ± 7,4 a	130,3 ± 16,2 a		
<i>S. molesta</i>	138,3 ± 11,4 ab	49,9 ± 8,3 b	41,2 ± 5,5 c	112,9 ± 20,0 b	85,4 ± 8,6 b	193,5 ± 18,7 a	83,1 ± 8,3 b	96,3 ± 17,9 b	20,0	10,9
<i>E. crassipes</i>	104,3 ± 5,1 c	40,1 ± 3,3 b	115,0 ± 2,6 a	86,4 ± 25,5 c	31,6 ± 2,2 c	94,8 ± 1,0 c	46,3 ± 3,0 c	65,6 ± 6,3 c		
<i>E+S</i>	133,2 ± 9,0 b	41,9 ± 3,2 b	85,7 ± 8,3 b	84,9 ± 17,7 c	63,3 ± 8,5 b	175,2 ± 13,2 ab	76,2 ± 6,3 b	109,6 ± 16,5 ab		
	Fósforo dissolvido (mg.dia ⁻¹)									
Efluente	221,3 ± 8,4 a	221,9 ± 2,4 a	114,2 ± 8,6 b	263,3 ± 16,3 a	160,5 ± 11,1 a	268,0 ± 8,4 a	199,4 ± 7,2 a	223,1 ± 6,5 a		
<i>S. molesta</i>	196,2 ± 2,0 ab	175,6 ± 13,8 b	94,3 ± 17,8 b	169,8 ± 24,8 b	125,7 ± 27,0 b	276,9 ± 12,0 a	118,2 ± 17,8 b	178,1 ± 3,4 b	15,1	8,8
<i>E. crassipes</i>	140,2 ± 12,1 c	135,9 ± 5,8 c	147,1 ± 29,2 a	119,1 ± 25,5 c	80,6 ± 7,0 c	130,2 ± 7,9 c	121,2 ± 15,5 b	125,9 ± 7,2 c		
<i>E+S</i>	176,7 ± 14,7 b	154,4 ± 0,9 bc	124,9 ± 22,4 ab	121,7 ± 23,8 c	110,2 ± 8,2 bc	223,5 ± 4,0 b	202,0 ± 8,9 a	156,3 ± 15,6 bc		
	Fósforo total (mg.dia ⁻¹)									
Efluente	530,7 ± 13,6 a	475,2 ± 8,6 a	419,0 ± 5,5 a	455,8 ± 43,9 a	453,5 ± 9,6 a	590,1 ± 6,5 a	375,9 ± 5,2 a	484,5 ± 10,5 a		
<i>S. molesta</i>	456,5 ± 28,9 b	437,2 ± 11,9 a	388,7 ± 14,2 a	342,0 ± 13,5 b	388,2 ± 28,8 b	486,4 ± 6,3 b	342,8 ± 16,6 ab	402,4 ± 9,7 b	18,0	5,5
<i>E. crassipes</i>	293,0 ± 61,5 d	447,5 ± 8,9 a	252,1 ± 25,7 b	232,0 ± 26,4 c	256,6 ± 7,2 c	284,9 ± 30,9 c	159,4 ± 20,3 c	208,6 ± 9,7 d		
<i>E+S</i>	345,3 ± 19,1 c	473,6 ± 10,5 a	275,1 ± 11,4 b	321,1 ± 30,5 b	289,7 ± 8,2 c	564,9 ± 8,4 a	314,6 ± 5,9 b	289,5 ± 6,3 c		
	Material particulado em suspensão (g.dia ⁻¹)									
Efluente	56,6 ± 4,4 a	189,8 ± 20,8 a	392,0 ± 80,5 a	366,2 ± 29,6 a	158,3 ± 9,2 a	169,5 ± 18,8 a	243,5 ± 26,0 a	350,0 ± 26,1 a		
<i>S. molesta</i>	46,0 ± 3,3 a	64,0 ± 2,7 b	28,7 ± 29,3 b	12,0 ± 3,1 b	19,9 ± 6,2 b	18,1 ± 8,4 b	40,6 ± 22,1 b	71,5 ± 37,7 b	19,1	31,4
<i>E. crassipes</i>	40,8 ± 16,9 a	61,5 ± 35,7 b	8,2 ± 2,1 b	9,9 ± 7,2 b	15,5 ± 4,5 b	8,4 ± 2,7 b	14,7 ± 14,4 b	23,5 ± 22,5 b		
<i>E+S</i>	58,1 ± 21,5 a	36,3 ± 25,8 b	11,2 ± 3,4 b	22,6 ± 11,3 b	15,9 ± 4,7 b	10,2 ± 2,2 b	16,4 ± 9,0 b	24,4 ± 15,6 b		

Médias seguidas de mesma letra não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5%. As letras na linha referem-se à comparação entre os tratamentos durante as oito semanas de experimento. CV = coeficiente de variação.

Na tabela 4 são apresentadas os valores, as variações e as concentrações médias, em oito semanas, das variáveis limnológicas da água utilizada no viveiro de manutenção de *M. rosenbergii*. Nesta tabela, os valores de pH e turbidez e as concentrações de oxigênio dissolvido e PT da água de abastecimento, do efluente do viveiro e dos efluentes tratados por *S. molesta*, *E. crassipes* e *E+S* são comparados com os limites estabelecidos na resolução N° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) de 17 de março de 2005 para água doce (classe II), destinada à aqüicultura e à atividade de pesca.

Os maiores acréscimos foram observados para os valores de turbidez e MPS com 77,00 FTU e 104,69 mg.L⁻¹, respectivamente. Entre as formas de fósforo os maiores acréscimos foram observados nas concentrações de PD com 82,76 µg.L⁻¹ e PT com 174,75 µg.L⁻¹. Entre as formas nitrogenadas o maior acréscimo foi de NIT com 81,32 µg.L⁻¹ (Tabela 4).

Tabela 4. Médias e desvios padrão (oito semanas) e variação dos valores das variáveis limnológicas da água de abastecimento do viveiro, do efluente e dos efluentes tratados por *S. molesta*, *E. crassipes* e *E+S* comparados com a resolução N° 357 do Conselho Nacional do Meio Ambiente.

Variáveis	Abastecimento	Efluente	Variação	CONAMA N° 357			
				<i>S. molesta</i>	<i>E. crassipes</i>	<i>E + S</i>	
Alcalinidade (meq.L ⁻¹)	0,395 ± 0,03	0,390 ± 0,02	0,005	-	0,416 ± 0,04	0,415 ± 0,03	0,429 ± 0,03
Temperatura(°C)	25,78 ± 1,10	27,27 ± 2,04	1,42	-	26,62 ± 2,58	25,46 ± 2,87	26,36 ± 2,81
Cond. elétrica (mS.cm ⁻¹)	0,082 ± 0,003	0,100 ± 0,023	0,018	-	0,089 ± 0,01	0,086 ± 0,00	0,089 ± 0,01
O ₂ dissolvido (mg.L ⁻¹)	7,17 ± 0,64	6,24 ± 0,56	-0,94	> 5,0	3,93 ± 1,31	1,66 ± 0,96	2,96 ± 1,22
pH	7,15 ± 0,55	8,29 ± 0,38	1,14	6,0 - 9,0	7,27 ± 0,45	7,01 ± 0,47	6,94 ± 0,71
Turbidez (FTU)	13,54 ± 3,44	90,54 ± 68,29	77,00	100	17,63 ± 9,15	11,79 ± 8,32	16,29 ± 10,25
NIT (µg.L ⁻¹)	90,30 ± 34,35	171,61 ± 52,72	81,32	-	137,77 ± 63,37	92,64 ± 21,72	132,12 ± 38,64
NT (mg.L ⁻¹)	0,405 ± 0,08	0,671 ± 0,10	0,27	-	0,450 ± 0,10	0,371 ± 0,10	0,450 ± 0,11
P-PO ₄ (µg.L ⁻¹)	9,06 ± 3,37	65,19 ± 17,00	56,14	-	49,66 ± 23,92	36,21 ± 15,47	47,78 ± 20,53
PD (µg.L ⁻¹)	20,90 ± 6,09	103,65 ± 24,60	82,76	-	82,77 ± 27,79	62,02 ± 11,72	78,73 ± 49,69
PT (µg.L ⁻¹)	59,92 ± 26,58	234,67 ± 31,97	174,75	50,0	201,16 ± 25,60	132,32 ± 41,86	178,23 ± 49,69
MPS (mg.L ⁻¹)	15,97 ± 11,12	120,66 ± 59,53	104,69	-	19,27 ± 16,72	11,32 ± 11,47	12,09 ± 9,60

Média ± D.P.

Na figura 2 são apresentados os valores médios (8 semanas) da porcentagem de remoção das cargas de NIT, NT, P-PO₄, PD e PT; de turbidez e de MPS por *S. molesta*, *E. crassipes* e *E+S*. Para todas as variáveis avaliadas as maiores porcentagens de remoção foram observadas no efluente do viveiro tratado por *E. crassipes*. A maiores remoções ocorreram para turbidez e MPS (78,29% e 82,67%, respectivamente). Para NT, a *wetland* construída e povoada com *E. crassipes* apresentou remoção de 42,81%, *S. molesta* 30,33% e *E+S* 30,43%. Para P-PO₄ as remoções nos efluentes tratados por *S. molesta*, *E. crassipes* e *E+S* foram de 24,97, 33,03 e 21,10%, respectivamente. Para PT o tratamento do efluente do viveiro por *E. crassipes* apresentou remoção de 43,61%, enquanto que, os efluentes tratados por *E+S* e *S. molesta* apresentaram remoções de 24,49 e 13,88%, respectivamente.

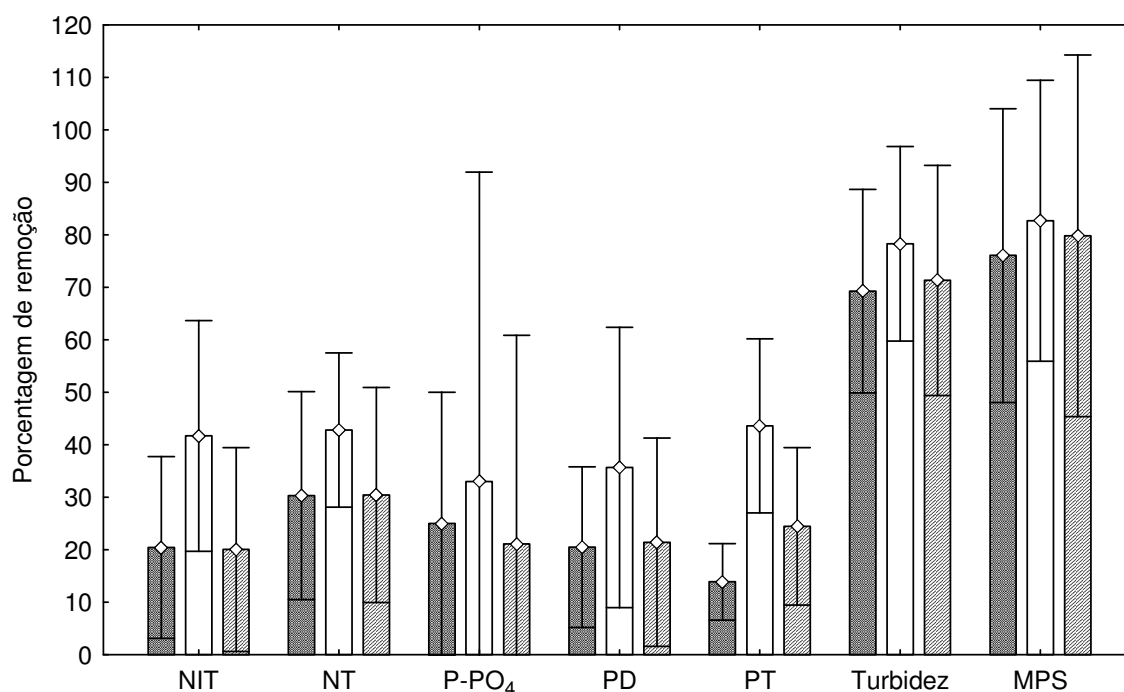


Figura 2. Valores médios e desvios padrão da % de remoção das cargas de nitrogênio inorgânico total (NIT), nitrogênio total (NT), ortofosfato (P-PO₄), fósforo dissolvido (PD), fósforo total (PT), turbidez e material particulado em suspensão do efluente do viveiro tratado por *S. molesta* (▨), *E. crassipes* (□) e *E+S* (▩).

3.2 Estoques de N e P acumulados na biomassa de *Salvinia molesta* e *Eichhornia crassipes*

A biomassa de *S. molesta* estocou mais N e P na saída da *wetland* construída do que na entrada. A biomassa de *E. crassipes* estocou 1,7 vezes mais N na entrada da *wetland* do que na saída. O estoque de P, também foi maior na entrada da *wetland*. Na *wetland* construída e povoada com as duas espécies dispostas em série a *E. crassipes* apresentou biomassa com maior capacidade para estocar N e P do que a *S. molesta*. A biomassa de *E. crassipes* estocou 3,0 e 3,8 vezes mais N e P, respectivamente, do que a biomassa de *S. molesta* (Tabela 5).

Tabela 5. Médias e desvios padrão dos estoques de nitrogênio total (NT) e de fósforo total (PT) acumulado na biomassa de *S. molesta* e *E. crassipes* durante as oito semanas de avaliação.

Estoques de N e P						
	<i>Salvinia molesta</i>		<i>Eichhornia crassipes</i>		<i>E. crassipes</i> + <i>S. molesta</i>	
	entrada	saída	entrada	saída	entrada	saída
NT (g.m ⁻²)	2,32 ± 2,25	3,74 ± 1,01	20,43 ± 3,87	11,81 ± 3,63	13,75 ± 2,98	4,41 ± 1,502
PT (g.m ⁻²)	0,29 ± 0,20	0,33 ± 0,25	2,59 ± 0,73	1,68 ± 0,20	1,56 ± 0,09	0,41 ± 0,03

Média ± D.P.

4. DISCUSSÃO

O manejo realizado para a manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* entre as biomassas de 403,18 e 547,90 g.m⁻² durante o período de 50 dias provoca aumento no pH, condutividade elétrica, NIT, NT, P-PO₄, PD, PT, MPS e turbidez, além de redução da alcalinidade total e da concentração de O₂ dissolvido na água utilizada no viveiro. Os aumentos das formas de N e P, MPS e turbidez estão relacionados ao não aproveitamento da dieta fornecida, à produção de excretas e fezes por *M. rosenbergii*, aos detritos e ao crescimento de fitoplâncton no viveiro. De fato, uma fração da dieta consumida pelos organismos cultivados é eliminada como fezes (Sugiura et al. 1998; Arana, 2004). A fração da

dieta fornecida e não consumida forma os detritos, que sedimentam no fundo do viveiro. De acordo com Mires (1995) a decomposição do material sedimentado promove a liberação de formas solúveis de N (uréias, aminoácidos e ácidos úricos) e P (ortofosfato, fosfoproteínas, fosfolipídeos).

O aumento no pH, possivelmente está relacionado ao processo de fotossíntese realizado pelo fitoplâncton no viveiro. Na fotossíntese, ocorre a produção de O₂ e o consumo de CO₂ da água, o que proporciona o aumento no pH. A redução da concentração de oxigênio dissolvido no efluente do viveiro está relacionada à respiração dos camarões e, principalmente, ao processo de decomposição da matéria orgânica presente no viveiro. Henry-Silva (2005) também observou redução da concentração de oxigênio dissolvido no efluente do viveiro de manutenção de *M. amazonicum* devido ao incremento da dieta fornecida e à decomposição da matéria orgânica.

Com relação às *wetlands* construídas a qualidade do efluente do viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* melhorou após a passagem da água pelo sistema com as macrófitas aquáticas. Os valores de temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e pH nos efluentes tratados pelas macrófitas aquáticas foram menores que os valores obtidos no efluente do viveiro. A redução da temperatura está relacionada ao sombreamento da coluna d' água ocasionada pela biomassa aérea das macrófitas aquáticas. Neste estudo a média (oito semanas) da temperatura dos efluentes tratados nas *wetlands* construídas e povoadas com *E. crassipes* ($25,46 \pm 2,87$) e *E+S* ($26,36 \pm 2,81$) foram menores, em relação a temperatura do efluente tratado na *wetland* construída e povoada com *S. molesta* ($26,62 \pm 2,64$). Isto ocorre, possivelmente, devido às grandes laminas foliares da espécie *E. crassipes*. A redução no pH dos efluentes tratados está relacionada à produção de CO₂ durante o processo de decomposição da matéria orgânica acumulada na *wetland*. Lin et al. (2005)

também observaram redução no pH do efluente de viveiros de *Litopenaeus vannamei* tratado com *wetland* construída.

A decomposição da matéria orgânica presente na *wetland* também favoreceu a redução da concentração de oxigênio dissolvido nos efluentes tratados. De fato, a decomposição da matéria orgânica em ambientes aquáticos consome O₂ dissolvido da água (Wetzel, 2001). A concentração média de O₂ dissolvido observado no efluente tratado por *E. crassipes* (1,66 ± 0,96) foi menor, em relação às concentrações observadas nos efluentes tratados por *E+S* (2,96 ± 1,22) e *S. molesta* (3,93 ± 1,31). Redução na concentração de oxigênio dissolvido, também, foi observada por Biudes (2007) em efluente de viveiro de manutenção de *M. rosenbergii*, após o tratamento com *E. crassipes* e por Henry-Silva e Camargo (2008) em efluente de viveiro de manutenção de *Macrobrachium amazonicum*, após o tratamento por *E. crassipes* e *Pistia stratiotes*. Quando comparados com a concentração de oxigênio dissolvido estabelecida na Resolução N° 357, de março de 2005, (CONAMA, 2005) (5 mg.L⁻¹) para águas de classe II, destinadas à aqüicultura e à atividade de pesca, a concentração de oxigênio dissolvido dos efluentes tratados por *S. molesta*, *E. crassipes* e *E+S* foram menores. Portanto, é importante ressaltar a necessidade de oxigenação desses efluentes tratados, especialmente se forem reutilizados em atividades de aqüicultura.

As *wetlands* construídas utilizadas neste estudo para o tratamento do efluente de viveiro de manutenção de *M. rosenbergii* apresentaram capacidade de reduzir a turbidez e as cargas de NIT, NT, P-PO₄, PD, PT e MPS. A redução da turbidez e do MPS está relacionado com retenção dos sólidos suspensos pelas raízes das macrófitas aquáticas. A *E. crassipes* com seu grande desenvolvimento radicular possibilitou a remoção de 78,29% da turbidez e 82,67% do MPS presente no efluente do viveiro. *S. molesta*, apesar da reduzida área radicular, possibilitou a remoção de 69,28 e 76,08% de turbidez e MPS, respectivamente. De fato, o desenvolvimento radicular de espécies como *E. crassipes* e *P. stratiotes* possibilitam a maior

retenção do material particulado em suspensão. Henry-Silva e Camargo (2008) observaram redução de 80,20 e 75,20% de turbidez do efluente de viveiro de manutenção de *M. amazonicum* tratado por *E. crassipes* e *P. stratiotes*, respectivamente. No presente estudo a *wetland* construída e povoada com *E+S* dispostas em série possibilitou maior remoção de turbidez (71,34%) e MPS (79,83%), em relação à povoada com *S. molesta*. De acordo com Iwana (1991) e Henry-Silva e Camargo (2006) a retenção do material particulado em suspensão presente no efluente de aquicultura é importante, pois impede que ocorra alterações nos ambientes aquáticos receptores destes efluentes. Contudo, além da retenção, a precipitação do material particulado em suspensão dentro das *wetlands* também possibilitam a redução da turbidez e do MPS.

No presente estudo a capacidade de remoção de NIT (41,68%) e NT (42,81%) da *wetland* construída e povoada com *E. crassipes* foi maior, em relação à capacidade das *wetlands* povoadas com *S. molesta* e *E+S*. A redução das formas de nitrogênio está relacionada com a absorção direta de N pelas macrófitas aquáticas. De fato, Sooknah e Wilkie (2004) comprovam a redução de nitrogênio devido à absorção direta pelas macrófitas aquáticas, à nitrificação realizada pelas bactérias nitrificantes e à volatilização da NH₃. Kadlec e Knight (1996) e IWA (2000) também atribuem a redução das formas de N por ação das bactérias nitrificantes. No entanto, a capacidade de remoção de nitrogênio em *wetlands* construídas pode variar de acordo com o tempo de operação do sistema. Lin et al. (2002) observaram aumento da remoção NIT em *wetlands* construídas, após 30 dias de funcionamento.

Os resultados obtidos neste trabalho indicam que a *wetland* construída e povoada com *E. crassipes* apresenta maior capacidade de remoção das formas de P do que as *wetlands* construídas e povoadas com *S. molesta* e *E+S*. A remoção de PD e PT, obtida neste estudo, foi inferior à obtida por Henry-Silva (2001) no tratamento do efluente de viveiro de cultivo de

tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) com 71,80 e 82,00%, respectivamente. A *wetland* construída e povoada com *S. molesta* também apresentou remoção de PT inferior às observadas por Henry-Silva (2001) (72,00%) e por Benassi (2003), no tratamento de efluentes de viveiro de *M. rosenbergii* (24,00%). A variação da remoção de fósforo do efluente de aquíicultura em *wetlands* construídas esta relacionada à carga de fósforo, ao tempo de retenção do efluente na *wetland* e principalmente às espécies de macrófitas utilizadas no tratamento. De acordo com Reddy e D'Angelo (1997) e Lin et al. (2002) a remoção de fósforo em *wetlands* construídas ocorre por absorção pelas macrófitas aquáticas e adsorção do P no sedimento e cascalhos.

A eficiência das *wetlands* construídas no tratamento de efluentes pode variar em função de diversos fatores, entre os quais, o tempo de adaptação das macrófitas aquáticas à novas condições ambientais. Lin et al. (2002) observaram capacidade máxima de remoção de NT e PT em *wetlands*, após sete meses de funcionamento do sistema. Porém, a capacidade de remoção das formas de N e P, turbidez e MPS é limitado, visto a necessidade de remoção contínua das macrófitas aquáticas devido ao acúmulo de biomassa vegetal.

A concentração média de PT obtida no efluente tratado por *E. crassipes* ($132,32 \pm 41,86 \mu\text{g.L}^{-1}$), por *E+S* ($178,23 \pm 48,69 \mu\text{g.L}^{-1}$) e *S. molesta* ($201,16 \pm 25,60 \mu\text{g.L}^{-1}$), no presente estudo, foi maior, em relação a concentração máxima estabelecida na Resolução N° 357, de março de 2005, (CONAMA, 2005) para águas de classe II ($50 \mu\text{g.L}^{-1}$), destinadas à aquíicultura e à atividade de pesca. Portanto, apesar da eficiência comprovada das macrófitas aquáticas na remoção das formas de N e P, turbidez e MPS (Henry-Silva, 2001; Benassi, 2003; Biudes, 2007; Henry-Silva & Camargo, 2008), as concentrações obtidas nos efluentes tratados, neste estudo, não possibilitam o lançamento desses efluentes em ambientes aquáticos devido ao risco de eutrofização artificial do corpo d' água receptor.

A maior capacidade em estocar N e P da *E. crassipes*, em relação à *S. molesta* indica, que macrófitas aquáticas com maior biomassa apresentam maior produtividade e, conseqüentemente maior capacidade de tratar o efluente de viveiro de aqüicultura. De fato, a utilização de macrófitas aquáticas com elevada produtividade pode ser mais eficiente no tratamento de efluentes do que a utilização de espécies com baixa biomassa. Henry-Silva (2001) avaliando a capacidade de três espécies de macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento do efluente de viveiro de *O. niloticus*, observou remoção de 82,00% de PT por *E. crassipes*, 83,30% por *P. stratiotes* e 72,00% por *S. molesta*. Biudes (2007), também, comprovou a eficiência de *wetland* construída e povoada com *E. crassipes* nas remoções de N e P do efluente de viveiro de manutenção de *M. rosenbergii*.

5. CONCLUSÃO

As alterações provocadas na água utilizada no viveiro de manutenção de *M. rosenbergii* pelo manejo realizado, durante o período de 50 dias, impossibilita o lançamento do efluente em ambientes aquáticos, devido à redução na concentração de O₂ dissolvido e aos aumentos nos valores de condutividade elétrica, pH, turbidez, MPS, NIT, NT, P-PO₄, PD e, principalmente, PT.

A *wetland* construída e povoada com *S. molesta* e com *E. crassipes* + *S. molesta*, dispostas em série, foi menos eficiente na remoção de NIT, NT, P-PO₄, PD, PT, turbidez e MPS do efluente do viveiro de manutenção de *M. rosenbergii* do que a *wetland* construída e povoada com *E. crassipes*. Porém, apesar das maiores remoções das formas de N e P, turbidez e MPS pela *wetland* construída e povoada com *E. crassipes*, o efluente tratado por esta espécie, ainda, apresentou concentrações de PT acima do limite máximo (50 µg.L⁻¹) estabelecido na Resolução N° 357, de março de 2005, (CONAMA, 2005).

A maior capacidade de estocar N e P pela biomassa de *E. crassipes*, em relação à biomassa de *S. molesta*, também comprova sua maior eficiência na remoção de NIT, NT, P-PO₄, PD e PT.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa, ao Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti por ter gentilmente disponibilizado a infra-estrutura do Setor de Carcinicultura (UNESP – câmpus de Jaboticabal) e aos técnicos Carlos Fernando Sanches, José Roberto Polachini e Valdecir Fernandes de Lima pelo auxílio nos trabalhos de campo e de laboratório.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Arana, L.V. 2004. Princípios químicos da qualidade da água em aquíicultura: uma revisão para peixes e camarões. 2^a ed. Editora da UFSC, Florianópolis. 231p.
- Allen, S.E.; Grinshaw, H.M.; Parkinson, J.A.; Quarmby, C. 1974. Chemical Analysis of Ecological Materials. Blackwell, Oxford, 565 pp.
- APHA – American Public Health Association. 1998. Standart methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. APHA, Washington. 1220 p.
- Benassi, R.S. 2003. Capacidade de tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas flutuantes, *Pistia stratiotes* L. e *Salvinia molesta* D.S. Mitchell. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista, 2003. 49p. Dissertação (Mestrado em Aquíicultura) – Universidade Estadual Paulista.
- Biudes, J.F.V. Uso de *Wetlands* construídas no tratamento de efluentes de carcinicultura. Jaboticabal, 2007 Tese (doutorado) Universidade Estadual Paulista, Centro de Aquicultura, 2007. 103f.

- 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. *Ecol. Eng.* (2007), doi: 10.1016/j.ecoleng.2007.09.007
- CONAMA-Brasil. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. “Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências”. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília DF, 18 Març 2005. Seção Resoluções, p. 19.
- Esteves, F.A. 1980. Die Bedeutung der aquatischen Makrophyten fu den Stoffhaushalt des Schöhsses. III. Die anorganischen Hauptbestandteile der aquatischen Makrophyten. *Gewässer und Abwässer*, 66/67: 29-94.
- Ferreira, D.F. 2000. Análises estatísticas por meio do Sisvar para Windows versão 4.0. In Reunião Anual da Região Brasileira da Sociedade Internacional de Biometria, 45, 2000, São Carlos. Anais... São Carlos: UFSCar, p. 225-258.
- Greenway, M. 2005. The role of constructed wetlands in secondary effluent treatment and water reuse in subtropical and arid Austrália. *Ecol. Eng.*, v. 25, p. 501-509.
- Golterman, H.L.; Clyno, R.S. & Ohsntad, M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of fresh water. 2nd ed. Blackwell, Oxford. 315 p.
- Henry-Silva, G.G. Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidades de aproveitamento da biomassa vegetal. 2001 79 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.
- Henry-Silva, G.G. 2005. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes*) e aproveitamento da biomassa vegetal em rações

- para tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista, 2005. 132p. Tese (Doutorado em Aquicultura) – Universidade Estadual Paulista.
- 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, 2006.
- 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*, 2008.
- International Water Association, 2000. *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation*. IWA Publishing, London. 156pp.
- Iwana, K.G. 1991. Interactions between aquaculture and the environment. *Critical Reviews in Environmental Control*, v. 21, p. 177-216, 1991.
- Kadlec, R.H. & Knigh, R.L. *Treatment wetlands*, Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1996. 893 p.
- Koroleff, F. 1976. Determination of nutrients. In: GRASSHOFF, K. (ed.) *Methods of seawater analysis*. Verlag. Chemie Weinheim, New York, p. 117-181.
- Lin, Y.F.; Jing, S.R.; Lee, D.Y. & Wang, T.W. 2002. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, v. 209, p. 169-184.
- 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.

- Mackereth, F.I.F.; Heron, J. & Talling, J.F. 1978. Water analysis: some revised methods for limnologist. Freshwater Biological Association, London: 1978. 121 p.
- Mires, D. 1995. Aquaculture and aquatic environment: mutual impact and preventive management. The Israeli Journal of Aquaculture, Bamidgeh. v. 47, p. 163-172.
- Payne, V.W.E. & Knight, R.L. 1997. Constructed wetlands for animal waste treatment, In: Manual on Performance, Design, and Operation with Cases Histories. Gulf of Mexico Program, Stennis Space Center, MS.
- Reddy, K.R.; Angelo, E.M.D. 1997. Biogeochemical indicators to evaluated pollutant removal efficiency in constructed wetlands. Water Sci. Technol. 35, 1-10.
- Rubim, M.A.L. & Camargo, A.F.M. 2001. Taxa de crescimento específico da macrófita aquática *Salvinia molesta* Mitchell em um braço do Rio Preto, Itanhaém, São Paulo. Acta Limnologica Brasiliense. v. 13, n. 1.
- Schwartz, M.F.; Boyd, C.E. 1995. Constructed wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. Progr. Fish-Cult., v. 57, p. 255-267.
- Shutes, R.B.E. 2001. Artificial wetlands and water quality improvement. Enviorn. Intern., v. 26, p. 441-447.
- 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.
- Sooknah, R.D. & Wilkie, A.C. 2004. Nutrient removal by floating aquatic macrophytes cultured in anaerobically digested flushed dairy manure wastewater. Ecol. Eng., v. 22, p. 27-42.
- Sugiura, S.H.; Dong, F.M.; Rathbone, C.K. & Hard, R.W. 1998. Apparent protein digestibility and mineral availabilities in various feed ingredients for salmonid feeds. Aquaculture, v. 159, p. 177-202.

- Tanner, C.C. 1996. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecol. Eng.*, 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.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2000. Manual for Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. EPA/625/R-99/ 010, Cincinnati, OH, 166pp.
- Verhoeven, J.T.A. & Meuleman, A.F.M. 1999. Wetlands for wastewater treatment: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, v. 12, p. 5-12.
- Volpe, C.A.; Minchio, C.A.; Barbosa, J.C. & André, R.B. 1989. Análise da precipitação mensal em Jaboticabal (SP). *Ciê. Agron.*, v. 4, p. 3-5.
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego. 850p.
- Wolverton, B.C. 1979. Engineering design data for small vascular aquatic plant wastewater treatment system. In: CONFERENCE AQUACULTURE SYSTEMS FOR WASTEWATER TREATMENT, Proceedings...Washington: EPA Office of Municipal Pollution Control, p. 179-192.

Livros Grátis

(<http://www.livrosgratis.com.br>)

Milhares de Livros para Download:

[Baixar livros de Administração](#)

[Baixar livros de Agronomia](#)

[Baixar livros de Arquitetura](#)

[Baixar livros de Artes](#)

[Baixar livros de Astronomia](#)

[Baixar livros de Biologia Geral](#)

[Baixar livros de Ciência da Computação](#)

[Baixar livros de Ciência da Informação](#)

[Baixar livros de Ciência Política](#)

[Baixar livros de Ciências da Saúde](#)

[Baixar livros de Comunicação](#)

[Baixar livros do Conselho Nacional de Educação - CNE](#)

[Baixar livros de Defesa civil](#)

[Baixar livros de Direito](#)

[Baixar livros de Direitos humanos](#)

[Baixar livros de Economia](#)

[Baixar livros de Economia Doméstica](#)

[Baixar livros de Educação](#)

[Baixar livros de Educação - Trânsito](#)

[Baixar livros de Educação Física](#)

[Baixar livros de Engenharia Aeroespacial](#)

[Baixar livros de Farmácia](#)

[Baixar livros de Filosofia](#)

[Baixar livros de Física](#)

[Baixar livros de Geociências](#)

[Baixar livros de Geografia](#)

[Baixar livros de História](#)

[Baixar livros de Línguas](#)

[Baixar livros de Literatura](#)
[Baixar livros de Literatura de Cordel](#)
[Baixar livros de Literatura Infantil](#)
[Baixar livros de Matemática](#)
[Baixar livros de Medicina](#)
[Baixar livros de Medicina Veterinária](#)
[Baixar livros de Meio Ambiente](#)
[Baixar livros de Meteorologia](#)
[Baixar Monografias e TCC](#)
[Baixar livros Multidisciplinar](#)
[Baixar livros de Música](#)
[Baixar livros de Psicologia](#)
[Baixar livros de Química](#)
[Baixar livros de Saúde Coletiva](#)
[Baixar livros de Serviço Social](#)
[Baixar livros de Sociologia](#)
[Baixar livros de Teologia](#)
[Baixar livros de Trabalho](#)
[Baixar livros de Turismo](#)