



UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA
“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”
CENTRO DE AQUICULTURA - CAUNESP



USO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDAS NO
TRATAMENTO DE EFLUENTES DE
CARCINICULTURA

JOSÉ FRANCISCO VICENTE BIUDES

Jaboticabal – São Paulo

2007

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

CENTRO DE AQUICULTURA - CAUNESP

**USO DE *WETLANDS* CONSTRUÍDAS NO
TRATAMENTO DE EFLUENTES DE
CARCINICULTURA**

JOSÉ FRANCISCO VICENTE BIUDES

ORIENTADOR: Prof. Dr. ANTONIO FERNANDO MONTEIRO CAMARGO

Tese apresentada ao Programa de
Pós-graduação em Aquicultura do
CAUNESP, como parte das
exigências para obtenção do título
de Doutor em Aquicultura.

Jaboticabal – São Paulo

2007

Biudes, José Francisco Vicente
B624u Uso de *wetlands* construídas no tratamento de efluentes de
carcinicultura / José Francisco Vicente Biudes. – – Jaboticabal, 2007
x, 103 f. : il ; 29 cm

Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Centro de
Aqüicultura, 2007
Orientador: Antonio Fernando Monteiro Camargo
Banca examinadora: Wagner Cotroni Valenti, Luiz Edivaldo
Pezzato, Sidinei Magela Thomaz, João Donato Scorvo Filho
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.

Aos meus pais, Wandecir e Maria, pelo amor, carinho e companheirismo dedicados a mim durante todas as etapas da minha vida.

AGRADECIMENTOS

Ao Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo, pela orientação competente e participativa, pela amizade desenvolvida desde a minha graduação e por ser um exemplo de profissional ético, comprometido com o ensino e condutor de pesquisas de alta qualidade.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), por financiar esta tese, através das concessões de bolsa de estudo (Processo: 04/06962-0) e auxílio à pesquisa (Processo: 03/09589-5).

Ao Prof. Dr. Luiz Edivaldo Pezzato, pela participação na banca de defesa da tese, por ter disponibilizado a infra-estrutura do Laboratório de Pesquisa em Nutrição de Organismos Aquáticos da FMVZ (UNESP-Botucatu), para a realização do ensaio de digestibilidade, e pela colaboração constante na elaboração do manuscrito, referente a este experimento.

Ao Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti, pelas enriquecedoras sugestões nas bancas de qualificação e defesa da tese e por ter disponibilizado a infra-estrutura do Setor de Carcinicultura do CAUNESP, para a realização de experimentos desta tese.

Ao Prof. Dr. Sidinei Magela Thomaz e ao Dr. João Donato Scorvo Filho, pela participação e sugestões concedidas na banca de defesa da tese.

Ao Prof. Dr. Flávio Henrique Mingante Schlittler, pelas valiosas sugestões na banca de qualificação e pela amizade desenvolvida durante a convivência no Departamento de Ecologia.

Aos professores do curso de Ecologia da UNESP de Rio Claro, especialmente ao Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo, Prof. Dr. Célio Augusto Rugani, Prof. Dr. Miguel Petrere Jr., Prof^a Dra. Maria José de Oliveira Campos e Prof. Dr. Flávio Henrique Mingante Schlittler, por estarem juntos comigo no início da caminhada que resultou nesta tese.

Aos pós-graduandos Igo Gomes Guimarães e Vivian Gomes dos Santos, pela colaboração durante o desenvolvimento do ensaio de digestibilidade, realizado no

Laboratório de Pesquisa em Nutrição de Organismos Aquáticos.

Aos amigos do CAUNESP, em especial a Ana Elisa Baccarin Leonardo, Charles Young Kim e Rachel Cristina Prehl Alves.

Aos amigos e colegas do Laboratório de Ecologia Aquática da UNESP de Rio Claro, em especial a Raquel, Gustavo, Maura, Roseli, Renata (Renatinha), Soraia, Leonardo (Léo), Roberto, Lúcio (Lobinho), Maria Carolina (Carol), Luciana e Matheus.

Aos funcionários do Departamento de Ecologia, especialmente à Sandra, Sueli e Marilene, pela ótima convivência e pela constante colaboração.

Aos técnicos José Roberto Polachini e Valdecir Fernandes de Lima, pela colaboração durante a realização do experimento no Setor de Carcinicultura do CAUNESP.

Ao técnico Carlos Fernando Sanches, pela colaboração durante a realização dos experimentos e análises de laboratório, pela amizade e por descontrair o trabalho.

A minha família, por todo o carinho dispensado a mim.

A minha mãe Maria, por ser uma mulher valorosa e pelo amor irrestrito dedicado a mim.

Ao meu pai Wandecir, por ser o exemplo de um grande homem, pelo amor dedicado a mim e por ser o maior incentivador da minha educação.

SUMÁRIO

Lista de figuras.....	vii
Lista de tabelas.....	ix
Resumo.....	1
Apresentação.....	3
Capítulo I - Introdução geral.	
Aqüicultura e impactos ambientais.....	4
Tratamento de efluentes por <i>wetlands</i> construídas (áreas alagadas construídas).....	8
Motivações para a realização desta tese.....	14
Objetivos gerais e específicos desta tese.....	15
Estruturação dos demais capítulos da tese.....	16
Referências Bibliográficas.....	20
Capítulo II - Alterações nas características físicas e químicas da água utilizada em viveiros de manutenção de reprodutores de <i>Macrobrachium rosenbergii</i>.	
Resumo.....	25
Introdução.....	26
Material e Métodos.....	27
Resultados.....	30
Discussão.....	37
Conclusões.....	40
Agradecimentos.....	41
Referências.....	41

Capítulo III – Capacidade de tratamento do efluente de viveiros de *Macrobrachium rosenbergii* por uma *wetland* construída.

Resumo.....	45
Introdução.....	46
Material e Métodos.....	47
Resultados.....	52
Discussão.....	60
Conclusões.....	63
Agradecimentos.....	64
Referências.....	64

Capítulo IV - Relationship between removal of N and P from effluent, and productivity of *Eichhornia crassipes* in a constructed wetland. (Relação entre as remoções de N e P do efluente e a produtividade de *Eichhornia crassipes* em uma *wetland* construída).

Abstract.....	67
Resumo.....	68
Introduction.....	69
Material and Methods.....	70
Results.....	73
Discussion.....	79
Conclusions.....	80
Acknowledgements.....	81
References.....	81

Capítulo V - Digestibilidade aparente, pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), da farinha do aguapé (*Eichhornia crassipes*).

Resumo.....	84
Introdução.....	85
Material e Métodos.....	86
Resultados e Discussão.....	91
Conclusões.....	97
Agradecimentos.....	97
Referências Bibliográficas.....	97
Perspectivas.....	102

LISTA DE FIGURAS

Capítulo I

Figura 1. Viveiro de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii*, localizado no Setor de Carcinicultura do CAUNESP. O viveiro possui 220m³ (200m² de superfície e 1,1 de profundidade) e foi utilizado nos experimentos dos capítulos II, III, IV.....18

Figura 2. Wetland construída utilizada no tratamento do efluente do viveiro de *Macrobrachium rosenbergii*. A wetland foi utilizada nos experimentos dos capítulos III e IV e possui 30m de comprimento, 1m de largura e 0,4 de profundidade. Na figura estão indicados os locais de entrada e saída do efluente.....18

Figura 3. Conjunto de aquários de alimentação utilizados no experimento do capítulo V (A). No aquário em detalhe (B), é possível ver juvenis de tilápia-do-nilo dentro de um tanque rede.....19

Figura 4. Conjunto de aquários de coleta de fezes utilizados no experimento do capítulo V (A). Cada aquário de coleta de fezes possui capacidade para 300L e fundo cônico, ao qual é acoplado um coletor de fezes (B).....19

Capítulo II

Figura 1. Valores médios e desvios padrão da temperatura, pH, oxigênio dissolvido (O₂ dissolvido), clorofila *a* e material particulado em suspensão (MPS) da água abastecimento (□) e do efluente (▨) do viveiro de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii*, em cada mês do ano.....32

Figura 2. Valores médios e desvios padrão das concentrações de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico (NI), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD) e P-ortofosfato (P-PO₄) da água de abastecimento (□) e do efluente (▨) do viveiro de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii*, em cada mês do ano.....33

Figura 3. Efeito da biomassa de *M. rosenbergii* nos acréscimos de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico (NI), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD), P-ortofosfato (P-PO₄) e material particulado em suspensão (MPS) na água utilizada no viveiro.....35

Figura 4. Ordenação pela ACP dos meses do ano em função dos acréscimos de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄ e MPS na água utilizada no viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*.....36

Capítulo III

Figura 1. Desenho esquemático do viveiro de reprodutores de *M. rosenbergii* e da *wetland* construída. O símbolo (O) indica os pontos de coleta de água e o símbolo (■) indica os pontos de coleta de *E. crassipes* e sedimento.....49

Figura 2. Médias e desvios padrão do pH, oxigênio dissolvido (O₂ dissolvido), condutividade elétrica e material particulado em suspensão (MPS) da água de abastecimento do viveiro de *M. rosenbergii* (▨), do efluente da saída do viveiro (□) e do efluente tratado da saída (30m) da *wetland* (▤), em cada semana do experimento.....54

Figura 3. Médias e desvios padrão das concentrações de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico (NI), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD) e P-ortofosfato (P-PO₄) da água de abastecimento do viveiro de *M. rosenbergii* (▨), do efluente da saída do viveiro (□) e do efluente tratado da saída (30m) da *wetland* (▤), em cada semana do experimento.....55

Figura 4. Estoques de nitrogênio total e fósforo total acumulados na biomassa de *E. crassipes* (●) e no sedimento (□) durante as nove semanas de experimento, em função da distância da entrada da *wetland*.....58

Figura 5. Ganho de biomassa (em nove semanas de experimento) e concentrações finais de nitrogênio total e fósforo total de *E. crassipes*, em função da distância da entrada da *wetland*.....58

Figura 6. Sedimento acumulado (em nove semanas de experimento) e concentrações finais de nitrogênio e fósforo total do sedimento, em função da distância da entrada da *wetland*.....59

Capítulo IV

Figure 1. Growth curve of *E. crassipes* in the constructed wetland during the 270 days of the experiment. Different letters indicate a significant difference ($P<0.05$) in the biomass of *E. crassipes* between the days of collection.....75

Figure 2. Correlation between the productivity of *E. crassipes* and the removal of total Kjeldahl nitrogen (TKN), dissolved Kjeldahl nitrogen (DKN), inorganic nitrogen (IN), total phosphorus (TP), dissolved phosphorus (DP), and orthophosphate-P (PO₄-P) from the effluent by the wetland. The graphs show different scales.....77

LISTA DE TABELAS

Capítulo II

Tabela 1. Biomassa de *M. rosenbergii*, quantidade de dieta fornecida e os acréscimos de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico (NI), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD), P-ortofosfato (P-PO₄) e material particulado em suspensão (MPS) na água utilizada no viveiro de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii*, em cada mês do ano.....34

Tabela 2. Correlação dos acréscimos de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico (NI), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD), P-ortofosfato (P-PO₄) e material particulado em suspensão (MPS) na água utilizada no viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* com os componentes 1 e 2 da ACP.....36

Tabela 3. Comparação dos acréscimos de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio inorgânico (NI), fósforo total (PT) e P-ortofosfato (P-PO₄) na água utilizada em viveiros de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* e *M. amazonicum*, obtidos neste estudo e na literatura.....39

Capítulo III

Tabela 1. Médias e desvios padrão (nove semanas) dos acréscimos (viveiro) e remoções (*wetland*) das formas de N e P e MPS.....56

Tabela 2. Médias e desvios padrão dos estoques de N e P acumulados na biomassa de *E. crassipes* e no sedimento, durante as nove semanas do experimento.....57

Capítulo IV

Table 1. Productivity of *E. crassipes*, in 30-day periods.....75

Table 2. Concentrations ($\mu\text{g.L}^{-1}$) and loads (g.day^{-1}) of the forms of N and P at the entrance to the wetland, every 30 days.....76

Table 3. Removal of the forms of N and P from the effluent by the wetland, every 30 days.....76

Table 4. Dissolved oxygen (mg.L^{-1}) at the entrance and exit of the wetland, measured every 30 days.....78

Table 5. pH at the entrance and exit of the wetland, measured every 30 days.....78

Capítulo V

Tabela 1. Composição percentual da ração referência. Valores expressos em 100% da matéria seca.....87

Tabela 2. Composição química da ração referência e dos ingredientes utilizados nas rações experimentais. Valores expressos em 100% da matéria seca.....88

Tabela 3. Coeficientes de digestibilidade e disponibilidade aparente (%), proteína digestível (%) e energia digestível (kcal/kg) da ração referência e dos ingredientes. Valores expressos em 100% da matéria seca.....92

Tabela 4. Concentrações de nitrogênio total (N-Total) e fósforo total (P-Total) na água de abastecimento e dos aquários de coleta de fezes com tilápias-do-nilo alimentadas com as rações contendo as farinhas do aguapé.....96

Resumo

A tese está organizada em cinco capítulos. O capítulo I apresenta uma introdução geral, na qual são abordados os impactos ambientais da aquicultura e o tratamento de efluentes por *wetlands* construídas. Os demais capítulos são referentes a experimentos desenvolvidos no Setor de Carcinicultura do CAUNESP, em Jaboticabal/SP, e no Laboratório de Pesquisa em Nutrição de Organismos Aquáticos da FMVZ da UNESP, em Botucatu/SP. Os principais objetivos destes capítulos foram: (Capítulo II) Avaliar as possíveis alterações provocadas pelo manejo efetuado para a manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* nas características físicas e químicas da água utilizada nos viveiros de cultivo; (Capítulo III) Determinar a capacidade de uma *wetland* construída em tratar o efluente de viveiros de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*, visando dimensionar a área da *wetland* necessária para o tratamento do efluente; (Capítulo IV) Avaliar a relação entre as remoções de nitrogênio e fósforo do efluente e a produtividade de *Eichhornia crassipes* em uma *wetland* construída, visando contribuir com informações para o manejo da biomassa da macrófita na *wetland*; (Capítulo V) Determinar a digestibilidade aparente, pela tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*), da biomassa de *E. crassipes* produzida em *wetlands* construídas, visando avaliar a possibilidade do uso desta macrófita em dieta para a tilápia-do-nilo. Os resultados do Capítulo II permitem concluir que o manejo efetuado para a manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* entre as biomassas $71,5 \text{ g.m}^{-2}$ e $127,0 \text{ g.m}^{-2}$ provoca o aumento dos valores de pH, clorofila *a*, oxigênio dissolvido, material particulado em suspensão, nitrogênio e fósforo na água utilizada no viveiro de cultivo. No Capítulo III, concluiu-se que a área da *wetland* necessária para tratar o efluente do viveiro de reprodutores de *M. rosenbergii* corresponde a 12% da área superficial do viveiro. No Capítulo IV, concluiu-se que a *wetland* remove mais

nitrogênio e fósforo do efluente quando a produtividade de *E. crassipes* é maior. Por isto, é necessário o manejo da biomassa de *E. crassipes*, visando mantê-la em densidades nas quais ocorrem altas produtividades. No Capítulo V, concluiu-se que as digestibilidades aparentes da proteína bruta, matéria seca, extrato etéreo, energia bruta e as disponibilidades aparentes dos minerais (P, Ca, Mg, Mn, Cu e Zn) da farinha da biomassa emersa (lâmina foliar e pecíolo) de *E. crassipes* são maiores, em relação às digestibilidades e disponibilidades aparentes das farinhas da biomassa submersa (raiz e rizoma) e total. Os altos teores de fibra das farinhas da biomassa emersa (27%), submersa (45%) e total (35%) de *E. crassipes* limitam a utilização destas farinhas em dietas balanceadas para a tilápia-do-nilo.

Apresentação

A presente tese está estruturada em cinco capítulos. O capítulo I consiste em uma introdução geral, na qual são abordados os seguintes tópicos: (a) aquicultura e impactos ambientais, (b) tratamento de efluentes por *wetlands* construídas, (c) motivações para a realização desta tese, (d) objetivos gerais e específicos desta tese e (e) estruturação dos demais capítulos da tese. Os capítulos II, III, IV e V estão redigidos no formato de artigo científico e são referentes a experimentos desenvolvidos no Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da UNESP, em Jaboticabal/SP, e no Laboratório de Pesquisa em Nutrição de Organismos Aquáticos da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da UNESP, em Botucatu/SP.

O desenvolvimento desta tese foi financiado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), através das concessões de bolsa de estudo (Processo: 04/06962-0) e auxílio à pesquisa (Processo: 03/09589-5).

Capítulo I

Introdução geral

A aqüicultura é uma atividade importante na produção de alimentos. Em 2005, a aqüicultura mundial produziu 48.150.000 toneladas e a aqüicultura brasileira produziu 257.800 toneladas (FAO, 2006). Esta produção proporciona benefícios econômicos e sociais, mas também tem despertado a preocupação de órgãos governamentais, organizações não governamentais e pesquisadores quanto aos impactos ambientais relacionados à aqüicultura (Goldburg & Triplett, 1997).

1.1 Aqüicultura e impactos ambientais

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

1.1.1 Produção e características do efluente de aqüicultura

O efluente dos viveiros de cultivos de peixes e camarões é produzido para a renovação da água dos viveiros e quando os viveiros são drenados (Teichert-Coddington et al., 1999). Este efluente é tipicamente enriquecido em poluentes como nitrogênio, fósforo, matéria orgânica, material particulado em suspensão e pode conter antibióticos e outros produtos químicos utilizados no controle de doenças dos

organismos cultivados (Páez-Osuna, 2001). No entanto, as características dos efluentes podem variar em função da espécie cultivada, da densidade dos organismos cultivados, do manejo alimentar e do nível de tecnologia empregado no cultivo (Boyd, 2000).

Os fornecimentos de dietas e 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 e fertilizantes, normalmente, não mais que 25% a 30% está presente na biomassa de peixes e camarões na despesca (Páez-Osuna et al. 1997; Boyd & Tucker, 1998). O restante do nitrogênio e fósforo fica retido no sedimento dos viveiros ou é eliminado pelo efluente (Casillas-Hernández et al., 2006). Há também uma parte do nitrogênio que é eliminada para a atmosfera pela volatilização de NH_3 (Hargreaves, 1998).

Robertson e Phillips (1995), estudando o cultivo de camarões marinhos da espécie *Penaeus monodon* em sistema intensivo, estimaram que 764 Kg/ha/ciclo do nitrogênio e 213 Kg/ha/ciclo do fósforo empregados nas dietas e nos fertilizantes ficaram retidos no sedimento dos viveiros, foram eliminados pelo efluente ou, no caso do nitrogênio, foram eliminados para a atmosfera. Casillas-Hernández et al. (2006) estimaram que o cultivo de camarões marinhos da espécie *Litopenaeus vannamei* em sistema semi-intensivo proporcionou uma perda de 235 Kg/ha/ciclo de nitrogênio fornecidos em dietas e fertilizantes, sendo que 94,0% deste total ficaram retidos no sedimento ou foram eliminados para a atmosfera e 6,0% foram eliminados pelo efluente do viveiro. A perda estimada de fósforo fornecido em dietas e fertilizantes foi de 43 Kg/ha/ciclo, sendo que 83,5% deste total ficaram retidos no sedimento e 16,5% foram eliminados pelo efluente do viveiro. Assim, o cultivo de *Litopenaeus vannamei* em sistema semi-intensivo proporcionou, por meio da produção de efluente, acréscimos de 14,1 Kg/ha/ciclo de nitrogênio e 7,1 Kg/ha/ciclo de fósforo aos ambientes aquáticos

receptores deste efluente.

1.1.2 Efeito do efluente de aquíicultura no ambiente aquático

O lançamento de efluentes sem tratamento em ambientes aquáticos pode resultar em uma acumulação crônica de nutrientes, principalmente de fósforo e nitrogênio, levando ao processo de eutrofização artificial (Redding et al., 1997). Este processo provoca mudanças nas condições físicas e químicas dos ambientes aquáticos, mudanças qualitativas e quantitativas em comunidades aquáticas e aumenta o nível de produção do ambiente aquático (Esteves, 1998).

Alguns estudos evidenciam os impactos ambientais do efluente de aquíicultura. Entre estes, estão o estudo de Chua et al. (1989) que encontraram relação entre o lançamento de efluentes de carcinicultura e a ocorrência de floração de algas e a morte de organismos coralinos, na região de Banguecoque, na Tailândia. Loch et al. (1996) constataram que os efluentes produzidos em fazendas de criação de truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) provocaram uma redução da riqueza de macroinvertebrados bentônicos nos trechos de 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*).

A eutrofização também pode trazer efeitos negativos diretos ao homem. Entre os quais a floração de espécies de cianobactérias, que produzem e eliminam toxinas na água e já foram responsáveis por grande número de mortes em humanos (Calijuri et al. 2006). Outro efeito negativo da eutrofização é o aumento dos custos referentes ao tratamento da água para consumo humano, pois há necessidade da intensificação da tecnologia utilizada nas remoções de nutrientes, organismos patogênicos e matéria orgânica da água (Tundisi, 2003).

1.1.3 Soluções para reduzir os impactos do efluente de aquicultura

As soluções para reduzir os impactos do efluente podem ser divididas em soluções anteriores e posteriores à produção do efluente. As soluções anteriores à produção do efluente envolvem medidas que diminuam as concentrações de poluentes e o volume do efluente produzido. Estas soluções consistem basicamente na adoção de boas práticas de manejo, tais como: (a) uso de fertilizantes somente em quantidades necessárias para a manutenção da biomassa do fitoplâncton; (b) seleção de densidades de estocagem e taxas de alimentação que não excedam a capacidade de assimilação de nutrientes dos viveiros; (c) fornecimento de dietas com altas digestibilidades, estáveis na água e sem excessos de nitrogênio e fósforo; (d) diminuição do volume de efluente produzido, sem prejuízo à qualidade da água utilizada no cultivo e (e) quando possível, a realização da despesca sem drenagem parcial ou total do viveiro (Boyd, 2003). É importante ressaltar que a implantação de muitas destas medidas envolve o desenvolvimento de pesquisas científicas que considerem as peculiaridades dos diferentes organismos cultivados.

As soluções posteriores à produção do efluente do viveiro estão restritas basicamente ao tratamento deste efluente, visando à remoção de poluentes. Para este propósito, é possível a utilização de tanques de sedimentação, que possibilitam bons resultados nas remoções de matéria orgânica e nutrientes não dissolvidos do efluente (Teichert-Coddington et al. 1999). Outra possível solução são as *wetlands* construídas, que possibilitam bons resultados nas remoções de matéria orgânica e nutrientes não dissolvidos e dissolvidos do efluente (Lin et al., 2005; Henry-Silva & Camargo, 2006). No próximo tópico desta introdução geral da tese, será abordado detalhadamente o tratamento do efluente por *wetlands* construídas.

1.2 Tratamento de efluentes por *wetlands* construídas (áreas alagadas construídas)

1.2.1 Aspectos e definições básicos

As *wetlands* construídas para tratamento de efluentes são sistemas desenhados e construídos para utilizar processos naturais na remoção de poluentes do efluente (Kivaisi, 2001). Os principais processos biológicos que regulam as remoções de nitrogênio e fósforo do efluente são a absorção direta pela macrófita, mineralização microbológica e transformações como desnitrificação e amonificação (USEPA, 2000). A absorção direta ocorre, principalmente, pelo sistema radicular das macrófitas e algumas espécies de macrófitas também absorvem nutrientes através das folhas (Esteves, 1998). Os principais processos abióticos que atuam nas remoções de nitrogênio e fósforo do efluente são a sedimentação, precipitação química e adsorção. A sedimentação também é importante na remoção de material particulado do efluente (Braskerud, 2002).

As *wetlands* construídas são classificadas de acordo com o tipo ecológico predominante das macrófitas aquáticas utilizadas, sendo que as macrófitas emersas e flutuantes são as mais utilizadas (Kivaisi, 2001). As *wetlands* povoadas com macrófitas emersas necessitam de solo para fixação da planta e podem possuir camadas de brita, cascalho, areia fina e areia grossa abaixo do solo (Lin et al., 2005). Por sua vez, as *wetlands* construídas povoadas com macrófitas flutuantes não necessitam de solo para a fixação da planta. Destaca-se que independentemente do tipo ecológico da macrófita, há necessidade de que a espécie utilizada possua determinadas características para contribuir positivamente para o desempenho da *wetland*. As principais características são 1-) rápido estabelecimento e alta taxa de 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-) tolerâncias às condições climáticas locais (Tanner, 1996).

1.2.2 Utilização de *wetlands* construídas na aquicultura

As *wetlands* construídas têm sido utilizadas nas últimas décadas para o tratamento de efluentes industriais, efluentes domésticos, resíduos ácidos de mineração e efluentes de atividades agrícolas (IWA, 2000). A utilização de *wetlands* construídas para o tratamento do efluente de aquicultura ainda é recente e está em estágio experimental. Destacam-se os seguintes estudos:

a) Schwartz & Boyd (1995) avaliaram a eficiência de uma *wetland* construída povoada com macrófitas emersas (*Scirpus californicus*, *Zizaniopsis miliacea* e *Panicum hemitomon*) no tratamento do efluente de viveiros de bagre-do-canal (*Ictalurus punctatus*). Os autores concluíram que a *wetland* foi capaz de remover nitrogênio, fósforo e material particulado do efluente. A área da *wetland* necessária para tratar o efluente corresponde de 0,7 a 2,7 vezes a área dos viveiros de cultivo de bagre-do-canal, considerando tempos de retenção hidráulica do efluente na *wetland* de 1 a 4 dias.

b) Sansanayuth et al. (1996) avaliaram a eficiência de uma *wetland* construída povoada com a macrófita emersa *Acrostchum aureum* no tratamento do efluente de viveiros de camarões marinhos, na Tailândia. Os resultados mostraram que a *wetland* foi capaz de reduzir as concentrações de material particulado em suspensão (84%), demanda bioquímica de oxigênio (91%), nitrogênio total (48%) e fósforo total (31%) do efluente.

c) Reding et al. (1997) avaliaram a eficiência de *wetlands* construídas povoadas com macrófitas de diferentes tipos ecológicos no tratamento do efluente de viveiros 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* povoadas com *Elodea nuttallii* (submersa) e *Azolla filiculoides* (flutuante).

d) Lin et al. (2002) avaliaram a eficiência de *wetlands* construídas 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*.

e) Tilley et al. (2002) estudaram a eficiência de uma *wetland* construída 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.

f) Schulz et al. (2003) avaliaram a eficiência de *wetlands* construídas 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*.

g) Lin et al. (2005) estudaram a eficiência de uma *wetland* construída 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.

h) Henry-Silva & Camargo (2006) avaliaram a eficiência de *wetlands* construídas 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).

De maneira geral, os estudos sobre o uso de *wetlands* construídas no tratamento do efluente de aquicultura mostram que esta tecnologia é capaz de remover nitrogênio, fósforo, matéria orgânica e material particulado do efluente de aquicultura. Os estudos também mostram que a eficiência das *wetlands* pode variar em função da espécie de macrófita utilizada e do tempo de retenção hidráulico do efluente na *wetland*. Com relação ao dimensionamento das *wetlands*, este é um tema pouco estudado. Entretanto, é

fundamental para o planejamento de *wetlands* construídas e a determinação da viabilidade do uso desta tecnologia no tratamento de efluentes de aquicultura. Isto porque é desejável que as *wetlands* ocupem pequenos espaços e, assim, não comprometam o uso do espaço por outra atividade.

Outro tema importante sobre *wetlands* construídas é a eficiência das mesmas nas remoções de nutrientes e matéria orgânica do efluente, após longo tempo de funcionamento da *wetland*. Isto porque as *wetlands* possuem uma capacidade limitada de estocar nutrientes e matéria orgânica (Henry-Silva & Camargo, 2006) e, portanto, podem perder eficiência no tratamento do efluente quando esta capacidade é atingida. Diante deste problema, são necessários estudos que avaliem a variação da eficiência das *wetlands* em longo prazo. Estes estudos podem fornecer informações importantes para o desenvolvimento de técnicas de manejo de *wetlands*, que possibilitem a manutenção da eficiência no tratamento do efluente por longo tempo. Destaca-se que o manejo de *wetlands* é um tema muito pouco estudado.

1.2.3 Aproveitamento da biomassa produzida nas *wetlands*

As altas concentrações de nutrientes nos efluentes dos viveiros de cultivo propiciam grande produção de biomassa das macrófitas nas *wetlands* (Henry-Silva, 2005). No intuito de encontrar uma destinação para a biomassa de macrófitas aquáticas, diversas pesquisas foram desenvolvidas e mostraram que há algumas possibilidades de aproveitamento. Entre os possíveis aproveitamentos estão a utilização da biomassa na produção de biogás (Singhal & Rai, 2003), alimentação animal (Bagnall et al., 1974), produção de papel (Nolan & Krimse, 1974) e compostagem (Parra & Hornstein, 1974).

Na aquicultura, alguns trabalhos estudaram a viabilidade da utilização da biomassa das macrófitas na alimentação de peixes. Entre estes, o estudo de Santiago et

al. (1988) constatou que uma dieta contendo 42% da macrófita aquática flutuante *Azolla pinnata* proporcionou maior crescimento para alevinos de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*) do que a dieta com farinha de peixe. Essa (1997) substituiu 50% da dieta comercial (35% de proteína bruta) pela macrófita aquática flutuante *Lemna* sp e não observou efeito negativo sobre o crescimento de *O. niloticus*.

Considerando as possibilidades de aproveitamento da biomassa de macrófitas aquáticas, pode-se concluir que este subproduto das *wetlands* também pode ser uma fonte de renda. Entretanto, cabe ressaltar que as diferentes espécies de macrófitas podem apresentar composições químicas muito distintas. Portanto, as investigações sobre as possibilidades de aproveitamento da biomassa produzida nas *wetlands* devem ser feitas para cada espécie utilizada.

1.3 Motivações para a realização desta tese

Há uma preocupação crescente de órgãos governamentais e da própria sociedade com relação aos impactos ambientais da aquicultura. Isto tem levado ao desenvolvimento do conceito de aquicultura sustentável, que visa conciliar interesses econômicos, sociais e ambientais. Neste contexto, esta tese pretende contribuir com o desenvolvimento da tecnologia das *wetlands* construídas para o tratamento do efluente de aquicultura, com enfoque para o tratamento do efluente de viveiros de cultivo do camarão-da-malásia (*Macrobrachium rosenbergii*). Os principais temas a serem investigados são o dimensionamento de *wetlands* e o desenvolvimento de técnicas de manejo da biomassa das macrófitas nas *wetlands*, devido à relevância e à escassez de pesquisas sobre estes temas. Além disto, pretende-se explorar a possibilidade do uso da biomassa vegetal produzida nas *wetlands* construídas para a alimentação de tilápia-do-nilo.

Destaco que este trabalho está inserido no projeto de pesquisa “Limnologia Aplicada à Aquicultura” desenvolvido desde 1997 no Centro de Aquicultura da UNESP, sob coordenação do Prof. Dr. Antonio Fernando Monteiro Camargo.

1.4 Objetivos gerais e específicos da tese

A presente tese de doutorado teve como objetivos gerais contribuir com o desenvolvimento da tecnologia das *wetlands* construídas para o tratamento de efluentes de aquicultura e, também, avaliar o valor nutritivo da biomassa vegetal produzida em *wetlands* construídas para a tilápia-do-nilo. Os objetivos específicos da tese foram os seguintes:

1. Avaliar as possíveis alterações provocadas pelo manejo efetuado para a manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* nas características físicas e químicas da água utilizada nos viveiros de cultivo.
2. Determinar a capacidade de uma *wetland* construída em remover nitrogênio, fósforo e material particulado em suspensão do efluente de viveiros de *M. rosenbergii*, visando dimensionar a área da *wetland* necessária para o tratamento do efluente.
3. Avaliar a relação entre as remoções de nitrogênio e fósforo do efluente e a produtividade de *Eichhornia crassipes* em uma *wetland* construída, visando contribuir com informações para o manejo da biomassa da macrófita na *wetland*.
4. Determinar a digestibilidade aparente de *E. crassipes* produzida em *wetlands* construídas pela tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*), visando avaliar o valor nutritivo desta macrófita para a tilápia-do-nilo.

1.5 Estruturação dos demais capítulos da tese

Os capítulos II, III e IV são referentes a experimentos desenvolvidos no Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP), em Jaboticabal/SP. O capítulo V é referente a um experimento desenvolvido no Laboratório de Pesquisa em Nutrição de Organismos Aquáticos da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia (FMVZ) da UNESP, em Botucatu/SP.

O capítulo II intitulado “**Alterações nas características físicas e químicas da água utilizada em viveiros de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii***” teve como objetivo determinar as possíveis alterações provocadas pelo manejo efetuado para a manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* nas características físicas e químicas da água utilizada nos viveiros de cultivo. Concluiu-se que o manejo efetuado para a manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* entre as biomassas $71,5 \text{ g.m}^{-2}$ e $127,0 \text{ g.m}^{-2}$ provoca aumentos de pH, clorofila *a*, O_2 dissolvido, material particulado em suspensão, N e P na água utilizada no viveiro. O aumento da biomassa de reprodutores de *M. rosenbergii* entre $71,5 \text{ g.m}^{-2}$ e $127,0 \text{ g.m}^{-2}$ intensifica os acréscimos de N e P na água utilizada no viveiro.

O capítulo III intitulado “**Capacidade de tratamento do efluente de viveiros de *Macrobrachium rosenbergii* por uma wetland construída**” teve como objetivo principal determinar a capacidade de uma wetland construída em tratar o efluente de um viveiro de *M. rosenbergii* (113 g.m^{-2}). Concluiu-se que a wetland utilizada é capaz de remover do efluente do viveiro os acréscimos de nitrogênio, fósforo e material particulado em suspensão provocados pelo cultivo de *M. rosenbergii*. A área da wetland necessária para tratar o efluente do viveiro de reprodutores de *M. rosenbergii* corresponde a 12% da área superficial do viveiro.

O capítulo IV intitulado “**Relationship between removal of N and P from effluent,**

and productivity of *Eichhornia crassipes* in a constructed wetland” teve como objetivo avaliar a relação entre as remoções de nitrogênio e fósforo do efluente e a produtividade de *Eichhornia crassipes* em uma *wetland* construída, utilizada para tratar o efluente de viveiros de *Macrobrachium rosenbergii*. Concluiu-se que a *wetland* remove mais nitrogênio e fósforo do efluente quando a produtividade de *E. crassipes* é maior. É necessário o manejo da biomassa de *E. crassipes*, visando mantê-la em densidades nas quais ocorrem altas produtividades.

O capítulo V intitulado **“Digestibilidade aparente, pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), da farinha do aguapé (*Eichhornia crassipes*)”** teve como objetivo principal a determinação dos coeficientes de digestibilidade aparente da matéria seca, proteína bruta, extrato etéreo, energia bruta e dos coeficientes de disponibilidade aparente dos minerais (P, Ca, Mg, Mn, Cu e Zn) das farinhas da biomassa emersa (lâmina foliar e pecíolo), submersa (raiz e rizoma) e total do aguapé, pela tilápia-do-nilo. Concluiu-se que os coeficientes de digestibilidade e disponibilidade aparente da farinha da biomassa emersa são os maiores, provavelmente, devido aos menores teores de fibra bruta na farinha desta parte do aguapé (27,0%), em relação às farinhas da biomassa total (35,0%) e submersa (45,0%). Os altos teores de fibra das farinhas do aguapé limitam a utilização destas farinhas em dietas balanceadas para a tilápia-do-nilo.

O capítulo II está estruturado segundo as normas de “Acta Limnologica Brasiliensia”. Os capítulos III e IV estão estruturados segundo as normas de “Ecological Engineering”. O capítulo V está estruturado segundo as normas da “Revista Brasileira de Zootecnia”.

As Figuras 1 a 4 apresentam algumas estruturas e materiais utilizados nos experimentos desenvolvidos no Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP), em Jaboticabal/SP, e no Laboratório de Pesquisa em Nutrição de Organismos Aquáticos da FMVZ da UNESP, em Botucatu/SP.



Figura 1. Viveiro de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii*, localizado no Setor de Carcinicultura do CAUNESP. O viveiro possui 220 m³ (200 m² de superfície e 1,1 m de profundidade) e foi utilizado nos experimentos dos capítulos II, III, IV.

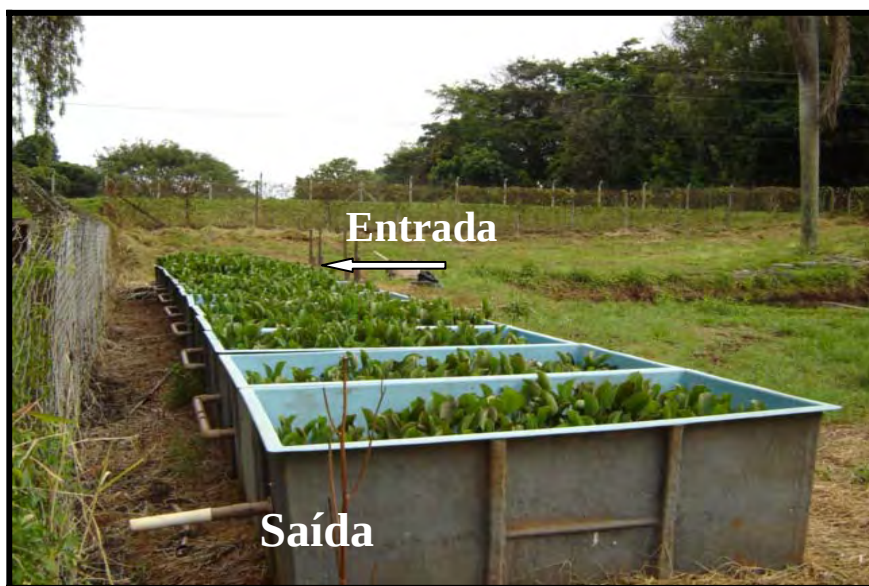


Figura 2. *Wetland* construída utilizada no tratamento do efluente do viveiro de *M. rosenbergii*. A *wetland* foi utilizada nos experimentos dos capítulos III e IV e possui 30 m de comprimento, 1 m de largura e 0,5 m de profundidade. Na figura estão indicados os locais de entrada e saída do efluente. A *wetland* estava localizada em altitude inferior à do viveiro.

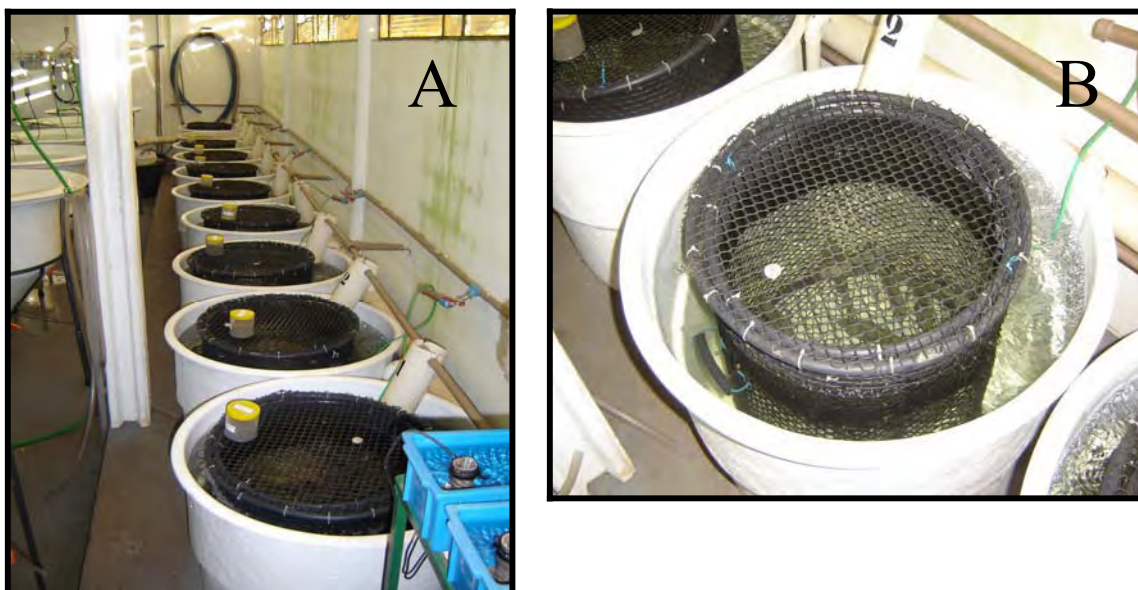


Figura 3. Conjunto de aquários de alimentação utilizados no experimento do capítulo V (A). No aquário em detalhe (B), é possível ver juvenis de tilápia-do-nilo dentro de um tanque rede.

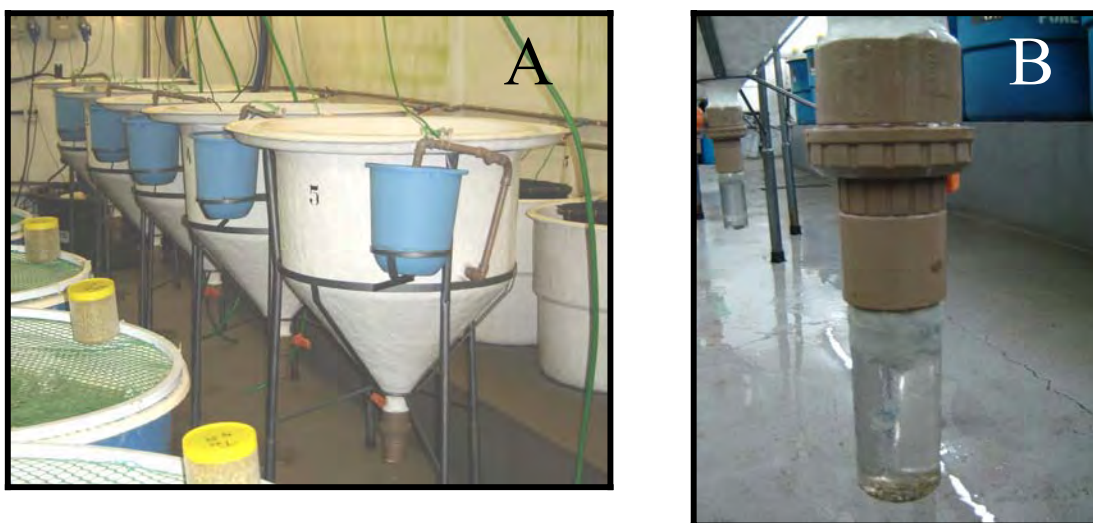


Figura 4. Conjunto de aquários de coleta de fezes utilizados no experimento do capítulo V (A). Cada aquário de coleta de fezes possui capacidade para 300 L e fundo cônico, ao qual é acoplado um coletor de fezes (B).

1.6 Referências Bibliográficas

- Baccarin, A.E. & Camargo, A.F.M. 2005. Characterization and evaluation of the impact of feed management on the effluents of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) culture. Brazilian Archives of Biology and Technology, 48: 81-90.
- Bagnall, L.O., Baldwin, J.A. & Hentges, J.F. 1974. Processing and storage of water hyacinth silage. Hyacinth Control Journal, 12: 73-79.
- 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. 2000. Water Quality: An Introduction. Kluwer Academic Publishers, Norwell, 330p.
- Boyd, C.E. & Gautier, D. 2000. Effluent composition and water quality standards. Global Aquaculture Advocate, 3(5): 61-66.
- 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, 226: 101-112.
- Braskerud, B.C. 2002. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. Ecological Engineering, 18: 351-370.
- Calijuri, M.C., Alves, M.S.A. & Santos, A.C.A. 2006. Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais. Rima, São Carlos, 118p.
- Casillas-Hernández, R., Magallón-Barajas, F., Portillo-Clarck, G. & Páez-Osuna, F. 2006. Nutrient mass balances in semi-intensive shrimp ponds from Sonora,

- Mexico using two feeding strategies: Trays and mechanical dispersal. *Aquaculture*, 258: 289-298.
- 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.
- Essa, M.A. 1997. Utilization of some aquatic plants in diets for Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, fingerlings. *Egypt Journal Aquatic Biology Fish*, 1(2): 19-34.
- Esteves, F.A. 1998. *Fundamentos de Limnologia*. 2^a 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 Defense Fund, Washington, 198p.
- Hargreaves, J.A. 1998. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture*. 166: 181-212.
- Henry-Silva, G.G. 2005. *Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas, interações ecológicas e valor nutritivo da biomassa vegetal para tilápia do Nilo*. Jaboticabal, UNESP, 132p (Tese de Doutorado).
- Henry-Silva, G.G. & Camargo, A.F.M. 2006. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. *Scientia Agricola*, 63: 433-438.
- IWA – International Water Association. 2000. *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation*. IWA Publishing, London. 156p.

- Kivaishi, A.K. 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecological Engineering*, 16: 545-560.
- Lin, Y.F., Jing, S.R., Lee, D.Y. & Wang, T.W. 2002. Nutrient removal from aquaculture wastewater using a constructed wetlands system. *Aquaculture*, 209: 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. *Environmental Pollution*, 134: 411-421.
- 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.
- Nolan, W.J. & Kirmse, D.W. 1974. The paper making properties of water hyacinth. *Hyacinth Control Journal*, 12: 90-97.
- Páez-Osuna, F., Guerrero, S.R., Ruiz-Fernandés, A.C. & Espinoza-Angulo, R. 1997. Fluxes and mass balances of nutrients in a semi-intensive shrimp farm in North-West México. *Marine Pollution Bulletin*, 34: 290-297.
- Páez-Osuna, F. 2001. The environmental impact of shrimp aquaculture: a global perspective. *Environmental Pollution*, 112: 229-231.
- Parra, J.V. & Hornstein, C.C. 1974. Plant nutritional content of some Florida water hyacinths and response by pearl millet to incorporation of water hyacinths in three soil types. *Hyacinth Control Journal*, 12: 85-90.
- Redding, T., Todd, S. & Midlen, A. 1997. The treatment of aquaculture wastewaters - A botanical approach. *Journal of Environmental Management*, 50: 283-299.
- Robertson, A.I. & Phillips, M.J. 1995. Mangroves as filters of shrimp pond effluent: predictions and biochemical research needs. *Hydrobiologia*, 295: 311-321.

- Sansanayuth, P., Phadungehep, A., Ngammontha, S., Ngdngam, S., Sukasem, P., Hoshimo, H. & Ttabucanon, M.S. 1996. Shrimp pond effluent: Pollution problems and treatment by constructed wetlands. *Water Science and Technology*, 34(11): 93-98.
- Santiago, C.B., Aldaba, M.B. & Reyes, O.S. 1988. Response of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fry to diets containing *Azolla meal*. In: International Symposium on Tilapia in Aquaculture, 2. Philippines. Proceedings... Philippines: WAS, 1988. p.377-382.
- Schwartz, M.F. & Boyd, C.E. 1994. Effluent quality during harvest of channel catfish from watershed ponds. *Progressive Fish-Culturist*, 56: 25-32.
- Schwartz, M.F. & Boyd, C.E. 1995. Constructed wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. *Progressive Fish-Culturist*, 57: 255-267.
- 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.
- Singhal V. & Rai, J.P.N. 2003. Biogas production from water hyacinth and channel grass used for phytoremediation of industrial effluents. *Bioresource Technology*, 86: 221-225.
- Tanner, C.C. 1996. Plants for constructed wetland treatment systems – A comparison of the growth and nutrient uptake of eight emergent species. *Ecological Engineering*, 7: 59-83.
- 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*, 19: 147-161.

- Tilley, D.R., Badrinarayanan, H., Rosati, R. & Son, J. 2002. Constructed wetlands as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. *Aquacultural Engineering*, 26: 81-109.
- Tundisi, J.G. 2003. *Água do Século 21: Enfrentando a escassez*. Rima, São Carlos, 250p.
- USEPA – United States Environmental Protection Agency. 2000. *Manual for Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters*. EPA/625/R-99/010, Cincinnati, 166p.

Capítulo II

Alterações nas características físicas e químicas da água utilizada em viveiros de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii*

RESUMO: A prática da carcinicultura pode alterar as características da água utilizada nos viveiros de cultivos. Estas alterações podem variar em função da espécie cultivada, manejo alimentar e densidade do cultivo. O objetivo deste estudo foi determinar as possíveis alterações provocadas pelo manejo efetuado para a manutenção de reprodutores do camarão-da-malásia (*Macrobrachium rosenbergii*) nas características físicas e químicas da água utilizada nos viveiros de cultivo. O estudo foi realizado no CAUNESP, em Jaboticabal (SP-Brasil). O viveiro utilizado possui 200 m² de superfície e 1,1 m de profundidade e foi povoado em 10/12/2003 com 720 reprodutores de *M. rosenbergii* (97,2 g.m⁻²). Entre janeiro e dezembro de 2004, foram determinadas, mensalmente, a biomassa de *M. rosenbergii*, por meio de biometria, e as variáveis temperatura, pH, oxigênio dissolvido, clorofila *a*, material particulado em suspensão (MPS), nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico (NI), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD) e P-ortofosfato (P-PO₄) da água de abastecimento e do efluente do viveiro. Com exceção de oxigênio dissolvido e temperatura, os valores de todas as variáveis foram maiores no efluente do que na água de abastecimento do viveiro, em todos os meses do ano. A maior biomassa de *M. rosenbergii* ocorreu em abril (127,0 g.m⁻²) e a menor em agosto (71,5 g.m⁻²). Análises de regressão linear simples mostraram que há aumento dos acréscimos de NKT, NKD, NI, PT e PD na água utilizada no viveiro, quando a biomassa de *M. rosenbergii* no viveiro aumenta. Concluímos que o manejo efetuado para a manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* entre as biomassas 71,5 e 127,0 g.m⁻² provoca o

aumento dos valores de pH, clorofila *a*, MPS e formas de N e P na água utilizada no viveiro. O aumento da biomassa de reprodutores de *M. rosenbergii* entre 71,5 e 127,0 g.m⁻² intensifica os acréscimos de NKT, NKD, NI, PT e PD na água utilizada no viveiro.

Palavras-chave: biomassa, camarão-da-malásia, efluente, fósforo e nitrogênio.

Introdução

A produção mundial do camarão-da-malásia (*Macrobrachium rosenbergii*) apresentou crescimento considerável nos últimos anos, principalmente em países asiáticos (New, 2005). Segundo a FAO (2007), a produção mundial de *M. rosenbergii* passou de 24.987 para 210.537 toneladas entre 1995 e 2005. No Brasil, a produção no ano de 2005 foi de 370 toneladas (FAO, 2007). O crescimento da produção mundial é devido, principalmente, ao desenvolvimento de tecnologias de cultivo (Valenti & Tidewell, 2006) e proporciona benefícios econômicos e sociais para os envolvidos na cadeia de produção.

Por outro lado, a carcinicultura também pode produzir impactos ambientais negativos, principalmente, relacionados ao efluente dos viveiros de cultivo (Boyd, 2003). Diversos estudos em viveiros de camarões marinhos mostram que os efluentes destes viveiros são tipicamente enriquecidos em nitrogênio, fósforo e matéria orgânica (Páez-Osuna et al., 1998; Lin et al., 2005; Casillas-Hernández et al., 2006). Estes efluentes, geralmente, são lançados sem tratamento em ambientes aquáticos e contribuem para o processo de eutrofização artificial, que resulta em alterações da biodiversidade e das características físicas e químicas da água dos ambientes receptores destes efluentes (Beardmore et al., 1997). Além disto, a eutrofização pode aumentar os custos do tratamento da água para o consumo humano, devido à necessidade do

emprego de tecnologias mais sofisticadas para as remoções de matéria orgânica, nutrientes, organismos patogênicos e outras impurezas da água (Laws, 2000).

As características dos efluentes de aquicultura podem apresentar variações em função da espécie cultivada, intensidade do cultivo, manejo alimentar e nível de tecnologia empregada (Boyd, 2000). Neste sentido, a caracterização do impacto de cada cultivo sobre a água utilizada depende de avaliações individualizadas (Henry-Silva, 2005). Esta avaliação do impacto é fundamental para a melhoria do manejo dos cultivos, visando à produção de efluente com menores concentrações de nitrogênio, fósforo, material particulado em suspensão e demanda bioquímica de oxigênio (Baccarin & Camargo, 2005). Além disto, é importante conhecer as alterações provocadas pelo cultivo na água utilizada nos viveiros para determinar a necessidade de tratamento do efluente e, também, o tipo de tratamento necessário para a melhoria da qualidade do efluente produzido (Jones et al., 2001).

Neste contexto, o objetivo deste trabalho foi determinar as possíveis alterações provocadas pelo manejo efetuado para a manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* nas características físicas e químicas da água utilizada nos viveiros de cultivo.

Material e Métodos

O estudo foi realizado no Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da UNESP (CAUNESP), em Jaboticabal (SP-Brasil) (21° 15'S e 48° 19'W), entre dezembro de 2003 e dezembro de 2004. O viveiro utilizado para a manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* foi construído com paredes de cimento e possui 220 m³ (200 m² de superfície e 1,1 m de profundidade). Antes do início do estudo, o viveiro foi seco ao ar e foi realizada a calagem (1000 Kg cal hidratada.ha⁻¹).

No dia 10/12/2003, o viveiro foi preenchido com água e povoado com 720 camarões reprodutores da espécie *M. rosenbergii* com peso médio de $27,0 \pm 5,2 \text{ g.indivíduo}^{-1}$ ($97,2 \text{ g.m}^{-2}$). A água de abastecimento do viveiro era proveniente de represas e a vazão na entrada do viveiro foi ajustada em $16,0 \pm 1 \text{ L.min}^{-1}$. A vazão do efluente na saída do viveiro foi de $15,0 \pm 1 \text{ L.min}^{-1}$. Nestas condições, a taxa de renovação diária do volume total da água do viveiro foi de 10% e o tempo de retenção da água no viveiro foi de aproximadamente 10 dias.

O arraçoamento dos reprodutores de *M. rosenbergii* foi diário, às 08:00 e às 17:00 horas, com dieta comercial Laguna[®] CRS-38 da Socil, na forma peletizada. Nos dias com temperatura da água inferior a 18°C não foi realizado o arraçoamento do viveiro. A composição da dieta utilizada é 37% de proteína bruta (mínimo), 7% de extrato etéreo (mínimo), 7% de fibra bruta (máximo), 14% de matéria mineral (máximo), 1% de fósforo (mínimo) e 11% de umidade (máximo). A quantidade de dieta fornecida por dia foi equivalente a 4% da biomassa total dos reprodutores de *M. rosenbergii* no viveiro.

No 1º dia de cada mês de 2004, 50 camarões do viveiro foram pesados para estimar a biomassa de *M. rosenbergii* (g.m^{-2}) e ajustar a quantidade de dieta fornecida (g.dia^{-1}). O número total de camarões no viveiro foi determinado nos meses de abril, agosto e dezembro de 2004. Para estimar o número de camarões nos outros meses, foi considerada uma mortalidade de 1% por semana.

No 21º dia de cada mês de 2004, foram coletadas às 10:00 horas, em triplicata, amostras de 1 L da água de abastecimento e do efluente do viveiro. Paralelamente, medidas de temperatura, pH e oxigênio dissolvido (O_2 dissolvido) foram obtidas, em triplicata, na água de abastecimento e no efluente do viveiro, por meio do aparelho *Water Quality Checker* da marca Horiba, modelo U-10.

Aproximadamente 0,5 L das amostras de água foi filtrado em membrana de fibra de vidro Whatman GF/C (porosidade: 0,45 µm; diâmetro: 47 mm), para determinação das concentrações de material particulado em suspensão (MPS) (APHA, 1998) e clorofila *a* (Nush, 1980). As amostras filtradas e não filtradas (0,5 L) foram congeladas em frascos de polietileno a -20°C. Posteriormente, as amostras filtradas foram utilizadas para determinação das concentrações de nitrogênio amoniacal (N-amoniacal) (Koroleff, 1976), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), N-nitrato (N-NO₃) e N-nitrito (N-NO₂) (Mackereth et al., 1978). As concentrações de fósforo dissolvido (PD) e P-ortofosfato (P-PO₄) (Golterman et al., 1978) também foram determinadas nas amostras filtradas. As amostras não filtradas foram utilizadas para determinação das concentrações de nitrogênio Kjeldahl total (NKT) (Mackereth et al., 1978) e fósforo total (PT) (Golterman et al., 1978). A concentração de nitrogênio inorgânico (NI) de cada amostra foi calculada pela soma das concentrações de N-amoniacal, N-NO₃ e N-NO₂.

Para cada mês do ano, foram calculadas as cargas (g.dia⁻¹) de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄ e MPS da água de abastecimento e do efluente do viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*. Posteriormente, foram calculados os acréscimos (g.dia⁻¹) de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄ e MPS na água utilizada no viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*. As fórmulas utilizadas foram:

$C = [N] * Q$; na qual: C = carga das formas de N, P ou MPS, [N] = concentração das formas de N, P ou MPS e Q = vazão da água de abastecimento ou efluente do viveiro.

$A = C_E - C_A$; na qual: A = acréscimo, C_E = carga das formas de N, P ou MPS do efluente do viveiro e C_A = carga das formas de N, P ou MPS da água de abastecimento do viveiro.

O teste *t* de Student (Zar, 1998) foi utilizado para detectar diferenças significativas ($P<0,05$) entre as médias das variáveis físicas e químicas da água de abastecimento e do efluente do viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*. A análise de regressão foi utilizada para interpretar a variação dos acréscimos de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄ e MPS na água utilizada no viveiro, em função da biomassa de *M. rosenbergii* no viveiro. Uma Análise de Componentes Principais (APC) (Bouroche & Saporta, 1982) foi aplicada para ordenar os meses do ano, quanto aos acréscimos de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄ e MPS na água utilizada no viveiro de manutenção de reprodutores. As análises foram realizadas no programa Statistica, versão 7.1 (Statsoft, 2005).

Resultados

Os valores de pH, clorofila *a* e material particulado em suspensão foram significativamente ($P<0,05$) maiores no efluente do que na água de abastecimento do viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*, em todos os meses do ano (Figura 1). Os valores de O₂ dissolvido foram significativamente maiores no efluente em oito meses do ano (janeiro, fevereiro, maio, julho, agosto, outubro, novembro e dezembro) e maiores na água de abastecimento do viveiro em dois meses (março e abril) (Figura 1). Os valores de temperatura foram significativamente maiores no efluente do viveiro em cinco meses do ano (janeiro, fevereiro, março, novembro e dezembro) e maiores na água de abastecimento do viveiro em seis meses (maio, junho, julho, agosto, setembro e outubro) (Figura 1).

As concentrações de NKT, NKD, NI, PT, PD e P-PO₄ foram significativamente ($P<0,05$) maiores no efluente do que na água de abastecimento do viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*, em todos os meses do ano (Figura 2).

A biomassa de *M. rosenbergii* foi maior no mês de abril ($127,0 \text{ g.m}^{-2}$) e menor no mês de agosto ($71,5 \text{ g.m}^{-2}$). A quantidade de dieta fornecida foi maior no mês abril (1.015 g.dia^{-1}) e menor no mês de julho (492 g.dia^{-1}) (Tabela 1). Na Figura 3, análises de regressão linear simples mostraram que o aumento da biomassa de *M. rosenbergii* provoca aumentos lineares nos acréscimos de NKT, NKD, NI, PT e PD na água utilizada no viveiro.

A análise dos componentes principais (ACP) resumiu em seus dois primeiros componentes 84,27% da variabilidade dos dados dos acréscimos de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄ e MPS na água utilizada no viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*. O componente 1 explicou 70,86% da variância total encontrada, enquanto que o componente 2 explicou 13,41%. Os acréscimos de NKT, NKD, NI, PT, PD e MPS apresentaram correlação negativa com o componente 1 e o acréscimo de P-PO₄ apresentou correlação positiva com o componente 2 (Tabela 3). A Figura 4 mostra que os acréscimos das variáveis correlacionadas negativamente com o componente 1 da APC (NKT, NKD, NI, PT, PD e MPS) foram menores nos meses de junho, agosto e julho.

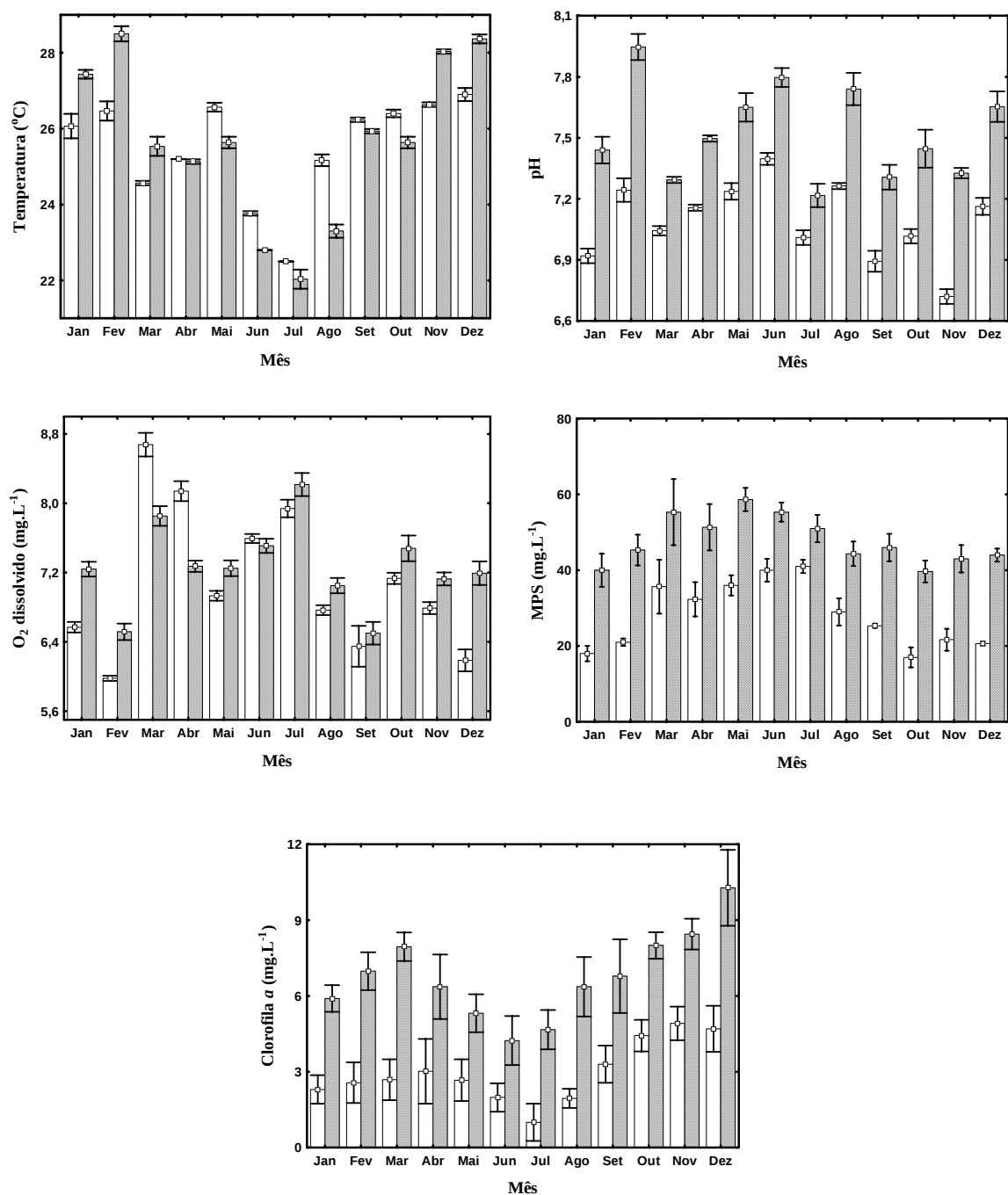


Figura 1: Valores médios e desvios padrão da temperatura, pH, oxigênio dissolvido (O₂ dissolvido), clorofila *a* e material particulado em suspensão (MPS) da água abastecimento (□) e do efluente (▨) do viveiro de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii*, em cada mês do ano.

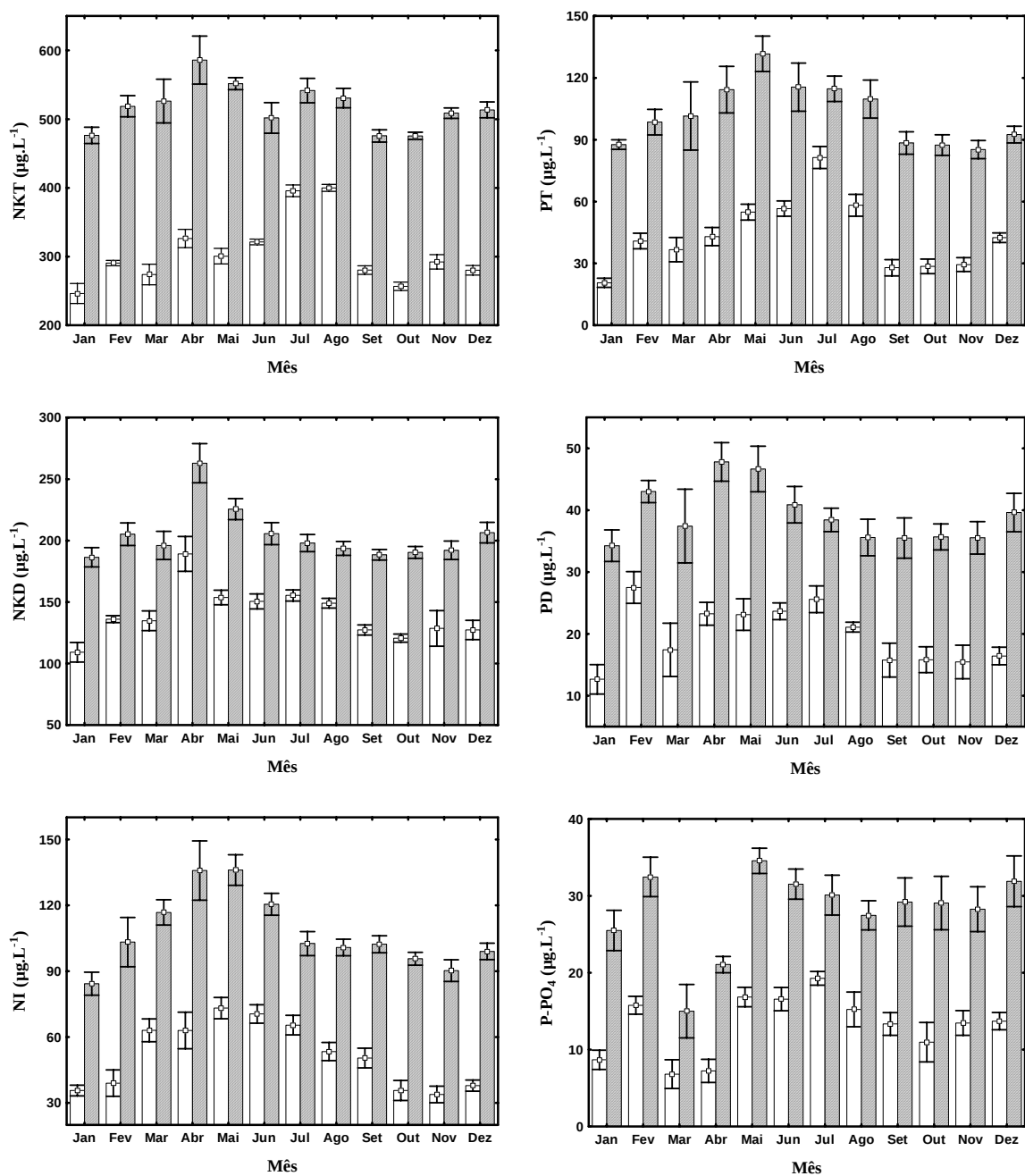


Figura 2. Valores médios e desvios padrão das concentrações de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico (NI), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD) e P-ortofosfato (P- PO_4) da água de abastecimento ($\square$) e do efluente (▨) do viveiro de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii*, em cada mês do ano.

	Tempo (meses)											
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez
Biomassa (g.m ⁻²)	99,0	93,5	110,0	127,0	121,3	92,8	72,5	71,5	82,6	88,0	91,8	96,5
Dieta fornecida (g.dia ⁻¹)	792	748	880	1015	992	631	492	515	661	704	735	772
NKT (g.dia ⁻¹)	4,97	4,92	5,45	5,81	5,42	3,89	3,15	2,82	4,21	3,72	4,67	4,25
NKD (g.dia ⁻¹)	1,45	1,38	1,32	1,49	1,55	1,18	1,05	1,15	1,32	1,20	1,37	1,40
NI (g.dia ⁻¹)	1,05	1,38	1,28	1,57	1,35	1,07	0,87	1,02	1,12	1,29	1,22	1,32
PT (g.dia ⁻¹)	1,37	1,25	1,38	1,53	1,65	1,27	0,95	1,11	1,30	1,27	1,20	1,08
PD (g.dia ⁻¹)	0,47	0,37	0,43	0,53	0,50	0,37	0,27	0,31	0,38	0,43	0,43	0,50
P-PO ₄ (g.dia ⁻¹)	0,36	0,36	0,17	0,27	0,38	0,32	0,23	0,26	0,35	0,39	0,32	0,39
MPS (g.dia ⁻¹)	475	525	425	410	489	312	216	331	446	489	460	505

Tabela 1: Biomassa de *M. rosenbergii*, quantidade de dieta fornecida e os acréscimos de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico (NI), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD), P-ortofosfato (P-PO₄) e material particulado em suspensão (MPS) na água utilizada no viveiro de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii*, em cada mês do ano.

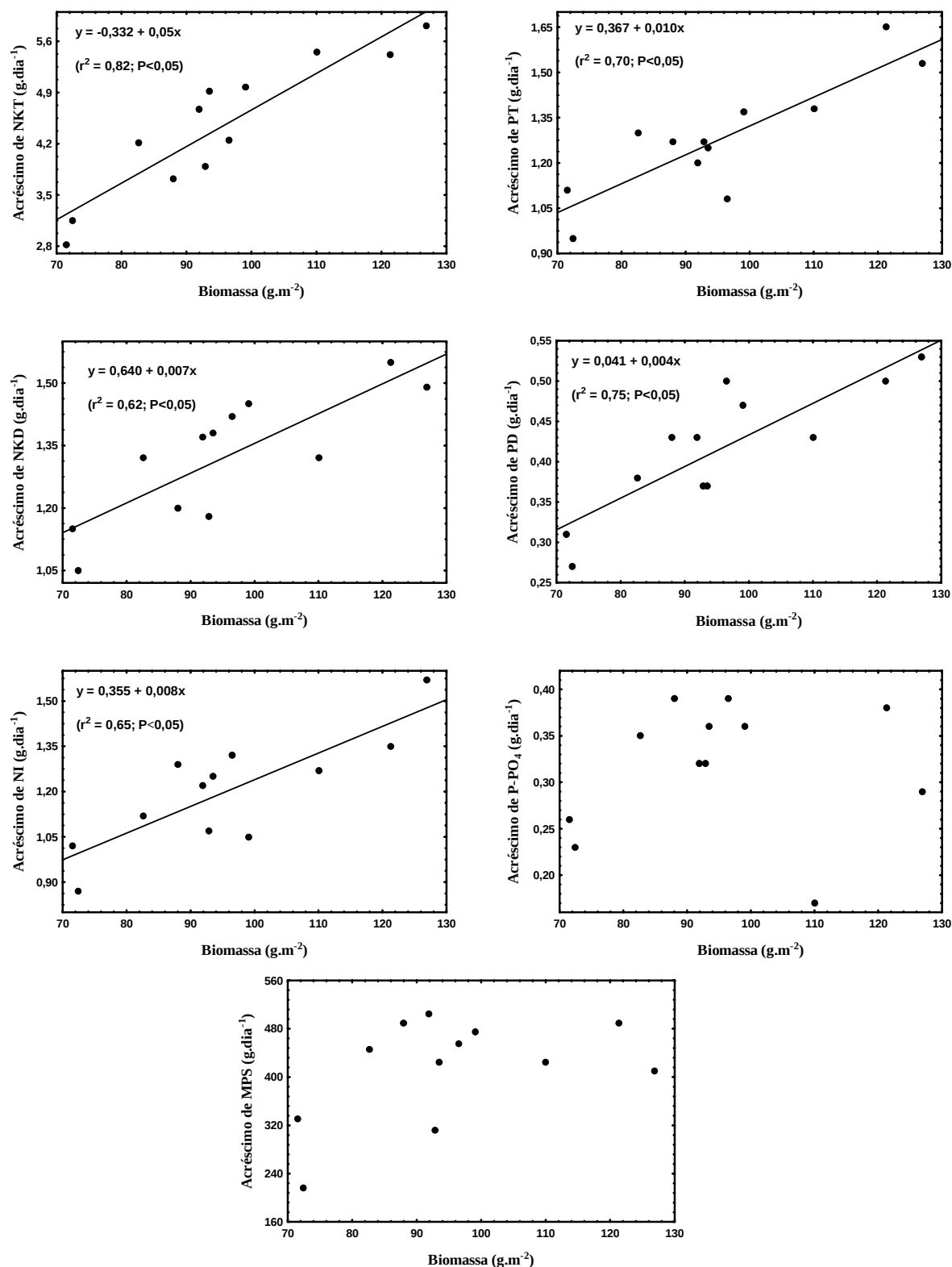


Figura 3. Efeito da biomassa de *M. rosenbergii* nos acréscimos de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico (NI), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD), P-ortofosfato (P-PO₄) e material particulado em suspensão (MPS) na água utilizada no viveiro.

Variáveis	Componente 1	Componente 2
NKT	-0,907033	-0,300691
NKD	-0,952874	0,125196
NI	-0,840406	-0,096780
PT	-0,800256	-0,340387
PD	-0,870666	-0,213062
P-PO ₄	-0,592325	0,767280
MPS	-0,879821	0,270735
Variação explicada	70,86 %	13,41 %

Tabela 2: Correlação dos acréscimos de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico (NI), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD), P-ortofosfato (P-PO₄) e material particulado em suspensão (MPS) na água utilizada no viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* com os componentes 1 e 2 da ACP.

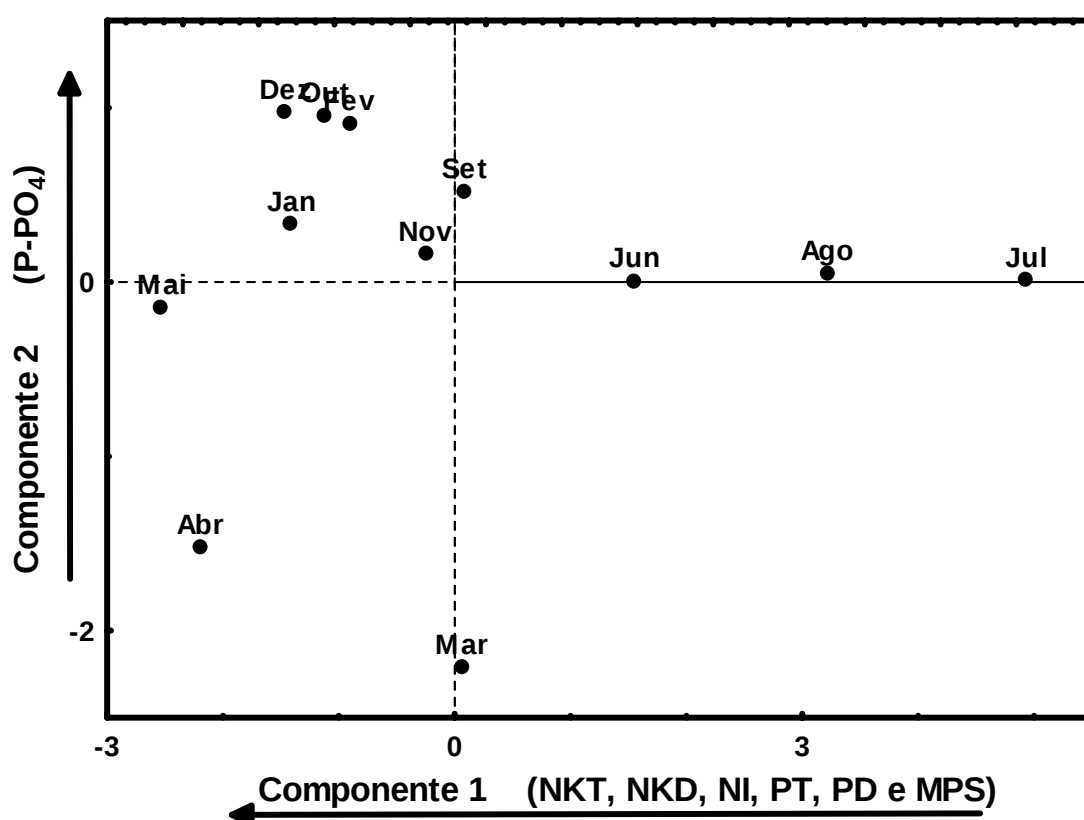


Figura 4: Ordenação pela ACP dos meses do ano em função dos acréscimos de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄ e MPS na água utilizada no viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*.

Discussão

O manejo efetuado para a manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* entre as biomassas 71,5 e 127,0 g.m⁻² provoca aumentos de material particulado em suspensão (MPS), clorofila *a*, O₂ dissolvido e pH na água utilizada no viveiro. O aumento de MPS, provavelmente, está relacionado à produção de fezes e excretas por *M. rosenbergii*, à produção de detritos e ao crescimento de fitoplâncton no viveiro. De fato, uma fração da dieta consumida pelos organismos cultivados é eliminada como excretas ou fezes (Arana, 2004). Há também uma fração da dieta fornecida que não é consumida e forma detritos (Hargreaves, 1998). Em relação ao fitoplâncton, os resultados de clorofila *a* mostram que houve crescimento de fitoplâncton no viveiro, provavelmente, devido aos aumentos das concentrações de NI e P-PO₄ na água. Segundo Burford (1997), as concentrações de nitrogênio inorgânico (amônia, nitrito e nitrato) e ortofosfato, geralmente, são limitantes ao crescimento do fitoplâncton.

Os aumentos do pH e das concentrações de O₂ dissolvido, provavelmente, estão relacionados à fotossíntese realizada pelo fitoplâncton. Na fotossíntese, ocorre produção de O₂ e a assimilação de CO₂ da água, que proporciona o aumento do pH (Wetzel, 2001). Destacamos que as medições de pH e O₂ dissolvido foram realizadas às 10:00 horas, quando já havia luz solar há pelo menos três horas para o fitoplâncton realizar fotossíntese. Caso as medições fossem realizadas à noite, a ausência de fotossíntese poderia resultar valores menores de pH e O₂ dissolvido no efluente do viveiro. Destacamos também que os valores de pH obtidos neste estudo (6,7 a 8,0) ficaram, na maior parte do tempo, dentro da faixa (7,0 a 8,5) recomendada como ideal para a sanidade e desenvolvimento de *M. rosenbergii* (Boyd & Zimmerman, 2000). Os valores de O₂ dissolvido sempre estiveram muito acima de 2 mg.L⁻¹, valor abaixo do qual

ocorre estresse para *M. rosenbergii*, segundo Avault (1986).

De acordo com os resultados deste estudo, Henry-Silva (2005) também observou aumento dos valores de MPS, pH e O₂ dissolvido na água utilizada em viveiros de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium amazonicum*, com biomassa de 85,7 g.m⁻². Portanto, pode-se concluir que o manejo efetuado para a manutenção de reprodutores de camarões do gênero *Macrobrachium*, mesmo quando realizada com baixa biomassa, proporciona o aumento de MPS na água utilizada nos viveiros de cultivo. Por outro lado, o manejo efetuado para a manutenção de reprodutores de camarões do gênero *Macrobrachium*, quando realizada com baixa biomassa, não proporciona reduções acentuadas das concentrações de O₂ dissolvido na água utilizada nos viveiros de cultivo.

O manejo efetuado para a manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* entre as biomassas 71,5 e 127,0 g.m⁻² também provoca o aumento das concentrações de NKT, NKD, NI, PT, PD e P-PO₄ na água utilizada no viveiro. Este aumento está relacionado ao não aproveitamento por *M. rosenbergii* de N e P presente na dieta fornecida. De fato, parte do N e P presente na dieta consumida é eliminado na água em excretas e fezes (Sugiura et al., 1998). O N é excretado por *M. rosenbergii* principalmente como amônia (45 a 78%) e, em menor quantidade, como nitrito, nitrato e formas orgânicas solúveis em água (uréia, aminoácidos e ácido úrico) (Chen & Kou, 1996). A dieta fornecida e não consumida também contribui para os aumentos de N e P na coluna d'água, pois a decomposição desta dieta promove a liberação de formas solúveis de N (ex. nitrito, nitrato, amônia, aminoácidos) e P (ex. ortofosfatos, fosfoproteínas, fosfolipídeos) (Mires, 1995). Além disto, a movimentação dos camarões no fundo dos viveiros contribui para a ressuspensão para a coluna d'água de detritos (ex. dieta, plâncton morto, argila), que possuem N e P em suas constituições (Hargreaves, 1998).

Na Tabela 3, os acréscimos de NKT, NI, PT e P-PO₄ na água utilizada no viveiro de manutenção de reprodutores obtidos neste estudo são comparados com os acréscimos obtidos por Henry-Silva (2005), que estudou viveiros de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium amazonicum*. Observa-se que os dois estudos utilizaram a mesma taxa de arração (4% do peso total.dia⁻¹) e viveiros com a mesma área superficial (200m²). Observa-se também que a biomassa de camarões no estudo com *M. amazonicum* (85,7 g.m⁻²) é intermediária a biomassa máxima (127,0 g.m⁻²) e mínima (71,5 g.m⁻²) deste estudo e, também, que os acréscimos de NKT, NI, PT e P-PO₄ obtidos no estudo com *M. amazonicum* são intermediários aos acréscimos obtidos com a biomassa máxima e mínima deste estudo. Portanto, a comparação dos dois estudos permite constatar que as manutenções de reprodutores de *M. rosenbergii* e *M. amazonicum*, submetidos a manejos alimentares semelhantes, produzem impactos semelhantes quanto aos acréscimos de NKT, NI, PT e P-PO₄ na água utilizada nos viveiros de cultivo.

	Espécie		
	<i>M. amazonicum</i>	<i>M. rosenbergii</i>	<i>M. rosenbergii</i>
NKT (g.dia ⁻¹)	3,67	5,61	2,82
NI (g.dia ⁻¹)	1,30	1,35	1,02
PT (g.dia ⁻¹)	1,17	1,53	1,11
P-PO ₄ (g.dia ⁻¹)	0,37	0,39	0,26
Biomassa (g.m ⁻²)	85,7	127,0	71,5
Arração (%)	4	4	4
Superfície do viveiro (m ²)	200	200	200
Fonte	Henry-Silva (2005)	Este trabalho	Este trabalho

Tabela 3: Comparação dos acréscimos de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio inorgânico (NI), fósforo total (PT) e P-ortofosfato (P-PO₄) na água utilizada em viveiros de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* e *M. amazonicum*, obtidos neste estudo e na literatura.

A análise de regressão mostrou que o aumento da biomassa de *M. rosenbergii* intensifica os acréscimos de NKT, NKD, NI, PT e PD na água utilizada no viveiro de manutenção de reprodutores. Portanto, o aumento da biomassa de *M. rosenbergii* contribui para a eutrofização artificial dos corpos d'água receptores do efluente dos viveiros. Isto sugere que o aumento da biomassa deve ser acompanhado do tratamento do efluente do viveiro, visando às remoções de N e P do efluente. De acordo com Lin et al. (2005), *wetlands* construídas povoadas com macrófitas aquáticas são capazes de remover N e P do efluente de viveiros de carcinicultura e, portanto, são uma alternativa para o tratamento do efluente.

A Análise de Componentes Principais (APC) mostra que nos meses de junho, agosto e julho ocorreram os menores acréscimos de NKT, NKD, NI, PT, PD e MPS na água utilizada no viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*. Nestes meses a biomassa de *M. rosenbergii* e a quantidade de dieta fornecida foram baixas, em comparação com os outros meses do ano. Além disto, as baixas temperaturas registradas nestes meses também podem ter contribuído para este resultado, devido à redução da movimentação de *M. rosenbergii*. De fato, baixas temperaturas reduzem o metabolismo e a movimentação em crustáceos decápodos (Paterson, 1993), o que diminuiu a ressuspensão para a coluna d'água de detritos acumulados no fundo do viveiro (Hargreaves, 1998). As baixas temperaturas também reduzem as atividades de bactérias e fungos, que decompõe detritos e liberam formas solúveis de N e P para a coluna d'água (Bianchini Junior, 2003).

Conclusões

O manejo efetuado para a manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* entre as biomassas 71,5 e 127,0 g.m⁻² provoca o aumento dos valores de

pH, O₂ dissolvido, clorofila *a*, MPS, NKT, NKD, NI, PT, PD e P-PO₄ na água utilizada no viveiro.

O aumento da biomassa de reprodutores de *M. rosenbergii* entre 71,5 e 127,0 g.m⁻² intensifica os acréscimos de NKT, NKD, NI, PT e PD na água utilizada no viveiro.

Agradecimentos

O autor agradece à FAPESP pelo suporte financeiro (Processos: 04/06962-0 e 03/09589-5), Dr. Wagner Cotroni Valenti pelo suporte logístico na realização do estudo e Carlos Fernando Sanches pela ajuda no trabalho de campo e laboratório.

Referências

- APHA – American Public Health Association. 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20th ed. APHA, Washington. 1220p.
- Arana, L.V. 2004. Princípios químicos da qualidade da água em aquicultura: uma revisão para peixes e camarões. 2^a ed. Editora da UFSC, Florianópolis. 231p.
- Avault, J.W. 1986. Seven years of pond research with the prawn *Macrobrachium rosenbergii* in Louisiana. Aquacult. Mag., 12:51-54.
- 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. Braz. Arch. Biol. Technol., 48:81-90.
- Beardmore, J.A., Mair, G.C. & Lewis, R.I. 1997. Biodiversity in aquatic systems in relation to aquaculture. Aquacult. Res., 28:829-839.
- Bianchini Junior, I. 2003. Modelos de crescimento e decomposição de macrófitas

- acuáticas. In: Thomaz, S.M & Bini, L.M. (eds.) Ecologia e manejo de macrófitas acuáticas. EDUEM, Maringá. p.85-126
- Bouroche, J.M. & Saporta, G. 1982. Análise de dados. Zahar, Rio de Janeiro. 116p.
- Boyd, C.E. 2000. Water Quality: An Introduction. Kluwer Academic Publishers, Norwell. 330p.
- 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. 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. Aquaculture, 226:101-112.
- Burford, M. 1997. Phytoplankton dynamics in shrimp ponds. Aquacult. Res., 28:351-360.
- Casillas-Hernández, R., Magallón-Barajas, F., Portillo-Clarck, G. & Páez-Osuna, F. 2006. Nutrient mass balances in semi-intensive shrimp ponds from Sonora, Mexico using two feeding strategies: Trays and mechanical dispersal. Aquaculture, 258:289-298.
- Chen, J.C. & Kou, C.T. 1996. Nitrogenous excretion in *Macrobrachium rosenbergii* at different pH levels. Aquaculture, 144:155-164.
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2007. FISHSTAT Plus: Universal software for fishery statistical time series, version 2.3. <http://www.fao.org>.
- Golterman, H.L., Clyno, R.S. & Ohnstad, M.A.M. 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. 2nd ed. Blackwell, Oxford. 315p.
- Hargreaves, J.A. 1998. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. Aquaculture,

166:181-212.

- Henry-Silva, G.G. 2005. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas, interações ecológicas e valor nutritivo da biomassa vegetal para tilápia do Nilo. Jaboticabal, UNESP, 132p (Master Thesis).
- Jones, A.B., Dennison, W.C. & Preston, N.P. 2001. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. *Aquaculture*, 193:155-178.
- Koroleff, F. 1976. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (ed.) *Methods of seawater analysis*. Verlag. Chemie Weinheim, New York. p.117-181
- Laws, E.A. 2000. *Aquatic pollution: an introductory text*. 3th ed. John Wiley & Sons, London. 639p.
- 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.*, 134:411-421.
- Mackereth, F.I. F., Heron, J. & Talling, J.F. 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, London. 121p.
- Mires, D. 1995. Aquaculture and the aquatic environment: mutual impact and preventive management. *Israeli J. Aquacult.* - Bamidgeh, 47:163-172.
- New, M.B. 2005. Freshwater prawn farming: global status, recent research and glance at the future. *Aquacult. Res.*, 36:210-230.
- Nush, E.A. 1980. Comparison of different methods for Chlorophyll and phalopigments determination. *Arch. Hydrobiol.*, 14:14-36.
- 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.*, 36:65-75.

- Paterson, B.D. 1993. Respiration rate of the kuruma prawn, *Penaeus juponicus* Bate, is not increased by handling at low temperature (12°C). *Aquaculture*, 114:229-235.
- StatSoft, Inc., 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- 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*, 159:177-202.
- 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
- Wetzel, R.G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego. 850p.
- Zar, J.H. 1998. *Biostatistical Analysis*. 4th ed. Prentice Hall, New Jersey. 929p.

Capítulo III

Capacidade de tratamento do efluente de viveiros de *Macrobrachium rosenbergii* por uma *wetland* construída

RESUMO

As *wetlands* construídas apresentam capacidade de remover nutrientes e material particulado do efluente de aquicultura. Esta capacidade de remoção depende das características da *wetland* e do efluente tratado. O objetivo deste trabalho foi determinar a capacidade de uma *wetland* construída em tratar o efluente de viveiros de *Macrobrachium rosenbergii*. O experimento foi realizado durante nove semanas. A *wetland* utilizada possui formato linear (30 m de comprimento x 1 m de largura), foi povoada com *Eichhornia crassipes* e tratava todo o efluente de um viveiro (200 m² de superfície) com 113 g.m⁻² de reprodutores de *M. rosenbergii*. Após a passagem pela *wetland*, o efluente do viveiro de *M. rosenbergii* apresentou concentrações de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico (NI), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD), P-ortofosfato (P-PO₄) e material particulado em suspensão (MPS) iguais ou significativamente ($P < 0,05$) menores, em relação às concentrações da água de abastecimento do viveiro, em todas as nove semanas do estudo. A *wetland* removeu do efluente em média 4,81 g de NKT.dia⁻¹; 1,90 g de NKD.dia⁻¹; 1,47 g de NI.dia⁻¹; 1,40 g de PT.dia⁻¹; 0,43 g de PD.dia⁻¹; 0,23 g de P-PO₄.dia⁻¹ e 855 g de MPS.dia⁻¹. Concluímos que a *wetland* utilizada é capaz de remover do efluente do viveiro os acréscimos de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄ e MPS provocados pelo cultivo de *M. rosenbergii*. A área da *wetland* necessária para a remoção de todos estes acréscimos corresponde a 12% da área do viveiro.

Palavras-chave: aquicultura; camarão-da-malásia; *Eichhornia crassipes*; fósforo; nitrogênio.

1. Introdução

Wetlands construídas têm sido utilizadas nas últimas décadas para o tratamento de efluentes industriais, efluentes domésticos, resíduos ácidos de mineração e efluentes de atividades agrícolas (IWA, 2000). Nas *wetlands*, vários processos biológicos e abióticos regulam a remoção de nutrientes do efluente. Os principais processos biológicos são a absorção direta pelas macrófitas aquáticas, mineralização microbológica e transformações (ex. amonificação e nitrificação) (USEPA, 2000), enquanto o principal processo abiótico é a sedimentação de material particulado do efluente (Braskerud, 2002).

O uso de *wetlands* construídas no tratamento de efluentes de aquicultura tem mostrado bons resultados na remoção da maioria dos poluentes dos efluentes de viveiros de bagres, camarões marinhos e tilápias-do-nilo, incluindo nitrogênio, fósforo e material particulado em suspensão (Schwartz & Boyd, 1995; Tilley et al., 2002; Henry-Silva & Camargo, 2006). As principais vantagens do uso de *wetlands* construídas são os moderados custos de instalação, fácil operação e manutenção simples (IWA, 2000; Kivaisi, 2001). Por outro lado, o tratamento do efluente pode exigir *wetlands* construídas com grandes áreas superficiais (Tilley et al., 2002), o que é um fator limitante ao uso desta tecnologia.

A eficiência de uma *wetland* no tratamento de efluente pode apresentar grande variação em função de alguns fatores, tais como: as cargas de poluentes do efluente, o tempo de retenção hidráulica do efluente na *wetland*, a espécie de macrófita utilizada e as condições climáticas locais (Tanner, 1996; Lin et al., 2005). Por isto, o uso de uma determinada *wetland* construída depende de uma avaliação quantitativa da sua capacidade em remover os poluentes do efluente. A *wetland* ideal deve possuir alta

capacidade de remover os poluentes do efluente e possuir uma pequena área superficial, para não comprometer a utilização do espaço por outra atividade (Lin et al., 2005).

O objetivo principal deste trabalho foi determinar a capacidade de uma *wetland* construída povoada com *Eichhornia crassipes* em tratar o efluente de viveiros de manutenção de reprodutores do camarão-da-malásia (*Macrobrachium rosenbergii*). Objetivou-se também determinar as capacidades de *E. crassipes* e do sedimento em estocar nitrogênio e fósforo removido do efluente.

2. Material e Métodos

O experimento foi realizado no Setor de Carcinicultura do Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista (CAUNESP), em Jaboticabal (SP-Brasil) (21° 15'S e 48° 18'W), durante um período de nove semanas (17 de fevereiro a 20 de abril de 2004). O clima da região de Jaboticabal é mesotérmico de inverno seco e verão quente (Cwa), segundo a classificação de Köppen. A temperatura média anual é de 22°C, com média mensal máxima de 26,2°C (fevereiro) e média mensal mínima de 18,5°C (Julho) (Volpe et al., 1989).

2.1 Estrutura e funcionamento da *wetland*

A *wetland* utilizada no experimento foi construída com quinze tanques de fibra de vidro, cada um com 2 m de comprimento, 1 m de largura e 0,5 m de profundidade. Os tanques foram conectados em série, resultando em uma *wetland* com formato linear. A *wetland* possuía 30 m entre a entrada e a saída, 1 m de largura e 0,5 m de profundidade (30 m² de área superficial). A macrófita aquática utilizada na *wetland* foi a espécie *Eichhornia crassipes*.

O efluente tratado pela *wetland* era proveniente de um viveiro utilizado para a manutenção de reprodutores do camarão-da-malásia (*Macrobrachium rosenbergii*), com 220 m³ (200 m² de área superficial e 1,1 m de profundidade) e população estimada de 650 camarões com peso médio de 35 g.indivíduo⁻¹ (113 g.m⁻²). Os camarões foram alimentados diariamente com aproximadamente 900 g de dieta comercial Laguna[®] CRS-38 da Socil na forma peletizada, o que equivale a 4% do peso total de camarões no viveiro. A composição da dieta fornecida é 37% de proteína bruta (mínimo), 7% de extrato etéreo (mínimo), 7% de fibra bruta (máximo), 14% de matéria mineral (máximo), 1% de fósforo (mínimo) e 11% de umidade (máximo). A vazão da água de abastecimento do viveiro de camarões foi controlada em 16 ± 1 L.minuto⁻¹ (ou 23,04 ± 1,45 m³.dia⁻¹). A vazão do efluente na saída do viveiro foi de 15 ± 1 L.minuto⁻¹ (ou 21,60 ± 1,45 m³.dia⁻¹) e todo o efluente produzido pelo viveiro foi tratado pela *wetland*. O tempo de retenção hidráulica do efluente na *wetland* foi de 16,7 ± 1,08 horas (ou 0,70 ± 0,05 dia).

2.2 Avaliação da capacidade da *wetland* em tratar o efluente de *M. rosenbergii*

Semanalmente, foram coletadas às 10:00 horas, em triplicata, amostras de 1 L da água de abastecimento do viveiro de *M. rosenbergii*, do efluente da saída do viveiro e do efluente a cada seis metros da *wetland* (0, 6, 12, 18, 24 e 30 m). A amostra do efluente da saída do viveiro de *M. rosenbergii* equivale à amostra do efluente da entrada da *wetland* (0 m), pois o efluente do viveiro foi conduzido diretamente até a *wetland* (Figura 1). Paralelamente, medidas de pH, oxigênio dissolvido (O₂ dissolvido) e condutividade elétrica também foram obtidas, em triplicata, nos mesmos pontos de coletas de água, por meio do aparelho *Water Quality Checker* da marca Horiba, modelo U-10.

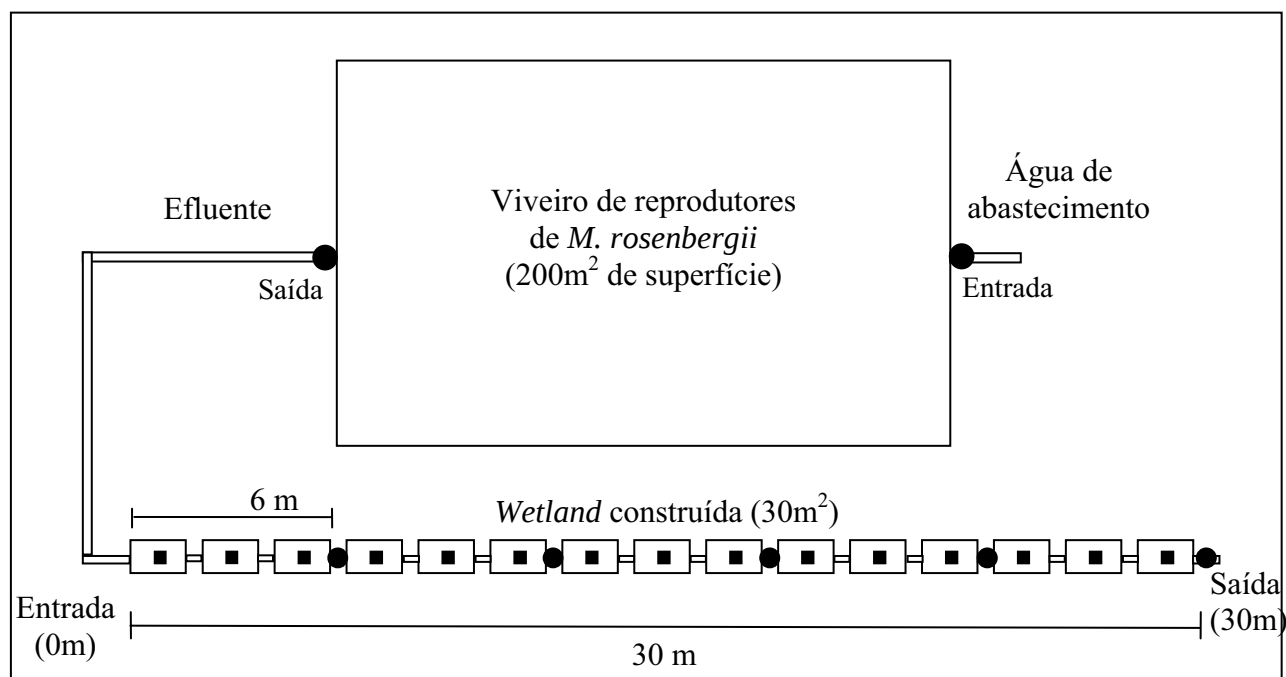


Figura 1. Desenho esquemático do viveiro de reprodutores de *M. rosenbergii* e da *wetland* construída. O símbolo (●) indica os pontos de coleta de água e o símbolo (■) indica os pontos de coleta de *E. crassipes* e sedimento.

Aproximadamente 0,5 L das amostras de água foi filtrado em membrana de fibra de vidro Whatman GF/C (porosidade: 0,45 μm ; diâmetro: 47 mm), para determinação das concentrações de material particulado em suspensão (MPS) (APHA, 1998). A água filtrada foi colocada em frascos de polietileno e congelada a -20°C . Amostras não filtradas (0,5 L) também foram congeladas da mesma maneira. Posteriormente, as amostras filtradas foram utilizadas para determinação das concentrações de nitrogênio amoniacal (N-amoniacal) (Koroleff, 1976), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), N-nitrato (N- NO_3) e N-nitrito (N- NO_2) (Mackereth et al., 1978). As concentrações de fósforo dissolvido (PD) e P-ortofosfato (P- PO_4) (Golterman et al., 1978) também foram determinadas nas amostras filtradas. As amostras não filtradas foram utilizadas para determinação de nitrogênio Kjeldahl total (NKT) (Mackereth et al., 1978) e fósforo total

(PT) (Golterman et al., 1978). A concentração de nitrogênio inorgânico (NI) de cada amostra foi calculada pela soma das concentrações de N-amoniacoal, N-NO₃ e N-NO₂.

Para cada semana, foram calculadas as cargas de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄ e MPS da água de abastecimento do viveiro de *M. rosenbergii*, do efluente da saída do viveiro de *M. rosenbergii* e do efluente a cada seis metros da *wetland*. Posteriormente, foram calculados os acréscimos de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄ e MPS na água utilizada no viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*. As remoções de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄ e MPS do efluente pela *wetland* também foram calculadas. As fórmulas utilizadas foram:

$C = [N] * Q$; na qual: $C \text{ (g.dia}^{-1}\text{)} = \text{carga das formas de N, P ou MPS}$; $[N] \text{ (g.m}^{-3}\text{)} = \text{concentração das formas de N, P ou MPS}$ e $Q \text{ (m}^3\text{.dia}^{-1}\text{)} = \text{vazão da água}$.

$A = C_E - C_A$; na qual: $A \text{ (g.dia}^{-1}\text{)} = \text{acrécimo}$; $C_E \text{ (g.dia}^{-1}\text{)} = \text{carga das formas de N, P ou MPS do efluente da saída do viveiro}$ e $C_A \text{ (g.dia}^{-1}\text{)} = \text{carga das formas de N, P ou MPS da água de abastecimento do viveiro}$.

$R = C_E - C_S$; na qual: $R \text{ (g.dia}^{-1}\text{)} = \text{remoção}$, $C_E \text{ (g.dia}^{-1}\text{)} = \text{carga das formas de N, P ou MPS do efluente da entrada da wetland}$ e $C_S \text{ (g.dia}^{-1}\text{)} = \text{carga das formas de N, P ou MPS do efluente da saída da wetland}$.

2.3 Estoques de N e P acumulados na biomassa de *Eichhornia crassipes* e no sedimento.

No início do experimento, a biomassa de *E. crassipes* foi homogeneamente distribuída em toda a superfície da *wetland*. A biomassa inicial utilizada foi 2,5 Kg de Massa Fresca.m⁻² (Kg MF.m⁻²), o que equivale a aproximadamente 125 g de Massa Seca.m⁻² (g MS.m⁻²), e não havia sedimento na *wetland* no início do experimento.

No início e no final do experimento, uma amostra de *E. crassipes* de 0,25 m² foi coletada a 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13, 15, 17, 19, 21, 23, 25, 27 e 29 m a partir da entrada da *wetland* (0 m) (Figura 1). As plantas coletadas foram secas em estufas a 60°C e pesadas para determinação da biomassa (g MS.m⁻²). Posteriormente, as plantas foram moídas para determinação das concentrações de nitrogênio total (% MS) pelo método Kjeldahl (Allen et al., 1974) e de fósforo total (% MS) pelo método descrito em Esteves (1980). O ganho de biomassa (g MS.m⁻²) de *E. crassipes*, nas nove semanas do experimento, foi calculado com base nos valores finais e iniciais de biomassa.

No final do experimento, uma amostra do sedimento de 0,20m² foi coletada a 1, 3, 5, 7, 9, 11, 13, 15, 17, 19, 21, 23, 25, 27 e 29 m a partir da entrada da *wetland* (0 m) (Figura 1). O sedimento coletado foi seco em estufa a 60°C e pesado para determinação do sedimento acumulado (g MS.m⁻²). Posteriormente, foram determinadas as concentrações de nitrogênio total (% MS) pelo método Kjeldahl (Allen et al., 1974) e fósforo total (% MS) pelo método descrito em Esteves (1980).

Os estoques de N e P da biomassa de *E. crassipes* e do sedimento foram calculados pela seguinte fórmula:

$E = M * C/100$; na qual: E (g de P ou N.m⁻²) = estoque; M (g.m⁻²) = biomassa de *E. crassipes* ou sedimento e C (% MS) = concentração de N ou P da biomassa ou do sedimento.

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

2.4 Análise dos dados

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 da água de abastecimento do viveiro, do efluente da saída do viveiro e do efluente tratado da saída (30 m) da *wetland*. O teste de Tukey HSD foi utilizado quando foram encontradas diferenças significativas entre as médias. Análises de regressão linear e não linear foram utilizadas para interpretar a variação dos valores dos estoques de N e P acumulados na biomassa de *E. crassipes* e no sedimento, em função da distância da entrada da *wetland*. As análises foram realizadas no programa Statistica, versão 7.1 (StatSoft, 2005).

Resultados

3.1 Avaliação da capacidade da *wetland* em tratar o efluente de *M. rosenbergii*

A ANOVA mostrou que houve diferença significativa ($P < 0,05$) dos valores médios da condutividade elétrica, MPS, NKT, NKD, NI, PT, PD e P-PO₄ entre a água de abastecimento do viveiro, o efluente da saída do viveiro e o efluente tratado da saída (30 m) da *wetland*, em todas as nove semanas do experimento. Para as variáveis pH e O₂ dissolvido, apenas não houve diferença significativa na semana 4 (pH) e 3 (O₂ dissolvido) (Figuras 2 e 3).

O teste de Tukey HSD mostrou que os valores de condutividade elétrica, MPS, NKT, NKD, NI, PT e PD foram significativamente ($P < 0,05$) maiores no efluente da saída do viveiro, em relação aos valores da água de abastecimento do viveiro, em todas as nove semanas do experimento (Figuras 2 e 3). O pH foi significativamente maior no efluente da saída do viveiro, em relação à água de abastecimento do viveiro, em oito semanas (foi igual na semana 4) (Figura 2). O O₂ dissolvido foi significativamente

maior no efluente da saída do viveiro, em relação à água de abastecimento do viveiro, em seis semanas (foi igual na semana 3 e significativamente maior na água de abastecimento nas semanas 6 e 9) (Figura 2). O P-PO₄ foi significativamente maior no efluente da saída do viveiro, em relação à água de abastecimento, em seis semanas (foi igual nas semanas 1, 4 e 8) (Figura 3).

O teste Tukey HSD mostrou também que na saída da *wetland* (30 m), o efluente tratado apresentou concentrações de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄ e MPS iguais ou significativamente inferiores, em relação à água de abastecimento do viveiro (Figuras 2 e 3). Os valores do pH foram iguais no efluente da saída do viveiro e no efluente tratado da saída da *wetland*, em todas as nove semanas do experimento (Figura 2). As concentrações de O₂ dissolvido foram significativamente maiores no efluente da saída do viveiro, em relação ao efluente tratado da saída da *wetland*, nas semanas 1, 5, 7, 8 e 9. Nas semanas 2, 3, 4 e 5, as concentrações de O₂ dissolvido foram iguais no efluente da saída do viveiro e no efluente tratado da saída da *wetland* (Figura 2).

Na Tabela 1 são apresentados os valores médios, em nove semanas do experimento, dos acréscimos de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄ e MPS na água utilizada no viveiro de *M. rosenbergii*. Na Tabela 1 também são apresentados os valores médios, em nove semanas do experimento, das remoções de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄ e MPS do efluente por diferentes trechos da *wetland* (0-6m, 0-12m, 0-18m, 0-24m e 0-30m). Observa-se que os acréscimos médios de NKT, NKD e PT na água utilizada no viveiro de *M. rosenbergii* foram removidos pela *wetland* em menos de 24m. Os acréscimos médios de NI, PD e P-PO₄ foram removidos pela *wetland* em menos de 18m. O acréscimo médio de MPS foi removido pela *wetland* em menos de 6m.

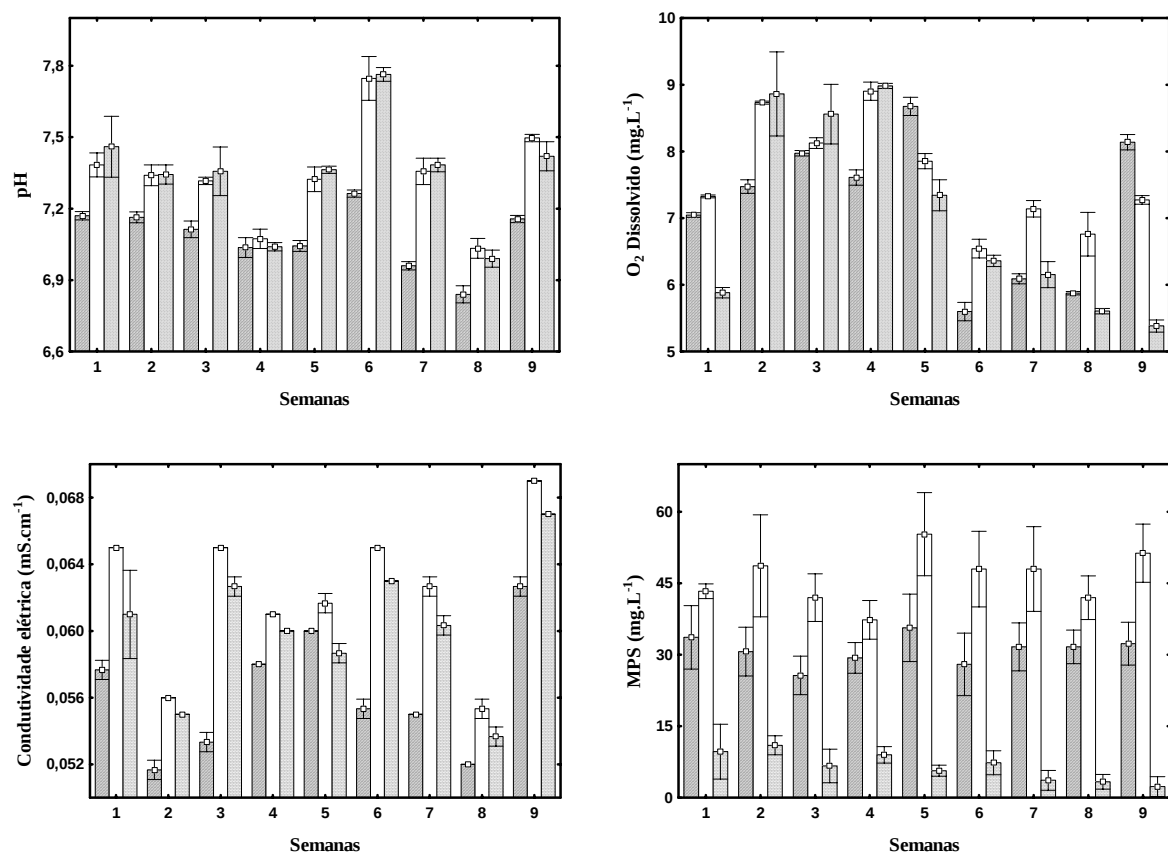


Figura 2. Médias e desvios padrão do pH, oxigênio dissolvido (O_2 dissolvido), condutividade elétrica e material particulado em suspensão (MPS) da água de abastecimento do viveiro de *M. rosenbergii* (▨), do efluente da saída do viveiro (□) e do efluente tratado da saída (30 m) da wetland (▤), em cada semana do experimento.

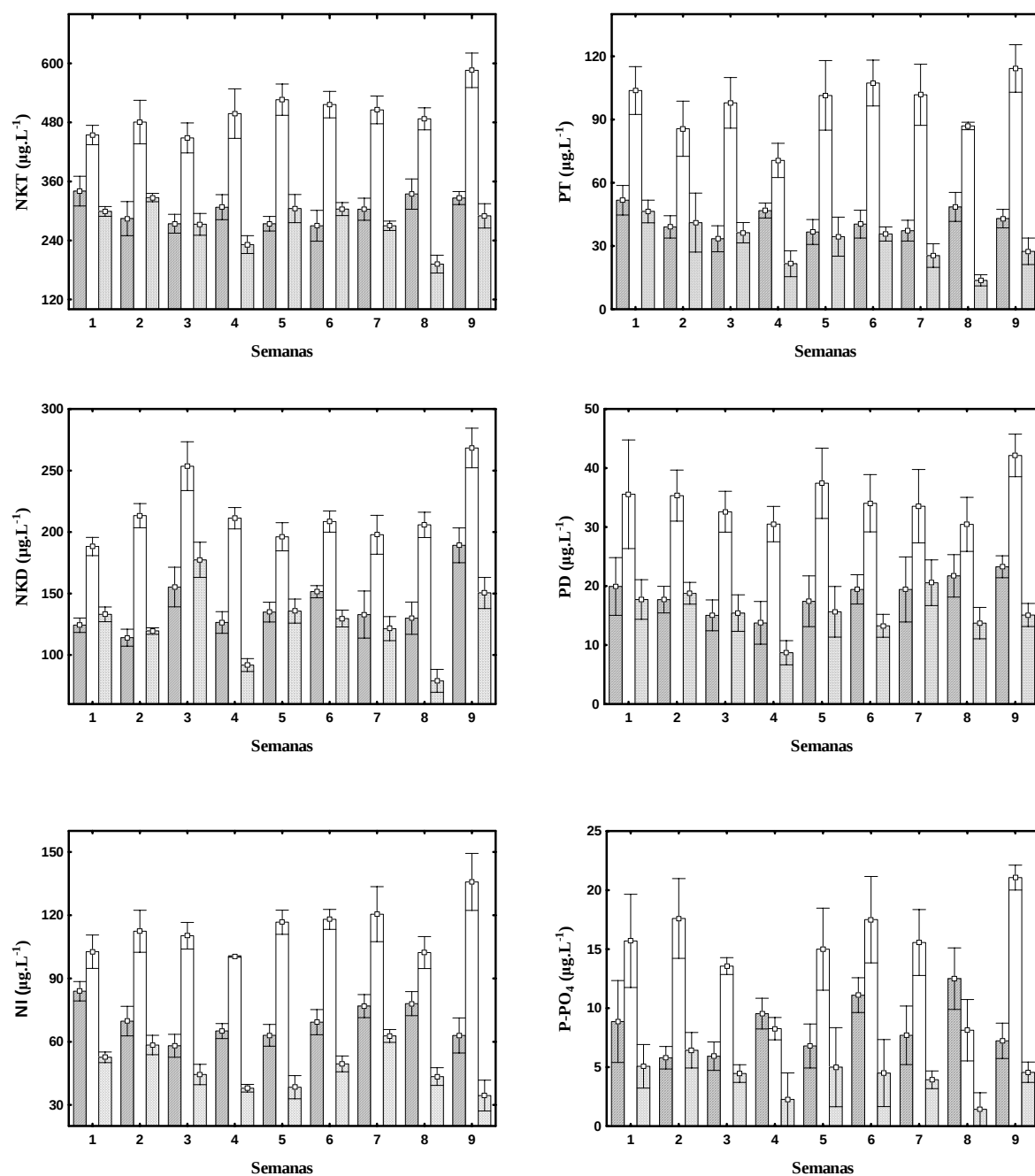


Figura 3. Médias e desvios padrão das concentrações de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico (NI), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD) e P-ortofosfato (P-PO₄) da água de abastecimento do viveiro de *M. rosenbergii* (▨), do efluente da saída do viveiro (□) e do efluente tratado da saída (30 m) da *wetland* (◻), em cada semana do experimento.

Tabela 1 – Médias e desvios padrão (nove semanas) dos acréscimos (viveiro) e remoções (*wetland*) das formas de N e P e MPS.

Variáveis	Acréscimo Viveiro	Remoção				
		0-6m	0-12m	0-18m	0-24m	0-30m
NKT (g.dia ⁻¹)	4,27 ± 1,23	1,90 ± 1,20	2,80 ± 1,25	3,71 ± 1,20	4,50 ± 1,25	4,81 ± 1,31
NKD (g.dia ⁻¹)	1,64 ± 0,50	0,75 ± 0,67	1,10 ± 0,68	1,42 ± 0,60	1,77 ± 0,65	1,90 ± 0,65
NI (g.dia ⁻¹)	0,92 ± 0,37	0,47 ± 0,23	0,80 ± 0,25	1,08 ± 0,25	1,25 ± 0,28	1,47 ± 0,37
PT (g.dia ⁻¹)	1,18 ± 0,37	0,62 ± 0,25	0,95 ± 0,28	1,12 ± 0,32	1,31 ± 0,37	1,40 ± 0,38
PD (g.dia ⁻¹)	0,32 ± 0,15	0,15 ± 0,13	0,25 ± 0,13	0,35 ± 0,13	0,38 ± 0,10	0,43 ± 0,15
P-PO ₄ (g.dia ⁻¹)	0,15 ± 0,10	0,08 ± 0,07	0,13 ± 0,08	0,18 ± 0,08	0,22 ± 0,10	0,23 ± 0,07
MPS (g.dia ⁻¹)	325 ± 178	540 ± 168	691 ± 190	777 ± 190	820 ± 155	825 ± 190

Média ± D.P. (n = 9).

NKT = nitrogênio Kjeldahl total, NKD = nitrogênio Kjeldahl dissolvido, NI = nitrogênio total, PT = fósforo total, PD = fósforo dissolvido, P-PO₄ = P-ortofosfato e MPS = material particulado em suspensão.

3.2 Estoques de N e P acumulados na biomassa de *Eichhornia crassipes* e no sedimento.

A biomassa de *E. crassipes* estocou em média nos 30 m da *wetland* 7,12 g de N.m⁻² e 2,05 g de P.m⁻², durante as nove semanas do experimento. O sedimento estocou em média nos 30 m da *wetland* 1,87 g de N.m⁻² e 1,00 g de P.m⁻² (Tabela 2). A análise de regressão mostrou que os estoques de N e P acumulados na biomassa de *E. crassipes* diminuíram linearmente com o aumento da distância da entrada da *wetland* (Figura 4). A análise de regressão também mostrou que os estoques de N e P acumulados no sedimento diminuíram exponencialmente com o aumento da distância da entrada da *wetland* (Figura 4).

O ganho de biomassa e as concentrações finais de nitrogênio total e fósforo total de *E. crassipes* diminuíram linearmente com o aumento da distância da entrada da *wetland* (Figura 5). Na Figura 6, a análise de regressão mostrou que o sedimento acumulado diminuiu exponencialmente com o aumento da distância da entrada da *wetland*. Não houve relação entre as concentrações de nitrogênio total e fósforo total do sedimento e a distância da entrada da *wetland*.

Tabela 2 – Médias e desvios padrão dos estoques de N e P acumulados na biomassa de *E. crassipes* e no sedimento, durante as nove semanas do experimento.

	Nitrogênio total	Fósforo total
<i>E. crassipes</i> (g.m ⁻²)	7,12 ± 4,88	2,05 ± 1,30
Sedimento (g.m ⁻²)	1,87 ± 1,55	1,00 ± 0,78

Média ± D.P. (n = 15).

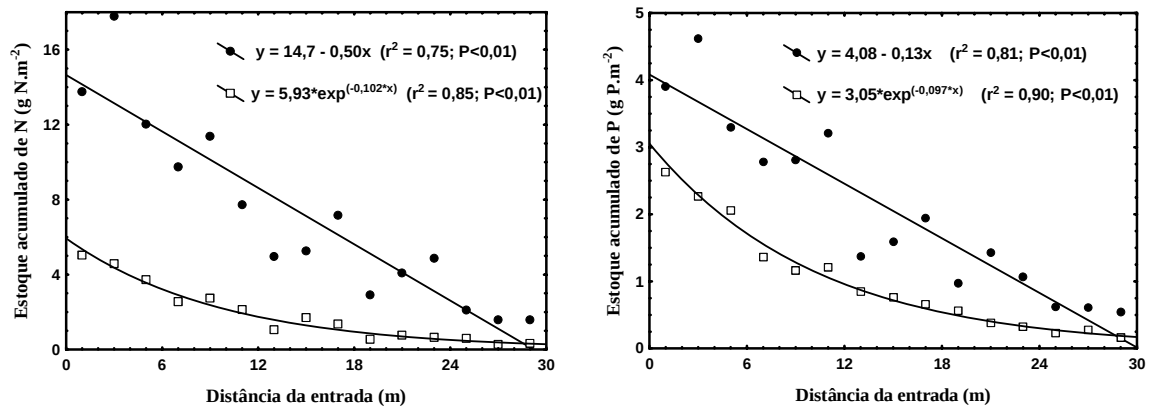


Figura 4. Estoques de nitrogênio total e fósforo total acumulados na biomassa de *E. crassipes* (●) e no sedimento (□) durante as nove semanas de experimento, em função da distância da entrada da *wetland*.

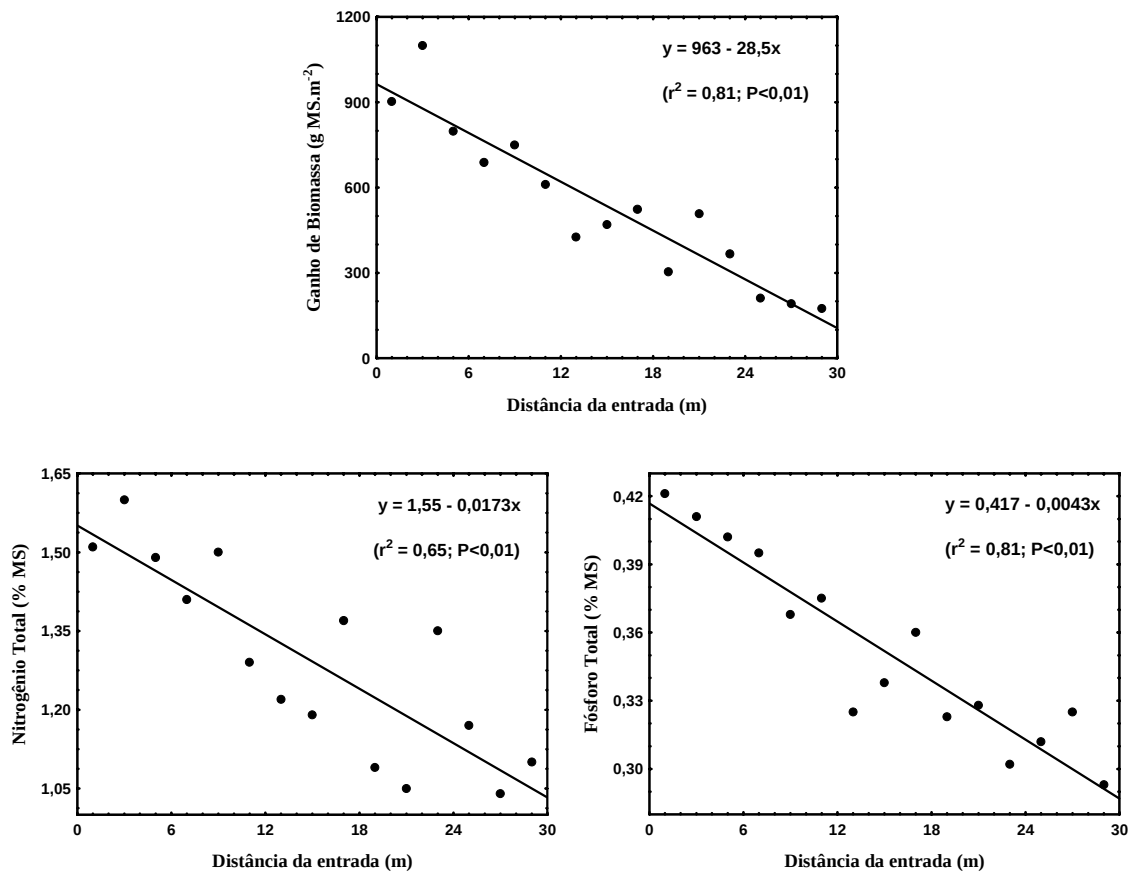


Figura 5. Ganho de biomassa (em nove semanas de experimento) e concentrações finais de nitrogênio total e fósforo total de *E. crassipes*, em função da distância da entrada da *wetland*.

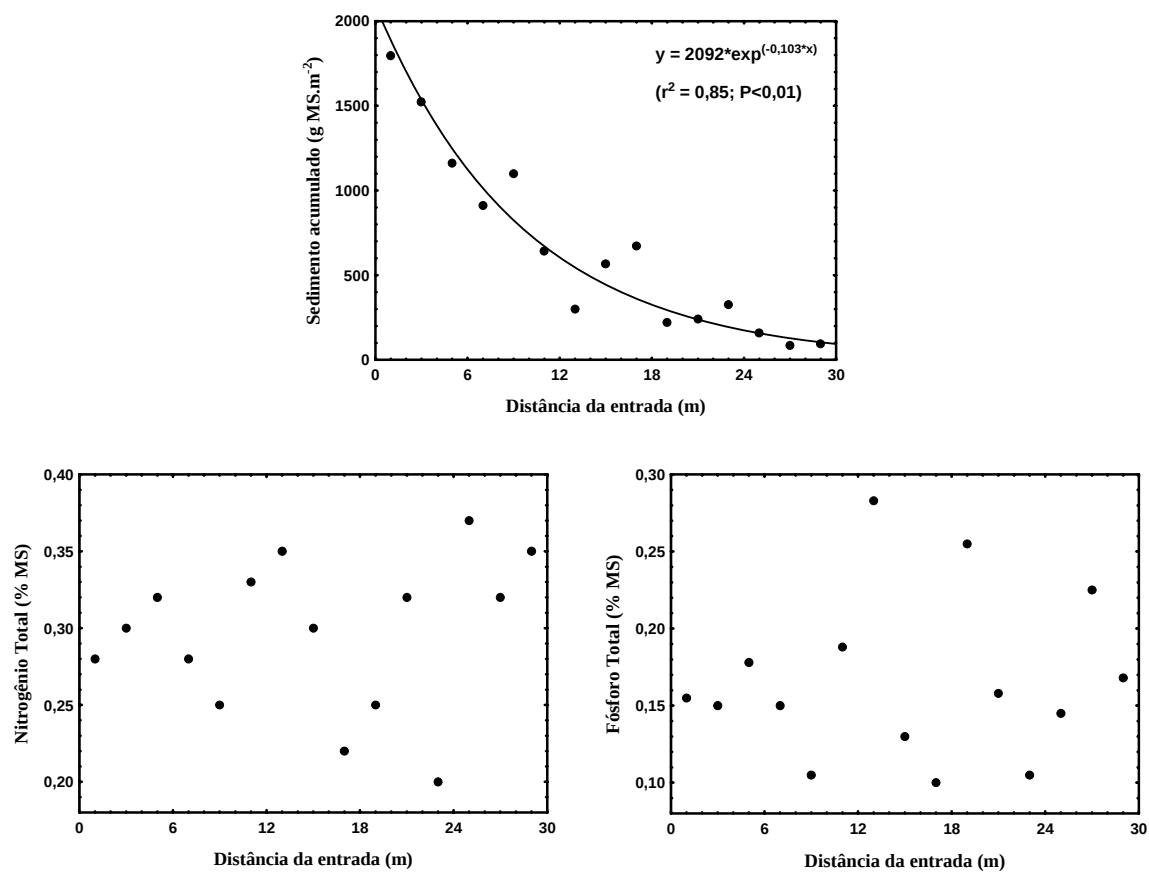


Figura 6. Sedimento acumulado (em nove semanas de experimento) e concentrações finais de nitrogênio total e fósforo total do sedimento, em função da distância da entrada da *wetland*.

4. Discussão

O manejo efetuado para a manutenção de reprodutores de *Macrobrachium rosenbergii* provoca aumentos de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄, MPS, pH, condutividade elétrica e O₂ dissolvido na água utilizada no viveiro. Os aumentos das formas de N e P e do MPS estão relacionados ao não aproveitamento de parte da dieta fornecida aos camarões. De fato, uma fração da dieta consumida é eliminada como excretas ou fezes, o que proporciona a liberação de nitrogênio e fósforo na água (Sugiura et al., 1998). A dieta fornecida e não consumida sedimenta no fundo do viveiro e sofre decomposição, que promove a liberação na água de formas solúveis de N (ex. nitrito, nitrato, amônia, aminoácidos) e P (ex. ortofosfatos, fosfoproteínas, fosfolipídeos) (Mires, 1995). Em relação ao pH e ao O₂ dissolvido, o aumento destas variáveis está relacionado à fotossíntese realizada pelo fitoplâncton no viveiro. Na fotossíntese, ocorre a produção de O₂ e o consumo de CO₂ disponível na água, o que aumenta o pH da água (Wetzel, 2001). De acordo com os resultados deste estudo, aumentos de N, P, MPS e pH também foram observados por Henry-Silva (2005) na água utilizada em viveiros de manutenção de reprodutores de *Macrobrachium amazonicum* e por Casillas-Hernández et al. (2006) na água utilizada em viveiros de engorda de *Litopenaeus vannamei*.

A *wetland* construída com formato linear utilizada no experimento apresenta alta capacidade de tratar o efluente de viveiros de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*, pois possibilita que as concentrações das formas de N e P e do MPS do efluente tratado sejam iguais ou inferiores às concentrações da água de abastecimento do viveiro. A *wetland* foi capaz de remover os acréscimos de NKT, NKD e PT na água utilizada no viveiro de 200 m² em menos de 24 m (ou 24 m²), o que corresponde a 12% da área superficial do viveiro. Os acréscimos de NI, PD e P-PO₄ foram removidos por

uma área da *wetland* de 18 m², correspondente a 9% da área superficial do viveiro. O acréscimo de MPS foi removido por uma área da *wetland* de 6 m², correspondente a 3% da área superficial do viveiro. Porém, ressaltamos que estas relações entre a área superficial da *wetland* e do viveiro podem variar em função das características do efluente. De acordo com Lin et al. (2005), há uma relação positiva entre a carga de poluentes do efluente e a área superficial da *wetland* necessária para o seu tratamento. O clima local também pode influenciar nos processos biológicos que regulam a remoção de nutrientes na *wetland* (Tanner, 1996).

Lin et al. (2005) encontraram redução no pH do efluente de viveiros de *Litopenaeus vanammei* tratado por uma *wetland* construída, devido à produção de CO₂ na decomposição da matéria orgânica acumulada na *wetland*. Entretanto, neste trabalho o pH do efluente apresentou valores iguais na entrada e na saída da *wetland*. Isto mostra que a decomposição da matéria orgânica (ex. dieta, plâncton morto, macrófita morta) acumulada no sedimento, nas nove semanas do experimento, não propiciou a acidificação do efluente tratado pela *wetland*. Por outro lado, a decomposição da matéria orgânica acumulada na *wetland*, provavelmente, foi o motivo da redução das concentrações de O₂ dissolvido no efluente do viveiro de *M. rosenbergii*, após o tratamento pela *wetland*. De fato, a decomposição de matéria orgânica em ambientes aquáticos consome O₂ dissolvido da água (Wetzel, 2001). Henry-Silva (2005) também encontrou reduções das concentrações de O₂ dissolvido do efluente de viveiros de *Macrobrachium amazonicum*, após o tratamento por *wetlands* construídas.

A biomassa de *E. crassipes* estocou 3,5 vezes mais N e 1,9 vezes mais P do que o sedimento nas nove semanas do experimento, o que demonstra que *E. crassipes* apresenta importante contribuição para o desempenho da *wetland* nas remoções de N e P do efluente. De acordo com Tanner (1996), o bom desempenho de macrófitas no

tratamento de efluentes depende de alta capacidade de assimilação de nutrientes, rápido ganho de biomassa, tolerância às características físicas e químicas do efluente e tolerância às condições climáticas. Neste estudo, pôde-se observar que ocorreu ganho de biomassa de *E. crassipes* em todos os pontos da *wetland*, o que demonstra que as características físicas e químicas do efluente de *M. rosenbergii* e o clima são favoráveis ao crescimento desta macrófita. Destacamos que o bom desempenho de *E. crassipes* indica que o uso de *wetlands* construídas, povoadas com esta macrófita, pode ser mais eficiente nas remoções de N e P do efluente de aquicultura do que o uso de tanques de sedimentação. Isto porque no tanque de sedimentação os processos de remoção de N e P do efluente estão restritos à mineralização microbiológica, transformações (ex. amonificação e nitrificação) e sedimentação (Braskerud, 2002). Nas *wetlands* construídas, todos estes processos ocorrem e, também, há absorção e estocagem de N e P pela biomassa das macrófitas utilizadas (USEPA, 2000).

Os estoques de N e P acumulados na biomassa de *E. crassipes* são maiores na entrada e diminuem linearmente até a saída da *wetland*, conforme indicam as análises de regressão. Isto ocorre devido às reduções lineares do ganho de biomassa e das concentrações de nitrogênio e fósforo de *E. crassipes* entre a entrada e a saída da *wetland*. Por sua vez, estas reduções estão, provavelmente, relacionadas às reduções das disponibilidades de N e P no efluente, durante a passagem pela *wetland*. De fato, as disponibilidades de N e P da água controlam o crescimento de *E. crassipes* (Heard & Winterton, 2000; Xie et al., 2003) e, portanto, as maiores concentrações de N e P do efluente, na parte inicial da *wetland*, são menos limitantes ao crescimento de *E. crassipes* do que as menores concentrações de N e P do efluente, na parte final da *wetland*. Em relação às concentrações de N e P na biomassa vegetal, alguns estudos mostram que há uma relação positiva entre as concentrações de N e P na água e na

biomassa de macrófitas aquáticas (Morris, 1982; Biudes & Camargo, 2006). Isto explica as reduções das concentrações de N e P na biomassa de *E. crassipes* entre a entrada da *wetland*, onde há maiores concentrações de N e P no efluente, e a saída da *wetland*, onde há menores concentrações de N e P no efluente.

Os estoques de N e P acumulados no sedimento são maiores na entrada e diminuem exponencialmente até a saída da *wetland* com formato linear, conforme indicam as análises de regressão. Isto ocorre porque há, entre a entrada e a saída da *wetland*, uma redução exponencial do sedimento acumulado, que é formado por material particulado (ex. plâncton, fezes, dieta), que possui N e P em sua constituição. A força da gravidade age com mais intensidade sobre corpos com maior massa (Braskerud, 2002), o que proporciona uma sedimentação mais intensa do material particulado do efluente no começo da *wetland*. Consequentemente, o N e o P constituintes deste material particulado também sedimentam mais intensamente no começo da *wetland*.

5. Conclusões

O manejo efetuado para a manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii* provoca aumentos de pH, condutividade elétrica, O₂ dissolvido, MPS e concentrações de NKT, NKD, NI, PT, PD e P-PO₄ na água utilizada no viveiro.

A *wetland* com formato linear apresenta alta capacidade de tratar o efluente do viveiro de manutenção de reprodutores de *M. rosenbergii*, possibilitando que as concentrações de NKT, NKD, NI, PT, PD, P-PO₄ e MPS do efluente tratado sejam iguais ou menores do que as concentrações da água de abastecimento do viveiro. A *wetland* é capaz de tratar o efluente do viveiro de reprodutores de *M. rosenbergii* com 113 g.m⁻² em uma área correspondente a 12% da área superficial do viveiro.

A biomassa de *E. crassipes* é mais importante nas remoções de N e P do efluente do que a sedimentação, pois os estoques acumulados de N e P são maiores na biomassa de *E. crassipes* do que no sedimento.

Agradecimentos

O autor agradece à FAPESP pelo suporte financeiro (Processos: 03/09589-5 e 04/06962-0), Dr. Wagner Cotroni Valenti pelo suporte logístico na realização do estudo e Carlos Fernando Sanches pela ajuda no trabalho de campo e laboratório.

Referências

- Allen, S.E., H. M. Grinshaw, J. A. Parkinson e C. Quarmby, 1974. Chemical Analysis of Ecological Materials. Blackwell, Oxford, 565 pp
- APHA – American Public Health Association, 1998. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA, Washington, DC, 1220 pp
- Biudes, J.F.V. e A.F.C. Camargo, 2006. Changes in biomass, chemical composition and nutritive value of *Spartina alterniflora* due to organic pollution in the Itanhaém River Basin (SP, Brazil). Braz. J. Biol., 66: 781-789.
- Braskerud, B.C., 2002. Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution. Ecol. Eng., 18: 351–370.
- Casillas-Hernández, R., F. Magallón-Barajas, G. Portillo-Clarck e F. Páez-Osuna, 2006. Nutrient mass balances in semi-intensive shrimp ponds from Sonora, Mexico using two feeding strategies: Trays and mechanical dispersal. Aquaculture, 258: 289-298.

- Esteves, F.A., 1980, Die Bedeutung der aquatischen Makrophyten für den Stoffhaushalt des Süßwassers. III. Die anorganischen Hauptbestandteile der aquatischen Makrophyten. *Gewässer und Abwässer*, 66/67: 29-94.
- Golterman, H.L., R.S. Clyno e M.A.M. Ohnstad, 1978. *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. Blackwell, Oxford, 315 pp
- Hargreaves, J. A. 1998. Nitrogen biogeochemistry of aquaculture ponds. *Aquaculture*. 166: 181-212.
- Heard, T.A. e S.L. Winterton, 2000. Interactions between nutrient status and weevil herbivory in the biological control of water hyacinth. *J. Appl. Ecol.*, 37: 117-127.
- Henry-Silva, G.G., 2005. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas, interações ecológicas e valor nutritivo da biomassa vegetal para a tilápia do Nilo. Ph.D. dissertation, São Paulo State University.
- Henry-Silva, G.G. e A.F.M. Camargo, 2006. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. *Sci. Agric.*, 63: 433-438.
- International Water Association, 2000. *Constructed Wetlands for Pollution Control. Processes, Performance, Design and Operation*. IWA Publishing, London. 156pp
- Kivaisi, A.K., 2001. The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecol. Eng.*, 16: 545-560.
- Koroleff, F., 1976. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (Ed), *Methods of seawater analysis*, Verlag. Chemie Weinheim, New York, NY, pp. 117-181.
- Lin, Y.F, S.R. Jing, D.Y. Lee, Y.F. Chang, Y.M. Chen e K.C. Shih, 2005. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. *Environ. Pollut.*, 134: 411-421.
- Mackereth, F.I.F., J. Heron e J.F. Talling, 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, London, 121pp

- Mires, D., 1995. Aquaculture and the aquatic environment: mutual impact and preventive management. Israeli J. Aquacult. - Bamidgeh, 47: 163-172.
- Morris, J.T., 1982. A model of growth responses by *Spartina alterniflora* to nitrogen limitation. J. Ecol., 70: 25-42.
- StatSoft, Inc., 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1. www.statsoft.com.
- Schwartz, M.F. e C.E. Boyd, 1995. Constructed wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. Prog. Fish-Cult., 57: 255-267.
- Sugiura, S.H., F.M. Dong, C.K. Rathbone e R.W. Hard, 1998. Apparent protein digestibility and mineral availabilities in various feed ingredients for salmonid feeds. Aquaculture, 159: 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., H. Badrinarayanan, R. Rosati e J. Son, 2002. Constructed wetlands as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. Aquacult. Eng., 26: 81-109.
- U.S. Environmental Protection Agency, 2000. Manual for Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters. EPA/625/R-99/010, Cincinnati, OH, 166pp
- Volpe, C.A., C.A. Minchio, J.C. Barbosa e R.B. André, 1989. Análise da precipitação mensal em Jaboticabal (SP). Ciên. Agron., 4: 3-5.
- Wetzel, R.G., 2001. Limnology: Lake and River Ecosystems. Academic Press, San Diego, CA, 850pp
- Xie, Y., M. Wen, D. Yu e Y. Li, 2003. Growth and resource allocation of water hyacinth as effect of gradually increasing nutrient concentrations. Aquat. Bot., 79: 257-266.

Capítulo IV

Relationship between removal of N and P from effluent, and productivity of *Eichhornia crassipes* in a constructed wetland

ABSTRACT

We evaluated the relationship between the removal of N and P from the effluent, and the productivity of *Eichhornia crassipes* in a constructed wetland used to treat the effluent from culture ponds of the shrimp *Macrobrachium rosenbergii*. The experiment was carried out over a 270-day period. Every 30 days, samples of effluent were collected at the entrance and exit of the wetland, for determination of the removal of total Kjeldahl nitrogen (TKN), dissolved Kjeldahl nitrogen (DKN), inorganic nitrogen (IN), total phosphorus (TP), dissolved phosphorus (DP) and orthophosphate-P ($\text{PO}_4\text{-P}$) from the effluent by the wetland. Every 30 days, samples of *E. crassipes* were weighed to determine the productivity in 30-day periods. Pearson's linear correlation coefficient showed that the productivity of *E. crassipes* was strongly and positively correlated with the removal of TKN ($r = 0.88$; $P < 0.01$), DKN ($r = 0.92$; $P < 0.01$), IN ($r = 0.88$; $P < 0.01$), TP ($r = 0.85$; $P < 0.01$), DP ($r = 0.87$; $P < 0.01$), and $\text{PO}_4\text{-P}$ ($r = 0.88$; $P < 0.01$) from the effluent by the wetland. We concluded that the wetland removed more N and P from the effluent when the productivity of *E. crassipes* was higher. It is necessary to maintain the biomass of *E. crassipes* at densities at which the highest productivity of biomass occurs.

Keywords: constructed wetlands; effluent; nitrogen; phosphorus; water hyacinth

Relação entre as remoções de N e P do efluente e a produtividade de *Eichhornia crassipes* em uma *wetland* construída

RESUMO

Nós avaliamos a relação entre as remoções de N e P do efluente e a produtividade de *Eichhornia crassipes* em uma *wetland* construída, utilizada para tratar efluentes de viveiros de camarões da espécie *Macrobrachium rosenbergii*. O experimento foi realizado durante 270 dias. A cada 30 dias (30º, 60º, 90º, 120º, 150º, 180º, 210º, 240º e 270º dia), amostras do efluente foram coletadas na entrada e na saída da *wetland*, para determinação das remoções de nitrogênio Kjeldahl total (NKT), nitrogênio Kjeldahl dissolvido (NKD), nitrogênio inorgânico (NI), fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD) e P-ortofosfato (P-PO₄) do efluente pela *wetland*. A cada 30 dias, amostras de *E. crassipes* foram pesadas para determinação da produtividade em períodos de 30 dias. O coeficiente de correlação linear de Pearson mostrou que a produtividade de *E. crassipes* é altamente e positivamente correlacionada com as remoções de NKT ($r = 0,88$; $P < 0,01$), NKD ($r = 0,92$; $P < 0,01$), NI ($r = 0,88$; $P < 0,01$), PT ($r = 0,85$; $P < 0,01$), PD ($r = 0,87$; $P < 0,01$) e P-PO₄ ($r = 0,88$; $P < 0,01$) do efluente pela *wetland*. Concluimos que a *wetland* remove mais N e P do efluente quando a produtividade de *E. crassipes* é maior. É necessária a manutenção da biomassa de *E. crassipes* em densidades nas quais ocorrem altas produtividades de biomassa.

Palavras-chave: *wetland* construída, aguapé, nitrogênio, fósforo, aquicultura, efluente.

1. Introduction

Constructed wetlands are one alternative for treatment of effluents produced by aquaculture ponds. Studies have shown that constructed wetlands are efficient in removing the majority of pollutants from aquaculture effluents, including nitrogen, phosphate, organic matter, and suspended particulate matter (Schulz et al., 2003; Lin et al., 2005). Furthermore, constructed wetlands are low-cost, easy to operate, simple to manage, and can be used nearly year-round in tropical countries (Haberl, 1999; Kivaisi, 2001).

In the wetlands, aquatic macrophytes remove nutrients and facilitate sedimentation of suspended particulate matter in the effluent (Tilley et al., 2002). They also provide a substrate for microorganisms to remove the nutrients and mineralize the organic matter in the effluent (Brix, 1997).

The nutrients removed from the effluent by the aquatic macrophytes are used to produce biomass, and remain stored in the plants (Greenway, 1997). However, the carrying capacity for macrophyte biomass of a wetland depends on the space, nutrients, temperature, and luminosity available to the plants (Ricklefs and Miller, 1999). Therefore, there is a limit to the increase in macrophyte biomass in the wetland, and consequently to the increase in the nutrients stored in the plant biomass (Henry-Silva and Camargo, 2006). Giving this limitation, it is advisable to periodically remove part of the macrophyte biomass, with two objectives: 1) remove the nutrients stored in the biomass from the wetland, and 2) increase the space available for macrophytes growing and the production of more biomass (Henry-Silva, 2005). In order to determine the frequency and quantity of biomass to be removed, studies are necessary to estimate the growth of the macrophyte growth in the wetland and the capacity of the wetland to remove nutrients from the effluent (Shutes, 2001).

The objective of the present study was to evaluate the relationship between the removal of nitrogen and phosphorus from the effluent, and the productivity of *Eichhornia crassipes* in a constructed wetland used to treat effluents from culture ponds of the shrimp *Macrobrachium rosenbergii*.

2. Material and Methods

The experiment was carried out in the Aquaculture Center of São Paulo State University in the city of Jaboticabal, State of São Paulo, Brazil (21° 15'S and 48° 18'W), during a period of 270 days (February through November 2004). The local climate is warm temperate, with a dry winter and a hot summer (Cwa), according to the Köppen classification. The mean annual temperature is 22.0°C, with a maximum monthly mean of 26.2°C in February and a minimum of 18.5°C in July (Volpe et al., 1989).

2.1 Structure and functioning of the wetland

The wetland used in the experiment was constructed of fiberglass tanks arranged in a line, 30 m between the entrance and the exit, 1 m wide, and 0.5 m deep. The aquatic macrophyte used was *Eichhornia crassipes*. According to Wolverton (1979), 80% of the tank surfaces were covered by plants at the beginning of the experiment, which corresponds to 2.5 Kg Wet Mass.m⁻².

The effluent treated by the wetland was produced by a culture pond used to maintain breeding shrimp of the species *Macrobrachium rosenbergii*, with 220 m³ (200 m² of surface and 1.1 m depth) and about 600 shrimp of mean weight 35 g/individual (105 g.m⁻²). The discharge of the effluent into the entrance of the wetland was

controlled by a water meter at 15 ± 1 L.minute⁻¹. The hydraulic retention time of the effluent in the wetland was 16.7 ± 1.08 hours.

2.2 Productivity of *Eichhornia crassipes*

Every 30 days (day 30, 60, 90, 120, 150, 180, 210, 240, and 270), three samples of *E. crassipes* were removed from the wetland for determination of the biomass (grams Wet Mass per m²), and were then returned to the wetland. The biomass of *E. crassipes* in grams Dry Mass per m² (g DM.m⁻²) was estimated from a simple linear regression equation (Zar, 1998) between the wet mass (WM) and dry mass (DM) of individuals of *E. crassipes*. The equation used was $DM = 0.007 + 0.047 \times WM$ ($r^2 = 0.97$; $n = 30$).

The productivity (g DM.day⁻¹.m⁻²) of *E. crassipes* was calculated for each 30-day period, by the following equation:

Productivity = $(x_2 - x_1) / (T_2 - T_1)$, where x_1 = initial biomass, x_2 = final biomass, T_1 = initial time, and T_2 = final time.

2.3 Removal of N and P from the effluent by the wetland

Every 30 days, samples of 1 L of the *M. rosenbergii* pond effluent were collected in triplicate at the entrance and the exit of the wetland. In parallel, pH and dissolved oxygen were measured in triplicate at the entrance and exit, by means of a Horiba Water Quality Checker model U-10.

Approximately 0.5 L of each effluent sample was filtered (Whatman GF/C) and frozen in polyethylene flasks at -20°C. Unfiltered samples (0.5 L) were also frozen in the same way. The filtered samples were used to determine the concentrations of ammoniacal nitrogen (Ammoniacal-N) (Koroleff, 1976), dissolved Kjeldahl nitrogen (DKN), nitrate-N (NO₃-N), and nitrite-N (NO₂-N) (Mackereth et al., 1978). The

concentrations of dissolved phosphorus (DP) and orthophosphates (PO₄-P) (Golterman et al., 1978) were also determined in the filtered samples. The unfiltered samples were used to measure of the total Kjeldahl nitrogen (TKN) (Mackereth et al., 1978) and total phosphorus (TP) (Golterman et al., 1978). The concentration of inorganic nitrogen (IN) of each sample was calculated by summing the concentrations of Ammoniacal-N, NO₃-N and NO₂-N.

For each collection, the load (g.day⁻¹) of TKN, DKN, IN, TP, DP, and PO₄-P of the effluent at the entrance and exit of the wetland was calculated. Subsequently, the removal (g.day⁻¹) of TKN, DKN, IN, TP, DP, and PO₄-P from the effluent by the wetland was calculated. The formulas used were:

$L = [C] * Q$; where: L = load of the forms of N or P, [C] = concentration of the forms of N or P, and Q = discharge of the effluent.

$R = L_{EN} - L_{EX}$; where: R = removal, L_{EN} = load of the forms of N or P at the entrance of the wetland, and L_{EX} = load of the forms of N or P at the exit.

2.4 Data analysis

A one-way Analysis of Variance (ANOVA) was used to detect significant differences ($P < 0.05$) between the means of the biomass of *E. crassipes* every 30 days and between the means for productivity of *E. crassipes* in the different 30-day periods. Tukey's test was used when significant differences were found between the means. Student's t-test was applied to detect significant differences ($P < 0.05$) between the means of dissolved O₂ and the pH at the entrance and exit of the wetland.

The correlation between the productivity of *E. crassipes* and the removal of TKN, DKN, IN, TP, DP, and PO₄-P from the effluent by the wetland was determined using Pearson's linear correlation coefficient (Zar, 1998). The productivity of *E.*

crassipes in a 30-day period was related to the removal of TKN, DKN, IN, TP, DP, and PO₄-P on the last day of the period. The statistical analyses were carried out using the program Statistica version 7.1 (StatSoft, 2005).

3. Results

3.1 Productivity of *Eichhornia crassipes*

There was a significant difference ($F = 22.8$, $P < 0.001$) in the biomass of *E. crassipes*, during the 270 days of the experiment. The biomass of *E. crassipes* increased between day 0 and day 150. Subsequently, the biomass values showed no significant difference, indicating that the carrying capacity of the wetland for *E. crassipes* had been reached (Figure 1).

There was a significant difference ($F = 25.7$, $P < 0.001$) in the productivity of *E. crassipes* between the 30-day periods. The productivity of *E. crassipes* increased from the day 0-30 to the day 60-90 period, when the highest productivity was recorded (18.7 g DM.day⁻¹.m⁻²). Subsequently, the productivity decreased until the 240-270-day period, when a reduction in biomass was recorded (-7.0 g DM.day⁻¹.m⁻²) (Table 1).

3.2 Removal of N and P from the effluent by the wetland

Table 2 presents the means of the concentrations and loads of TKN, DKN, IN, TP, DP, and PO₄-P at the wetland entrance, every 30 days. Table 3 shows the means of the removal of TKN, DKN, IN, TP, DP, and PO₄-P from the effluent by the wetland, every 30 days. In general, the removal of TKN, DKN, IN, TP, DP, and PO₄-P from the effluent by the wetland increased between day 30 and day 90, when the highest removal of TKN, DKN, IN, TP, DP, and PO₄-P was observed. Subsequently, the removal of

TKN, DKN, IN, TP, DP, and PO₄-P declined until day 270, when DKN, IN, TP, DP, and PO₄-P increased in the effluent that passed through the wetland.

3.3 Relationship between the productivity of *E. crassipes* and the removal of N and P from the effluent

Figure 2 shows that the productivity of *E. crassipes* was strongly and positively correlated with the removal of TKN ($r = 0.88$; $P < 0.01$), DKN ($r = 0.92$; $P < 0.01$), IN ($r = 0.88$; $P < 0.01$), TP ($r = 0.85$; $P < 0.01$), DP ($r = 0.87$; $P < 0.01$), and PO₄-P ($r = 0.88$; $P < 0.01$) from the effluent by the wetland.

Table 4 and 5 shows that the concentrations of dissolved O₂ in the effluent were equal ($P > 0.05$) at the entrance and at the exit of the wetland until day 120. The pH of the effluent was equal ($P > 0.05$) at the entrance and the exit until day 150. Subsequently, the concentrations of dissolved O₂ and the pH of the effluent were significantly ($P < 0.05$) lower at the exit of the wetland than at the entrance.

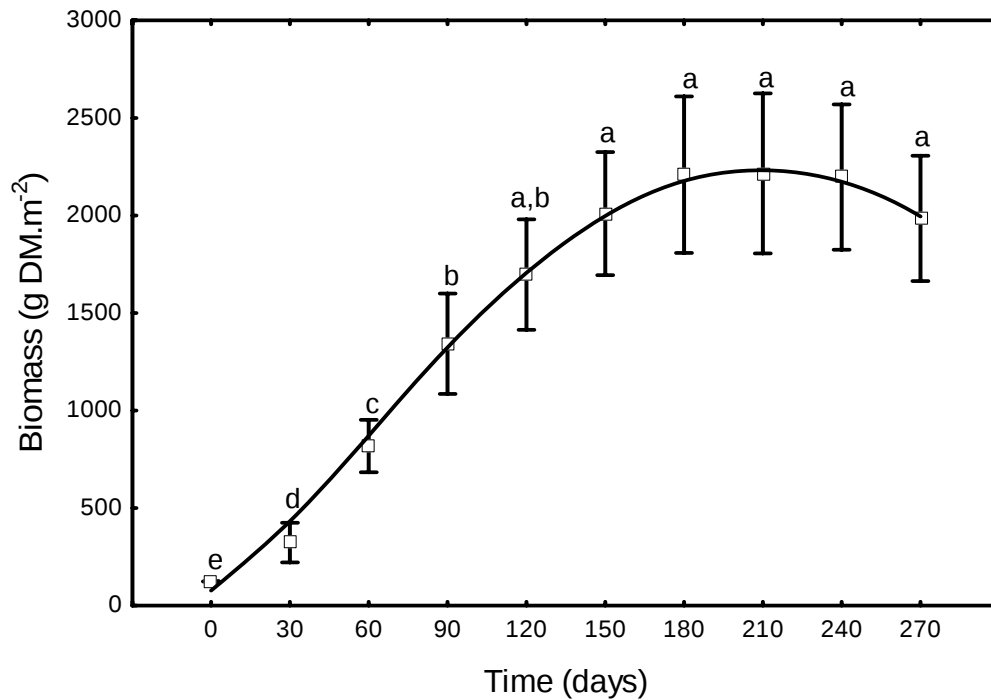


Fig. 1. Growth curve of *E. crassipes* in the constructed wetland during the 270 days of the experiment. Different letters indicate a significant difference ($P<0.05$) in the biomass of *E. crassipes* between the days of collection.

Table 1 - Productivity of <i>E. crassipes</i> , in 30-day periods.	
Period (days)	Productivity (g DM.day ⁻¹ .m ⁻²)
0-30	7.5 ± 1.5 (c)
30-60	15.0 ± 1.8 (b)
60-90	18.7 ± 1.8 (a)
90-120	13.1 ± 2.2 (b)
120-150	9.2 ± 2.0 (c)
150-180	5.0 ± 2.7 (c)
180-210	-0.7 ± 2.5 (d)
210-240	-0.1 ± 2.8 (d)
240-270	-7.0 ± 2.5 (e)

Mean ± S.D. ($n = 3$).

Means followed by different letter indicate significantly difference ($P<0.05$) by Tukey's test.

Table 2 - Concentrations ($\mu\text{g.L}^{-1}$) and loads (g.day^{-1}) of the forms of N and P at the entrance to the wetland, every 30 days.

	Time (days)								
	30	60	90	120	150	180	210	240	270
TKN ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	526.2	586.0	551.7	501.7	541.6	530.6	475.6	475.5	508.7
DKN ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	196.0	262.9	225.6	205.6	197.9	193.5	188.5	190.3	192.0
IN ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	116.7	135.8	136.0	120.4	102.5	100.8	102.2	95.6	90.2
TP ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	101.5	114.3	131.7	115.5	114.7	109.7	88.4	87.4	85.2
DP ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	37.5	47.8	46.6	40.8	38.4	35.6	35.5	35.7	35.5
PO ₄ -P ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	15.0	21.0	34.5	31.5	30.1	27.5	28.2	29.0	28.3
TKN (g.day^{-1})	11.365	12.657	11.916	10.836	11.698	11.461	10.273	10.270	10.987
DKN (g.day^{-1})	4.233	5.678	4.873	4.441	4.275	4.179	4.072	4.110	4.147
IN (g.day^{-1})	2.520	2.933	2.937	2.600	2.214	2.177	2.207	2.065	1.948
TP (g.day^{-1})	2.192	2.468	2.844	2.495	2.477	2.369	1.909	1.888	1.840
DP (g.day^{-1})	0.810	1.032	1.006	0.881	0.829	0.769	0.767	0.771	0.766
PO ₄ -P (g.day^{-1})	0.324	0.453	0.745	0.680	0.650	0.594	0.609	0.626	0.612

Mean ($n = 3$)

TKN = total Kjeldahl nitrogen, DKN = dissolved Kjeldahl nitrogen, IN = inorganic nitrogen, TP = total phosphorus, DP = dissolved phosphorus, and PO₄-P = orthophosphate-P.

Table 3 – Removal of the forms of N and P from the effluent by the wetland, every 30 days.

	Time (days)								
	30	60	90	120	150	180	210	240	270
TKN (g.day^{-1})	4.780	6.395	7.157	5.258	2.523	1.812	1.058	3.235	-0.165
DKN (g.day^{-1})	1.305	2.430	2.547	1.879	0.752	0.325	0.835	0.107	-0.553
IN (g.day^{-1})	1.705	1.918	2.287	1.700	0.937	0.395	1.025	0.132	-0.431
TP (g.day^{-1})	1.125	1.874	2.437	1.891	2.025	0.525	1.385	0.402	-0.090
DP (g.day^{-1})	0.505	0.708	0.802	0.552	0.307	0.125	0.595	0.325	-0.025
PO ₄ -P (g.day^{-1})	0.217	0.356	0.655	0.513	0.425	0.122	0.225	0.070	-0.037

TKN = total Kjeldahl nitrogen, DKN = dissolved Kjeldahl nitrogen, IN = inorganic nitrogen, TP = total phosphorus, DP = dissolved phosphorus, and PO₄-P = orthophosphate-P.

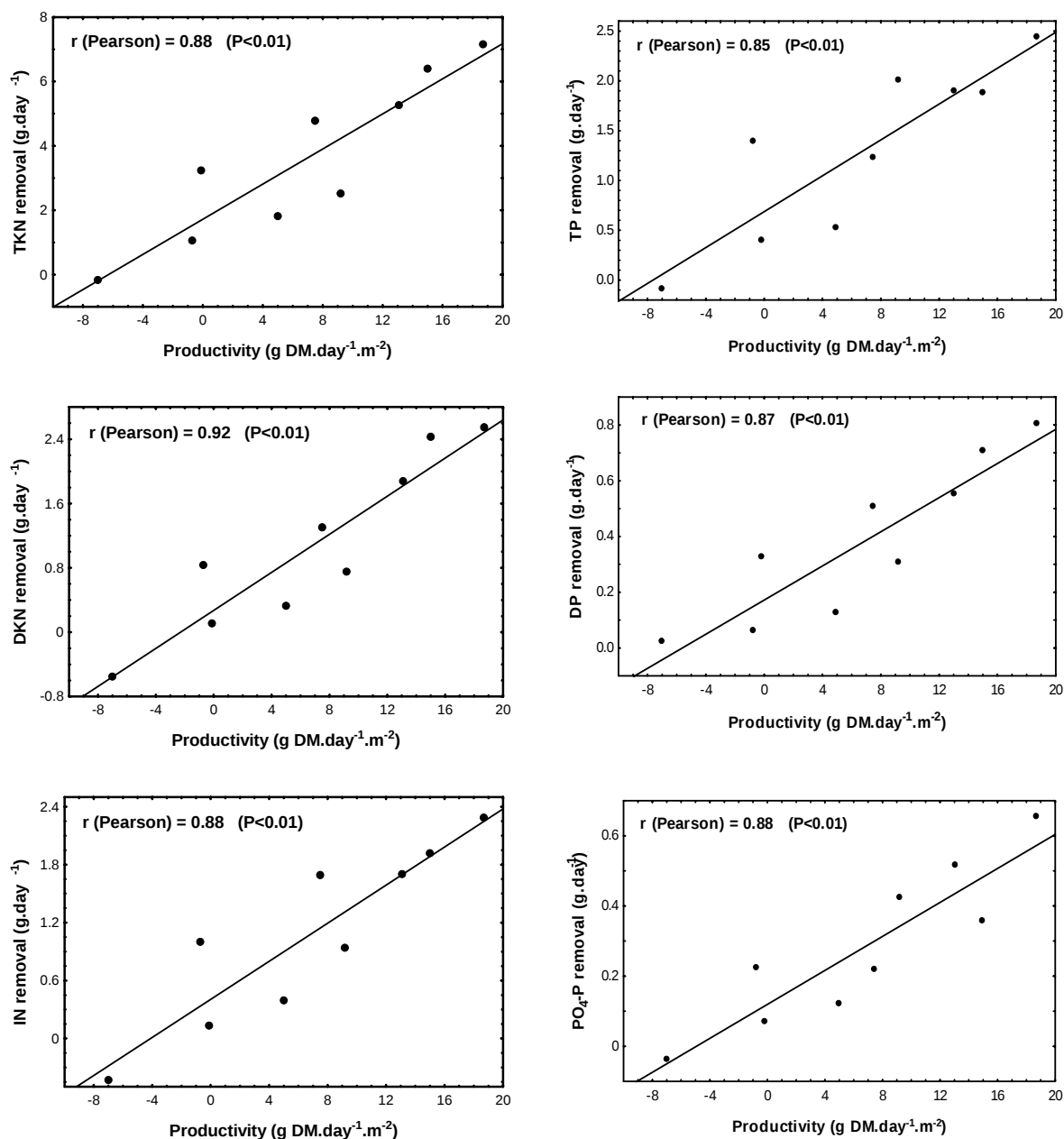


Fig. 2. Correlation between the productivity of *E. crassipes* and the removal of total Kjeldahl nitrogen (TKN), dissolved Kjeldahl nitrogen (DKN), inorganic nitrogen (IN), total phosphorus (TP), dissolved phosphorus (DP), and orthophosphate-P (PO₄-P) from the effluent by the wetland. The graphs show different scales.

Table 4 – Dissolved oxygen (mg.L^{-1}) at the entrance and exit of the wetland, measured every 30 days

Time (days)	Entrance (0m)	Exit (30m)
0	7.33 ± 0.02	7.05 ± 0.13
30	7.85 ± 0.11	7.43 ± 0.37
60	7.27 ± 0.06	6.85 ± 0.57
90	7.25 ± 0.09	6.97 ± 0.30
120*	7.48 ± 0.06	7.02 ± 0.15
150*	8.22 ± 0.13	6.72 ± 0.12
180*	7.05 ± 0.07	5.55 ± 0.15
210*	6.50 ± 0.13	4.62 ± 0.12
240*	7.48 ± 0.15	4.77 ± 0.27
270*	7.13 ± 0.08	3.98 ± 0.25

Mean $\pm$ S.D. ($n = 3$)

The symbol * indicates a significant difference ($P < 0.05$) in the variable between the entrance and exit of the wetland.

Table 5 – pH at the entrance and exit of the wetland, measured every 30 days

Time (days)	Entrance (0m)	Exit (30m)
0	7.38 ± 0.05	7.45 ± 0.13
30	7.29 ± 0.02	7.36 ± 0.15
60	7.50 ± 0.02	7.42 ± 0.06
90	7.65 ± 0.07	7.53 ± 0.15
120	7.80 ± 0.05	7.62 ± 0.20
150*	7.22 ± 0.06	6.52 ± 0.06
180*	7.75 ± 0.06	6.97 ± 0.07
210*	7.31 ± 0.06	6.51 ± 0.05
240*	7.45 ± 0.09	6.45 ± 0.09
270*	7.33 ± 0.03	6.17 ± 0.05

Mean $\pm$ S.D. ($n = 3$)

The symbol * indicates a significant difference ($P < 0.05$) in the variable between the entrance and exit of the wetland.

4. Discussion

The positive correlations between the productivity of *E. crassipes* and the removal of TKN, DKN, IN, TP, DP, and PO₄-P from the effluent by the wetland indicate that the constructed wetland removes more N and P from the effluent when the productivity of *E. crassipes* is higher. According to Esteves (1998), the productivity of macrophytes is positively correlated with assimilation of N and P from the water, because these elements are constituents of the macrophyte biomass and are essential in the composition of molecules which act in metabolic processes. N is an important constituent of proteins. P is a constituent of cellular compounds linked to energy storage in the cell, such as ATP and GTP. Besides this, it forms part of the composition of nucleic acids, phospholipids, nucleotides, and phosphoproteins (Salisbury & Ross, 1992; Larcher, 2000). Therefore, the higher productivity of *E. crassipes* observed in the day 60-90 period (18.7 g DM.day⁻¹.m⁻²) probably occurred because of a high rate of assimilation of N and P by *E. crassipes*, which caused the highest removal of N and P from the effluent by the wetland on day 90. Note that *E. crassipes* directly assimilates only the inorganic forms of N (nitrate, nitrite, and ammonia), some forms of organic N (urea, amino acids, and peptides), and orthophosphate (Xye et al., 2003). More-complex organic molecules are mineralized by the activity of microorganisms in the wetland (Brix, 1997; Kiwaishi, 2001), and subsequently *E. crassipes* assimilates inorganic N, some forms of organic N, and orthophosphate.

On the other hand, less N and P was removed from the effluent when the carrying capacity for *E. crassipes* was reached (after day 150), and the productivity of *E. crassipes* showed values close to or less than 0. When the carrying capacity is reached, there is an equilibrium between the production of biomass and the loss of biomass from death of the macrophyte (Wilson et al., 2005). At this stage, the N and P

stored in the macrophyte biomass return more rapidly to the water, because the dead macrophyte biomass is decomposed and the nutrients are mineralized by the action of microorganisms (Kiwaisi, 2001; Xie et al., 2004). Therefore, the reduction in the biomass of *E. crassipes* observed in the day 240-270 period ($-7.0 \text{ g DM.day}^{-1}.\text{m}^{-2}$) probably caused the increments of DKN, IN, TP, DP, and $\text{PO}_4\text{-P}$ to the effluent that passed through the wetland at day 270. These additions of N and P showed that the wetland was lowering the quality of the effluent from the pond of *M. rosenbergii*.

Comparison of the dissolved O_2 concentration and the pH of the effluent at the entrance and exit of the wetland indicate that the wetland tends to reduce the dissolved O_2 concentration and the pH of the effluent over time. This is probably related to the decomposition of detritus and dead biomass of *E. crassipes* that accumulate in the wetland, especially when *E. crassipes* reaches its carrying capacity. In fact, the process of decomposition of organic matter involves the consumption of dissolved O_2 and the production of CO_2 , which acidifies the water because of the formation of carbonic acid (Wetzel, 2001). Similarly to this experiment, Henry-Silva (2005), using a wetland constructed to treat effluent from tanks of *M. rosenbergii*, also observed a tendency for the reduction of the dissolved O_2 concentrations and the pH of the effluent after 90 days of functioning of the wetland.

5. Conclusions

We conclude that the removal of TKN, DKN, IN, TP, DP, and $\text{PO}_4\text{-P}$ from the effluent by the wetland is greater when the productivity of *E. crassipes* is higher. Because of this, we recommend that the biomass of *E. crassipes* be managed to maintain it at densities at which its highest productivity occurs. For the climate conditions at Jaboticabal and the physical and chemical characteristics of the effluent of

M. rosenbergii, the biomass of *E. crassipes* in the wetland should be maintained between the biomass at day 60 (800 g DM.m⁻² or 16.8 Kg WM.m⁻²) and the biomass at day 90 (1,358 g DM.m⁻² or 28.7 Kg WM.m⁻²), the period when the highest productivity (18.7 g DM.day⁻¹.m⁻²) of *E. crassipes* occurred.

Acknowledgements

I thank the FAPESP for financial support (Process: 03/09589-5 and 04/06962-0), Ph.D. Janet Reid for the translation the manuscript into English, Ph.D. Wagner Cotroni Valenti for logistical support, and Carlos Fernando Sanches for assistance in the field and laboratory work.

References

- Brix, H., 1997. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?. Water Sci. Technol., 35: 11-17.
- Esteves, F.A., 1998. Fundamentos de Limnologia. Interciência - FINEP, Rio de Janeiro, RJ, 602pp
- Golterman, H.L., R.S. Clyno and M.A.M. Ohnstad, 1978. Methods for physical and chemical analysis of freshwaters. Blackwell, Oxford, 315 pp
- Greenway, M., 1997. Nutrient content of wetland plants in constructed wetlands receiving municipal effluent in tropical Australia. Water Sci. Technol., 35: 135-142.
- Haberl, R., 1999. Constructed wetlands: A chance to solve wastewater problems in development countries. Water Sci. Technol., 40: 11-17.

- Henry-Silva, G.G., 2005. Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas, interações ecológicas e valor nutritivo da biomassa vegetal para a tilápia do Nilo. Ph.D. dissertation, São Paulo State University.
- Henry-Silva, G.G and A.F.C. Camargo, 2006. Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. *Sci. Agric.*, 63: 433-438.
- Koroleff, F., 1976. Determination of nutrients. In: Grasshoff, K. (Ed), *Methods of seawater analysis*, Verlag. Chemie Weinheim, New York, NY, pp. 117-181.
- Kivaisi, A.K., 2001. The potencial for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review. *Ecol. Eng.*, 16: 545-560.
- Larcher, W., 2000. *Ecofisiologia Vegetal*. Rima, São Carlos, SP, 531pp
- Lin, Y.F., S.R. Jing, D.Y. Lee, Y.F. Chang, Y.M. Chen and K.C. Shih, 2005. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. *Environ. Poll.*, 134: 411-421.
- Mackereth, F.I.F., J. Heron and J.F. Talling, 1978. *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Freshwater Biological Association, London, 121pp
- Ricklefs, E.R. and G.L. Miller, 1999. *Ecology*. W.H. Freeman and Company, New York, NY, 822pp
- Salisbury, F. and C. Ross, 1992. *Plant Physiology*. Wadsworth Publishing Company, Belmont, CA, 925pp
- Schulz, C., J. Gelbrecht and B. Rennert, 2003. Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow. *Aquaculture*, 217: 207-221.
- Shutes, R.B.E., 2001. Artificial wetlands and water quality improvement. *Environ. Int.*, 26: 441-447.

- StatSoft, Inc., 2005. STATISTICA (data analysis software system), version 7.1.
www.statsoft.com.
- Tilley, D.R., H. Badrinarayanan, R. Rosati and J. Son, 2002. Constructed wetland as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. *Aquacult. Eng.*, 26: 81-109.
- Volpe, C.A., C.A. Minchio; J.C. Barbosa and R.B. André, 1989. Análise da precipitação mensal em Jaboticabal (SP). *Ciê. Agron.*, 4: 3-5.
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Academic Press, San Diego, CA, PA, 850pp
- Wilson, J.R., N. Holst and M. Ress, 2005. Determinants and patterns of population growth in water hyacinth. *Aquat. Bot.*, 81: 51-67.
- Wolverton, B.C. and R.C. MacDonald, 1979. Water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) productivity and harvesting studies. *Econ. Bot.*, 33: 1-10.
- Xie, Y., M. Wen, D. Yu and Y. Li, 2003. Growth and resource allocation of water hyacinth as effect of gradually increasing nutrient concentrations. *Aquat. Bot.*, 79: 257-266.
- Xie, Y., D. Yu and B. Ren, 2004. Effects of nitrogen and phosphorus availability on the decomposition of aquatic plants. *Aquat. Bot.*, 80: 29-37.
- Zar, J. H., 1998. *Biostatistical Analysis*. Prentice Hall, New Jersey, NJ, 929pp

Capítulo V

Digestibilidade aparente, pela tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*), da farinha do aguapé (*Eichhornia crassipes*)

RESUMO: O objetivo deste estudo foi determinar os coeficientes de digestibilidade aparente da matéria seca (MS), proteína bruta (PB), extrato etéreo (EE), energia bruta (EB) e os coeficientes de disponibilidade aparente dos minerais (P, Ca, Mg, Mn, Cu e Zn) das farinhas da biomassa emersa (lâmina foliar e pecíolo), submersa (raiz e rizoma) e total do aguapé, pela tilápia-do-nilo. Para tanto, foram elaboradas quatro rações marcadas com 0,10% de óxido de cromo-III, sendo uma ração referência purificada e três contendo 30,0% de cada ingrediente. As tilápias-do-nilo ($125,5 \pm 10,5$ g) foram alimentadas até a saciedade e a coleta de fezes foi realizada pelo sistema Ghelph modificado. Os coeficientes de digestibilidade aparente da farinha da biomassa emersa (MS = 57,8; PB = 72,3; EE = 63,2 e EB = 62,0%) foram significativamente ($P < 0,05$) maiores do que os das farinhas da biomassa total (MS = 45,7; PB = 57,3; EE = 50,3 e EB = 42,3%) e submersa (MS = 38,3; PB = 50,8; EE = 43,5 e EB = 32,0%). Os coeficientes de disponibilidade aparente do P, Ca, Mg, Mn, Cu e Zn da farinha da biomassa emersa também foram os maiores. Concluiu-se que os coeficientes de digestibilidade e disponibilidade aparente da farinha da biomassa emersa são maiores, provavelmente, devido aos menores teores de fibra bruta desta farinha (27,0%), em relação aos teores das farinhas da biomassa total (35,0%) e emersa (45,0%). Os altos teores de fibra das farinhas do aguapé limitam a utilização destas farinhas em ração balanceada para a tilápia-do-nilo.

Palavras-chave: disponibilidade, energia, macrófita aquática, minerais, proteína

Introdução

O aguapé (*Eichhornia crassipes*) é uma espécie de macrófita aquática flutuante freqüentemente utilizada em *wetlands* construídas para o tratamento de efluentes de aquicultura (Henry-Silva, 2005). Nas *wetlands*, o aguapé absorve nutrientes da água e os incorpora a sua biomassa, reduzindo as concentrações de nutrientes do efluente (Tilley et al., 2002). Segundo Henry-Silva (2005), a produção de biomassa do aguapé em uma *wetland* construída pode chegar a 65,8 ton/ha/ano. No entanto, o aproveitamento da biomassa produzida nas *wetlands* é muito reduzido.

Há estudos que demonstraram que as macrófitas aquáticas *Azolla pinata* e *Lemna* sp podem substituir parcialmente ingredientes convencionais das dietas de tilápia-do-nylo, sem prejuízo ao crescimento dos peixes (Santiago et al., 1988; Essa, 1997). No entanto, as diferentes espécies de macrófitas podem apresentar composições químicas muito distintas (Henry-Silva & Camargo, 2002), o que torna necessário testar cada espécie que se pretende utilizar na composição de dietas para peixes. Neste sentido, são importantes as realizações de estudos de digestibilidade para conhecer os valores digestíveis dos nutrientes dos alimentos que se pretende utilizar nas dietas (Pezzato et al., 2004).

Os estudos de digestibilidade têm viabilizado a utilização de vários alimentos em dietas balanceadas para peixes (Pezzato et al., 2002). Entre estes, se destacam as pesquisas de Leonard et al. (1998), Furuya et al. (2001), Boscolo et al. (2002) e Henry-Silva et al. (2006). Esses estudos permitem, ainda, conhecer os alimentos que proporcionam baixos excedentes de nutrientes ao meio, especialmente nitrogênio e fósforo. Isso pode reduzir o impacto do cultivo na qualidade da água dos viveiros e dos corpos de água receptores dos efluentes de aquicultura (Valenti et al., 2000).

Neste contexto, o objetivo principal deste estudo foi determinar os coeficientes de digestibilidade aparente da matéria seca, proteína bruta, energia bruta, extrato etéreo e os coeficientes de disponibilidade aparente de alguns minerais das farinhas da biomassa emersa, submersa e total do aguapé, pela tilápia-do-nilo. Objetivou-se, também, determinar o impacto das excretas de tilápias-do-nilo alimentadas com as farinhas do aguapé nas concentrações de nitrogênio e fósforo da água.

Material e Métodos

O experimento foi realizado em 2006 na Universidade Estadual Paulista (UNESP), no Laboratório de Pesquisa em Nutrição de Organismos Aquáticos da Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia (FMVZ), Campus de Botucatu, Estado de São Paulo.

Foram determinados os coeficientes de digestibilidade aparente da matéria seca (MS), proteína bruta (PB), extrato etéreo (EE), energia bruta (EB) e os coeficientes de disponibilidade aparente dos minerais P, Ca, Mg, Mn, Cu e Zn do aguapé (*Eichhornia crassipes*). O mesmo foi desidratado nas seguintes formas: farinha da biomassa emersa (lâmina foliar e pecíolo), farinha da biomassa submersa (raiz e rizoma) e farinha da biomassa total (biomassa emersa + submersa). O aguapé foi coletado em uma *wetland* construída utilizada para o tratamento de efluentes de carcinicultura. As farinhas do aguapé foram obtidas segundo procedimento utilizado por Nakanishi (1999).

Foram confeccionadas quatro rações, sendo uma ração referência (purificada) (Tabela 1), com base em proteína da albumina e gelatina, segundo o Instituto de Nutrição Americano (INA, 1977). As três rações-teste foram confeccionadas de forma que as farinhas da biomassa emersa, submersa e total do aguapé substituíram 30,0% da ração referência. Os valores de composição química da ração referência e dos

ingredientes estudados são apresentados na Tabela 2. Os coeficientes de digestibilidade aparente e os coeficientes de disponibilidade aparente foram determinados pelo método indireto usando óxido de cromo-III (0,1%) nas rações como indicador inerte (Bremer Neto et al., 2005).

Tabela 1 – Composição percentual da ração referência. Valores expressos em 100% da matéria seca.

Table 1 – Percentual composition of the reference diet. Values expressed in the 100% of the dry matter.

Ingrediente <i>Ingredient</i>	%
Albumina <i>Albumin</i>	30,20
Gelatina <i>Gelatin</i>	5,00
Amido de milho <i>Corn starch</i>	45,88
Óleo de soja <i>Soybean oil</i>	3,00
Óleo de peixe <i>Fish oil</i>	2,50
α - celulose <i>α - cellulose</i>	6,00
Fosfato bicálcico <i>Dicalcium phosphate</i>	6,65
Premix mineral e vitamínico ¹ <i>Mineral and vitamin mix</i>	0,50
Vitamina C ² <i>Vitamin C</i>	0,05
Sal comum <i>Salt</i>	0,10
Antioxidante (BHT) ³ <i>Antioxidant (BHT)</i>	0,02
Óxido de cromo III <i>Chromic oxide III</i>	0,10
Total	100,00

¹ Premix mineral e vitamínico (*mineral and vitamin mix*) (Supremais): Composição por kg de produto (*composition per kg of the product*): vit. A = 1.200.000 UI; vit. D₃ = 200.000 UI; vit. E = 12.000 mg; vit. K₃ = 2.400 mg; vit. B₁ = 4.800 mg; vit. B₂ = 4.800 mg; vit. B₆ = 4.800 mg; vit. B₁₂ 4.800 mg; ácido fólico (*folic acid*) = 1.200 mg; pantotenato de cálcio (*calcium pantothenic*) = 12.000 mg; vit. C = 48.000 mg; biotina (*biotin*) = 48 mg; colina (*choline*) = 65.000 mg; ácido nicotínico (*nicotinic acid*) = 24.000 mg; ferro (*iron*) = 10.000 mg; cobre (*copper*) = 600 mg, manganês (*manganese*) = 4.000 mg; zinco (*zinc*) = 6.000 mg; iodo (*iodine*) = 20 mg; cobalto (*cobalt*) = 2 mg e selênio (*selenium*) = 20 mg.

² Vitamina C: sal cálcica 2-monofosfato de ácido ascórbico, 42 % de princípio ativo (*calcium salt 2 monophosphate of ascorbic acid, 42 % active principle*).

³ Butil-hidroxi-tolueno (*butyl-hydroxi-toluen*).

Tabela 2 – Composição química da ração referência e dos ingredientes utilizados nas rações experimentais. Valores expressos em 100% da matéria seca.

Table 2 – Chemical composition of the reference diet and ingredients used in the experimental diets.

Values expressed in 100% of the dry matter.

	RR ¹	FBA ²	FBT ³	FBS ⁴
Matéria seca (%) <i>Dry matter</i>	92,5	92,3	91,2	92,2
Proteína bruta (%) <i>Crude protein</i>	35,6	13,2	11,8	10,2
Extrato etéreo (%) <i>Crude fat</i>	5,8	5,5	4,8	4,2
Energia bruta (kcal/kg) <i>Gross energy</i>	4566	4333	4325	4094
Fibra bruta (%) <i>Crude fiber</i>	5,0	27,0	35,0	45,0
Matéria mineral (%) <i>Ash</i>	2,55	5,32	5,03	5,25
Fósforo (%) <i>Phosphorus</i>	1,2	0,28	0,25	0,20
Cálcio (%) <i>Calcium</i>	0,26	2,12	1,74	1,47
Magnésio (%) <i>Magnesium</i>	0,06	0,46	0,41	0,39
Manganês (mg/Kg) <i>Manganese</i>	52	676	880	1750
Cobre (mg/Kg) <i>Copper</i>	64	38	42	58
Zinco (mg/Kg) <i>Zinc</i>	182	50	62	90

¹RR = ração referência (*reference diet*)

²FBE = farinha da biomassa emersa (*emerged biomass meal*)

³FBT = farinha da biomassa total (*total biomass meal*)

⁴FBS = farinha da biomassa submersa (*submerged biomass meal*)

Na confecção das quatro rações, após pesagem e homogeneização dos ingredientes, foi acrescida água (vapor a 55,0°C) na proporção de 30,0% do peso total da ração. As misturas foram peletizadas em prensa especial para ração purificada e secas em estufa com ventilação forçada a 55,0°C por 24:00 horas. Após, os péletes foram desintegrados para a obtenção de grânulos homogêneos com diâmetro de 4,0 mm.

Para a alimentação dos peixes foram utilizados quatro aquários de formato circular com capacidade de 250 L. Para a coleta de fezes foram utilizados quatro

aquários de formato cônico com capacidade de 300 L. Esses aquários possuíam sistema de recirculação contínua de água, com filtro físico-biológico e temperatura controlada por meio de termostato. A temperatura e o oxigênio dissolvido da água dos aquários de digestibilidade e de alimentação foram mantidos por meio de aquecedores ($26,0 \pm 0,4^{\circ}\text{C}$) e pedra porosa acoplada a um aerador central ($6,5 \pm 0,3 \text{ mg.L}^{-1}$), respectivamente. O nível de amônia foi monitorado e mantido abaixo de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$, por meio de sifonagem e reposição de água. Estes valores se encontram na faixa recomendada por Popma & Green (1990) para as tilápias.

Foram alojados 60 juvenis de tilápia-do-nilo (peso médio de $125,5 \pm 10,5 \text{ g}$) distribuídos aleatoriamente em quatro tanques-rede (15 peixes/tanque) de formato circular, confeccionados em tela plástica (malha de 1,5 cm entre nós). Esses tanques-rede foram utilizados para abrigar os peixes e facilitar o manejo de alimentação e coleta de fezes, com o menor estresse possível aos peixes.

Empregou-se a metodologia descrita por Pezzato et al. (2004), segundo a qual os peixes são arraçoados fora do sistema coletor de fezes. Durante o dia, os peixes foram mantidos nos aquários de alimentação, onde receberam refeições à vontade das 08:30 às 17:30 horas, por meio de arraçamento manual. Após, foram transferidos para os aquários de coleta de fezes, onde permaneceram até a manhã do dia subsequente. Esses aquários, dotados de sistema de coleta de fezes por gravidade, possibilitaram a obtenção do material para análise. Após o período de alimentação e de coleta de fezes, efetuou-se limpeza nos aquários, preparando-os para nova coleta (repetição). Foram necessários cinco dias de coleta de fezes (repetição/dia) para a ração referência e para cada uma das rações contendo as farinhas da biomassa emersa, submersa e total do aguapé. Após a coleta, as fezes foram congeladas a $-20,0^{\circ}\text{C}$, armazenadas e, posteriormente, desidratadas em estufa com ventilação forçada a $55,0^{\circ}\text{C}$ por 48 horas.

As análises químico-bromatológicas (PB, MS, EE, EB) dos ingredientes, das rações e das fezes foram realizadas no Laboratório de Bromatologia da FMVZ e dos minerais (P, Ca, Mg, Mn, Cu e Zn) no Laboratório de Fertilizantes e Corretivos da Faculdade de Ciências Agronômicas, UNESP, Campus de Botucatu, segundo a AOAC (1995). As determinações das concentrações de óxido de crômio-III das fezes e das rações foram feitas no Laboratório de Bromatologia da FMVZ, segundo Bremer Neto et al. (2005). Os coeficientes de digestibilidade aparente da PB, MS, EE, EB e os coeficientes de disponibilidade aparente dos minerais da ração referência e das três rações contendo 30% dos ingredientes estudados (farinhas da biomassa emersa, submersa e total) foram calculados de acordo com a seguinte fórmula (Nose, 1966):

$$CDA(\%) = 100 - \left[100 - \left(\frac{\%Cr_2O_{3r}}{\%Cr_2O_{3f}} \right) \cdot \left(\frac{\%N_f}{\%N_r} \right) \right]$$

Em que:

CDA = coeficiente de digestibilidade (ou disponibilidade) aparente da variável analisada (%); $\%Cr_2O_{3r}$ = porcentagem de óxido de crômio na ração; $\%Cr_2O_{3f}$ = porcentagem de óxido de crômio nas fezes; $\%N_f$ = porcentagem da variável nas fezes; $\%N_r$ = porcentagem da variável na ração.

Os coeficientes de digestibilidade aparente da PB, MS, EE, EB e os coeficientes de disponibilidade aparente dos minerais exclusivamente dos ingredientes estudados foram calculados de acordo com a seguinte fórmula (Cho & Slinger, 1979):

$$CDA_N = \frac{CDA_{RT} - CDA_{RR} \cdot x}{y}$$

Em que:

CDA_N = coeficiente de digestibilidade (ou disponibilidade) aparente da variável analisada; CDA_{RT} = coeficiente de digestibilidade (ou disponibilidade) aparente da variável na ração teste; CDA_{RR} = coeficiente de digestibilidade (ou disponibilidade) aparente da variável na ração referência; x = proporção da ração referência; y = proporção da ração teste.

Amostras de água foram coletadas nos aquários de coleta de fezes e na sua fonte de abastecimento, para determinação do impacto das excretas das tilápias-do-nilo alimentadas com rações contendo as farinhas da biomassa emersa, submersa e total do aguapé nas concentrações de nitrogênio total e fósforo total da água. As amostras de água dos aquários foram obtidas após a permanência dos peixes por 15 horas (17:30 às 8:30 horas). As análises de nitrogênio total (Mackreth, 1978) e fósforo total (Golterman et al., 1978) foram realizadas no Laboratório de Ecologia Aquática do Instituto de Biociência da UNESP, Campus de Rio Claro.

A análise de variância de uma classificação (ANOVA-One way) foi utilizada para detectar diferenças significativas ($P < 0,05$) entre as médias dos coeficientes de digestibilidade aparente da PB, EE, MS, EB e dos coeficientes de disponibilidade aparente dos minerais dos ingredientes estudados e, também, entre as médias das concentrações de nitrogênio total e fósforo total da água dos aquários de coleta de fezes. Quando houve diferença significativa, foi utilizado o teste de Tukey. As análises foram realizadas no programa Statistica, versão 7.1 (StatSoft, 2005).

Resultados e Discussão

Na Tabela 3 são apresentados os coeficientes de digestibilidade aparente (CDA) da matéria seca (MS), proteína bruta (PB), extrato etéreo (EE) e da energia bruta (EB) da farinha da biomassa emersa (FBE), farinha da biomassa total (FBT) e farinha da biomassa submersa (FBS) do aguapé. Pode-se observar diferença significativa ($P < 0,05$) entre os CDA. Observa-se que os CDA da FBE foram os maiores, os CDA da FBT foram intermediários e os CDA da FBS foram os menores. Estes resultados podem ser explicados pelas menores concentrações de fibra bruta da FBE (27,0%), em relação às concentrações da FBT (35,0%) e da FBS (45,0%) (Tabela 2). De fato, a fibra bruta

diminui a digestibilidade dos nutrientes por reduzir o tempo de trânsito gastrointestinal (Lanna et al., 2004) e por prejudicar a absorção dos nutrientes das dietas. A fibra interage com a superfície da parede intestinal (Madar & Thorne, 1987) e atua como barreira física entre os nutrientes e as enzimas digestivas (Potty, 1996).

Tabela 3 – Coeficientes de digestibilidade e disponibilidade aparente (%), proteína digestível (%) e energia digestível (kcal/kg) da ração referência e dos ingredientes. Valores expressos em 100% da matéria seca

Table 3 – Apparent digestibility coefficients (%), apparent availability coefficients (%), digestible protein (%) and digestible energy (kcal/kg) of reference diet and ingredients. Values expressed in the 100% of the dry matter.

	RR ¹	FBE ²	FBT ³	FBS ⁴
Matéria seca <i>Dry matter</i>	88,3	57,8 ± 3,2 a	45,7 ± 2,8 b	38,3 ± 3,7 c
Proteína bruta <i>Crude protein</i>	88,7	72,3 ± 2,7 a	57,3 ± 3,8 b	50,8 ± 2,8 c
Proteína digestível <i>Digestible protein</i>	31,5	9,5 ± 0,35 a	6,7 ± 0,45 b	5,2 ± 0,28 c
Extrato etéreo <i>Crude fat</i>	87,2	63,2 ± 3,5 a	50,3 ± 2,7 b	43,5 ± 2,8 c
Energia bruta <i>Gross energy</i>	77,3	62,0 ± 3,8 a	42,3 ± 5,0 b	32,0 ± 3,5 c
Energia digestível <i>Digestible energy</i>	3530	2687 ± 165 a	1830 ± 216 b	1312 ± 138 c
Fósforo <i>Phosphorus</i>	55,7	27,7 ± 3,2 a	15,5 ± 1,3 b	17,8 ± 1,7 b
Cálcio <i>Calcium</i>	80,5	-15,8 ± 2,5 a	-25,3 ± 3,7 b	-38,8 ± 2,7 c
Magnésio <i>Magnesium</i>	82,7	76,8 ± 3,8 a	52,9 ± 5,2 b	52,0 ± 6,7 b
Manganês <i>Manganese</i>	78,1	32,8 ± 5,7 a	15,2 ± 2,3 b	10,5 ± 7,2 b
Cobre <i>Copper</i>	83,9	60,7 ± 8,2 a	33,4 ± 5,8 b	28,0 ± 13,2 b
Zinco <i>Zinc</i>	76,5	55,5 ± 8,7 a	25,7 ± 15,8 b	15,3 ± 13,0 b

¹RR = ração referência (*reference diet*)

²FBE = farinha da biomassa emersa (*emerged biomass meal*)

³FBT = farinha da biomassa total (*total biomass meal*)

⁴FBS = farinha da biomassa submersa (*submerged biomass meal*)

Médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa (P<0,05) pelo teste Tukey.

Means followed by different letter indicate significantly difference (P<0.05) by Tukey test.

Os CDA da MS da FBE (57,8%), da FBT (45,7%) e da FBS (38,3%) foram inferiores aos CDA da MS do milho (77,9%), farelo de trigo (86,5%) e do farelo de soja (65,5%), encontrados por Boscolo et al. (2002), com a tilápia-do-nilo. Por outro lado, o CDA da MS da FBE foi superior aos CDA da MS de alguns alimentos como o amido de milho (48,6%), sorgo (23,4%) e farelo de algodão (53,1%), encontrados por Pezzato et al. (2002), com a tilápia-do-nilo.

As proteínas digestíveis (PD) da FBE, FBT e da FBS foram, respectivamente, 9,5; 6,7 e 5,2%. Os CDA da PB da FBE, FBT e da FBS foram, respectivamente, 72,3; 57,3 e 50,8%. As PD das farinhas do aguapé são baixas quando comparados às PD de alimentos protéicos como o farelo de soja (41,7%), farelo de canola (32,8%), farelo de algodão (23,1%) e glúten 60 (57,7%), obtidas por Pezzato et al. (2002), para a tilápia-do-nilo. Com relação ao CDA da PB, os valores dos CDA das farinhas do aguapé também são menores do que os CDA do farelo de soja (91,5%), farelo de canola (87,0%), farelo de algodão (75,0%) e glúten 60 (95,9%), obtidos por Pezzato et al. (2002), para a tilápia-do-nilo.

Os CDA do EE da FBE (63,2%), FBT (50,2%) e da FBS (43,5%) do aguapé são inferiores aos CDA do EE do farelo de soja (92,1%) e do glúten de milho (94,0%), obtidos por Köprücü & Özdenir (2005), com a tilápia-do-nilo. Os CDA do EE das farinhas do aguapé também são inferiores aos do milho (69,0%), farelo de trigo (67,3%), farelo de soja (82,7%), farelo de algodão (99,3%) e farelo de canola (98,3%), obtidos por Pezzato et al. (2002), com a tilápia-do-nilo. Entretanto, o CDA do EE da FBE foi superior aos CDA do amido de milho (58,8%), farelo de arroz (57,5%) e do sorgo (38,6%).

As energias digestíveis (ED) da FBE, FBT e da FBS foram, respectivamente, 2687, 1830 e 1312 kcal/kg. Estes valores foram inferiores às ED de alimentos

energéticos como o milho (3150 kcal/kg), farelo de trigo (3109 kcal/kg), sorgo (2933 kcal/kg) e farelo de arroz (3679 kcal/kg), obtidas por Gonçalves et al. (2004), com a tilápia-do-nilo. Por outro lado, a ED da FBE foi maior do que as ED de ingredientes energéticos como o amido de milho (2515 kcal/kg), milho extrusado (2429 kcal/kg) e germe de milho (2153 kcal/kg), obtidas por Pezzato et al. (2002), com a tilápia-do-nilo.

Os coeficientes de disponibilidade aparente (CDA) do fósforo, cálcio, magnésio, manganês, cobre e zinco da FBE foram significativamente ($P<0,05$) maiores, em relação aos CDA da FBT e FBS. Entre a FBT e a FBS não houve diferença significativa entre os CDA do fósforo, magnésio, manganês, cobre e zinco. Da mesma forma que para os coeficientes de digestibilidade aparente da MS, PB, EB e EE, os maiores coeficientes de disponibilidade aparente dos minerais da FBE podem ser explicados pela menor concentração de fibra bruta da FBE (27,0%), em relação à FBT (35,0%) e à FBS (45,0%) (Figura 2).

Os CDA do fósforo da FBE, FBT e da FBS foram, respectivamente, 27,7; 15,5 e 17,8%. O CDA do fósforo da FBE foi semelhante aos CDA do farelo de soja (30,1%) e do glúten de milho (28,2%) obtidos por Köprücü & Özdenir (2005), com a tilápia-do-nilo. Os baixos valores dos CDA do fósforo dos vegetais se devem ao fitato, que se apresenta na forma de fósforo não disponível aos peixes. Entre 50,0 e 90,0% do fósforo total dos alimentos vegetais ocorrem na forma de fitato (Nolan & Dufafin, 1987) e está indisponível, devido à ausência da enzima fitase no intestino dos peixes (Hughes & Soares, 1998).

Os CDA do cálcio da FBE, FBT e da FBS apresentaram valores negativos. Isto pode estar relacionado à presença de cálcio na água dos aquários de digestibilidade, pois o cálcio presente na água é assimilado pela tilápia-do-nilo mesmo quando presente na ração (Steffens, 1987). Da mesma maneira que neste estudo, Gonçalves et al. (2005),

estudando diversos ingredientes para a tilápia-do-nilo, também obtiveram CDA do cálcio negativos para o milho, milho extrusado, sorgo, glúten de milho e farelos de arroz, trigo, soja, algodão e girassol.

Os CDA do magnésio, manganês, cobre e zinco da FBE (76,8; 32,8; 60,7 e 55,5%; respectivamente) foram maiores ou semelhantes do que os CDA do magnésio, manganês, cobre e zinco do milho extrusado (50,4; 34,0; 17,3 e 58,7%; respectivamente), farelo de arroz (62,9; 6,3; 15,8 e -106,5%; respectivamente), farelo de soja (75,6; 21,5; 1,5 e 48,0%; respectivamente) e glúten de milho (38,9; 23,2; 22,7 e -98,5%; respectivamente), obtidos por Gonçalves et al. (2005), com a tilápia-do-nilo. Por outro lado, os CDA do manganês e do zinco da FBT (15,2 e 25,7%, respectivamente) e da FBS (10,5 e 15,3%, respectivamente) só foram superiores aos CDA do manganês e do zinco do farelo de arroz e, ainda em comparação com o estudo de Gonçalves et al. (2005), os CDA do cobre da FBT (33,4%) e da FBS (28,0%) foram superiores aos CDA do milho extrusado (17,7%), farelo de arroz (15,8%), farelo de soja (1,5%) e glúten de milho (22,7%).

A análise comparativa dos resultados de ED, digestibilidades aparentes da MS, EE e disponibilidades aparentes dos minerais (P, Mg, Mn, Cu e Zn) da FBE com os resultados de alimentos convencionais, obtidos em outros estudos (Boscollo et al., 2002; Pezzato et al., 2002; Gonçalves et al., 2005; Köprücü & Özdenir, 2005), mostra que a FBE apresenta bons níveis de ED e nutrientes disponíveis para ser utilizada em rações para a tilápia-do-nilo. No entanto, destaca-se que a PD da FBE (9,5%) é baixa para a mesma ser utilizada como fonte de proteína. Destaca-se também que a concentração de fibra bruta da FBE (27,0%) é alta e limita a sua presença nas rações. Segundo Lanna et al. (2004), níveis de fibra bruta superiores a 5,0% na ração diminuem as digestibilidades aparentes da MS e da PB pela tilápia-do-nilo.

Na Tabela 4 são apresentadas as concentrações de nitrogênio total e fósforo total na água de abastecimento e dos aquários de coleta de fezes com tilápias-do-nilo alimentadas com as rações contendo FBE, FBT e FBS do aguapé. Observa-se que os valores de nitrogênio total e fósforo total foram significativamente ($P<0,05$) menores na água de abastecimento dos aquários de coleta de fezes, intermediários na água dos aquários onde se empregou a ração contendo FBE e, significativamente maiores, na água dos aquários onde foram utilizadas as rações contendo FBT e FBS. Estes resultados mostram que as excretas das tilápias alimentadas com ração contendo FBE contribuíram menos para os acréscimos de nitrogênio e fósforo na água. Isto, provavelmente, ocorreu porque a digestibilidade da proteína e a disponibilidade do fósforo da FBE do aguapé são maiores, em relação às da FBT e da FBS. De fato, os nutrientes da ração não assimilados pelos peixes são eliminados na água (Sugiura et al., 1998).

Tabela 4: Concentrações de nitrogênio total (N-Total) e fósforo total (P-Total) na água de abastecimento e dos aquários de coleta de fezes com tilápias-do-nilo alimentadas com as rações contendo as farinhas do aguapé.

Table 4. Total nitrogen (Total-N) and total phosphorus (Total-P) of fresh water supply and of the water of digestibility aquarium with Nile tilapia fed with diet contained water hyacinth meal.

	Abastecimento (fresh water supply)	FBE ¹ (EBM)	FBT ² (TBM)	FBS ³ (SBM)
N-Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	25 ± 8 a	150 ± 32 b	222 ± 27 c	257 ± 32 c
Total-N				
P-Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	10 ± 7 a	65 ± 18 b	108 ± 15 c	123 ± 27 c
Total-P				

¹FBE = farinha da biomassa emersa (*emerged biomass meal*)

²FBT = farinha da biomassa total (*total biomass meal*)

³FBS = farinha da biomassa submersa (*submerged biomass meal*)

Médias seguidas por letras distintas indicam diferença significativa ($P<0,05$) pelo teste Tukey.

Means followed by different letter indicate significantly difference ($P<0.05$) by Tukey test.

Conclusões

A farinha da biomassa emersa do aguapé apresenta melhores coeficientes de digestibilidade aparente da MS, PB, EE, PB e melhores coeficientes de disponibilidade aparente de minerais (P, Ca, Mg, Mn, Cu e Zn) do que as farinhas da biomassa total e submersa.

Os altos níveis de fibra bruta das farinhas da biomassa emersa (27,0%), total (35,0%) e submersa (45,0%) do aguapé limitam a utilização destas farinhas em ração balanceada para a tilápia-do-nilo.

As excretas de tilápias-do-nilo alimentadas com ração contendo farinha da biomassa emersa do aguapé proporcionam menores acréscimos de nitrogênio e fósforo na água, em relação às excretas das tilápias alimentadas com as rações contendo as farinhas da biomassa total e submersa.

Agradecimentos

O autor agradece ao Prof. Dr. Luiz Edivaldo Pezzato por ter disponibilizado gentilmente as instalações do Laboratório de Pesquisa em Nutrição de Organismos Aquáticos, aos pós-graduandos Igo Gomes Guimarães e Vivian Gomes dos Santos pelo auxílio durante a realização do experimento e à FAPESP pelo suporte financeiro (Processo: 04/06962-0).

Literatura Citada

ASSOCIATION OF OFFICIAL ANALYTICAL CHEMISTS – AOAC. **Official methods of analysis**. 16.ed. Arlington: AOAC International, 1995. 1025p.

- BRENER NETO, H.; GRANER, C.A.F.; PEZZATO, L.E. et al. Determinação de rotina do crômio em fezes, como marcador biológico, pelo método espectrofotométrico ajustado da 1,5-difenilcarbazida. **Ciência Rural**, v.35, p.691-697, 2005.
- BOSCOLO, W.R.; HAYASHI, C.; MEURER, F. Digestibilidade aparente da energia e nutrientes de alimentos convencionais e alternativos para a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*, L.). **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.31, n.2, p.539-545, 2002.
- CHO, C.Y.; SLINGER, S.I. Apparent digestibility measurement in feedstuff for rainbow trout. In: WORLD SYMPOSIUM ON FINFISH NUTRITION AND FISHFEED TECHNOLOGY, 1979, Hamburg. **Proceedings...** Heeneman: HALVER, J.; TIEWS, K., 1979, p.239-247.
- ESSA, M.A. Utilization of some aquatic plants in diets for Nile tilapia, *Oreochromis niloticus*, fingerlings. **Egypt Journal Aquatic Biology Fish**, v.1, n.2, p.19-34, 1997.
- FURUYA, W.M.; PEZZATO, L.E.; MIRANDA, E.C. et al. Digestibilidade aparente da energia e nutrientes do farelo de canola pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.30, n.3, p.611-616, 2001.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYNO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. **Methods for chemical analysis of fresh water**. Boston: Blackwell, 1978. 214p.
- GONÇALVES, G.S.; PEZZATO, L.E.; BARROS, M.M. et al. Digestibilidade aparente e suplementação por fitase em alimentos vegetais para tilápia do Nilo. **Acta Scientiarum**, v.26, n.3, p.313-321, 2004.
- GONÇALVEZ, G.S.; PEZZATO, L.E.; BARROS, M.M. et al. Efeitos da suplementação de fitase sobre a disponibilidade aparente de Mg, Ca, Zn, Cu, Mn e Fe em

- alimentos vegetais para a tilápia-do-Nilo. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.34, n.6, p.2155-2163, 2005.
- HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M. Valor nutritivo de macrófitas aquáticas flutuantes (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) utilizadas no tratamento de efluentes de aquicultura. **Acta Scientiarum**, v.24, n.2. p.519-526, 2002.
- HENRY-SILVA, G.G. **Tratamento de efluentes de carcinicultura por macrófitas aquáticas, interações ecológicas e valor nutritivo da biomassa vegetal para tilápia do Nilo**. Jaboticabal: Universidade Estadual Paulista, 2005. 132p. Tese (Doutorado em Aquicultura) - Universidade Estadual Paulista, 2005.
- HENRY-SILVA, G.G.; CAMARGO, A.F.M.; PEZZATO, L.E. Digestibilidade aparente de macrófitas aquáticas pela tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) e qualidade da água em relação às concentrações de nutrientes. **Revista Brasileira de Zootecnia**. v.35, n.3, p.641-647, 2006.
- HUGHES, K.P.; SOARES Jr., J.H. Efficacy of phytase on phosphorus utilization in practical diets fed to striped bass *Morone saxatilis*. **Aquaculture Nutrition**, v.4, p.133-140, 1998.
- INA. 1997. Report of the American Institute of Nutrition ad hoc committee on standards for nutritional studies. **Journal of Nutrition**, v.107, p.1340-1348.
- KÖPRÜCÜ, K.; ÖZDEMİR, Y. Apparent digestibility of selected feed ingredients for Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Aquaculture**. v.250, p.308-316, 2005.
- LANNA, E.A.T.; PEZZATO, L.E.; CECON, P.R. et al. Digestibilidade aparente e trânsito gastrintestinal em tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*), em função da fibra bruta da dieta. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.33, n.6, p.2186-2192, 2004.

- LEONARD, V.; BREYNE, C.; MICHA, J-C. Digestibility and transit time of *Azolla filiculoides* Lamarck in *Oreochromis aureus* (Steindachner). **Aquaculture Research**. v.29, p.159-165, 1998.
- MACKRETH, F.I.F.; HERON, J.; TALLING, J.F. **Water analysis: some revised methods for limnologist**. London: Freshwater Biological Association, 1978. 121p.
- MADAR, Z.; THORME, R. Dietary fiber. **Progress in Food and Nutrition Science**, v.11, p.153-174, 1987.
- NAKANISHI, L.I.T. **Valor nutritivo da folha de mandioca, *Manihot esculenta*, em dietas de crescimento para o pacu, *Piaractus mesopotamicus***. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina, 1999. 83p. Dissertação (Mestrado em Aquicultura) – Universidade Federal de Santa Catarina, 1999.
- NOLAN, K.B.; DUFAFIN. P.A. Effects of phytase on mineral bioavailability, *in vitro* studies on Mg^{2+} , Ca^{2+} , Fe^{2+} , Cu^{2+} and Zn^{2+} (also Cd^{2+}) solubility in the presence of phytase. **Journal Science Food Agriculture**, v.40, p.79-85, 1987.
- NOSE, T. Recent advances in the study of fish digestion in Japan. In: SIMPOSIUM ON FINFISH NUTRITION AND FISH FEED TECHNOLOGY, 1966, Belgrade. **Proceedings...** Belgrade: EIFAC/FAO, 1966, p.15 se II-7.
- PEZZATO, L.E.; MIRANDA, E.C.; BARROS, M.M. et al. Digestibilidade aparente de ingredientes pela tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.31, n.4, p.1595-1604, 2002.
- PEZZATO, L.E.; BARROS, M.M.; FRACALOSSO, D.M. et al. Nutrição de Peixes. In: CYRINO, J.E.P. et al. **Tópicos Especiais em Piscicultura de água Doce Tropical Intensiva**. São Paulo: Aquabil, 2004, v.1, p.75-170.

- POPMA, T.J.; GREN, B.W. **Aquaculture production manual: Sex reversal of tilapia in earthen ponds**. Auburn: Auburn University, International Center for Aquaculture, 1990. 15p (Series 35).
- POTTY, V.H. Physic-chemical aspects, physiological functions, nutritional importance and technological significance of dietary fibers - a critical appraisal. **Journal of Food Science and Technology**, v.33, p.1-18, 1996.
- SANTIAGO, C.B.; ALDABA, M.B.; REYES, O.S. et al. Response of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*) fry to diets containing *Azolla* meal. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON TILAPIA IN AQUACULTURE, 2., 1988, Philippines. **Proceedings...** Philippines: WAS, 1988. p.377-382.
- STATSOFT, INC. 2005. **STATISTICA (data analysis software system), version 7.1**. www.statsoft.com.
- STEFFENS, W. **Principios fundamentales de la alimentación de los peces**. Zaragoza: Acribia, 1987. 272p.
- SUGIURA, S.H.; DONG, F.M.; RATHBONE, C.K. et al. Apparent protein digestibility and mineral availabilities in various feed ingredients for salmonid feeds. **Aquaculture**, v.159, p.177-202, 1998.
- TILLEY, D.R.; BADRINARAYANAN, H.; ROSATI, R. et al. 2002. Constructed wetland as recirculation filters in large-scale shrimp aquaculture. **Aquacultural Engineering**, v.26, p.81-109, 2002.
- VALENTI, W.C. **Aqüicultura no Brasil; bases para um desenvolvimento sustentável**. Brasília: CNPq/Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000. 399p.

Perspectivas

O desempenho da *wetland* construída no tratamento do efluente de *Macrobrachium rosenbergii* mostrou que esta tecnologia é apropriada para as remoções de nutrientes e material particulado deste efluente. Além disto, os resultados desta pesquisa mostraram que a relação entre a área da *wetland* necessária para o tratamento do efluente e a área do viveiro é pequena e, portanto, não inviabiliza o uso desta tecnologia. Ficou claro também que o manejo da macrófita na *wetland*, visando à manutenção de altas produtividades de biomassa, é necessário para que a *wetland* seja eficiente na remoção de nutrientes do efluente.

Outra contribuição desta pesquisa é a possibilidade de elaboração de modelos matemáticos, a partir dos dados obtidos no experimento com a *wetland*. Os modelos teriam como finalidade a previsão da capacidade de remoção de nutrientes pela *wetland*, em função de variáveis como a carga de nutrientes do efluente e a produtividade de biomassa da macrófita na *wetland*. Estes modelos podem ser úteis para o planejamento e a manutenção de *wetlands* construídas e, portanto, podem contribuir para a utilização efetiva desta tecnologia na aquicultura.

Quanto ao aproveitamento da biomassa vegetal produzida na *wetland*, esta pesquisa mostrou que a biomassa emersa de *Eichhornia crassipes* apresenta bom valor nutritivo para a tilápia-do-nilo. Entretanto, os altos teores de fibra de *Eichhornia crassipes* permitem a utilização de pequenas quantidades em dietas balanceadas para tilápia-do-nilo. Recomenda-se o desenvolvimento de uma pesquisa que avalie parâmetros zootécnicos (ex. ganho de massa, conversão alimentar e sobrevivência) de tilápias-do-nilo, alimentadas com dietas contendo diferentes porcentagens deste alimento. A finalidade da pesquisa seria a determinação da quantidade da biomassa

emersa de *E. crassipes* que pode ser adicionada à dieta, sem causar prejuízo à produção de tilápia-do-nilo.