



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
INSTITUTO DE QUÍMICA E BIOTECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA E
BIOTECNOLOGIA



RUY ALBUQUERQUE TENÓRIO

**BIORREMEDIAÇÃO EM AMBIENTES LÍMNICOS EUTROFIZADOS
COM A UTILIZAÇÃO DE *Dendrocephalus brasiliensis* PESTA, 1921
(CRUSTACEA: ANOSTRACA: THAMNOCEPHALIDAE) E SEU
APROVEITAMENTO NA AQUICULTURA**

Maceió
2011



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
INSTITUTO DE QUÍMICA E BIOTECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA E
BIOTECNOLOGIA



RUY ALBUQUERQUE TENÓRIO

**BIORREMEDIAÇÃO EM AMBIENTES LÍMNICOS EUTROFIZADOS
COM A UTILIZAÇÃO DE *Dendrocephalus brasiliensis* PESTA, 1921
(CRUSTACEA: ANOSTRACA: THAMNOCEPHALIDAE) E SEU
APROVEITAMENTO NA AQUICULTURA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química e Biotecnologia da Universidade Federal de Alagoas, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Doutor em Ciências.

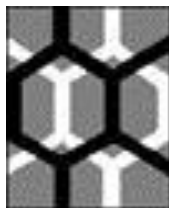
Orientador: Prof. Dr. Antônio Euzébio Goulart Sant'Ana

Maceió
2011

Catlogação na fonte
Universidade Federal de Alagoas
Biblioteca Central
Divisão de Tratamento Técnico
Bibliotecária Responsável: Helena Cristina Pimentel do Vale

- T312a Tenório, Ruy Albuquerque.
 Biorremediação em ambientes límnicos eutrofizados com a utilização de *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae) e seu aproveitamento na aquicultura / Ruy Albuquerque Tenório. – 2011.
 191 f. : il. tabs., grafs.
- Orientador: Antônio Euzébio Goulart Sant’Ana.
 Tese (doutorado em Química e Biotecnologia) – Universidade Federal de Alagoas. Instituto de Química e Biotecnologia. Maceió, 2011.
- Inclui bibliografia.
1. Branchoneta. 2. Cianofíceas. 3. Eutrofização. 4. Hidrolisado protéico. 5. Organismos filtradores. I. Título.

CDU: 543.061



UNIVERSIDADE FEDERAL DE ALAGOAS
INSTITUTO DE QUÍMICA E BIOTECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA E
BIOTECNOLOGIA



BR 104 Km14, Campus A. C. Simões
Cidade Universitária, Tabuleiro dos Martins
57072-970, Maceió-AL, Brasil
Fone: (82) 3214-1384, Fax: (82) 3214-1384
email: cpgqb@qui.ufal.br

Membros da Comissão Julgadora da Tese de Doutorado de **Ruy Albuquerque Tenório**, intitulada: **"Biorremediação em Ambientes Límnicos Eutrofizados com a Utilização *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae) e seu Aproveitamento na Aquicultura"**, apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Química e Biotecnologia da Universidade Federal de Alagoas em 19 de dezembro, às 8 horas, no Auditório do Núcleo de Pesquisa Multidisciplinar - Severinão/UFAL.

COMISSÃO JULGADORA


Prof. Dr. Antonio Euzébio Goulart Sant'Ana
Orientador - PPGQB/IQB/UFAL

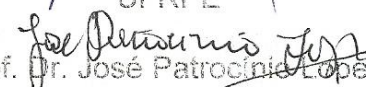

Prof. Dr. Josealdo Tonholo
PPGQB/IQB/UFAL


Prof.ª Dr.ª Ruziene Monteiro de Almeida
PPGQB/IQB/UFAL


Prof.ª Dr.ª Tereza Cristina dos Santos Calado
ICBS/UFAL


Prof. Dr. Ranilson de Souza Bezerra
UFPE


Prof.ª Dr.ª Ariadne do Nascimento Moura
UFRPE -


Prof. Dr. José Patrocínio Lopes
CHESF

AGRADECIMENTOS

Ao Senhor Jesus, o Cristo (Mt 16:16), que dispensou o Espírito Santo (Jo 1:33, Lc 24:49), o qual nos ensina todas as coisas (Jo 14:26), a Ele dou toda a glória (Jo 5:44, Ap 4:11). O Seu infinito amor sustenta-me com alegria, inclusive nas dificuldades. Louvo a ti Senhor.

Um agradecimento especial ao meu orientador, Prof. Dr. Antônio Euzébio Goulart Sant'Ana, exemplo de dedicação à ciência e ao trabalho, pela orientação, oportunidade, confiança, paciência e incentivo durante o doutorado;

Um agradecimento especial ao Prof. Dr. William Severi, a Prof^a. Dr^a. Ariadne do Nascimento Moura, ao Prof. Dr. Ranilson de Souza Bezerra e ao Pesquisador Dr. José Patrocínio Lopes por terem participado de forma significativa neste trabalho, pelo apoio, incentivos e pelos valiosos ensinamentos;

Um agradecimento especial a minha noiva Maria Amélia Lima dos Santos pelo companheirismo, incentivos, esclarecimentos, dedicação, prontidão em colaborar, pelos preciosos ensinamentos e principalmente pelo seu amor, lhe sou muito grato;

De forma especial agradeço também ao meu irmão Rolenberg Albuquerque Tenório pelas orações, companheirismo, que não deixou faltar nada, apoiando-me e incentivando-me em tudo, lhe sou muito grato. Também a minha cunhada Noeli e meus sobrinhos Tiago e Fernanda pelo seu amor;

Ao Prof. Dr. Josealdo Tonholo, a Prof^a. Dr^a. Rusiene Monteiro de Almeida, a Prof^a. Dr^a. Tereza Cristina dos Santos Calado, ao Prof. Dr. Ranilson de Souza Bezerra, a Prof^a. Dr^a. Ariadne do Nascimento Moura e ao Pesquisador Dr. José Patrocínio Lopes pela perícia e zelo na avaliação e julgamento deste trabalho proporcionando maior clareza e síntese. Agradeço também a Prof^a. Dr^a. Simone Margareti Plentz Meneghetti pelo cuidado e disposição em ajudar e contribuir;

Aos professores que muito contribuíram para a melhoria deste trabalho: Prof. Dr. Edson de Souza Bento, Prof. Dr. Luiz Carlos Caetano, Prof^a. Dr^a. Denise Maria Pinheiro, Prof^a. Dr^a. Ízis Figueiredo Martins, Prof^a. Dr^a. Tereza Cristina dos Santos Calado, Prof^a. Dr^a. Roseane Cristina Predes e a Prof^a. Dr^a. Kirley Michelly Marques da Silva;

A Prof^a. Dr^a. Eliane Maria de Souza Nogueira, ao Prof. Dr. Athiê Jorge Guerra Santos e ao Prof. Esp. Ricardo Marques Nogueira Filho pela disponibilidade de servir, colaborar, participar e apoiar sempre que solicitados;

A Universidade do Estado da Bahia, UNEB, na pessoa do Reitor Lourivaldo Valentim, ao Departamento de Educação *Campus* VIII, na pessoa do Prof. Dorival Pereira Oliveira, ao Colegiado de Engenharia de Pesca em Paulo Afonso, na pessoa da Prof^a. MSc. Suzana Menezes Luz de Souza e ao Centro de Desenvolvimento e Difusão de Tecnologia em Aquicultura – CDTA, na pessoa da Prof^a. Dr^a. Adriana Maria Cunha da Silva pela liberação para cursar o doutorado;

Ao Instituto de Química e Biotecnologia da Universidade Federal de Alagoas pelo Programa de Pós-graduação em Química e Biotecnologia, em nome do Prof. Dr. Edson de Souza Bento e da Prof^a. Dr^a. Adriana Santos Ribeiro;

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior do Ministério da Educação pelo cuidado com a excelência dos Cursos de pós-graduação *stricto sensu* e pelo acesso aos Periódicos da Capes. A Rede Nordeste de Biotecnologia pelas disciplinas cursadas;

À Companhia Hidro Elétrica do São Francisco - CHESF pela Estação de Piscicultura de Paulo Afonso que forneceu a espécie trabalhada e por disponibilizar suas instalações para a execução dos experimentos de campo;

Ao Laboratório de Produtos Naturais do Instituto de Química e Biotecnologia da Universidade Federal de Alagoas pela execução dos trabalhos laboratoriais. Agradeço o apoio dos Pesquisadores Dr. Alessandro Riffel, Dr^a. Luciana da Silva Viana, Dr^a. Élica Amara Cecília Guedes, Dr. João Gomes da Costa, Dr^a. Ana Lucila dos Santos Costa e da doutoranda Cenira Monteiro de Carvalho;

Ao Laboratório de Enzimologia (LABENZ) Departamento de Bioquímica da Universidade Federal de Pernambuco pelos experimentos químicos e bioquímicos. Agradeço o apoio da Dr^a. Karina Ribeiro e dos pesquisadores doutorandos Juliett de Fátima Xavier da Silva, Augusto César Vasconcelos de Freitas Júnior, Caio Rodrigo Dias de Assis, Werlayne Mendes de Santana, Janilson Felix da Silva e Douglas Henrique de Holanda Andrade;

Ao Laboratório de Limnologia (LALIMNO) do Departamento de Engenharia de Pesca e Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco onde foram analisadas as amostras experimentais das águas. Agradeço ao apoio da Eng. Química MSc. Teresa Cristina Paiva, do mestrando Antony Evangelista de Lima, e dos pesquisadores mestres: Aureliano de Vilela Calado Neto, Bruno Dourado Fernandes da Costa e Sérgio Catunda Marcelino;

Ao Laboratório de Taxonomia de Microalgas de Ambientes Continentais, Departamento de Biologia, área de Botânica, da Universidade Federal Rural de Pernambuco onde foram analisadas as amostras experimentais de fitoplâncton e conteúdos intestinais das branchonetas. Agradeço o apoio do prof. Dr. Ênio Wocyli Dantas e dos doutorandos Micheline Kézia Cordeiro de Araújo, Eduardo Vetromila Fuentes e Emanuel Cardoso do Nascimento;

Aos Professores Doutores Antônio Euzébio Goulart de Sant'Ana, Marília Oliveira Fonseca Goulart, Lúcia Maria Cunha Rebouças, Josealdo Tonholo, Nivaldo Alves Soares, Ruth Rufino do Nascimento, José Luiz de Lima Filho, Aurea Wischral, Manoel Adrião, Maria Goretti de Vasconcelos Silva e Diana Magalhães de Oliveira pelos ensinamentos e excelentes cursos ministrados;

Aos colegas de trabalho, professores Dr. Juracy Marques, Msc. Lucemário Xavier Batista, Msc. Pedro Noberto de Oliveira, Dr^a. Tâmara de Almeida e Silva, MSc. Fátima Lúcia de Brito dos Santos, Dr. Edilson Alves dos Santos, Dr. Paulo Guilherme Vasconcelos de Oliveira e a Dr^a. Silvia Helena Lima Schwamborn, pelos incentivos e colaborações;

A Olávia Rejane Montenegro do Nascimento, secretária do Programa de Pós-Graduação em Química e Biotecnologia e as suas estagiárias, pela atenção e o cuidado com a informação e documentação;

A Stella Maris do Canto Pivetta, bibliotecária do Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos (CECLIMAR) da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, e a Dr^a. Enaide Marinho de Melo-Magalhães, pesquisadora do LABMAR (Laboratórios Integrados de Ciências do Mar e Naturais) da Universidade Federal de Alagoas, pelas importantes literaturas fornecidas para a discussão do trabalho;

Ao meu filho Yuri Cavalcanti Albuquerque Tenório, que passou muitas noites, finais de semanas e feriados fazendo-me companhia e ajudando-me em pesquisas e na formatação da tese, principalmente pelo seu amor e pela comunhão que mantivemos durante momentos difíceis no andamento do trabalho;

Aos meus queridos pais, Heitor Soares Ramos e Santina Alves Albuquerque Ramos, a minha avó Edith Campos Tenório e os meus tios Hilton Raimundo Galvão de Oliveira, Maria de Fátima Albuquerque de Oliveira e Ruth Campos Tenório, pela compreensão e aos pais de minha noiva Erivaldo Soares dos Santos e Maria Lúcia Lima dos Santos pelo apoio e confiança;

Ao meu irmão Rutenberg Albuquerque Tenório e a minha cunhada Ivanildes pelo apoio e a José Maia, meu sobrinho caçula;

Aos meus irmãos que me apoiaram com o seu servir e suas orações: Nilson Araújo, Roberto Corrêa, Ricardo Mattos, Silvinha Mattos, Maria da Penha, Áquila, Elisângela, Vagna, Vilani, Fernandinho, Geane, Roebson, Nanan, Amélia, Camila, Edilma, Erivaldo Júnior;

A todos que participaram da montagem e acompanhamento dos experimentos de campo e de laboratório na CHESF, o pesquisador Dr. José Patrocínio Lopes, o Eng. de Pesca M.Sc. Miguel Arcanjo dos Santos Neto e aos colaboradores Antônio Carlos Alves dos Santos, Carlos Eugênio da Silva, George Luiz Araújo e Kleber Maurício;

Aos Alunos do Curso de Engenharia de Pesca do Departamento de Educação do *Campus* VIII da UNEB pelo incentivo, e aos servidores da UNEB, UFAL, UFPE, UFRPE e da CHESF, pela atenção e por manterem os ambientes de estudo em perfeitas condições de trabalho.

“Não me escolhestes vós a mim, mas eu vos escolhi a vós, e vos nomeei, para que vades e deis fruto, e o vosso fruto permaneça; a fim de que tudo quanto em meu nome pedirdes ao Pai ele vo-lo conceda. Isto vos mando: Que vos ameis uns aos outros.”

Senhor Jesus Cristo
(João 15:16-17)

“Graças de dou, ó Pai, Senhor do céu e da terra, que ocultaste estas coisas aos sábios e instruídos e as revelaste aos pequeninos. Sim ó Pai, porque assim foi do teu agrado.”

Senhor Jesus Cristo
(Lucas 10:21)

RESUMO GERAL

Biorremediação em ambientes límnicos eutrofizados com a utilização de *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae) e seu aproveitamento na aquicultura. O florescimento de microalgas planctônicas pode ocasionar perda da produção aquícola ou inviabilizar áreas para o cultivo, por causa da depleção de oxigênio dissolvido na água, sendo favorecido pelo aporte de substâncias químicas ricas em fósforo e nitrogênio, configurando assim a eutrofização aquática cultural. O objetivo deste trabalho foi verificar a potencialidade de *Dendrocephalus brasiliensis* (branchoneta) no controle top-down do fitoplâncton e como fonte proteica na aquicultura. No experimento, que constou de seis tratamentos (0, 20, 40, 60, 80 e 100 bc.L⁻¹) com quatro repetições, foi utilizada água eutrofizada da estação de piscicultura da CHESF, em aquários, sendo analisadas as interferências da branchoneta (bc) na composição algal e na qualidade da água durante um ciclo infradiano. Para constatar a biofiltração da branchoneta foram realizadas análises quali-quantitativas do fitoplâncton encontrado no seu conteúdo intestinal e nas amostras de água, e para identificação de sua preferência alimentar usou-se o Manly's α . O estado trófico (ET) da água foi analisado utilizando os índices de Nygaard, Carlson modificado por Lamparelli, Håkanson e Boulion. Foram também realizados ensaios enzimáticos com o extrato da branchoneta, e para as atividades proteolíticas fez-se uso de substratos inespecíficos e específicos. A produção do hidrolisado proteico de branchoneta (HPB) aconteceu por autólise enzimática em diferentes concentrações, sendo calculado o percentual de proteína hidrolisada na reação. Na eletroforese e no zimograma foram usados géis de concentração e de separação a 4% e 12,5%, respectivamente. Segundo os resultados foram identificadas 92 espécies de fitoplâncton. As cianobactérias *Anabaena* sp. e *Geitlerinema amphibium* encontram-se entre as espécies preferidas na alimentação da branchoneta. Verificou-se que com 6 h houve eficiência de filtração nas densidades de 80 e 100 bc.L⁻¹. Também foi constatada a mudança do ET de eutrófico para oligotrófico utilizando o índice de Nygaard. As análises de clorofila *a* comprovaram mudanças do ET da água para um nível inferior, utilizando Håkanson e Lamparelli. Porém, não houve alteração do ET para os índices que utilizam o fósforo, apesar de diferirem estatisticamente. No tratamento com 100 bc.L⁻¹ ocorreram os menores valores de clorofila *a* (15,07 ± 3,35 µg.L⁻¹) e os maiores valores de amônia (3.463,27 ± 277,42 µg.L⁻¹), fósforo total (1.867,84 ± 207,19 µg.L⁻¹) e nitrito (7,57 ± 2,43 µg.L⁻¹). Mesmo com o aumento dos níveis de nitrogênio e fósforo na água houve uma diminuição nos níveis de clorofila *a*, provavelmente pela filtro-alimentação da branchoneta sobre a população fitoplanctônica. Quanto ao HPB, este apresentou 79,67% de proteína bruta, sendo uma boa fonte de aminoácidos essenciais com valores superiores aos das farinhas de menhaden e de soja, e com escore químico de aminoácidos que atende as exigências de camarões carnívoros na fase juvenil. Conclui-se que a biomanipulação de *D. brasiliensis* no controle *top-down* do fitoplâncton aconteceu de forma eficiente, caracterizando uma biorremediação no ambiente eutrofizado com mudança de ET. O HPB apresenta potencial para ser inserido em rações como componente proteico, e ainda como intensificador de sabor por apresentar aminoácidos atrativos com sabor umami.

Palavras-chave: Branchoneta, Cyanobacteria, eutrofização, hidrolisado proteico, organismos filtradores.

GENERAL ABSTRACT

Bioremediation in limnic environments eutrophicated by using *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae) and its use in aquaculture. Planktonic microalgae's bloom can cause losses in aquaculture outputs or even damages in areas of cultivation because of the depletion of oxygen dissolved in water, being favored by the addition of chemical substances that are rich in phosphorus and nitrogen configuring the aquatic cultural eutrophication. This paper aimed to verify the potentiality of the *Dendrocephalus brasiliensis* (branchoneta) in the phytoplankton's top-down control and such a protein source in aquaculture. In the experiment, that consisted of six treatments (0, 20, 40, 60, 80 e 100 bc.L⁻¹) with four repetitions, eutrophicated water from the CHESF fish station was used, in aquariums, analyzing the interferences of the branchoneta (bc) in the algae's composition and in the water's quality throughout one infradian cycle. To perceive the brachoneta's biofiltration qualitative and quantitative analyses of phytoplankton found in its intestinal content and in water samples were made, and to identify its food preference, Manly's α was used. The trophic state (ET) of water was analyzed using the Nygaard, Carlson indices modified by Lamparelli, Håkanson and Boulion. Enzymatic experiments were carried out with the branchoneta's extract and for the proteolytic activities unspecified and specific substrates were used. The output of hydrolyzed protein from branchoneta (HPB) occurred by enzymatic autolysis in different concentrations, calculating the percentage of hydrolysate protein in the reaction. In the electrophoresis and zymogram gels with concentration and separation in 4% and 12,5% respectively were used. According to the results 92 species of phytoplankton were identified. The cyanobacteria *Anabaena* sp. and *Geitlerinema amphibium* are among the preferred species in the branchoneta's feed. It was identified that with 6 h there was efficiency of filtration in the densities of 80 and 100 bc.L⁻¹. Also the change from eutrophic's ET to oligotrophic by the Nygaard's index was observed. The analysis of chlorophyll type *a* testified changes in water's ET to an inferior level, using Håkanson and Lamparelli. Notwithstanding, alteration of ET for the indices that use phosphorus did not occur, despite the fact that they differ statistically. In the treatment with 100 bc.L⁻¹ the small values of chlorophyll *a* ($15,07 \pm 3,35 \mu\text{g.L}^{-1}$) and the bigger values of ammonia ($3.463,27 \pm 277,42 \mu\text{g.L}^{-1}$), phosphorus amount ($1.867,84 \pm 207,19 \mu\text{g.L}^{-1}$) and nitrite ($7,57 \pm 2,43 \mu\text{g.L}^{-1}$) occurred. Even increasing the levels of nitrogen and phosphorus in the water there was a diminution in the levels of chlorophyll *a*, probably because of the branchoneta's filter feeding over the population of phytoplankton. About the HPB, 79,67% of crude protein that constitutes a good source of essentials amino acids with values that are bigger than the values of flours of menhaden and soya, and with chemical score of amino acids that fulfill the necessity of youth carnivore shrimps. The conclusion is that the biomanipulation of *D. brasiliensis* on the *top-down* control of phytoplankton occurred in an efficient way, characterizing the bioremediation on eutrophicated ambient with changes of ET. The HPB shows a potential to be inserted in rations like a protein component, and even like a flavor booster because it shows attractive amino acids with umami flavor.

Keywords: Branchoneta, Cyanobacteria, eutrophication, filter-feeding organisms, hydrolysate proteic

LISTA DE DESENHOS

- Desenho 1 -** Biofiltração. Desenho esquemático representando a filtração de nitrogênio e fósforo por microalgas do plâncton, a filtração das microalgas do plâncton por *Dendrocephalus brasiliensis* e posteriormente as microalgas em menor quantidade alimentando-se do nitrogênio liberado pela branchoneta..... 21
- Desenho 2 -** Produção de resíduos gerado pelo peixe após consumo de 1.000 g de ração e de 250 g de oxigênio dissolvido, modificado de Colt (1991)..... 22
- Desenho 3 -** Disposição em forma de cascata dos reservatórios hidrelétricos do rio São Francisco e indicação dos reservatórios com projetos implantados de tilapicultura intensiva..... 47

LISTA DE FOTOGRAFIAS

- Fotografia 1** - Estação de Piscicultura de Paulo Afonso da Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF), vista por imagem de satélite..... 27
- Fotografia 2** - Viveiro eutrofizado da estação de piscicultura da CHESF onde foram coletadas as microalgas fitoplanctônicas..... 29
- Fotografia 3** - *Dendrocephalus brasiliensis* (a) branchonetas adultas preparadas para a produção e liberação de cistos (b) Cistos, vistos com auxílio de lupa, mostrando a forma oitavada com sulcos de superfície lisa..... 30
- Fotografia 4** - (a) *Oreochromis niloticus* com dificuldades respiratórias devido à baixa qualidade da água em reservatórios hidrelétricos do Rio São Francisco; (b) Mortandade de *O. niloticus*, ocorrida numa série de eventos que tiveram início em 1994, em projetos de piscicultura nos reservatórios do Rio São Francisco, pertencentes a Companhia Hidro Elétrica de Paulo Afonso (CHESF)..... 49
- Fotografia 5** - Aquários utilizados nos experimentos após o ciclo infradiano; (a) Tratamento controle, (b) Tratamento com *D. brasiliensis*..... 117
- Fotografia 6** - A - Zimograma em gel de poliacrilamida – SDS-PAGE, No poço Z: extrato de *Dendrocephalus brasiliensis* B - Eletroforese em gel de poliacrilamida – SDS-PAGE dos hidrolisados proteicos de *D. brasiliensis*. No poço 1: padrão de peso molecular, nos poços 2-9: hidrolisados de *D. brasiliensis*. Nos tempos de 30-240 minutos, respectivamente..... 176

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 -	Fontes bibliográficas para o estudo de <i>Dendrocephalideos</i>	87
Tabela 02 -	Índices de Nygaard para cálculo do estado trófico da água de acordo com a composição fitoplânctônica.....	100
Tabela 03 -	Fórmulas dos índices de estados tróficos (IETs) para Clorofila a , fósforo total, fosfato total, transparência (disco de Secchi) e índices médios segundo Carlson (1977) modificado por Toledo Jr et al. (1983), Håkanson e Boulion (2001) e Lamparelli (2004).....	145
Tabela 04 -	Critérios para a classificação de acordo com os índices médios de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo (1990) e Lamparelli (2004). O IET para clorofila a de Håkanson e Boulion (2001).....	146
Tabela 05 -	Relações entre os valores de clorofila a para diferentes estados tróficos sugeridos por Håkanson e Boulion (2001) e Lamparelli (2004).....	146
Tabela 06 -	Valores medianos das variáveis limnológicas, significância entre tratamentos (p) e resultados <i>post hoc</i> do teste <i>Kruskal-Wallis</i>	147
Tabela 07 -	Atividades proteolíticas das enzimas endógenas presentes no extrato de <i>Dendrocephalus brasiliensis</i>	174
Tabela 08 -	Comparação dos aminoácidos totais do hidrolisado proteico de <i>Dendrocephalus brasiliensis</i> (HPB) com outros ingredientes usados em alimentos para organismos aquáticos.....	178
Tabela 09 -	Comparação dos aminoácidos totais do hidrolisado proteico de <i>D. brasiliensis</i> (HPB) e outros ingredientes usados em alimentos para organismos aquáticos.....	181
Tabela 10 -	Comparação da composição dos ácidos graxos de <i>D. brasiliensis</i> e seu hidrolisado proteico (HPB).....	183
Tabela 11 -	Comparação da composição centesimal e valor calórico de <i>Dendrocephalus brasiliensis</i> e de seu hidrolisado, com farinha de peixe, <i>Artemia</i> e <i>Daphnia</i>	184

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 01 -	Composição centesimal do fitoplâncton das amostras de água e do conteúdo intestinal de <i>Dendrocephalus brasiliensis</i> durante o ciclo infradiano: (1) amostra inicial; (a) amostra final do tratamento controle; b a f = amostra final dos tratamentos com 20, 40, 60, 80 e 100 bc.L ⁻¹ , respectivamente.....	103
Gráfico 02 -	Densidade total média do fitoplâncton nos diferentes tratamentos e tempos. Letras diferentes indicam haver diferença significativa (p<0,05).....	104
Gráfico 03 -	Comportamento dos grupos de fitoplâncton da água em função da densidade de <i>D. brasiliensis</i> durante o ciclo infradiano.....	105
Gráfico 04 -	Quantidades de fitoplâncton (25.000 a 314.286 ind.L ⁻¹) registradas nos 140 conteúdos intestinais de <i>D. brasiliensis</i> , em intervalos de 25.000 ind.L ⁻¹	108
Gráfico 05 -	Quantidade média de fitoplâncton encontrada nos conteúdos intestinais de branchonetas nos diferentes tratamentos e horários. Letras diferentes indicam haver diferença significativa (p<0,05).....	109
Gráfico 06 -	Valores médios de fitoplâncton das amostras de água (esquerda) e do conteúdo intestinal de <i>D. brasiliensis</i> (direita) para a densidade de 20 bc.L ⁻¹ (a), 40 bc.L ⁻¹ (b), 60 bc.L ⁻¹ (c), 80 bc.L ⁻¹ (d) durante o ciclo infradiano. Obs.: Total_a (somatório médio de todos os grupos para as amostras de água, linha pontilhada) e Total_i para as amostras do conteúdo intestinal, linha cheia.....	111
Gráfico 07 -	Valores médios de fitoplâncton das amostras de água (esquerda) e do conteúdo intestinal de <i>D. brasiliensis</i> (direita) para o tratamento com 100 bc.L ⁻¹ , durante o ciclo infradiano.....	112
Gráfico 08 -	Proporção entre Chlorococcales e Desmidiaceae da composição fitoplanctônica ao final do ciclo infradiano.....	117
Gráfico 09 -	Variáveis, Temperatura (°C), salinidade (‰), oxigênio dissolvido - OD (mg.L ⁻¹) e saturação de oxigênio dissolvido - OD (%), das amostras de água em função do tempo (h) de acordo com as densidades de branchonetas por litro (20, 40, 60, 80 e 100 bc.L ⁻¹)..	150
Gráfico 10 -	Variáveis, pH, amônia (µg.L ⁻¹), nitrato (µg.L ⁻¹) nitrito (µg.L ⁻¹), das amostras de água em função do tempo (h) de acordo com as densidades de branchonetas por litro (20, 40, 60, 80 e 100 bc.L ⁻¹)..	151
Gráfico 11 -	Variáveis, condutividade elétrica - CE (µS/cm ²), fósforo total, fosfato total e ortofosfato, valores expressos em µg.L ⁻¹ , das amostras de água em função do tempo (h) de acordo com as densidades de branchonetas por litro (20, 40, 60, 80 e 100 bc.L ⁻¹)..	152

Gráfico 12 -	Variáveis, clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$), feofitina ($\mu\text{g.L}^{-1}$), sólidos totais dissolvidos – STD (mg.L^{-1}) e turbidez (NTU), das amostras de água em função do tempo (h) de acordo com as densidades de branchonetas por litro (20, 40, 60, 80 e 100 bc.L^{-1}).....	153
Gráfico 13 -	Índices de estado trófico (IET) de Håkanson e Boulion (2001) e Lamparelli (2004). Com base na clorofila a , segundo Håkanson e Boulion [IET (CLa) _H] e segundo Lamparelli [IET(CLa) _L], e no fósforo total IET(PT) e composto segundo Lamparelli.....	157
Gráfico 14 -	Fluxograma das etapas de produção do hidrolisado proteico de <i>Dendrocephalus brasiliensis</i>	173
Gráfico 15 -	Grau de hidrólise do hidrolisado proteico de <i>D. brasiliensis</i>	177

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 -	Grupos e espécies do fitoplâncton das amostras experimentais durante o ciclo infradiano.....	106
Quadro 2 -	Quantidades médias das espécies de microalgas encontradas nos conteúdos intestinais das branchonetas.....	113
Quadro 3 -	Espécies identificadas no conteúdo intestinal de <i>D. brasiliensis</i> e utilizadas no Manly's α do <i>Programs for Ecological Methodology</i> e seus respectivos índices para a identificação da preferência alimentar.....	114
Quadro 4 -	Índices de Nygaard das amostras de águas iniciais e finais do ciclo infradiano para as densidades de 60, 80, 100 <i>D. brasiliensis</i> .L ⁻¹ e do tratamento controle.....	118

LISTA DE PRANCHAS

Prancha 1 -	Fotos 1-6 Diversas formas de abastecimento de água nas calhas; Fotos 1-2 com abastecimento utilizando bombas e caminhão pipa; Fotos 3-4 com abastecimento manual e água transportada em recipientes térmicos (caixa de peixamento); Fotos 5-6 com abastecimento manual, experimento realizado às margens do viveiro, utilizando calhas e sem o uso de aeradores; Fotos 7-8 povoamento e contagem de branchonetas; Foto 9 bombas do sistema de aeração das calhas; Foto 10-12 Medição de variáveis físicas e químicas com um analisador multiparâmetro em calhas e aquários.....	32
Prancha 2 -	Estruturas utilizadas nos experimentos: Fotos 1-2 calhas com 50 L; Foto 3 tanques de alvenaria com 1.000 L; Foto 4 garrafas pet de 1 L e aquários de 1 L; Foto 5-6 aquários de 3 L (24 h com iluminação); Foto 7 aquários de 3 L sem iluminação.....	33
Prancha 3 -	Fotos 1-3: Mudança de coloração da água nas calhas; Fotos 4-7: Mudança de coloração da água nos aquários. Aquários utilizados nos experimentos em ambiente fechado, ao final do tratamento, após a filtragem algal pelas branchonetas (destaque para os aquários apontados com setas vermelhas).....	34
Prancha 4 -	Ciclo de vida e dimorfismo sexual de <i>Dendrocephalus brasiliensis</i> : (a) Branchoneta macho adulto; (b) Cabeça do macho; (b-1) Ramificação do aparelho bucal do macho; (c) Parte posterior do macho (c-2) Genitália do macho (c-3) Pleopodos (d) Fêmea aduta; (e) Cabeça da fêmea; (f) Parte posterior da fêmea; (f-4) Ovissaco com cistos; (g) Cistos; (h) Náuplio; (i) Metanáuplio; (j) Juvenil branchoneta; (k) Cisto visto a olho nú; (l) Biomassa de branchoneta.....	82

LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

AA	Ácido araquidônico
AG	Ácido graxo
AGE	Ácidos graxos essenciais
bc.L ⁻¹	Branchonetas por litro
CE	Condutividade elétrica
cel.L ⁻¹	Celula por litro
CLa	Clorofila a
DBO	Demanda bioquímica de oxigênio
DHA	Ácido graxo docosaheptaenóico
DS	Disco de Secch
EPA	Eicosapentaenoico
HPLC	<i>High performance liquid chromatography</i> (cromatografia líquida de alta eficiência)
I	Índice
I _{CB}	Índice Bacillariophyta
I _{CE}	Índice Euglenophyta
I _{CL}	Índice Chlorophyta
I _{Cp}	Índice composto
I _{Cy}	Índice Cyanobacteria
IET	Índice de estado trófico
IET _c	Índice de estado trófico causa
IET _e	Índice de estado trófico efeito
ind.L ⁻¹	Indivíduos por litro
Ln	Logaritmo natural
Log	Logaritmo
mg.L ⁻¹	Miligrama por litro
mg.m ²	Miligrama por metro quadrado
MID	Matéria inorgânica dissolvida
min.	Minuto
MOD	Matéria orgânica dissolvida
MSD	<i>Mass selective detector</i> (detecção utilizando espectrômetro de massas)
n-3	Ômega-3
n-6	Ômega-6
n-9	Ômega-9
N	Nitrogênio
NaOH	Hidróxido de sódio
NH ₄ ⁺	Íon amônia
NO ₂ ⁻	Íon nitrito
NO ₃ ⁻	Íon nitrato
NTU	<i>Nephelometric turbidity units</i> (unidade de turbidez nefelométrica)
O%	Oxigênio dissolvido saturado
OD	Oxigênio dissolvido
P	Fósforo
pH	Potencial hidrogênio iônico
PET	Politereftalato de etileno

PO_4^{-3}	Ion fosfato
PT	Fósforo total
PUFAs	Polyunsaturated Fatty Acids (ácidos graxos polinsaturados)
Sal.	Salinidade
sat.	Saturação
STD	Sólidos totais dissolvidos
T	Temperatura
T	Tonelada
TCA	Ácido tricloroacético
TR	Tanques-rede
UV	Detectores de absorção espectrofotométrica na faixa do ultravioleta
X_{final}	Média final
X_{inicial}	Média inicial
Σ	Somatório
$\mu\text{g.L}^{-1}$	Microgramas por litro
μL	Microlitros
$\mu\text{S.cm}^{-1}$	Microsiemens/centímetro

SUMÁRIO

	Pg.
RESUMO GERAL.....	7
GENERAL ABSTRACT.....	8
LISTA DE DESENHOS.....	9
LISTA DE FOTOGRAFIAS.....	10
LISTA DE TABELAS.....	11
LISTA DE GRÁFICOS.....	12
LISTA DE QUADROS.....	14
LISTA DE PRANCHAS.....	15
LISTA DE ABREVIATURAS E SÍMBOLOS.....	16
 1 INTRODUÇÃO GERAL.....	 20
2 METODOLOGIA GERAL.....	26
2.1 Material Biológico.....	26
2.2 Locais de Origem do Material de Estudo e das Análises Laboratoriais.....	27
2.3 Produção de Microalgas.....	28
2.4 Produção de Cistos e Náuplios de Branchonetas.....	29
2.5 Experimentos de Campo.....	31
REFERÊNCIAS.....	36
 CAPÍTULO 1:	
EUTROFIZAÇÃO, HIPÓXIA E ORGANISMOS FILTRADORES: UMA REVISÃO PARA AMBIENTES LÍMNICOS.....	 43
1 EUTROFIZAÇÃO E HIPÓXIA.....	43
1.1 Água e Ambiente Límico.....	44
1.2 O Rio São Francisco.....	46
1.3 Fitoplâncton.....	49
1.4 Cyanobacteria e Cianotoxinas.....	51
1.5 Aquicultura.....	53
2 ORGANISMOS FITRADORES.....	55
2.1 <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> (Valenciennes, 1844).....	57
2.2 Bivalvia Linnaeus, 1758 de Água Doce.....	58
2.3 <i>Daphnia</i> O. F. Müller, 1785.....	60
2.4 <i>Dendrocephalus brasiliensis</i> Pesta, 1921.....	62
REFERÊNCIAS.....	64
 CAPÍTULO 2:	
BRANCHONETA: CRUSTÁCEO DE ALTO VALOR PROTEICO E FILTRO- ALIMENTADOR DE PLÂNCTON.....	 78
RESUMO.....	78
ABSTRACT.....	78
1 INTRODUÇÃO.....	79
2 CLASSIFICAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA.....	79
3 ASPECTOS DA BIOLOGIA.....	81
4 A IMPORTÂNCIA NA AQUICULTURA.....	83
5 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	87
REFERÊNCIAS.....	88

CAPÍTULO 3:

<i>Dendrocephalus brasiliensis</i> PESTA, 1921 NO CONTROLE TOP-DOWN DO FITOPLÂNCTON EM AMBIENTES AQUÍCOLAS EUTROFIZADOS.....	95
RESUMO.....	95
ABSTRACT.....	96
1 INTRODUÇÃO.....	97
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	99
3 RESULTADOS.....	102
3.1 Fitoplâncton das Amostras de Água.....	102
3.2 Fitoplâncton das Amostras de Conteúdo Intestinal.....	108
3.3 Preferência Alimentar.....	113
3.4 Índices de Estados Tróficos de <i>Nygaard</i>.....	116
4 DISCUSSÃO.....	119
5 CONCLUSÃO.....	127
REFERÊNCIAS.....	128

CAPÍTULO 4:

VARIAÇÕES FÍSICAS E QUÍMICAS EM AMBIENTE AQUÍCOLA EUTROFIZADO NA PRESENÇA DE <i>Dendrocephalus brasiliensis</i> PESTA, 1921.....	141
RESUMO.....	141
ABSTRACT.....	142
1 INTRODUÇÃO.....	143
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	144
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	147
3.1 Análises Físicas e Químicas.....	147
3.2 Índice de Estado Trófico (IET)	154
4 CONCLUSÃO.....	159
REFERÊNCIAS.....	160

CAPÍTULO 5:

PRODUÇÃO DE HIDROLISADO PROTEICO DE BRANCHONETA <i>Dendrocephalus brasiliensis</i> PESTA, 1921 (CRUSTACEA: ANOSTRACA).....	164
RESUMO.....	164
ABSTRACT.....	165
1 INTRODUÇÃO.....	166
2 MATERIAL E MÉTODOS.....	168
2.1 Obtenção e Conservação dos Exemplares.....	168
2.2 Extrato Enzimático.....	168
2.3 Dosagem de Proteínas nos Extratos Brutos.....	168
2.4 Ensaios Enzimáticos.....	169
2.5 Preparação do Hidrolisado Proteico de Branchoneta.....	170
2.6 Determinação do Grau de Hidrólise.....	170
2.7 Zimograma e Eletroforese.....	171
2.8 Análise Bromatológica, Composição de Aminoácidos, Ácidos Graxos e Colesterol.....	172
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	174
4 CONCLUSÃO.....	184
REFERÊNCIAS.....	185
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	191

1. INTRODUÇÃO GERAL

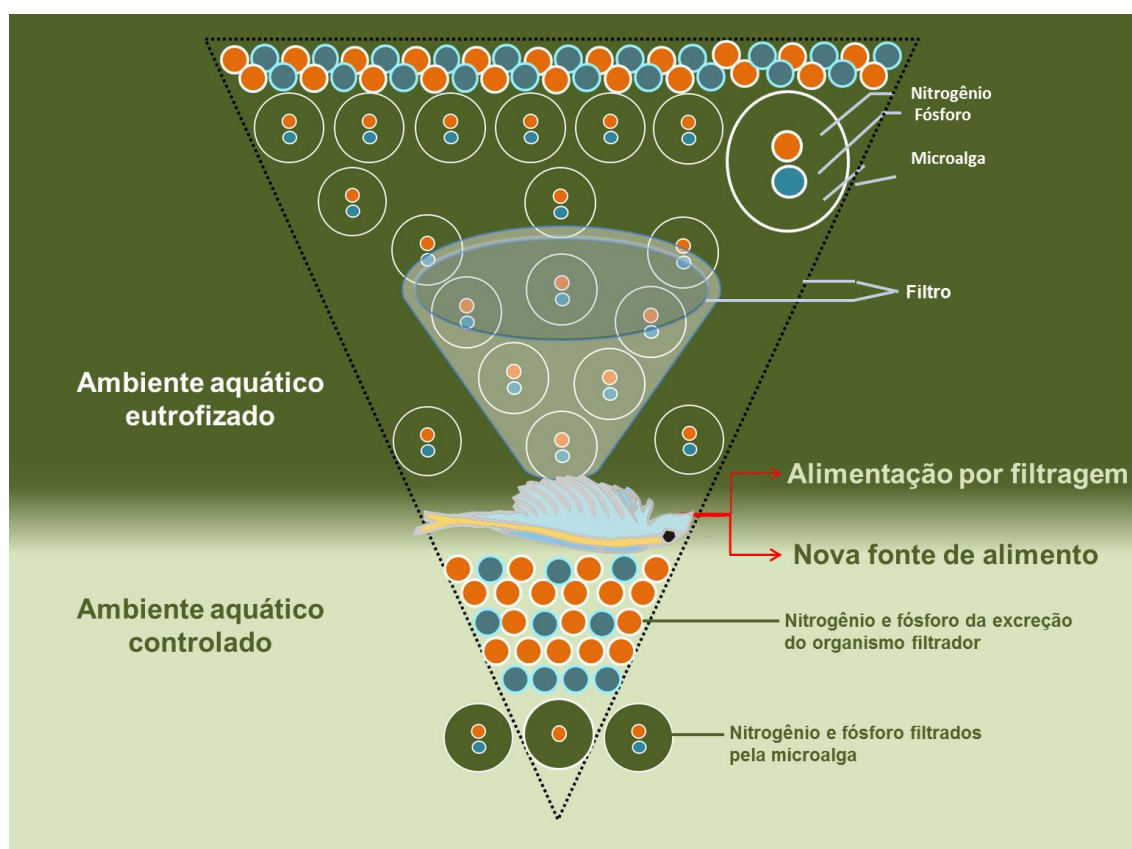
O Brasil possui 12% das águas continentais do planeta, sendo o 16º maior produtor mundial aquícola com 415.649 t (BRASIL, 2010). Para dar suporte a esta produção, o país produz 429.000 t de rações para peixes e camarões (ZANNI, 2011). A ração destinada ao arraçamento aquícola é a principal fonte de nitrogênio (N) e fósforo (P) que são acrescidos na água durante o cultivo, e por serem nutrientes indispensáveis ao florescimento algal promovem altas densidades fitoplanctônicas, comprometendo a qualidade da água (BEVERIDGE, 2004; ONGLEY, 1996). Com o excesso de nitrogênio gerado na produção de 1 kg de peixe é possível alimentar mais de 5 kg de algas (NEORI et al., 2004).

A aquicultura produz uma quantidade significativa de resíduos compostos por subprodutos metabólicos, levando a deterioração da qualidade da água (KUBITZA, 1998; SANTOS et al., 2011), e causando sérios problemas ambientais como florações de cyanobacteria tóxicas (TIAGO; GIANESELLA, 2003). O cultivo de peixes enriquece a coluna de água com material orgânico e inorgânico, através da eliminação de fezes e excreções e dos alimentos não ingeridos, que são fontes de nutrientes (N e P) lançados na água, e ainda através de descamação, mucos, vitaminas e agentes terapêuticos que podem também trazer implicações e possíveis efeitos sobre a qualidade da água (CYRINO et al., 2010; SIPAÚBA-TAVARES; MORAES; BRAGA, 1999). Os nutrientes não aproveitados da atividade humana lançados na água como perda ou descarte, e capazes de formarem florações algais, promovem a eutrofização cultural ou artificial, sendo um processo acelerado da eutrofização natural.

A eutrofização é um dos problemas mais comuns que afeta a qualidade de água em lagos de todo o mundo (VADEBONCOEUR et al., 2003; SCHINDLER; SMOL 2006). Para reduzir os riscos da eutrofização cultural, o fitoplâncton pode ser usado para filtrar o excesso de nutrientes (BARG; PHILLIPS, 1997; DEVILLER et al., 2004; ZIMMERMANN, 2001), como mostra a representação esquemática (Desenho 1). Porém o fitoplâncton em altas densidades consomem quantidades proporcionalmente maiores do oxigênio dissolvido na água (OD), podendo resultar na mortandade da vida aquática por

hipóxia ou anóxia (CARPENTER; PRITCHARD; WHALEY, 1969; JAWORSKI, 1981; LUTAKUMWA, 1986). A hipóxia também pode acontecer após a morte do fitoplâncton devido ao consumo de OD no processo de decomposição da matéria orgânica (PÁEZ-OSUNA; GUERRERO-GALVÁN; RUIZ-FERNANDEZ, 1999).

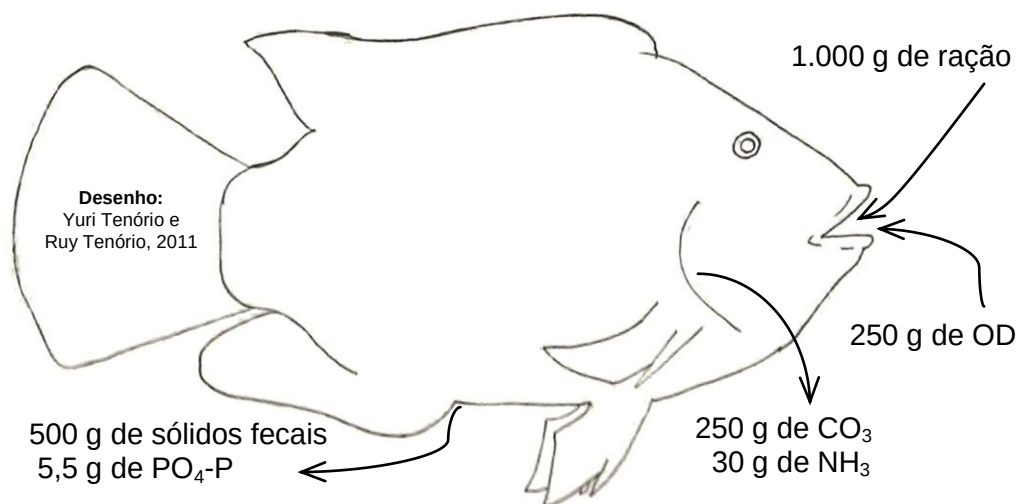
Desenho 1 – Biofiltração. Desenho esquemático representando a filtração de nitrogênio e fósforo por microalgas do plâncton, a filtração das microalgas do plâncton por *Dendrocephalus brasiliensis* e posteriormente as microalgas em menor quantidade alimentando-se do nitrogênio liberado pela branchoneta.



A água é a principal fonte de oxigênio na piscicultura, combustível para todas as reações e processos fisiológicos (CYRINO et al., 2010), sendo também o meio onde são lançados os resíduos que comprometem a qualidade da água. Em revisão Tsadik e Kutty (1987) afirmam que o metabolismo e crescimento dos peixes dependem da disponibilidade de oxigênio no ambiente e que em testes com o oxigênio e a amônia foi constatado que a redução do crescimento de *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758), tilápia do Nilo, causada pela baixa de OD é maior do que a causada pela alta de NH_3 . Em simulação

van Dam e Pauly (1995) concluem que 90-95% do oxigênio consumido pelos peixes é utilizado na oxidação de lipídeos e proteínas, e Colt (1991) afirma que o consumo de oxigênio e de ração por peixes gera resíduos de nitrogênio e fósforo (Desenho 2).

Desenho 2 - Produção de resíduos gerado pelo peixe após consumo de 1.000 g de ração e de 250 g de oxigênio dissolvido, modificado de Colt (1991).



Sendo assim, altas densidades fitoplanctônicas tornam-se um problema que precisa ser remediado nos ambientes de cultivos, seja na piscicultura ou carcinicultura. A deteriorização aquática causada pela eutrofização antrópica é um dos principais impactos ambientais causados pela aquicultura (PÁEZ-OSUNA; GUERRERO-GALVÁN; RUIZ-FERNANDEZ, 1999; PILLAY, 2004), resultando em uma significativa perda de seu valor econômico e ambiental (HEO; KIM, 2004). Segundo Mallasen, Barros e Yamashita (2008) o processo acentuado de eutrofização gerado pelo empreendimento aquícola pode inviabilizar a produção do próprio empreendimento. Sendo também a atividade aquícola prejudicada pelos efluentes domésticos, industriais e da agropecuária lançados nos lagos juntos com os nutrientes eutrofizantes.

A remediação da água de um ambiente de produção aquícola, como forma preventiva da hipóxia causada pelo fitoplâncton, pode ser realizada com a remoção das florações fitoplanctônicas ou impedindo grandes aumentos na densidade de fitoplâncton. Para isso pode-se fazer uso da biomanipulação, com a utilização de um organismo fitoplanctófago que permita um controle

topo-base (*top-down*) do fitoplâncton. Segundo Teissier et al. (2011) mesmo em águas com alta disponibilidade de nutrientes é possível inibir o crescimento do fitoplâncton com o pastejo intensivo dos grandes cladóceros *Daphnia* spp., *Eurycercus* spp., *Sida* spp. e *Simocephalus* spp. (microcrustáceos).

A proliferação excessiva do fitoplâncton pode causar também a obstrução das brânquias dos peixes pelos filamentos, inibição do crescimento das microalgas mais assimiláveis e *off-flavor* (cheiro desagradável) no pescado proveniente de metabólitos secundários de cyanobacteria. Cianobactérias produzem também cianotoxinas potenciais causadoras de morte de inúmeros animais domésticos e silvestres (DATTA; JANA, 1998; ELER et al., 2001; MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010; MITCHELL, 1996; PERSCHBACHER; MILLER; CONTE, 1996).

Assim, a sustentabilidade da aquicultura depende do uso de técnicas que minimizem o impacto da atividade, mantendo a biodiversidade, a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas adjacentes (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010). O tratamento da água de cultivo e de seus efluentes, segundo Jones, Preston e Dennison (2002) e Marinho-Soriano et al. (2011), é possível com a utilização de animais e plantas biorremediadores, a exemplo do que acontece na biorremediação natural ou intrínseca.

Com os nutrientes lançados num ecossistema aquático desencadeiam-se as florações fitoplanctônicas que consomem o excesso de nutrientes, restaurando o equilíbrio do ecossistema, caracterizando uma biorremediação intrínseca. Posteriormente as algas fitoplanctônicas em grandes densidades morrem por senescência e falta de nutrientes, quando estes se tornam escassos, sendo um processo natural do metabolismo de um ecossistema aquático (ESTEVES, 1998). Porém, o excesso de nutriente produz um excesso de biomassa fitoplanctônica que precisa ser retirada para não causar maiores danos ao ambiente. Para isso, pode-se fazer uso da biorremediação pela biomanipulação de organismos filtradores e controladores *top-down* do fitoplâncton (PEREIRA et al., 2007) (Desenho 1).

Muitos são os animais filtradores com potencial para o controle *top-down* do fitoplâncton, a exemplo de crustáceos como os copépodos, cladóceros (SOMMER et al., 2003; SOMMER; SOMMER, 2006), e anostracas (COSTA;

KOENING; PEREIRA, 2005; GONÇALVES; IDE; ROCHE, 2002; MARINHO-SORIANO et al. 2011; MCSHAN; TRIEFF; GRAJCER, 1974).

A biomanipulação clássica traz um aumento na abundância e tamanho do zooplâncton, com predominância de grandes *Daphnia*, que resulta em maior pressão de pastejo de fitoplâncton e, finalmente, na água clara dos lagos (MEHNER et al., 2004; ZHANG; XIE; HUANG, 2008). Gliwicz (1990) aponta limitações na reprodução de grandes cladóceros e no controle de florações de cianobactérias filamentosas. Em revisão de literatura Zhang, Xie e Huang (2008) salientam que os grandes crustáceos do zooplâncton apresentam melhores resultados na redução da biomassa fitoplanctônica, por estes serem filtro-alimentadores de tamanho seletivo, sendo considerados como importantes elementos da qualidade biológica da água (JEPPESEN et al. 2011). Segundo Mitchell (1991) o uso do anostraca *Streptocephalus macrourus* na remoção de algas e de resíduos da água proveniente da atividade pecuária intensiva é uma tecnologia biológica acessível para a recuperação dessas águas.

Dentre os crustáceos com potencial para o controle *top-down* do fitoplâncton encontra-se o anostraca *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921, popularmente chamado de branchoneta, por ser uma espécie sempre presente no limnoplâncton, resistente às baixas taxas de OD e por apresentar domínio da produção de cistos e náuplios em larga escala (LOPES, 2007; LOPES et al., 2007; LOPES et al., 2008; LOPES et al., 2008; LOPES; GURGEL; PONTES, 2011).

Este animal surgiu na Estação de Piscicultura de Paulo Afonso (EPPA) da Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF), em 1998, e tem sido usado no controle do fitoplâncton dos tanques e viveiros da EPPA e também na alimentação de espécies carnívoras nativas do Rio São Francisco, como forma de manejo inédita e bem sucedida na piscicultura, mesmo sem nenhum respaldo científico.

A branchoneta nasce e cresce rapidamente nos viveiros, logo após a adubação, inoculação de cistos e enchimento, num período tão curto que não é observado o florescimento algal, pois provavelmente o tempo não seja suficiente para ocorrer a mineralização adequada. Ainda segundo Lopes, Pontes e Araújo (2008) as águas expostas aos fertilizantes orgânicos adquirem

cor escura e em média de três ou quatro dias ficam totalmente claras, pela ação filtradora desse pequeno crustáceo. Sendo verificada também a sua facilidade de produção em laboratório, disponibilizando alimento vivo de qualidade em ambiente *indoor* (LOPES et al., 2008). Face ao exposto, vislumbra-se a importância de investigar o seu potencial como biofiltrador de algas em ambientes eutrofizados.

O cultivo integrado é praticado em países asiáticos há séculos e vem sendo reconhecido como uma alternativa à mitigação dos impactos gerados pelos efluentes da aquicultura. Este tipo de sistema consiste no cultivo de organismos consumidores, como peixes e camarões, em conjunto com organismos filtradores (FREIRE et al., 2007).

Com o uso de um organismo filtrador no processo de biorremediação, o mesmo precisa ser retirado do ambiente para não haver morte por senescência ou falta de alimento, a exemplo do que acontece com as microalgas fitoplanctônicas no processo de decomposição, vindo a causar hipóxia no ambiente de produção aquícola. Usando-se a branchoneta como biofiltro, é possível a sua remoção com facilidade, quando comparada com os cladóceros, devido ao seu tamanho.

A branchoneta é uma importante fonte de alimento para peixes (LOPES; TENÓRIO, 2005), que precisa ser analisada quanto ao seu valor nutricional e processamento, facilitando o seu uso como alimento na aquicultura, principalmente quando visualizada a possibilidade desta ser usada em larga escala no controle do fitoplâncton, gerando assim grande quantidade de biomassa.

Após a utilização da branchoneta no controle *top-down*, 100% de sua biomassa precisa ser aproveitada de outra forma, a exemplo dos resíduos do pescado como cabeça, carcaça, vísceras, pele, escamas e nadadeiras, que após o beneficiamento podem chegar a 70% (MACHADO, 2010; VIDOTTI; BORINI, 2006; VIDAL et al., 2011), sendo aproveitados também na preparação de hidrolisados proteicos, diminuindo assim os impactos ambientais provocados pelos resíduos.

Neste contexto, a geração de resíduo pode ser diminuída significativamente com o aproveitamento integral do pescado (LEE, 1963; MORALES-ULLOA; OETTERER, 1995; SEIBEL; SOARES, 2003); devendo

ainda dispor de alternativas para o gerenciamento de resíduos, garantindo a diversificação da linha de produtos, o crescimento sustentável e a responsabilidade sócio-ambiental (BERTOLDI, 2003; PESSATTI, 2001).

Diante do grande potencial ecológico e econômico de *D. brasiliensis*, seja no controle *top-down* do fitoplâncton em ambientes eutrofizados ou na alimentação de peixes e camarões, faz-se necessário à realização de estudos que venham a contribuir para um maior aproveitamento das potencialidades da espécie fazendo uso da biotecnologia e remediando ecossistemas aquáticos eutrofizados, tendo como meta contribuir para minimizar o impacto ambiental provocado pela aquicultura, agregando valor com o processamento da branchoneta, e proporcionando melhorias na qualidade de vida humana e do ambiente.

O objetivo geral deste trabalho foi verificar a potencialidade de *Dendrocephalus brasiliensis* no controle *top-down* do fitoplâncton e como fonte proteica na aquicultura.

2. METODOLOGIA GERAL

A metodologia geral do trabalho refere-se à parte desenvolvida no campo e aos pré-testes realizados para definição da metodologia adotada, que foram apoiados em dados práticos de uma década da Estação de Piscicultura de Paulo Afonso (EPPA), pertencente à Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF). As metodologias específicas utilizadas nos laboratórios encontram-se descritas nos capítulos dessa tese.

2.1 Material Biológico

O material biológico destinado ao presente estudo trata-se do crustáceo *Dendrocephalus brasiliensis*, conhecido popularmente por branchoneta (detalhes no capítulo 2), e a identificação e quantificação das microalgas fitoplanctônicas das amostras dos conteúdos intestinais das branchonetas e das águas das unidades experimentais.

2.2 Locais de origem do material de estudo e das análises laboratoriais.

A branchoneta foi reproduzida na Estação de Piscicultura de Paulo Afonso (EPPA), pertencente à Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF), localizada no Município de Paulo Afonso, Bahia, Brasil, na região do Sub-Médio Rio São Francisco ($9^{\circ} 22' 38''$; $38^{\circ} 13' 58''$ W), com altitude de 239 m. Lugar onde também foi realizada a parte de campo do trabalho (Fotografia 1).

O local apresenta clima dominante tropical, do tipo semi-árido (BSh), pela classificação de Köppen, com temperaturas que variam entre 22° e 40° e baixas precipitações, com média anual entre 500 e 600 mm (<http://www.pauloafonso.ba.gov.br/internas/cidade/aspectos>). A região insere-se no chamado Polígono das Secas.

Fotografia 1 – Estação de Piscicultura de Paulo Afonso da Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF), vista por imagem de satélite.



Fonte - Google earth, *image Digital Globe*.

Os experimentos e análises laboratoriais aconteceram:



- No Laboratório de Pesquisas em Recursos Naturais do Instituto de Química e Biotecnologia (IQB) da Universidade Federal de Alagoas – UFAL, onde foram realizados experimentos químicos e bioquímicos da branchoneta, juntamente com o CBO, análises laboratoriais com certificação;



- No Laboratório de Enzimologia (LABENZ) do Departamento de Bioquímica da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, onde foram produzidos hidrolisados proteicos de branchonetas e realizados experimentos químicos e bioquímicos;



- No Laboratório de Taxonomia de Microalgas de Ambientes Continentais do Departamento de Biologia / Área de Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, onde foram realizadas as análises qualitativas e quantitativas das microalgas fitoplanctônicas das amostras de água e dos conteúdos intestinais das branchonetas;



- No Laboratório de Limnologia (LALIMNO) do Departamento de Engenharia de Pesca e Aqüicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, onde foram realizadas as análises físicas e químicas da água.



2.3 Produção de Microalgas

Para a produção de microalgas foi utilizado um viveiro da EPPA, adotando os procedimentos de manejo da rotina de estocagem de alevinos da própria EPPA. Os viveiros são fertilizados a mais de 30 anos e a remoção do excesso do sedimento só acontece quando se faz muito necessário. Sendo assim, a cada preparação do viveiro faz-se apenas uma complementação de nutrientes para promover formações algais.

Com a drenagem do viveiro e leitura do pH foi realizado a calagem utilizando 100 Kg de $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2/\text{ha}$ e posteriormente adubando com 125 Kg de esterco bovino/ha para um ciclo de 40 dias.

A calagem foi realizada para manter os níveis de pH entre 7-8 e proporcionar o tamponamento da água do tanque com alcalinidade de 40 mg/L

de CaCO_3 . Sempre que necessário foi realizado um adicional de calcário para manter a referida concentração.

Após o manejo de adubação, aconteceu o enchimento do viveiro com 35% de sua capacidade de armazenamento de água, sendo posteriormente o volume da água completado até o nível máximo de repleção. Quando o viveiro apresentou águas verdes (Fotografia 2) e as microalgas atingiram a densidade de $6.680.000 \text{ ind.L}^{-1}$ deu-se início ao enchimento dos aquários.

Fotografia 2 - Viveiro eutrofizado da estação de piscicultura da CHESF onde foram coletadas as microalgas fitoplanctônicas.

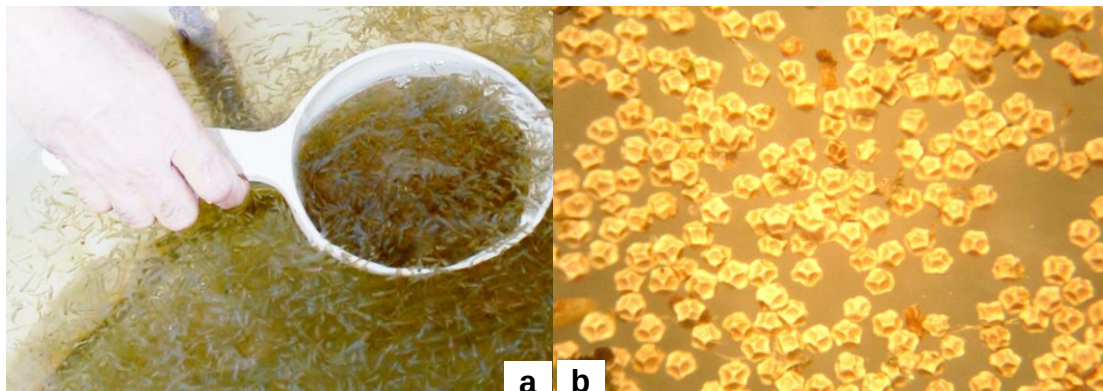


Fonte - Fotos disponibilizadas pela Estação de Piscicultura de Paulo Afonso (CHESF)

2.4 Produção de cistos e náuplios de branchonetas

A produção de cistos (Fotografia 3b) foi realizada segundo o método de Lopes et al. (2007) e Lopes et al. (2008). As branchonetas adultas foram colhidas nos viveiros e colocadas em incubadoras de 200 L (Fotografia 3a), com fluxo contínuo de água, durante 24 h. Neste tempo devido ao estresse de mudança de ambiente, os cistos foram liberados pelas branchonetas e posteriormente sifonados, com auxílio de uma mangueira de $\frac{1}{2}$ polegada, diretamente para baldes.

Fotografia 3 - *Dendrocephalus brasiliensis* (a) branchonetas adultas preparadas para a produção e liberação de cistos (b) Cistos, vistos com auxílio de lupa, mostrando a forma oitavada com sulcos de superfície lisa.



Fonte - Fotografias disponibilizadas pelo pesquisador Dr. José Patrocínio Lopes.

Dos cistos obtidos foram colocados 250 mg numa proveta de 100 mL na ecloseria para a produção de náuplios de branchonetas, segundo o método de Lopes (2007), onde foi pré-hidratado por 12 horas, seguido de uma desidratação, posteriormente incubado por 24 h com temperatura da água (salinidade 0‰) em torno de 26° C e pH de 8.0, e com luminosidade de 1500 lux (foi aferido por um luxímetro Gossen Pan Lux - Eletronic 2®). De acordo com Lopes (2007) a observação deste contexto é indispensável para ativar o processo enzimático de eclosão, tornando desnecessário a desencapsulação de cistos (remoção do córion com dissolução em hipoclorito de sódio com concentração em cloro ativo até 10%) para produção de náuplios. Para atingir a fase adulta os náuplios foram transferidos para uma incubadora de 20 L com fluxo contínuo, e depois para um tanque de 20 m² de onde foram coletados e distribuídos para as unidades experimentais (aquários de 3 L).

O procedimento de produção de biomassa de branchoneta utilizada nas análises preliminares, para a escolha das densidades de branchoneta, foi com a inoculação de cistos em viveiros drenados. Do enchimento dos viveiros até a coleta do animal adulto, para as unidades experimentais, foram 20 dias. Também foram testados diversos formatos e tamanhos para a escolha do modelo da unidade experimental adotado neste trabalho.

2.5 Experimentos de campo

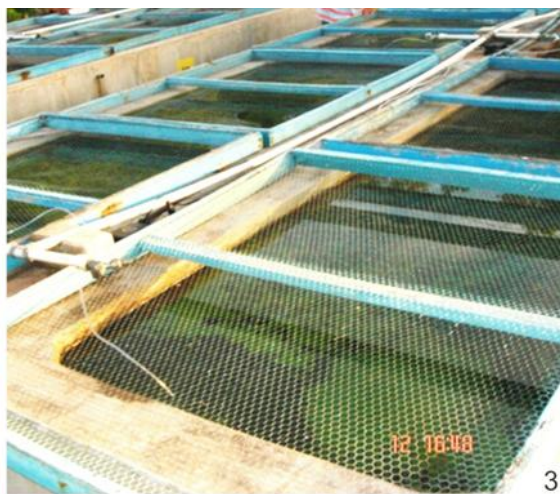
Foram realizados experimentos em campo que serviram como pré-testes (análises preliminares) para diagnosticar a melhor forma de abastecimento das unidades experimentais (Prancha 1 - Fotos 1-6), de povoamento (Prancha 1 - Fotos 7-8) e de aeração (Prancha 1 -Fotos 9-12).

Foi testada também a influência da luminosidade nos pré-testes [100% iluminado (24 h) e período normal, dia e noite] utilizando ecloseria (Prancha 2 – Fotos 4-7), o melhor ambiente experimental e a melhor densidade de branchonetas. Foram utilizados tanques de alvenaria de 1 m² (Prancha 2 – Foto 3) e calhas de 50 L de água (Prancha 2 – Fotos 1-2). Em ambiente fechado foram utilizadas garrafas de Politereftalato de etileno (PET) de 1 L e aquários de 1 e 3 L de capacidade de água (Prancha 2 – Foto 4). Este último ambiente foi verificado ser mais adequado para a realização da pesquisa, em virtude do melhor controle da temperatura, OD e por estar protegido de eventuais mudanças climáticas, principalmente chuva e altas isolações, além de apresentar maior facilidade no manejo e melhor visualização das mudanças de coloração (Prancha 3 – Fotos 1-3 e Fotos 4-7).

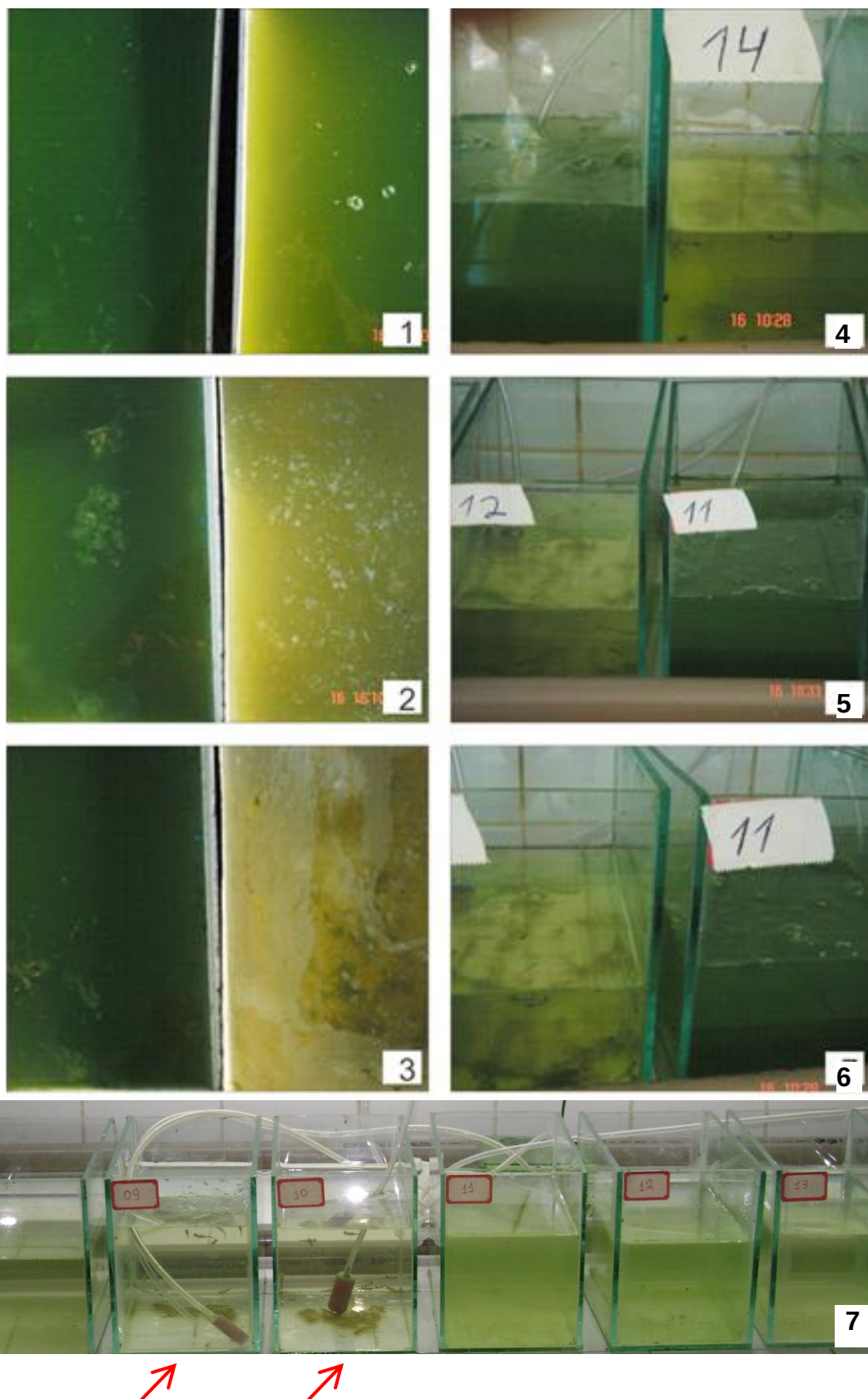
Prancha 1 – Fotos 1-6 Diversas formas de abastecimento de água nas calhas: **Fotos 1-2** com abastecimento utilizando bombas e caminhão pipa; **Fotos 3-4** com abastecimento manual e água transportada em recipientes térmicos (caixa de peixamento); **Fotos 5-6** com abastecimento manual, experimento realizado às margens do viveiro, utilizando calhas e sem o uso de aeradores; **Fotos 7-8** povoamento e contagem de branchonetas; **Foto 9** bombas do sistema de aeração das calhas; **Foto 10-12** Medição de variáveis físicas e químicas com um analisador multiparâmetro em calhas e aquários.



Prancha 2 - Estruturas utilizadas nos experimentos: **Fotos 1-2** calhas com 50 L; **Foto 3** tanques de alvenaria com 1.000 L; **Foto 4** garrafas pet de 1 L e aquários de 1 L; **Foto 5-6** aquários de 3 L (24 h com iluminação); **Foto 7** aquários de 3 L sem iluminação.



Prancha 3 - Fotos 1-3: Mudança de coloração da água nas calhas; **Fotos 4-7:** Mudança de coloração da água nos aquários. Aquários utilizados nos experimentos em ambiente fechado, ao final do tratamento, após a filtragem algal pelas branchonetas (destaque para os aquários apontados com setas vermelhas)



O delineamento experimental foi em blocos casualizados que constou de seis tratamentos [0, 20, 40, 60, 80 e 100 branchonetas/litro (bc.L^{-1})], com quatro repetições, totalizando 24 unidades experimentais (aquários). Para isto foram utilizados 24 aquários aerados com capacidade de 3 L de água cada.

Para a verificação do nível trófico da água com base na Clorofila **a** foi utilizada a classificação proposta por Håkanson (1995), Håkanson e Boulion (2001), e Lamparelli (2004). O índice de Lamparelli (2004) tem como base o fósforo total e a clorofila **a**. Foi verificado o índice de estado trófico (IET) da amostra inicial pelos índices de Carlson (1977) modificado por Toledo et al. (1983) e classificado por Toledo (1990). Os índices simples de Nygaard (1949) foram calculados para Cyanobacteria, Chlorophyta, Bacillariophyta e Euglenophyta, já o índice composto de Nygaard para as Chlorococcales, Centrales, Desmidiaceae, Cyanophyceae e Euglenophyceae. As Pennales e as Centrales foram utilizadas no índice simples para Bacillariophyta (Diatomaceae).

As análises de temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, OD ($\mu\text{g.L}^{-1}$ e % sat.), condutividade elétrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$), sólidos totais dissolvidos (mg.L^{-1}) e salinidade (‰) da água foram realizadas *in loco* com a utilização de um analisador multiparâmetro YSI 556 MPS.

As análises químicas ($\mu\text{g.L}^{-1}$) para determinação das concentrações em laboratório quanto à concentração de fósforo total, fosfato total, fosfato inorgânico (APHA, 1995); nitrito (NO_2^-) (BENDSCHNEIDER; ROBINSON, 1952 *apud* GOLTERMAN; CLYMO; OHNSTAD, 1978); nitrato (NO_3^-) (MACKERETH; HERON; TALLING, 1978), amônia (NH_4^+) (KOROLEFF, 1976) clorofila **a** e feofitina (NUSCH, 1980). Para determinação da turbidez da água foi utilizado um turbidímetro de bancada, sendo os resultados expressos como unidade de turbidez nefelométrica (*Nephelometric Turbidity Units* - NTU).

3. REFERÊNCIAS

APHA. **Standart methods for the examination of water and wastewater**. 19^a ed. Washington: APHA, 1995.

BARG, U.; PHILLIPS, M. J. Review of the state of world aquaculture, **FAO Fisheries Circular**, Rome, n. 886, 163 p., 1997. Disponível em: <http://www.fao.org/DOCREP/003/W7499E/w7499e00.htm>. Acessado em: 18 dez. 2011.

BENDSCHNEIDER, K.; ROBINSON, R. J. A new spectrophotometric determination of nitrite in sea water. **J. Mar. Res.**, v. 2, p. 87-96, 1952.

BERTOLDI, F. C. **Efeito do *Lactobacillus casei* subsp. *casei* ATCC 393 na redução do sabor amargo da carne escura de atum**. Florianópolis: UFSC, 2003. 61 p.

BEVERIDGE, M. C. M. **Cage Aquaculture**. 3^a ed. India: Blackwell, 2004. p. 183-200.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura - MPA. Produção pesqueira e aquícola, estatística 2008/2009. Brasília: MPA. 2010. 37 p. Disponível em: <<http://www.mpa.gov.br/mpa/seap/Jonathan/mpa3/docs/anu%E1rio%20da%20pesca%20completo2.pdf>>. Acesso em: 23 nov. 2011.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, Baltimore, v. 22, p. 361-369, 1977.

CARPENTER, J. H.; PRITCHARD, D. W.; WHALEY, R. C. Observations of eutrophication and nutrient cycles in some coastal plain estuaries. In: **Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives**. Washington: National Academy Press, 1969. p. 210-221.

COLT, J. Aquacultural production systems. **Journal of Animal Science**, v. 69, p. 4183-4192, 1991.

COSTA, R. A. A. M. da; KOENING, M. L.; PEREIRA, L. C. C. Feeding Adult of *Artemia salina* (Crustacea-Branchiopoda) on the dinoflagellate *Gyrodinium corsicum* (Gymnodiniales) and the *Chryptophyta Rhodomonas báltica*. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 48, n. 4, p. 581-587, 2005.

CYRINO; BICUDO; SADO; BORGHESI; DAIRIKI. A piscicultura e o ambiente – o uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, p. 68-87, 2010.

DATTA, S.; JANA, B. B. Control of bloom in a tropical Lake: grazing efficiency of some herbivorous fishes. **Journal of Fish Biology**, United Kingdom, v. 53, p. 12-34, 1998.

DEVILLER, G., ALIAUME, C., FRANCO-NAVA, M. A., CASELLAS, C.; BLANCHETON, J. P. High rate algal pond treatment for water reuse in an

integrated marine fish recirculating system: effect on water quality and seabass growth. **Aquaculture**, v. 235, p. 331-344, 2004.

ELER, M. N. O.; CECCARELLI, P. S.; BUFON, A. G. M.; ESPÍNDOLA, E. L. G. Mortandade de peixes (matrinxã, *Brycon cephalus*, e pacu, *Piaractus mesopotamicus*) associada a uma floração de cianobactérias em pesque-pague, município de Descalvado, Estado de São Paulo, Brasil. **Boletim Técnico do CEPTA**, Pirassununga, v. 14, p. 35-45, 2001.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FREIRE, A. R. S.; MOURA, E. A.; PEREIRA, D. C.; MARINHO-SORIANO, E. Efeito dos parâmetros ambientais sobre o crescimento e a biomassa de *Gelidella acerosa* cultivada em viveiros de camarão. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 2, p. 804-806, 2007.

GLIWICZ, Z. M. Why do cladocerans fail to control algal blooms? **Hydrobiologia**, v. 200-201, n. 1, p. 83–97, 1990. doi: 10.1007/BF02530331.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAD, M. A. M. **Methods for physical and chemical analysis of freshwater**. London: IBP, Blackwell Science Publishing, 1978. 213 p.

GONÇALVES, J. L.; IDE, C. N.; ROCHE, K. F. Remoção de algas de lagoas de estabilização pelo microcrustáceo *Dendrocephalus brasiliensis* (Crustacea: Anostraca) **Simpósio Centro-oeste de Recursos Hídricos**, Campo Grande. 2002. Disponível em: http://www.abrh.org.br/novo/ii_simp_rec_hidric_centro_oeste_campo_grande68.pdf. Acessado em: 12 dez. 2011.

HÅKANSON, L. Models to predict net and gross sedimentation in lakes. **Mar. And Freshw. Res.**, v. 46, p. 305-319, 1995.

HÅKANSON, L.; BOULION, V. V. Regularities in primary production, secchi depth and fish yield and a new system to define trophic and humic state indices for lake ecosystems. **Int. Rev. Hydrobiol.**, Berlin, n. 86, p. 23-62, 2001.

HEO, W.; KIM, B. The effect of artificial destratification on phytoplankton in a reservoir. **Hydrobiologia**, v. 524, p. 229-239, 2004.

JAWORSKI, N. A. Sources of nutrients and the scale of eutrophication problems in estuaries. In: Neilson, B. J.; Cronin, L. E. (Ed.). **Estuaries and Nutrients**. Clifton: Humana Press, 1981. p. 83-110.

JEPPESEN, E.; NOGES, P.; DAVIDSON, T. A.; HABERMAN, J.; NOGES, T.; KATLIN, B.; LAURIDSEN, T. L.; SONDERGAARD, M.; SAYER, C. D.; LAUGASTE, R.; JOHANSSON, L. S.; BJERRING, R.; AMSINCK, S. L. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). **Hydrobiologia**, The Hague, p. 1-19, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s10750-0110-0831-0>>. Acesso em: 28 out. 2011.

JONES, A. B.; PRESTON, N. P.; DENNISON, W. C. The efficiency and condition of oysters and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. **Aquaculture Research**, v. 33, n. 1, p. 1-19, 2002. doi:10.1046/j.1355-557X.2001.00637.x.

KOROLEFF, F. Determination of nutrients. In: GRASSHOFFK (Ed.) **Methods of seawater analysis**. Weinheim: Verlag Chemie, 1976. p.117-181.

KUBITZA, F. Qualidade da água na produção de peixes - Parte II. **Panorama da Aquicultura**, v. 8, n. 46, p. 35-41, 1998.

LAMPARELLI, M. C. Graus de trofia em corpos d água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. **Tese** (Doutorado) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004. 234 f.

LEE, C. F. Processing fish meal and oil. In: STANSBY, E. M. **Industrial fishery technology**. New York: Reinhold Publishing Corporation, 1963. cap. 16, p. 219-235.

LOPES, J. P. Dinâmica de reprodução e comportamento reprodutivo de branchoneta *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 como incremento na produção de alimento vivo para peixes ornamentais. **Tese** (Doutorado em Psicobiologia) - Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007. 112 f.

LOPES, J. P.; GURGEL, H. C. B.; ARAÚJO, A.; PONTES, C. S. Influência da inoculação de cistos na produção de biomassa de branchoneta *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca). **Revista Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 2, p. 598-603, 2008.

LOPES, J. P.; GURGEL, H. C. B.; GÁLVEZ, A. O.; PONTES, C. S. Produção de cistos de branchoneta, *Dendrocephalus brasiliensis* (Crustacea: Anostraca). **Revista Biotemas**, v. 20, n. 2, p. 33-39, 2007.

LOPES, J. P.; GURGEL, H. de C. B.; PONTES, C. S. Comportamento reprodutivo de *Dendrocephalus brasiliensis*, Pesta 1921 (CRUSTACEA: ANOSTRACA) **Ciência Animal Brasileira**, Goiânia, v. 12, n. 4, p. 617-625, 2011.

LOPES, J. P.; PONTES, C. S.; ARAÚJO, A.; SANTOS-NETO, M. A. dos. Fatores bióticos e abióticos que influenciam o desenvolvimento de branchoneta (Crustacea: Anostraca). **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 3, n. 1, p. 76-90, 2008.

LOPES, J. P.; TENÓRIO, R. A. A branchoneta (*Dendrocephalus brasiliensis*, Pesta 1921) como fonte de alimento para alevinos de niquim (*Lophiosilurus alexandri* Steindachner, 1876). **Revista Nordestina de Zoologia**, Maceió, v. 2, n. 1, p. 34-46, 2005.

LUTAKUMWA, L. K. Influence of dissolved oxygen on growth and metabolism of *Oreochromis niloticus* (Linnaeus). Project Report., P. G. Diploma. African Regional Aquaculture Centre, Port Centre, Nigeria, 1986. 48 p.

MACEDO C. F.; SIPAÚBA-TAVARES L. H. Eutrofização e Qualidade da Água na Piscicultura: Consequências e Recomendações. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 36, p. 149-163, 2010.

MACHADO, T. M. Silagem biológica de pescado. **Textos Técnicos do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 13, p. 2010. Disponível em: <http://www.pesca.sp.gov.br/textos_tecnicos.php>. Acesso em: 20 dez. 2011.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. **Water analyses**. London: Freshwater Biological Association, 1978. 120 p.

MALLASEN, M.; BARROS, H. P.; YAMASHITA, E. Y. Produção de peixes em tanques-rede e a qualidade de água. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, v. 1, p. 47-51, 2008.

MARINHO-SORIANO, E.; AZEVEDO, C. A. A.; TRIGUEIRO, T. G.; PEREIRA, D. C.; CARNEIRO, M. A. A.; CAMARA, M. R. Bioremediation of aquaculture wastewater using macroalgae and *Artemia*. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 65, p. 253-257, 2011.

MCSHAN, M.; TRIEFF, N. M.; GRAJCER, D. Biological Treatment of Wastewater Using Algae and *Artemia*. **Water Pollution Control Federation**, v. 46, n. 7, p. 1742-1750, 1974.

MEHNER, T.; ARLINGHAUS, R.; BERG, S.; DORNER, H.; JACOBSEN, L.; KASPRZAK, P.; KOSCHEL, R.; SCHULZE, T.; SKOV, C.; WOLTER, C.; WYSUJACK, K. How to link biomanipulation and sustainable fisheries management: a step-by-step guideline for lakes of the European temperate zone. **Fisheries Management and Ecology**, v. 11, p. 261-275, 2004.

MITCHELL, A. S. Blue-green algae. **Aquaculture Magazine**, Asheville, v. 2, p. 79-83, 1996.

MITCHELL, A. S. The growth rate and growth efficiency of *Streptocephalus macrourus* (Crustacea, Anostraca) cultured on microalgae. **Hydrobiologia**, Belgium, v. 212, n. 1, p. 1-10, 1991. DOI: 10.1007/BF00025980.

MORALES-ULLOA, D. F.; OETTERER, M. Bioconversão de resíduos da indústria pesqueira. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, v. 15, n. 3, p. 206-214, 1995.

NEORI, A.; CHOPIN, T.; TROELL, M.; BUSCHMANN, A. H.; KRAEMER, G. P.; HALLING, C.; SHPIGEL, M.; YARISH, C. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. **Aquaculture**, v. 231, p. 361-391, 2004.

NUSCH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.**, v. 14, p. 14-36, 1980.

NYGAARD, G. Hydrological studies of some Danish ponds and lakes II: the quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. **Det**

Kongelige Danske Videnskabernes Selskab, Kobenhavn, v. 7, p. 1-242, 1949.

ONGLEY, E. D. **Control of Water Pollution from Agriculture, FAO Irrigation and Drainage**. Rome: FAO, 1996. n. 55, 101 p. Disponível em: < <http://www.fao.org/docrep/w2598e/w2598e00.htm#Contents>>. Acesso em: 20 dez. 2011.

PÁEZ-OSUNA, F.; GUERRERO-GALVÁN, S. R.; RUIZ-FERNANDEZ, A. C. Discharge of nutrients from shrimp farming to coastal waters of the Gulf of California. **Marine Pollution Bulletin**, v. 38, n. 7, p. 585-592, 1999.

PEREIRA, A. M. L.; COSTA FILHO, G. da S.; LEGAT, A. P.; LEGAT, J. F. A.; ROUTLEDGE, E. A. B. **O uso de ostras na biorremediação de efluentes da aquicultura**. Teresina: EMBRAPA Meio-Norte, 2007. 23 p. (EMBRAPA Meio-Norte. Documentos, 162).

PERSCHBACHER, P. W.; MILLER, D.; CONTE, E. D. Algal off-flavors in reservoirs. **American Fisheries Society Symposium**, USA, v. 16, p. 67-72, 1996.

PESSATTI, M. L. **Aproveitamento dos sub-produtos do pescado**. Itajaí: MAPA/UNIVALI, 2001. 130p.

PILLAY, T. V. R. Nature of environmental impacts. In: PILLAY, T. V. R. **Aquaculture and the environment**. England: Fishing News Books, 2 ed., 2004. Capítulo 3, p. 7-20.

SANTOS, E. S. dos; MOTA, S.; SANTOS, A. B. dos; MONTEIRO, C. A. B.; FONTENELE, R. M. M. Avaliação da sustentabilidade ambiental do uso de esgoto doméstico tratado na piscicultura. **Engenharia Sanitária e Ambiental** [online], v. 16, n. 1, p. 45-54, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522011000100008>. Acessado em: 14 out. 2011.

SCHINDLER, D. W.; SMOL, J. P. Cumulative effects of climate warming and other human activities on freshwaters of Arctic and Subarctic North America. **Ambio: A Journal of the Human Environment**, v. 35, n. 4, p. 160-168, 2006. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447\(2006\)35\[160:CEOCWA\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1579/0044-7447(2006)35[160:CEOCWA]2.0.CO;2). Acessado em: 05 jun. 2011.

SEIBEL, N. F.; SOARES, L. A. de S. Produção de silagem química com resíduos de pescado marinho. **Brazilian Journal of Food Technology**, v. 6, n. 2, p. 333-337, 2003.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MORAES, M. A. G.; BRAGA, F. M. S. Dynamics of some limnological characteristics in pacu (*Piaractus mesopotamicus*) culture tanks as function of handling. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 4, p. 543-551, 1999. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71081999000400003>.

SOMMER, U.; SOMMER, F. Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. **Oecologia**, v. 147, p. 183-194, 2006.

SOMMER, U.; SOMMER, F.; SANTER, B.; ZÖLLNER, E.; JÜRGENS, K.; JAMIESON, C.; BOERSMA, M.; GÖCKE, K. Daphnia versus copepod impact on summer phytoplankton: functional compensation at both trophic levels. **Oecologia**, v. 135, p. 639-647, 2003. doi: 10.1007/s00442-003-1214-7.

TEISSIER, S.; PERETYATKO, A.; BACKER, S. de; TRIEST, L. Strength of phytoplankton–nutrient relationship: evidence from 13 biomanipulated ponds. **Hydrobiologia**, Holanda, 2011. doi: 10.1007/s10750-011-0726-0.

TIAGO, G. G.; GIANESELLA, S. M. F. O uso da água pela aquicultura: estratégias e ferramentas de implementação de gestão. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, v. 29, n. 1, p. 1-7, 2003.

TOLEDO, A. P. Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório Interno CETESB**, São Paulo, 1990. 12 p.

TOLEDO, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: **Anais do XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária**. Camboriú, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. Camboriú (SC), 1983. 34p.

TSADIK, G. G.; KUTTY, M. N. **Influence of ambient oxygen on feeding and growth of the tilapia, *Oreochromis niloticus* (Linnaeus)**. FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. United Nations Development Programme, Nigerian Institute for Oceanography and Marine Research, Project RAF/82/009 projetos, African Regional Aquaculture Centre, Port Harcourt, Nigeria, 1987. 12 p. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/field/003/AC168E/AC168E00.htm>. Acessado em: nov. 2011.

VADEBONCOEUR, Y. V.; JEPPESEN, E.; ZANDEN, M. J. V.; SCHIERUP, H.-H.; CHRISTOFFERSEN, K.; LODGE, D. M. From Greenland to green lakes: Cultural eutrophication and the loss of benthic pathways in lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 48, n. 4, p. 1408-1418, 2003.

VAN DAM, A. A.; PAULY, D. Simulation of the effects of oxygen on food consumption and growth of Nile tilapia, *Oreochromis niloticus* (L.). **Aquaculture Research**, v. 26, n. 6, p. 427-440, 1995.

VIDAL, J. M. A.; RODRIGUES, M. do C. P.; ZAPATA, J. F. F.; VIEIRA, J. M. M. Concentrado proteico de resíduos da filetagem de tilápia-do-nilo (*Oreochromis niloticus*): caracterização físico-química e aceitação sensorial. **Rev. Ciênc. Agron.** [online], v. 42, n. 1, p. 92-99, 2011.

VIDOTTI, R. M. ; BORINI, M. S. M. Aparas da filetagem da tilápia se transformam em polpa condimentada. **Panorama da Aquicultura**, v. 16, n. 96, p. 38-41, 2006.

ZANNI, A. Indústria de ração cresceu mais de 5 % em 2010. **Boletim Informativo do Setor de Alimentação Animal**, São Paulo, 2011. Disponível

em:<http://www.agricultura.gov.br/arq_editor/file/camaras_setoriais/Aves_e_sui_nos/16RO/Boletim_Sindira%C3%A7%C3%B5es.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2011.

ZHANG, X; XIE, P.; HUANG, X. A. Review of Nontraditional Biomanipulation. **The Scientific World Journal**, v. 8, p. 1184-1196, 2008.

ZIMMERMANN, S. **Estado atual e tendências da moderna aquicultura:** Novas tecnologias; biomanipulação e mesocosmos aquático controlado. In: ZIMMERMANN, S. et al. (Eds.). **Fundamentos da moderna aquicultura**. Canoas: ULBRA, 2001. p. 191-199.

**Eutrofização, hipóxia e organismos filtradores:
Uma revisão para ambientes límnicos**

Esta revisão faz uma abordagem da importância da qualidade da água na aquicultura do Submédio São Francisco, cujas águas são provenientes do rio São Francisco que se encontra em processo acelerado de eutrofização, devido aos aportes de nutrientes lançados neste manancial, prejudicando a atividade aquícola. Aspectos gerais da eutrofização, do fitoplâncton e da aquicultura contextualizam a abordagem que deve ser considerada para o embasamento do referido trabalho. Também são abordados alguns organismos filtradores de fitoplâncton com potencial para minimizar os efeitos provocados pela eutrofização, no que se refere ao florescimento algal e a hipóxia em ambientes de aquicultura límnicos. A branchoneta por ser o animal de estudo do presente trabalho, foi descrita em um capítulo exclusivo, o de número 2.

1. Eutrofização e hipóxia

O processo de eutrofização dos ecossistemas aquáticos acontece naturalmente com o envelhecimento desses ambientes devido ao acúmulo de nutrientes ao longo do tempo (ESTEVES, 1998; RAST; HOLLAND, 1988). Com a ação antrópica esse processo pode ser acelerado, sendo incorporados os nutrientes nitrogênio e fósforo em quantidades superiores a capacidade de reciclagem do ambiente, servindo de alimento para as microalgas fitoplanctônicas, promovendo assim o seu florescimento (MONTEGGIA; ZANCAN FILHO, 2001), com posterior dominância de cyanobacteria. Essas florações algais consomem os nutrientes até a escassez, morrem em massa e entram no processo de decomposição bacteriana com retirada de oxigênio da água, causando hipóxia no ambiente e morte dos animais de cultivo, fato que acontece na aquicultura (TUNDISI, 2003; VINATEA-ARANA, 2004) e em grandes ecossistemas límnicos, a exemplo do rio São Francisco, pelo aporte de nutrientes dos efluentes domésticos e agroindustriais. A hipóxia também pode ocorrer sob condições de cultivo intensivo de peixes, onde há uma perda

da qualidade da água, provocando ainda estresse nos peixes de cultivo (OLIVA-TELES, 2012).

Portanto, há necessidade de um tratamento adequado desses efluentes que são lançados nos corpos d'água, sem nenhum cuidado preventivo para evitar a remediação, a qual requer um maior investimento para sua realização. Verifica-se também a necessidade de minimizar os impactos ambientais provocados pela aquicultura (BANCO DO NORDESTE, 1999; BUSCHMANN; LÓPEZ; MEDINA, 1996), com manejos adequados capazes de diminuir os resíduos poluentes promotores de florações algais. Podendo ser utilizados para este fim, meios físicos, químicos e biológicos, sendo o controle biológico o que mais se aproxima das condições naturais, com o uso de animais filtradores capazes de prevenir o processo de eutrofização ou de remediar o ambiente já eutrofizado por meio da biofiltração. Os métodos físicos e químicos requerem maiores investimentos por necessitarem de elevado tempo de detenção e superfície disponível, maior consumo de energia e produtos químicos, entre outros.

Assim, a biorremediação é uma tecnologia efetiva para o tratamento e a remoção de compostos de natureza orgânica e inorgânica, utilizando microalgas, macroalgas, macrófitas, microcrustáceos e moluscos bivalves (ELLIOTT; ALDRIDGE; MOGGRIDGE, 2008; KAUR; BHATNAGAR, 2002; MARTÍNEZ-CÓRDOVA et al., 2011; MARTÍNEZ-PORCHAS et al., 2010), e outros organismos que se prestam a estes fins.

1.1 Água e ambiente límnico

A água é um fator determinante do desenvolvimento e da continuidade da vida no planeta e vem sendo contaminada com excessos de elementos de origem química e biológica, de esgotos urbanos e industriais. Os principais poluentes dos recursos hídricos são nutrientes, metais pesados, materiais tóxicos provenientes do lixo, hidrocarbonetos do petróleo, bactérias e vírus patogênicos.

Os usos múltiplos das águas, o aporte de material orgânico e inorgânico nos mananciais e a ação exploratória do homem nas áreas alagadas e nas matas galeria têm produzido contínua e sistemática deterioração, além de

elevadas perdas quali-quantitativas da água (TUNDISI, 2003), que é um recurso cada vez mais escasso, chegando ao ponto de não estar disponível até mesmo para o consumo humano em alguns países.

A escassez generalizada da água e a progressiva poluição e contaminação dos mananciais, geram a necessidade cada vez maior de qualidade e quantidade de água em muitas regiões do mundo, tornando necessário um manejo adequado dos recursos hídricos (McDONALD et al., 2011; OKI; KANAE, 2006).

O ambiente límnic apresenta complexidade nas transferências de gases e íons por acontecer em meio aquoso, sendo necessárias as interfaces: água-organismo vivo, água-solo e água-atmosfera, onde acontecem as trocas gasosas e iônicas. Também o metabolismo de um ecossistema aquático é influenciado pelos aportes exógenos de outros corpos d'águas, da lixiviação, da chuva, do vento, dos efluentes antrópicos e dos cultivos aquáticos (BOROS et al., 2011; MATSON; HARRISS, 1995; TUNDISI, 1999; WETZEL, 1990).

Os organismos aquáticos são fortemente influenciados pela qualidade da água (ESTEVES, 1998). Qualquer aporte exógeno no ambiente aquático interfere no metabolismo, podendo causar desequilíbrio na cadeia trófica e no próprio ecossistema, com hipóxia, morte, superpopulação de organismos indicadores de ambientes eutróficos etc. Podendo ocorrer também bioacumulação e penetração de compostos tóxicos na cadeia (PEREIRA; FREIRE, 2005; STAEHR et al., 2012).

Muitos são os fatores determinantes da qualidade da água na aquicultura, desde a qualidade da água de abastecimento dos tanques e viveiros, as condições ambientais (período seco e chuvoso), a intervenção humana com práticas de manejos rotineiros (assepsia, calagem e adubação), as espécies cultivadas, o arraçoamento (composição do alimento e quantidade fornecida) até a despesca (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010). As características químicas da água inicial (do abastecimento) podem sofrer interferências devido ao aporte de matéria orgânica dissolvida (MOD) e inorgânica dissolvida (MID), provenientes dos fatores supracitados, diminuindo a qualidade da água do cultivo (BOYD, 2012; UTANG; AKPAN, 2012).

Afetando assim os ecossistemas aquáticos, oceânicos e continentais, que passam a apresentar problemas de eutrofização. No Brasil, o rio São

Francisco é o maior ecossistema aquático límnicamente nacional, o qual vem sofrendo com esse problema principalmente por ações antrópicas.

1.2 O Rio São Francisco

A região hidrográfica da bacia do rio São Francisco foi dividida em Alto São Francisco, Médio São Francisco, Submédio São Francisco e Baixo São Francisco (BRASIL, 2012), cuja problemática está relacionada principalmente com o represamento de suas águas e o aporte de nutrientes lançados de efluentes domésticos, da indústria, da agricultura irrigada e da aquicultura. A região do Baixo São Francisco, ainda sofre danos ambientais devido ao aumento da cunha salina, ocasionando perda de vazão do rio represado (CBHSF, 2012; MEDEIROS et al., 2007; SANTOS; POMPEU; KENJI, 2011; SEMENSATTO-JR; DIAS-BRIT, 2004).

O represamento das águas do rio São Francisco para geração de energia elétrica diminuiu a vazão deste Rio e aumentou o tempo de residência de suas águas, limitando sua vazão, para águas turbinadas e vertidas, controladas pelas hidrelétricas. Desta forma, no Submédio São Francisco, o Rio perde sua característica peculiar de rio e passa a ter uma característica mais semelhante à de um lago ou reservatório (SANTOS; POMPEU; KENJI, 2011). Com o funcionamento do projeto de transposição das águas do rio São Francisco, captadas no reservatório de Itaparica, parte da vazão do rio mudará de curso, não mais para o mar, podendo contribuir para um maior avanço da cunha salina e eutrofização do Rio São Francisco.

Somados a esta realidade, os efluentes que são lançados neste ambiente trazem ao Submédio São Francisco limitações no uso de suas águas e diminuição da sua capacidade de suporte, diminuindo a piscosidade e aumentando a produção primária do ecossistema aquático. Implicando também na produtividade aquícola, causando grandes prejuízos aos pescadores e piscicultores, e na geração de energia elétrica, quando se faz necessário parar as turbinas do complexo hidrelétrico do reservatório, para a retirada de macrófitas aquáticas das grades de contenção (LOPES; TENÓRIO, 2002). Segundo Thomaz, Bini e Pagioro (2003) a biomassa de plantas submersas pode afetar a produção de eletricidade. E no Alto São Francisco a

consequência do represamento vem causando colapso na reprodução de peixes reofílicos (ARANTES et al., 2011).

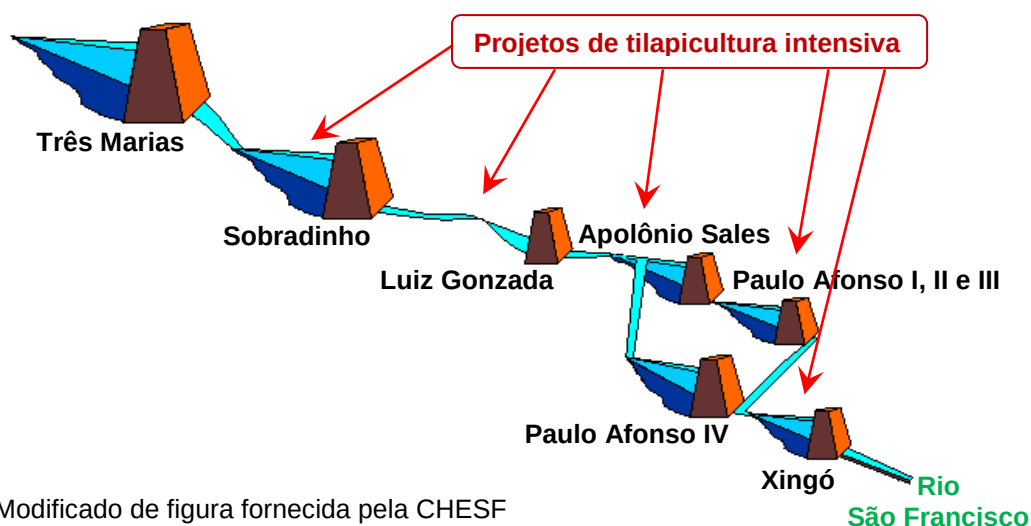
Com os muitos e grandes projetos de piscicultura superintensiva implantados nas águas represadas do Rio São Francisco, a ponto de torná-lo um dos maiores produtores de tilápia do Brasil, o aporte de nutrientes nessas águas aumentou grandemente com o lançamento de toneladas de rações de alto teor proteico e de excreções da tilapicultura e de lançamentos dos esgotos de dezenas de cidades, favorecendo a poluição aquática.

Em decorrência desse conjunto de ações antrópicas, ocasionadas no Submédio São Francisco, já foram registradas muitas mortes humanas e de animais domésticos e selvagens, necessitando de maiores cuidados nas unidades de tratamento dessas águas para o abastecimento humano.

Um dos maiores problemas verificados nesses reservatórios hidroelétricos é que estes se encontram dispostos em cascatas (Desenho 3),

Desenho 3 - Disposição em forma de cascata dos reservatórios hidrelétricos do rio São Francisco e indicação dos reservatórios com projetos implantados de tilapicultura intensiva.

Rio São Francisco



Fonte - Modificado de figura fornecida pela CHESF

logo, o problema que acontece em um deles provavelmente será passado para os reservatórios subsequentes. Isto também acontece no reservatório da hidrolétrica de Itaipu devido ao sistema de reservatórios em cascata a sua montante (RIBEIRO FILHO et al., 2011). Em tempos atuais é visto com mais frequência a mudança na coloração dessas águas de transparentes para verde

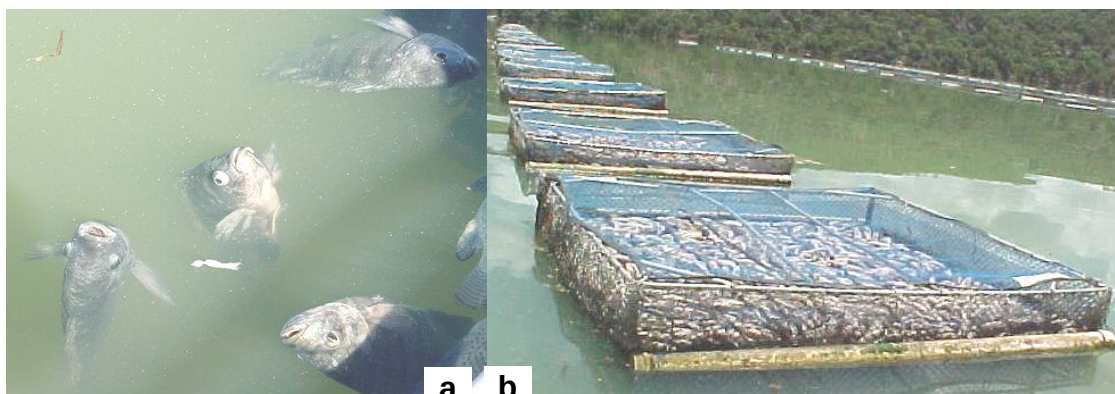
escuro e quando isso acontece geralmente é seguido de mortandade, principalmente de peixes. Essa mudança na coloração da água ocorre em virtude da floração de microalgas fitoplanctônicas, caracterizando o ambiente eutrofizado.

Nos reservatórios hidrelétricos das usinas geradoras de energia da CHESF, no rio São Francisco, os reservatórios de Moxotó, da usina Apolônio Sales, e o de Xingó da usina Xingó (Desenho 3), na região do Submédio, uns dos maiores centros produtores de tilápias do Brasil, houve grande prejuízo financeiro na pesca e na piscicultura devido à mortandade de peixes provocada pelo florescimento de microalgas entre outras possibilidades (CARVALHO FILHO, 2004). Aconteceram três eventos semelhantes num período de cinco anos (CARVALHO FILHO 2007), apresentado as mesmas características de coloração (verde escuro) e odor (cheiro desagradável) da água (Fotografias 4a e 4b). Aragão et al. (2009) em levantamento florístico das algas fitoplanctônicas do reservatório de Xingó identificaram ocorrências frequentes de *Anabaena circinalis* e *C. raciborskii*. Os problemas com mortalidades de peixes estão ocorrendo aparentemente de forma cíclica e têm relação com cianobactérias (SOARES et al., 2007). No Reservatório de Itaparica, da usina Luiz Gonzaga (Desenho 3), da mesma região, houve registros de mortalidade por toxidades causadas provavelmente por cianotoxinas, uma epidemia de gastroenterite num período de 42 dias com 2.000 enfermos e 88 que evoluíram a óbitos (TEIXEIRA et al., 1993).

Atualmente, encontra-se em execução o projeto de transposição do rio São Francisco com captações de água no reservatório de Itaparica para abastecer uma população de 11.682.557 habitantes, de 391 municípios do Nordeste brasileiro (BRASIL, 2011a; 2011b). Vale ressaltar que os reservatórios hidrelétricos do rio São Francisco encontram-se dispostos em cascatas, um recebe a influência do outro, sendo necessário um monitoramento global da bacia do rio São Francisco e dos efluentes domésticos e agroindustriais que são lançados na bacia, para evitar o que aconteceu no reservatório de Tabocas, que abastece a cidade de Caruaru, PE, onde as análises de fitoplâncton mostraram dominância de espécies de cianobactérias (AZEVEDO, 1997; AZEVEDO et al., 2002; CODD et al., 1999), responsáveis por 76 óbitos humanos (CARMICHAEL et al. 2001), sendo

confirmada esta ocorrência com as cianotoxinas extraídas de fígados das vítimas (YUAN; CARMICHAEL; HILBORN, 2006).

Fotografia 4 - (a) *Oreochromis niloticus* com dificuldades respiratórias devido à baixa qualidade da água em reservatórios hidrelétricos do Rio São Francisco; **(b)** Mortandade de *O. niloticus*, ocorrida numa série de eventos que tiveram início em 1994, em projetos de piscicultura nos reservatórios do Rio São Francisco, pertencentes a Companhia Hidro Elétrica de Paulo Afonso (CHESF).



Fonte: **(a)** Foto anônima do arquivo de aulas da Universidade do Estado da Bahia (UNEB); **(b)** foto do arquivo da Companhia Hidro Elétrica do São Francisco - CHESF, fornecida por Lopes, J. P.

1.3 Fitoplâncton

O fitoplâncton é uma comunidade formada por algas e cianobactérias de áreas pelágicas ou limnéticas que não tem movimentação própria suficiente para vencer a correnteza aquática (SILVA; SOUZA, 1998), e segundo Vidotti e Rollemberg (2004) são responsáveis pela maior produção de oxigênio do planeta, proveniente da fotossíntese.

O plâncton é o principal alimento no início da alimentação exógena de peixes (LAZO et al, 2000). Por isso, na larvicultura e alevinagem, as águas são fertilizadas com os nutrientes que proporcionam o aumento da densidade fitoplanctônica. Mas, quando esta produção torna-se maior do que a capacidade de filtração dos animais cultivados, podem acontecer problemas de hipóxia prejudicando a produtividade aquícola (MEE, 2006; RABALAIS et al., 2010). Além da hipóxia, outro problema comumente observado é a intoxicação provocada por cianobacteria, podendo causar mortandade. Tudo isso leva a uma diminuição na capacidade de suporte em um ambiente de cultivo

(capacidade máxima de biomassa sustentada em um ambiente aquático) (KUBITZA, 1998a; HOWARTH et al., 2011). Segundo Kubitza (1998b) a concentração de OD na água é o primeiro fator limitante à capacidade de suporte dos sistemas de alto fluxo.

Além de serem utilizadas como alimento na aquicultura animal, as microalgas são ainda usadas, nas indústrias de alimentos e de cosméticos, e sua produção é uma atividade aquícola onde se faz necessário eutrofizar o ambiente aquático (CAMPOS; BARBARINO; LOURENÇO, 2010).

Na aquicultura animal em sistemas de produção intensiva, onde as águas devem ser pobres em microalgas observam-se com frequência águas verdes com altas densidades de organismos planctônicos, interferindo negativamente na produtividade. Este fato ocorre pelo aporte de nutrientes exógenos, nitrogênio e fósforo, provindos das rações ricas desses elementos e das grandes quantidades de excrementos dos animais aquícolas estocados em altas densidades (CYRINO et al., 2010).

Com a floração algal há necessidade de remediar o ambiente retirando-se as microalgas planctônicas a partir de pastejamento (FROST; FRANZEN, 1992). Muitos organismos alimentam-se filtrando o fitoplâncton, a exemplo dos crustáceos, peixes e moluscos. Estes organismos são biofiltros capazes de serem controladores *top-down* do fitoplâncton, podendo apresentar potencialidade como biorremediadores de microalgas limnéticas, proporcionando melhores condições de oxigenação nos ambientes aquícolas (MODESTO et al., 2010; PANOSSO et al., 2007; REEVE, 1963; TEISSIER et al., 2011; ZHANG; XIE; HUANG, 2008).

O excesso de fitoplâncton pode ocasionar entupimentos em brânquias de peixes, dificultando a respiração e as trocas iônicas com a água. Além disso, estes organismos, quando em altas densidades, retiram das águas, durante o período claro do dia, gás carbônico a ponto de ocasionar mudanças no pH deste ambiente. Uma alteração brusca no pH pode aumentar rapidamente os níveis de amônia e nitrito na água causando toxicidade a peixes e outros organismos aquáticos, até mesmo ao homem, e ainda favorecer aos parasitas de peixes. A alteração do pH também influencia outras mudanças químicas na água, que poderão contribuir de forma a restringir os organismos aquáticos em suas atividades normais de alimentação e reprodução.

Outra variação acontece com o OD na água durante o período noturno, quando as microalgas tendem a competir com peixes e outros organismos aquáticos pelo oxigênio, liberando gás carbônico, aumentando consideravelmente esse gás na água juntamente com o que é liberado também pelos demais organismos aquáticos.

Um aspecto muito importante a ser considerado do fitoplâncton está relacionado à sua capacidade em retirar do meio aquoso elementos químicos, o que habilita algumas espécies na recuperação de sistemas aquáticos, principalmente devido à presença de íons metálicos e de alguns compostos orgânicos (VIDOTTI; ROLLEMBERG, 2004). No entanto, quando o ambiente se encontra em desequilíbrio, ocorre uma menor diversidade específica com floração de algumas espécies tais como a cianofícea *Anabaena* sp. que é capaz de produzir toxina.

Espécies do plâncton são sensíveis as variáveis ambientais podendo ser consideradas ao longo do tempo, bioindicadores com maior precisão do que qualquer artefato tecnológico (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010; MARGALEF, 1983). Sendo por isso utilizadas para avaliação do estado trófico de ambientes aquáticos (KARABIN; EJSMONT-KARABIN; KORNATOWSKA, 1997; PINTO-COELHO, 1998). Assim, quando um sistema apresenta altas densidades de cianobactérias e diminuição de OD no hipolímnio o ecossistema pode ser considerado eutrófico (CALIJURI; DEBERDT; MINOTI, 1999; MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

Os microcrustáceos segundo Wetzel (1983) são responsáveis por significativo declínio do fitoplâncton. Brooks e Dodson (1965) afirmam que os animais selecionam seus alimentos de acordo com o tamanho, abundância, digestibilidade e facilidade de encontrá-los (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

1.4 Cyanobacteria e cianotoxinas

Dentre os grupos que compõem as microalgas fitoplanctônicas encontra-se as Cyanobacteria, também denominada de cianofíceas (COSTA; AZEVEDO, 1994), cianobactéria e algas azuis

As cianofíceas se beneficiam em relação a outras microalgas fitoplanctônicas em águas poluídas ou eutrofizadas por apresentar em sua

estrutura celular especializadas como heterocistos que são capazes de fixar o nitrogênio atmosférico, levando vantagem em relação às outras microalgas por não competir por este nutriente (DOKULIL; TEUBNER, 2000).

Além disso, elas também produzem metabólitos secundários provavelmente excretados para sobressair em relação a outras espécies na competição por alimento, espaço e luz. Esses metabólitos secundários causam problemas ao homem, pois alguns desses compostos proporcionam odor e sabor de mofo, barro, entre outros, causando sérias preocupações às empresas de abastecimento de água de todo o mundo. Odor e sabor, conhecido como *off-flavors*, ficam impregnados em organismos aquáticos a ponto de inviabilizar o consumo desses animais pelo homem, causando grandes prejuízos a pesca e a piscicultura (PERSCHBACHER; MILLER; CONTE, 1996). Existem também diatomáceas produtoras de neurotoxina, ácido domóico, que durante o processo de filtro-alimentação dos bivalves, estes podem acumular a toxina em seus tecidos e tornarem impróprios para o consumo humano (PROENÇA; OLIVEIRA, 1999).

Outros metabólitos secundários produzidos por cianofíceas são tóxicos e, segundo Carmichael (1992), são denominados genericamente de cianotoxinas. Provavelmente, a produção destes serve para proteção contra predadores e funções alelopáticas (LEFLAIVE; TEN-HAG, 2007), chegando a causar mortandade de outros organismos aquáticos e terrestres ao consumirem águas ou animais aquáticos contaminados com essas toxinas (AZEVEDO NETO, 1988; FERRÃO-FILHO; KOZLOWSKY-SUZUKI, 2011). As florações de cianobactérias têm sido um dos maiores problemas de saúde pública regional e mundial (BRASIL, 2003; 2007).

As cianotoxinas incluem péptidos cíclicos e alcalóides (VAN APELDOORN et al., 2006) e são classificadas em hepatotoxinas, dermatotoxinas e neurotoxinas de acordo com seu mecanismo de toxicidade em animais (FERRÃO FILHO, 2009). As dermatotoxinas apresentam propriedades dermatológicas e inflamatórias, o que pode agravar lesões no fígado produzidas por hepatotoxinas (WIEGAND; PFLUGMACHER, 2005). As neurotoxinas atuam sobre o processo de propagação do impulso nervoso, promovendo a morte de animais de sangue quente por parada respiratória em poucos minutos, após injeção intraperitoneal (FERRÃO FILHO, 2009).

Os métodos para determinar cianotoxinas podem ser químicos e biológicos, segundo Van Apeldoorn et al. (2006) para a detecção de toxinas pode-se usar os detectores de absorção espectrofotométrica na faixa do ultravioleta (UV) e espectrometria por fluorescência a vários tipos de detecção utilizando espectrômetro de massas (MSD) e cromatografia líquida de alta eficiência (HPLC), porém o principal problema na determinação de toxinas de cianobactérias é a falta de materiais de referência de toxinas relevantes.

1.5 Aquicultura

A aquicultura é definida como o cultivo de organismos aquáticos com valor comercial a fim de aumentar a segurança alimentar do planeta por meio da distribuição democrática do alimento gerado em todas as camadas socioeconômicas da população mundial (VINATEA-ARANA, 2004).

Os dados mais recentes publicados pela FAO (2010a) informam que de toda a proteína de origem animal consumida pela população mundial, 15,7% provem do consumo de peixes, representando um consumo per capita mundial de 17 kg de peixe. A aquicultura é responsável pelo fornecimento de 46% da oferta total de alimentos de peixe (FAO, 2010a).

No Brasil, os principais organismos cultivados são peixes e camarões, e seus cultivos são denominados, respectivamente, piscicultura e carcinicultura. As espécies mais cultivadas são os peixes *Oreochromis* spp. (96 000 t), *Cyprinus carpio* (36 600 t) e *Colossoma macropomum* (30 600 t) e o camarão *Penaeus vannamei* (65 000 t) (FAO, 2010a). O sul é a maior região produtora (BRASIL, 2010).

Na aquicultura animal utilizam-se técnicas para o controle das variáveis físicas, químicas e biológicas do ambiente com o objetivo de proporcionar condições favoráveis para uma maior produtividade, mantendo, a medida do possível, a saturação de OD, evitando assim, a hipóxia nos ambientes de produção (BOYD, 1996). Os manejos comumente utilizados são: areação da região bentônica e da coluna d'água, renovação de água, redução da densidade de produção, remoção do fitoplâncton. O florescimento de microalgas pode causar depleção de OD no período noturno e supersaturação

durante o dia, podendo causar, em casos extremos, anoxia e embolia, respectivamente, nos animais de cultivo.

Nos ambientes de cultivo é otimizado toda a possibilidade de exploração do meio, chegando a atingir sua capacidade de suporte para a produção aquícula. Desta forma, obtêm-se melhores resultados de produtividade, porém, tem-se como consequência o aporte excessivo nestes ambientes de N e P provenientes da ração e da grande quantidade de excrementos liberados pelos animais de cultivo que se encontram em altas densidades. O N e P são nutrientes para as espécies fitoplanctônicas que possibilitam suas florações, eutrofizando o ambiente e, com isso, diminuindo sua capacidade de produção. Também existe interferência na qualidade da água pelos resíduos ou sobras da atividade aquícola como descamação, mucos, vitaminas e agentes terapêuticos (SIPAÚBA-TAVARES; MORAES; BRAGA, 1999).

Desta forma, a aquicultura tem acelerado o processo de eutrofização, havendo assim, necessidade de manejos pouco impactantes ao ambiente, com maior controle da qualidade da água de cultivo, do tratamento dos efluentes aquícolas e acompanhados de um monitoramento constante (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010).

Segundo SIPAÚBA-TAVARES et al. (2002), existe uma grande variedade de biofiltros bacterianos disponíveis para minimizar os impactos causados pela aquicultura, porém alguns deles são caros e de difíceis configurações. O fitoplâncton é um biofiltro com maior possibilidade por filtrar o N e o P, estudos também apontam *Artemia* sp. com essa capacidade (MARINHO-SORIANO et al., 2011). Existem também os animais filtradores das espécies fitoplanctônicas capazes de controlar o aumento das populações da comunidade fitoplanctônica, evitando assim hipóxia nos ambientes de cultivo.

Altas densidades de fitoplâncton também podem obstruir as brânquias dos peixes, prejudicando sua respiração, refletindo no seu desenvolvimento, e ainda tornando-os presas fáceis (LOPES; SANTOS; TENÓRIO, 2000). As espécies do fitoplâncton que produzem metabólitos secundários causadores de *off-flavor* e intoxicação no pescado, podem levar a morte os peixes cultivados, causando grandes prejuízos financeiros na aquicultura (MACEDO; SIPAÚBA-TAVARES, 2010). Segundo Kubitza (2004) para o cálculo destes prejuízos soma-se o atraso na despesca, a redução no crescimento e na eficiência

alimentar e o aumento na mortalidade dos peixes cultivados. Afetando também a qualidade do peixe destinado à mesa (KUBITZA, 1999).

2. Organismos filtradores

Os organismos filtradores são os animais que retiram os alimentos da água filtrando-os através de estruturas branquiais, como ocorre em espécies de Chordata, Mollusca, Arthropoda e Annelida, ou formando uma corrente de água levando-a até o átrio e filtrando as partículas de alimento nos coanócitos, ações estas realizadas pelas espécies de Porifera, ou ainda por fluxo de água produzido pelos órgãos ciliados (coroa) de Rotifera, que leva o alimento até o mástax adaptado para moer (FAUCHALD; JUMARS, 1979; MEDEIROS; HADEL, 1999; SIPAÚBA-TAVARES; ROCHA, 2001; ROTTA, 2003).

Na aquicultura continental os animais filtradores mais conhecidos são os que filtram da água as espécies do fitoplâncton no processo de alimentação, melhorando a qualidade da água de cultivo. Estes pertencem às classes Actinopterygii (peixe), Bivalvia (amêijoas, berbigão, mexilhão, ostra, sururu, vieira) e Branchiopoda (microcrustáceos) (CAVALCANTE JR et al., 2005; LAZZARO, 1987), podendo ser considerados filtro-alimentadores, filtros de alimentos, filtros de plâncton ou biofiltros planctônicos.

Segundo Smith (1989) *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844), carpa prateada, pode chegar a uma taxa de filtração de 18,25 litros/hora/peixe (KOLAR et al., 2005; ROSS, 2001), filtrando inclusive espécies do fitoplâncton menor do que 10 µm (VÖRÖS et al., 1997). Segundo Riisgård (1988) *Crassostrea virginica* (Gmelin, 1791) (ostra) filtra até 6,80 L.h⁻¹ de água, retirando alimento de até 2 µm, e *Potamocorbula amurensis* (Schrenck, 1861) (amêijoas), segundo Greene et al. (2011), chega a filtrar 1,1 L.ind⁻¹.h⁻¹. Em relação aos microrganismos que fazem parte do zooplâncton, Agasild e Nøges (2005) identificaram filtrações de pastejos de partículas de 0,5 µm em cladóceros e rotíferos e taxa de ingestão de até 7,63 ± 9,16.10⁵ células.L⁻¹.h⁻¹.

Espécies de animais ainda pouco estudadas quanto a sua capacidade de filtração para a melhoria da qualidade da água de ambientes eutrofizados, entre as esponjas, segundo Milanese et al. (2003) e Stabilli et al. (2006; 2008),

e entre as poliquetas, segundo Giangrande et al. (2005) e Licciano, Stabilli e Giangrande (2005), precisam ser mais estudadas como biorremediadoras.

Os animais planctívoros podem ser ainda seletivos por fitoplâncton ou zooplâncton na alimentação (LAZZARO, 1987) e ainda selecionar a presa por palatabilidade ou tamanho, entre outros aspectos (GRAHAM; SPRULES, 1992; LAMPERT, 1987; PAOLUCCI; CATALDO; BOLTOVSKOY, 2010; TACKX et al., 1989; WIRTZ, 2012).

Os organismos filtradores são potenciais controladores *top-down* do fitoplâncton, podendo assim, serem utilizados na biomanipulação para melhoria da qualidade da água com a biorremediação do ambiente de cultivo no que se refere ao controle das populações de microalgas limnéticas ou pelágicas, sendo uma ação preventiva da hipóxia no ambiente de cultivo.

Zhou et al. (2011) afirmam que é urgente o controle de floração fitoplanctônica com eficiência e segurança. Entre os métodos físico, químico e biológico de controle de microalgas, o método biológico tem se mostrado bastante eficiente e seguro em relação aos outros, uma vez que não necessita do uso de substâncias químicas (método químico) e nem de energia (método físico), o que o torna barato. Na aplicação deste método podem ser utilizadas espécies filtradoras no controle biológico.

O emprego de animais filtradores em estudos de biorremediação tem várias vantagens, uma delas é o fato deles consumirem as partículas orgânicas e nutrientes inorgânicos dissolvidos (CHOPIN et al., 2001; VINATEA, 1999), evitando que os nutrientes, oriundos da degradação bacteriana da matéria orgânica, sejam lançados nos efluentes. Outra vantagem é que eles se alimentam de fitoplâncton e bactérias, que usam os nutrientes inorgânicos para os seus crescimentos (QIAN; WU; NI, 2001).

Na cadeia trófica dos ecossistemas aquáticos as espécies fitoplanctívoras do plâncton, do nécton e do benton, desempenham um importante papel no controle das populações fitoplanctônicas (CARPENTER et al., 1987), a exemplo de *Daphnia* O. F. Müller, 1785 (crustáceo), *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844) (peixe) e *Bivalvia* Linnaeus, 1758 (molusco), respectivamente.

Foi verificado também que alguns organismos filtradores são capazes de filtrarem cianobactérias produtoras de cianotoxinas, a exemplo de *Oreochromis*

niloticus (Linnaeus, 1758) (tilápia do Nilo) que segundo Panosso et al. (2007) apresentou eficiência na filtração de cianobactérias, sendo uma alternativa potencialmente viável no controle biológico de florações, e *H. Molitrix* que em águas eutrofizadas apresentou um rápido crescimento onde as cianobactérias foram o principal alimento (LIU; BAO; YANG, 2009).

Portanto, os organismos que apresentam uma boa capacidade de filtração desempenham um papel importante no equilíbrio dos ecossistemas aquáticos, remediando a eutrofização com a redução das populações de fitoplâncton, inclusive as de cianobactérias produtoras de cianotoxinas, diminuindo a carga de nutrientes na coluna de água, aumentando a transparência da água, prevenindo da hipóxia e tendo como consequência a melhoria da qualidade da água para a aquicultura.

É necessário um maior número de pesquisas para avaliar as interações entre os organismos com potencial de biorremediação e o metabolismo do ecossistema aquático, visando uma resposta mais eficiente na remoção do fitoplâncton, a exemplos de estudos que vem sendo realizados com *Artemia franciscana* Kellogg, 1906, e deste trabalho que pesquisou a potencialidade de *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 no controle *top-down* do fitoplâncton e sua preferência alimentar, além de outros aspectos.

Assim dando continuidade, segue uma breve abordagem de alguns organismos filtradores usados em remediação de ambientes aquícolas.

2.1 *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes, 1844)

Hypophthalmichthys molitrix (Valenciennes, 1844), um Cyprinidae (Actinopterygii: Cypriniformes) conhecido por carpa prateada, é um peixe fitoplantófago, e a espécie aquícola mais cultivada no mundo (3.782.281 t), sendo a China o seu maior produtor com 3.193.270 t (FAO, 2010b). Espécie de origem asiática provavelmente foi introduzida no Brasil em 1904, tornando-se umas das principais espécies cultivadas no país em policultivos (OSTRENSKY; BORGHETTI; SOTO, 2008). Na europa foi deliberadamente introduzida por agências ambientais como agente de controle biológico de proliferação de algas em ecossistemas eutróficos (DOMAIZON E DEVAUX, 1999; PÍPALOVÁ, 2002; SAVINI et. al., 2010).

Os processos de respiração e alimentação deste animal ocorrem simultaneamente, ou seja, ele filtra ao mesmo tempo da água o OD, para a respiração, e o fitoplâncton para a sua alimentação. Zhao et al. (2011) estudaram esta relação em resposta à redução de OD e observaram que *H. molitrix* obteve diminuição da sua eficiência de filtragem quando os níveis de OD diminuíram de 3 mg/L, verificando ser este um animal resistente a baixa de OD, fato comum em ambientes eutrofizados. Devido ao seu potencial, esta espécie vem sendo utilizada no controle *top-down* do fitoplâncton em lagos tropicais eutrofizados (XIAO et al. 2010).

O nicho ecológico da carpa prateada localiza-se na região limnética, a mesma onde se encontra a comunidade do fitoplâncton. Por ser um peixe microfiltrador, segundo Nunes (2000), o seu consumo seletivo de microalgas reduz a biomassa fitoplanctônica ao mesmo tempo em que estimula a taxa de reprodução de microalgas, de forma a não comprometer a produção de OD, mas sim proporcionar um controle do florescimento excessivo de espécies do fitoplâncton. Isto é justificado por Nunes (2000) devido a uma produção maior de OD pelas algas jovens, provenientes da reprodução algal que foi estimulada pela carpa e ainda, segundo Hepher e Pruginin (1981), pela remoção do excesso de algas evitando sua morte natural, e consequente processo de decomposição que consome o OD e promove hipóxia no ambiente aquático, causando mortandade das espécies.

2.2 Bivalvia Linnaeus, 1758 de água doce

Bivalvia Linnaeus, 1758, é uma classe do filo Mollusca de animais aquáticos, caracterizada pela presença de duas valvas, sendo popularmente conhecidos por bivalves e mexilhão. Dentre estes bivalves existe uma ordem de organismos de água doce denominada Unionoida Stoliczka, 1871.

Existem no mundo cerca de 840 espécies da ordem Unionoida (Mollusca: Bivalvia), das quais 172 são Neotropicais (GRAF; CUMMINGS, 2007). No Brasil os bivalves de água doce pertencem às famílias Mycetopodidae e Hyriidae da ordem Unionoida, Sphaeriidae da ordem Veneroida e a família exótica Corbiculidae (Veneroida), totalizando 115 espécies (AVELAR, 1999; FELIPI; SILVA-SOUZA, 2008).

Os bivalves dulciaquícolos alimentam-se principalmente de microalgas (AVELAR, 1999) podendo filtrar grandes quantidades de água em rios e lagos, removendo o fitoplâncton (HWANG et al., 2004; OGILVIE; MITCHELL, 1995), e têm potencial para ser uma ferramenta na biomanipulação de ambientes aquáticos eutrofizados. Os bivalves podem ser controladores *top-down* do fitoplâncton. Isto acarreta em aumento da transparência da água e da intensidade da luz no sedimento, com consequente efeito *bottom-up* do fitoplâncton, reduzindo ainda mais a produção de microalgas por déficit de nutrientes (DUMBAULD; RUESINK; RUMRILL, 2009; NEWELL, 2004; WALL; PETERSON; GOBLER, 2008). Segundo McKenzie e Ozbay (2009) a utilização de bivalves no controle do fitoplâncton é um método barato e importante para a aquicultura.

Em estudos de laboratório foi verificado o potencial do mexilhão *Elliptio complanata* (Lightfoot, 1786) (Unionoida) na filtragem de fitoplâncton, apresentando uma taxa de depuração de clorofila *a* de 0,187 litros/hora/mexilhão, sendo confirmado o seu potencial para ser usado em aquicultura na redução de populações fitoplanctônicas, resultantes da eutrofização (MCKENZIE; OZBAY, 2009). Segundo McKenzie e Ozbay (2010) viveiros de piscicultura podem ser ambientes adequados para *E. complanata* promover uma melhoria na qualidade da água.

Outra espécie que tem sido utilizada para mitigar os impactos ambientais da piscicultura é *Diplodon chilensis* Gray, 1828, (Hyriidae), usado em cultivos de salmão, sendo capaz de mudar o nível trófico da água de hipereutrófico para oligotrófico, apresentando taxa de filtragem de 1,3 L.h⁻¹.ind⁻¹ (SOTO; MENA, 1999). Parada et al. (2008) afirmam que esta espécie pode ser considerada um biofiltro eficaz no tratamento de algas residuais da piscicultura.

Entretanto, alguns desses bivalves podem causar impactos ambientais, mesmo sendo bons filtradores de algas (NEWELL, 2004). Segundo Scheffer (2004) a invasão de *Corbicula fluminea* (O. F. Müller, 1774) (Veneroida) no continente americano tem causado sérios danos ambientais. O registro desta espécie em reservatórios hidrelétricos do Submédio São Francisco foi realizado por Lopes e Tenório (2003), alertando para os danos econômicos que esta espécie de molusco pode causar.

Bivalves de água doce também são utilizados como fonte de alimento, atingindo tamanho comercial que pode chegar a 20 cm (AVELAR, 1999), a exemplo da espécie *Anodontites trapesialis* que tem potencial para aquicultura como fonte de alimento proteico (FELIPI; SILVA-SOUZA, 2008). Estes animais também apresentam importância econômica com sua utilização na produção de calcário, confecção de botões madre pérola, adornos caseiros e na alimentação (AVELAR, 1999). Vale ressaltar que algumas espécies da ordem Unionoida apresentam fase parasitária tendo o peixe geralmente como hospedeiro, causando prejuízos na piscicultura (AVELAR, 1999; FELIPI; SILVA-SOUZA, 2008; MANSUR, 1999).

Devido às poucas publicações sobre cultivos de bivalves nativos de água doce no Brasil, a conclusão do inventário da malacofauna limnética do rio São Francisco (CHESF, 2010) e de outros levantamentos da malacofauna nativa de água doce e continental (AGUDO-PADRÓN, 2008; BAKER, 1913; KLAPPENBACH, 1964) permitem um maior suporte para conhecer as espécies mais adequadas para a sua utilização na aquicultura, seja para a produção de alimento ou como biorremediadora de impactos ambientais provocado pela própria aquicultura. A exemplo do mexilhão marinho, *Crassostrea rhizophorae* (Guilting, 1828) (ostra nativa), cultivado para servir de alimento para humanos, e também utilizado como biofiltro de efluentes da carcinicultura marinha (MODESTO et al., 2010), algumas espécies de mexilhões nativos límnicos também vem sendo estudados pelas universidades e outros órgãos de pesquisas para sua inserção na aquicultura continental.

2.3 *Daphnia* O. F. Müller, 1785

Daphnia O. F. Müller, 1785 é um gênero da ordem Cladocera (Anostraca, Crustacea) conhecida popularmente por dáfnia e pulga d'água. *Daphnia* spp. são utilizados mundialmente como organismos-testes nos estudos de ecotoxicologia. As espécies *Daphnia magna* Straus, 1820 e *Daphnia similis* Claus, 1876 são internacionalmente padronizadas (ROCHA; GÜNTZEL, 1999), e no Brasil o seu uso foi normatizado pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), para avaliação da toxicidade aguda de

amostras de efluentes líquidos, águas continentais superficiais ou subterrâneas e substâncias químicas solúveis ou dispersas em água (ABNT, 2009).

Segundo Rocha e Güntzel (1999) muitas espécies de Cladoceros podem ser utilizadas como bioindicadoras, por serem sensíveis indicadores das condições ambientais. Araujo et al. (2010) utilizaram *Daphnia laevis* Birge, 1879, uma espécie nativa do Brasil, de clima tropical, e *D. similis*, espécie padronizada e exótica. Ambas as indicaram como bioindicadores no monitoramento de recursos hídricos existentes no entorno das plantações de *Eucalyptus urograndis* (Mirtaceae).

Daphnia spp. também são utilizados como alimentos vivos na larvicultura/alevinagem de peixes de piscicultura, inclusive para os ornamentais (ROCHA; GÜNTZEL, 1999), e na biomanipulação para o controle *top-down* do fitoplâncton (SOMMER et al., 2003; WOJTAL-FRANKIEWICZ; FRANKIEWICZ, 2011). Estes microcrustáceos são eficientes na filtração do fitoplâncton por serem considerados grandes cladóceros e por serem seletivos na alimentação, exercendo grande pressão sobre o fitoplâncton em suas pastagens (PERETYATKO et al., 2011; TEISSIER et al., 2011).

Em levantamento bibliográfico realizado por Lynch (1980) de 17 espécies de *Daphnia*, foi verificado que a espécie com o menor tamanho de nascimento foi *D. galeata mendotae* G. O. Sars, 1864 (0,38 mm), e *D. magna* foi a que apresentou o maior tamanho na fase adulta (5,90 mm). Em 306 amostras de *D. middendorffiana* Fischer, 1851, Tiberti (2011) fez a medição de seus tamanhos, não considerando a cauda, que foram entre 0,60 mm e 3,43 mm. Animais zooplancônicos de maior tamanho provavelmente têm maior poder de filtração quantitativamente e também maior capacidade de filtrar desde o ultraplâncton até o macropoplâncton. Os grandes filtradores que fazem parte do nécton, geralmente filtram o plâncton em geral (fitoplâncton, zooplâncton, ictioplâncton etc), mesmo que só se alimentem do fitoplâncton. Este aspecto tem sido muito abordado em trabalhos de biomanipulação visando o controle *top-down* do fitoplâncton, sendo recomendada a retirada dos peixes planctófagos de lagos para promover maior eficiência no referido controle, ou por afetar a dinâmica da comunidade zooplâncton, principalmente das dáfias (CARPENTER; KITCHELL; HODGSON, 1985; KURMAYER; WANZENBÖCK, 1996; REISSIG et al., 2006; SELLAMI et al., 2012).

2.4 *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921

Dendrocephalus brasiliensis Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca) é conhecida por branchoneta e pertence à mesma ordem de *Artemia franciscana* Kellogg, 1906 e *Daphnia* spp., espécies muito conhecidas na aquicultura.

A branchoneta é uma espécie de água doce que apresenta metamorfose, passando por diversas formas e tamanhos. Na fase inicial de vida é menor do que *Artemia* spp. e na fase adulta maior, este aspecto é importante na aquicultura porque este animal poderá servir de alimento para pós-larvas de peixes de menores tamanhos. Outro aspecto importante pode estar relacionado a um maior controle *top-down* do fitoplâncton, pois o seu menor tamanho pode possibilitar filtrar espécies menores, a exemplo de cianobactérias. Alimentando-se de diversos tamanhos de espécies fitoplanctônicas durante todo o ciclo de vida, provavelmente um leque maior de espécies filtradas para a alimentação do que a filtração da *Artemia* spp. e da dáfnia.

É válido ressaltar a importância de *A. franciscana* (artêmia) por ser uma espécie que se assemelha muito com a branchoneta, inclusive no tamanho, apesar de tratar-se de uma espécie eurihalina a exemplo do krill, pequeno crustáceo filtro-alimentador de fitoplâncton muito conhecido por sua importância ecológica (KAWAGUCHI; ICHII; NAGANOBU, 1999). A artêmia é muito comercializada na aquicultura servindo como fonte de alimento para a carcinicultura e as pisciculturas marinha e ornamental, devido ao seu tamanho e por apresentar um alto valor proteico. Para água doce, de acordo com Lopes et al. (1998), a branchoneta é uma notável contribuição à larvicultura e alevinagem de peixes carnívoros.

Ainda, segundo Câmara (2000) e Marinho-Soriano et al. (2011) *A. franciscana* tem sido usado também na biomanipulação de águas de efluentes aquícolas eutrofizados, devido a sua capacidade de filtração de fitoplâncton e bactérias. Biofiltração em lagoas de estabilização é observada também na branchoneta (GONÇALVES; IDE; ROCHE, 2002).

Segundo Rabet e Thiéry (1996) os cistos de *D. brasiliensis* tem diâmetro de 213 a 233 μm com uma média de $219 \pm 6.76 \mu\text{m}$, apresentando média inferior a *D. ornatus* ($239 \pm 9.47 \mu\text{m}$) e a *Artemia* próximo a 270 μm (LOPES;

GURGEL; PONTES, 2011). Segundo Rocha e Güntzel (1999) a maioria das espécies de cladóceros tem tamanho compreendido entre 0,5 a 3,0 mm. Em condições de cultivo o comprimento médio da *Daphnia laevis* ao nascer é de 0,64 mm e quando adulto 2,62 mm (JACONETTI, 2005). Para ambientes límnicos o *Dendrocephalus* apresenta vantagem em relação a *Artemia*, considerada o principal expoente aquícola dos Anostracas, não só por ser uma espécie límnic, mas ainda segundo Lopes, Gurgel e Pontes (2011) o menor tamanho de seus cistos após descapsulados, propicia um melhor aproveitamento como alimento para larvas de camarões ou peixes, assim como o seu maior tamanho na fase adultado (20 mm) trás um melhor rendimento de biomassa. Aspectos da biologia da branchoneta, objeto de estudo deste trabalho, são descritos no próximo capítulo.

3. REFERÊNCIAS

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12713:** Ecotoxicologia aquática - Toxicidade aguda - Método de ensaio com *Daphnia* spp (Crustacea, Cladocera). Rio de Janeiro, 2009. 23 p.

AGASILD, H.; NÖGES, T. Cladoceran and rotifer grazing on bacteria and phytoplankton in two shallow eutrophic lakes: in situ measurement with fluorescent microspheres . **Journal of Plankton Research**, v. 27, n. 11, p. 1155-1174, 2005.

AGUDO-PADRÓN, A. I. Listagem sistemática dos moluscos continentais ocorrentes no Estado de Santa Catarina, Brasil. **Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay**, v. 9, n. 91, p. 147-179, 2008.

ARAGÃO, N. K. C. V. et al. Levantamento Florístico de Algas Planctônicas do Reservatório de Xingó, Rio São Francisco, Brasil. In: IX JEPEX, VI SEMANA NACIONAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA, 2009, Recife. **Resumos...** Disponível em: <http://www.eventosufrpe.com.br/jepex2009/cd/resumos/R0557-1.pdf>. Acesso em: 10 set. 2011.

ARANTES, F. P.; SANTOS, H. B. dos.; RIZZO, E.; SATO, Y.; BAZZOLI, N. Collapse of the reproductive process of two migratory fish (*Prochilodus argenteus* and *Prochilodus costatus*). **Journal of Applied Ichthyology**, v. 27, n. 3, p. 847-853, 2011.

ARAUJO, F. O. L. DE; RIETZLER, A. C.; DUARTE, L. P.; FÁTIMA SILVA, G. D. DE; CARAZZA, F.; VIEIRA FILHO, S. A. Constituintes químicos e efeito ecotoxicológico do óleo volátil de folhas de *Eucalyptus urograndis* (Mirtaceae). **Quím. Nova** [online], v. 33, n. 7, p. 1510-1513, 2010.

AVELAR, W. E. P. Moluscos Bivalves In: ISMAEL, D.; VALENTI, W. C.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ROCHA, O. (Eds). **Biodiversidade do Estado de São Paulo. Invertebrados de água doce**. São Paulo: FAPESP, 1999. v. 4, p. 65-68.

AZEVEDO NETO, J. M. Novos conceitos sobre eutrofização. **Revista DAE**, São Paulo, v. 48, n. 151, p. 22-28, 1988.

AZEVEDO, S. M. F. O. et al. Human intoxication by microcystins during renal dialysis treatment in Caruaru-Brazil. **Toxicology**, Limerick, v. 181-182, p. 441-446, 2002.

AZEVEDO, S. M. F. O. Toxic cyanobacteria and the Caruaru tragedy. **Journal of Venomous Animals and Toxins**, Botucatu, v. 3, n. 1, p. 93, 1997.

BAKER, F. The Land and Fresh-Water Mollusks of the Stanford Expedition to Brazil. **Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia**, v. 65, n. 3, p. 618-672, 1913.

BANCO DO NORDESTE. **Manual de impactos ambientais. Orientações básicas sobre aspectos ambientais de atividades produtivas.** Fortaleza: Banco do Nordeste, 1999. 297 p.

BOROS, G.; SØNDERGAARD, M.; TAKÁCS, P.; VÁRI, Á.; TÁTRAI, I. Influence of submerged macrophytes, temperature, and nutrient loading on the development of redox potential around the sediment–water interface in lakes. **Hydrobiologia**, v. 665, n. 1, p. 117-127, 2011. doi:10.1007/s10750-011-0609-4.

BOYD, C. E. Comments on the development of techniques for management of environmental quality in aquaculture. **Aquacultural Engineering**, London, v. 5, p. 135-146, 1986.

BOYD, Claude. Water Quality, in: John S. Lucas, Paul C. Southgate (Org.) **Aquaculture Farming Aquatic Animals and Plants**. 2^a ed., Wiley: Blackwell, 2012. cap. 3, p. 52-83.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. Agência Nacional de Águas – ANA. **Bacias Hidrográficas: Região Hidrográfica do São Francisco**. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/portais/bacias/SaoFrancisco.aspx>. Acesso em: 18 jan. 2012.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. **São Francisco: Integração de bacias**. Disponível em: <<http://www.integracao.gov.br/saofrancisco/Integracao/beneficios.asp>>. Acesso em: 28 ago. 2011a.

BRASIL. Ministério da Integração Nacional. **São Francisco: O rio e seus números**. Disponível em: <<http://www.integracao.gov.br/saofrancisco/rio/numeros.asp>>. Acesso em: 28 ago. 2011b.

BRASIL. Ministério da Pesca e Aquicultura - MPA. **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura: Brasil 2008-2009**, Brasília, 2010, 99 p. Disponível em: <http://www.sepaq.pa.gov.br/files/u1/anuario_da_pesca_completo.pdf>. Acesso em 23 jul. 2010.

BRASIL. Ministério da Saúde do Brasil. Fundação Nacional da Saúde – FUNASA. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília: Funasa/MS, 2003. 56 p.

BRASIL. Ministério da Saúde do Brasil. Fundação Nacional da Saúde – FUNASA. **Potencial de florações de cianobactérias em um reservatório de abastecimento doméstico no Estado do Espírito Santo** (reservatório Duas Bocas – Cariacica – ES) – Brasília: Funasa, 2007. 82 p.

BROOKS, J. L.; DODSON, S. I. Predation, body size, and composition of plankton. **Science**, Washington, v. 150, p. 28-35, 1965.

BUSCHMANN, A. H.; LÓPEZ, D. A.; MEDINA, A., A review of the environmental effects and alternative production strategies of the marine aquaculture in Chile. **Aquacultural engineering**, v. 15, n. 6, p. 397-421, 1996.

CALIJURI, M. C.; DEBERDT, G. L. B.; MINOTI, R. T. **A produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Salto Grande**. In: HENRY, R. (Ed.) *Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999. p.109-148.

CÂMARA, M. R. *Artemia* no Brasil: do extrativismo ao cultivo. **Revista Panorama da Aqüicultura**, v. 10, n. 62, p. 15-19, 2000.

CAMPOS, V. B.; BARBARINO, E.; LOURENCO, S. de O. Crescimento e composição química de dez espécies de microalgas marinhas em cultivos estanques. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 40, n. 2, p.339-347, 2010.

CARMICHAEL, W. W. Cyanobacteria Secondary Metabolites – The Cyanotoxins. **J. Appl. Bacteriol.**, v. 72, p. 445, 1992.

CARMICHAEL, W. W. et al. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental Health Perspectives**, Research Triangle Park, v. 109, n. 7, p. 663-668, 2001.

CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F.; HODGSON, J. R. Cascading Trophic Interactions and Lake Productivity. **BioScience**, v. 35, n. 10, p. 634-639, 1985.

CARPENTER, S. R.; KITCHELL, J. F.; HODGSON, J. R.; COCHRAN, P. A.; ELSER, J. J.; ELSER, M. M.; LODGE, D. M.; KRETCHMER, D.; HE, X. Regulation of lake primary productivity by food web structure. **Ecology**, New York, v. 68, n. 6, p. 1863-76, 1987.

CARVALHO FILHO, J. Grande mortalidade de tilápias deixa perplexos os piscicultores de Paulo Afonso. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 81, p.13, 2004.

CARVALHO FILHO, J. Piscicultores do São Francisco amargam novo prejuízo com mortalidades de tilápias. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 17, n. 99, p. 65, 2007.

CAVALCANTE JÚNIOR, V.; ANDRADE, L. N.; BEZERRA, L. N.; GURJÃO, L. M.; FARIAS, W. R. L. Reúso de água em um sistema integrado com peixes, sedimentação, ostras e macroalgas. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, p. 118-122, 2005.

CBHSF, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. **A Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco** Disponível em: <http://www.saofrancisco.cbh.gov.br/baciasf.aspx>. Acesso em: 18 jan. 2012.

CHESF, Companhia Hidro Elétrica do São Francisco, Centrais Elétricas Brasileiras, ELETROBRAS, Ministério de Minas e Energia do Brasil. **Relatório Anual de Responsabilidade Socioambiental, 2010**. Disponível em: http://www.chesf.gov.br/portal/page/portal/chesf_portal/conteudos_portal/docs/RELATORIO_SOCIOAMBIENTAL_ANEEL_2010.pdf.

CHOPIN, T.; BUSCHMANN, A. H.; HALLING, C.; TROELL, M.; KAUTSKY, N.; NEORI, A.; KRAEMER, G.; ZERTUCHE-GONZALEZ, J.; YARISH, C.;

NEEFUS, C. Integrating seaweeds into marine aquaculture systems: a key toward sustainability. **Journal of Phycology**, Lawrence, v. 37, p. 975-986, 2001.

CODD, G. A.; BELL, S. G.; KAYA, K.; WARD, C. J.; BEATTIE, K. A.; METCALF, J. S. Cyanobacterial toxins, exposure routes and human health. **European Journal of Phycology**, v. 34, p. 405-415, 1999.

COSTA, S. M.; AZEVEDO, S. M. F. O. Implantação de um banco de culturas de cianofíceas tóxicas. **Iheringia**, Porto Alegre, v. 45, p. 69-74, 1994.

CYRINO; BICUDO; SADO; BORGHESI; DAIRIKI. A piscicultura e o ambiente – o uso de alimentos ambientalmente corretos em piscicultura. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 39, p. 68-87, 2010.

DOKULIL, M. T.; TEUBNER, K. Cyanobacterial dominance in lakes. **Hydrobiologia**, 438, 1-12, 2000.

DOMAIZON, I.; DEVAUX, J. Experimental study of the impacts of silver carp on plankton communities of eutrophic villerest reservoir (France). **Aquatic Ecology**, v. 33, n. 2, p. 193-204, 1999.

DUMBAULD, B. R.; RUESINK, J. L.; RUMRILL, S. S. The ecological role of bivalve shellfish aquaculture in the estuarine environment: A review with application to oyster and clam culture in West Coast (USA) estuaries. **Aquaculture**, v. 290, p. 196-223, 2009.

ELLIOTT, P.; ALDRIDGE, D. C.; MOGGRIDGE, G. D. Zebra mussel filtration and its potential uses in industrial water treatment. **Water Research**, v. 42, p. 1664-1674, 2008.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FAO. **Food and Agriculture Organization of the United Nations**. Rome, FAO: Fishery and Aquaculture Statistics, 212 p. 2010b.

FAO. **Food and Agriculture Organization of the United Nations. The state of world fisheries and aquaculture**. Rome, FAO: Fisheries and Aquaculture Department, 2010a. 197 p.

FAUCHALD, K.; JUMARS, P. A. The diet of worms: a study of polychaete feeding guilds. **Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.**, v. 17, p. 193-284, 1979.

FELIPI, P. G.; SILVA-SOUZA, Â. T. Anodontites trapesialis (LAMARCK, 1819): um bivalve parasito de peixes de água doce. **Semina: Ciências Agrárias** [Online], v. 29, n. 4, p. 895-904, 2008.

FERRÃO FILHO, A. da S. Bioacumulação de cianotoxinas e seus efeitos em organismos aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 272-312, 2009.

FERRÃO-FILHO, A. da S.; KOZLOWSKY-SUZUKI, B. Cyanotoxins: Bioaccumulation and effects on aquatic animals. **Marine Drugs**, v. 9, n. 12, p. 2729-2772, 2011.

FROST, B. W.; FRANZEN, N. C. Grazing and iron limitation in the control of phytoplankton stock and nutrient concentration: a chemostat analogue of the Pacific equatorial upwelling zone. **Marine Ecology Progress Series**, v. 83, p. 291-303, 1992.

GIANGRANDE, A.; CAVALLO, A.; LICCIANO, M.; MOLA, E.; PIERRI, C.; TRIANNI, L. Utilization of the filter feeder *Sabella spallanzani* as bioremediator in aquaculture. **Aquaculture International**, v. 13, p. 129-136, 2005.

GONÇALVES, J. L.; IDE, C. N.; ROCHE, K. F. Remoção de algas de lagoas de estabilização pelo microcrustáceo *Dendrocephalus brasiliensis* (Crustacea: Anostraca) **Simpósio Centro-oeste de Recursos Hídricos**, Campo Grande. 2002. Disponível em: http://www.abrh.org.br/novo/ii_simp_rec_hidric_centro_oeste_campo_grande68.pdf. Acessado em: 12 dez. 2011.

GRAF, D. L.; CUMMINGS, K. S. Review of the systematics and global diversity of freshwater mussel species (Bivalvia: Unionoida). **Journal of Molluscan Studies**, v. 73, n. 4, p. 291-314, 2007.

GRAHAM, D. M.; SPRULES, W. G. Size and species selection of zooplankton by larval and juvenile walleye (*Stizostedion vitreum vitreum*) in Oneida Lake, New York. **Canadian Journal of Zoology**, v. 70, n. 10, p. 2059-2067, 1992.

GREENE, V. E.; SULLIVAN, L. J.; THOMPSON, J. K.; KIMMERER, W. J. Grazing impact of the invasive clam *Corbula amurensis* on the microplankton assemblage of the northern San Francisco Estuary. **Marine ecology progress series**, v. 431, p. 183-193, 2011.

HEFER, B.; PRUGININ, Y. **Commercial fish farming, with special reference to fish culture in Israel**. New York: John Wiley & Sons, 1981. 261 p.

HOWARTH, R.; CHAN, F.; CONLEY D. J.; GARNIER, J.; DONEY, S. C.; MARINO, R.; BILLEN, G. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 1, p. 18-26, 2011.

HWANG, S. J.; KIM, H. S.; SHIN, J. K.; OH, J. M.; KONG, D. S. Grazing effects of a freshwater bivalve (*Corbicula leana Prime*) and large zooplankton on phytoplankton communities in two Korean lakes. **Hydrobiologia**, v. 515, p. 161-179, 2004.

JACONETTI, P. C. M. Validação de ensaios ecotoxicológicos com organismos autóctones - *Daphnia laevis* e *Ceriodaphnia silvestrii*. **Dissertação** (Mestrado). IPEN, 2005.

KARABIN, A.; EJSMONT-KARABIN, J.; KORNATOWSKA, R. Eutrophication process in a shallow, macrophyte-dominated lake- factors influencing

zooplankton structure and density in Lake Luknajno (Poland). **Hydrobiologia**, Netherlands, v. 342-343, n. 401-409, 1997.

KAWAGUCHI, S.; ICHII, T.; NAGANOBU, M. Green krill, the indicator of micro- and nano-size phytoplankton availability to krill. **Polar Biology**, Kiel, v. 22, n. 2, p. 133-136, 1999. DOI: 10.1007/s003000050400.

KAUR, I.; BHATNAGAR, A.K. Algae-dependent bioremediation of hazardous wastes. Biotransformations: Bioremediation Technology for Health and Environmental Protection. **Progress in Industrial Microbiology**, v. 36, p. 457-516, 2002. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/S0079-6352\(02\)80024-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0079-6352(02)80024-8).

KLAPPENBACH, M. A. Lista preliminar de los Mytilidae brasileños con claves para su determinación y notas sobre su distribución. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 37, p. 327-352, 1964.

KOLAR, C. S.; CHAPMAN, D. C.; COURTENAY, W. R.; WILLIAMS, J. D.; JENNINGS, D. P. **Asian carps of the genus *Hypophthalmichthys* (Pisces, Cyprinidae): A biological synopsis and environmental risk assessment**, 2005. 170 p. Disponível em: http://www4.fao.org/cgi-bin/faobib.exe?rec_id=563157&database=faobib&search_type=link&table=mona&back_path=/faobib/mona&lang=eng&format_name=EFMON/http://www.fws.gov/contaminants/OtherDocuments/ACBSRAFinalReport2005.pdf. Acessado em: 03 jan. 2011.

KUBITZA, F. *Off-flavor* nos peixes cultivados. **Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 14, n. 84, p. 15-25, 2004.

KUBITZA, F. *Off-flavor*, nutrição, manejo alimentar e manuseio pré-abate afetam a qualidade do peixe destinado à mesa. **Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 54, n. 9, p. 39-49, 1999.

KUBITZA, F. Qualidade da Água na Produção de Peixes - Parte II, **Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 46, p. 35-41, 1998a.

KUBITZA, F. Qualidade da Água na Produção de Peixes - Parte III (Final), **Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 47, p. 35-43, 1998b.

KURMAYER, R.; WANZENBÖCK, J. Top-down effects of underyearling fish on a phytoplankton community. **Freshwater Biology**, v. 36, n. 3, p. 599-609, 1996.

LAMPERT, W. Laboratory studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. **New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research**, v. 21, n. 3, p. 483-490, 1987. doi:10.1080/00288330.1987.9516244.

LAZO, J. P.; DINIS, M. T.; HOLT, G. J.; FAULK, C.; ARNOLD, C. R. Co-feeding microparticulate diets with algae: toward eliminating the need of zooplankton at first feeding in larval red drum. **Aquaculture**, v. 188, p. 339-351, 2000.

LAZZARO, X. A review of planktivorous fishes: their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. **Hydrobiologia**, Baarn, v. 146, p. 97-167, 1987.

LEFLAIVE, J.; TEN-HAG, L. Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxin. **Freshwater Biology**, v. 52, n. 2, p. 199-214, 2007.

LICCIANO, M.; STABILLI, L.; GIANGRANDE, A. Clearance rates of *Sabella spallanzanii* and *Branchiomma luctuosum* (Annelida: Polychaeta) on a pure culture of *Vibrio alginolyticus*. **Water Research**, v. 39, p. 4375-4384, 2005.

LIU, E.-S.; BAO, C.-H.; YANG Q.-C. Analysis on the Diet Content of Hypophthalmichthys molitrix (Cuvier et Valenciennes) and Aristichthys nobilis (Richardson) under Eutrophication in Chaohu Lake. **Journal of Hydroecology**, n. 3, 2009. Disponível em: <http://en.cnki.com.cn/Article_en/CJFDTOTAL-SCA

LOPES, J. P.; GURGEL, H. de C. B.; PONTES, C. S. Comportamento reprodutivo de *Dendrocephalus brasiliensis*, Pesta 1921 (CRUSTACEA: ANOSTRACA) **Ciência Animal Brasileira**, Goiânia, v. 12, n. 4, p. 617-625, 2011.

LOPES, J. P.; SANTOS, A. J. G.; TENÓRIO, R. A. Morcego pescador pode trazer grandes prejuízos aos piscicultores. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 10, p. 15-19, 2000.

LOPES, J. P.; SILVA, A. L. N.; SANTOS, A. J. G.; TENÓRIO, R. A. Branchoneta, uma Notável Contribuição à Larvicultura e Alevinagem de Peixes Carnívoros de Água Doce. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 8, p. 31-34, 1998.

LOPES, J. P.; TENÓRIO, R. A. Primeiro registro do bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) em reservatórios do submédio rio São Francisco. In: **XIV Encontro de Zoologia do Nordeste**. 2003, Maceió. A Zoologia no Desenvolvimento Sustentável, 2003.

LOPES, J. P.; TENÓRIO, R. A. Contribuição para o conhecimento de macrófitas aquáticas existentes nos lagos e reservatórios do Complexo Hidrelétrico de Paulo Afonso – CHESF. In: XIV Congresso da Sociedade Botânica de São Paulo. Rio Claro: anais do CSBSP em CD ROM. UNESP, 2002.

LYNCH, M. The Evolution of Cladoceran Life Histories. **The Quarterly Review of Biology**, v. 55, n. 1, p. 23-42, 1980.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e Qualidade da Água na Piscicultura: Consequências e Recomendações. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 26, n. 2, p. 149-163, 2010.

MANSU, M. C. D. Gloquídio de *Diplodon marlensi* (Ihering) (Mollusca, Bivalvia, Hyriidae) e seu ciclo parasitário. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 2, p. 185-194, 1999.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega, 1983. 1010 p.

MARINHO-SORIANO, E.; AZEVEDO, C. A. A.; TRIGUEIRO, T. G.; PEREIRA, D.C.; CARNEIRO, M. A. A.; CAMARA, M. R. Bioremediation of aquaculture

wastewater using macroalgae and *Artemia*. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 65, p. 253-257, 2011.

MARTÍNEZ-CÓRDOVA, L. R.; LÓPEZ-ELÍAS, J. A.; LEYVA-MIRANDA, G.; ARMENTA-AYÓN, L.; MARTINEZ-PORCHAS, M. Bioremediation and reuse of shrimp aquaculture effluents to farm whiteleg shrimp, *Litopenaeus vannamei* : a first approach. **Aquaculture Research**, v. 42, n. 10, p. 1415-1423, 2011.

MARTÍNEZ-PORCHAS, M.; MARTÍNEZ-CÓRDOVA, L. R.; PORCHAS-CORNEJO, M. A.; LÓPEZ-ELÍAS, J. A. Shrimp polyculture: a potentially profitable, sustainable, but uncommon aquacultural practice. **Reviews in Aquaculture**, v. 2, n. 2, p. 73-85, 2010.

MATSON, P. A.; HARRISS, R. C. Eds. Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions from Soil and Water. Cambridge: **Blackwell Scientific Publishing**, 1995. 394 p.

MCDONALD, R. I.; GREEN, P.; BALK, D.; FEKETE, B. M.; REVENGA, C.; TODD, M.; MONTGOMERY, M. Urban growth, climate change, and freshwater availability. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America - PNAS**, v. 108, n. 15, p. 6312–6317, 2011.

MCKENZIE, J. F.; OZBAY, G. Viability of a Freshwater Mussel (*Elliptio complanata*) as a Biomechanical Filter for Aquaculture Ponds I: Clearance Rate of Chlorophyll-*a*. **Journal of Applied Aquaculture**, v. 21, n. 4, p. 205-214, 2009.

MCKENZIE, J. F.; OZBAY, G. Viability of a Freshwater Mussel (*Elliptio complanata*) as a Biomechanical Filter for Aquaculture Ponds II: Effect on Aquaculture Pond Water Quality. **Journal of Applied Aquaculture**, v. 22, n. 1, p. 39-56, 2010.

MEDEIROS, L. R. A.; HADEL, V. F. **Rotifera**. In: MIGOTO, A. E.; TIAGO, C. G. (Eds.). **Biodiversidade do estado de São Paulo, síntese do conhecimento ao final do século XX**. São Paulo: EDUSP/FAPESP, 1999. p.79-85.

MEDEIROS, P. R. P.; KNOPPERS, B. A.; SANTOS JÚNIOR, R. C. dos; SOUZA, W. F. L. de. Aporte fluvial e dispersão de matéria particulada em suspensão na zona costeira do rio São Francisco (SE/AL). **Geochimica Brasiliensis**, v. 21, n. 2, p. 212-231, 2007.

MEE, L. Reviving Dead Zones. **Scientific American**, v. 295, n. 5, p. 79-85, 2006. doi:10.1038/scientificamerican1106-78.

MILANESE, M. E.; CHELOSSI, E.; MANCONI, R.; SARA, A.; SIDRI, M.; PRONZATO, R. The marine sponge *Chondilla nucula* Schmidt, 1862 as an elective candidate for bioremediation in integrated aquaculture. **Biomolecular Engineering**, v. 20, p. 363-368, 2003.

MODESTO, G. A.; MAIA, E. P.; OLIVERA, A.; BRITO, L. O. Utilização de *Crassostrea rhizophorae* (Guilding 1828) no tratamento dos efluentes do cultivo

de *Litopenaeus vannamei* (Boone 1931). **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 3, p. 367-375, 2010.

MONTEGGIA, L. O.; ZANCAN FILHO, L. C. Remoção de algas de lagoas de alta taxa por filtração biológica para pos-tratamento de reatores anaeróbios. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Org.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Segrac., 2001. v. 2, p. 103-110.

N200903007. htm>. Acesso em: 20 set. 2011.

NEWELL, R. I. E. Ecosystem influences of natural and cultivated populations of suspension-feeding bivalve molluscs: a review. **Journal Shellfish Research**, v. 23, n. 1, p. 51-61, 2004.

NUNES, Z. M. P. **Interações entre peixes onívoros**: proposta de um policultivo para pequenos açudes do semi-árido nordestino. 2000. 256 f. Tese (Doutorado) Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2000.

OGILVIE, S. C.; MITCHELL, S. F. A model of mussel filtration in a shallow New Zealand lake, with reference to eutrophication control. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 133, p. 471-482, 1995.

OKI, T.; KANAE, S. Global Hydrological Cycles and World Water Resource. **Science**, v. 133, p. 1068-1072, 2006. doi: 10.1126/science.1128845.

OLIVA-TELES, A. Nutrition and health of aquaculture fish. **Journal of Fish Diseases**, v. 35, n. 2, p. 83-108, 2012. doi: 10.1111/j.1365-2761.2011.01333.x

OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J. R.; D. SOTO. **Aqüicultura no Brasil: o desafio é crescer**. Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (FAO) / Ministro da Secretaria Especial de Aqüicultura e Pesca da Presidência da República do Brasil, Brasília, 2008. 276 p.

PANOSSO, R. et al. Cianobactérias e Cianotoxinas em Reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o Potencial Controle das Florações pela Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 3, p. 433-449, 2007.

PAOLUCCI, E. M.; CATALDO, D. H.; BOLTOVSKOY, D. Prey selection by larvae of *Prochilodus lineatus* (Pisces: Curimatidae): indigenous zooplankton versus veligers of the introduced bivalve *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mitilidae). **Aquatic ecology**, v. 44, n. 1, p. 255-267, 2010.

PARADA, E.; PEREDO, S.; CARDENAS, S.; VALDEBENITO, I. *Diplodon chilensis* gray, 1828 (Bivalvia: Hyriidae) a potential residual waters depurator on inland water salmonid fish-farms: a laboratory scale study, **Gayana** [online], v. 72, n. 1, p. 68-78, 2008.

PEREIRA, W. S. E FREIRE, R. S. Ferro Zero: Uma Nova Abordagem para o Tratamento de Aguas Contaminadas com Compostos Orgânicos Poluentes. **Quím. Nova**, v. 28, n. 1, p.130-136, 2005.

PERETYATKO, A.; TEISSIER, S.; BACKER, S. D.; TRIEST, L. Biomanipulation of hypereutrophic ponds: when it works and why it fails. **Environmental Monitoring and Assessment**. doi:10.1007/s10661-011-2057-z. 2011. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/content/y1k53172282101q1/>>. Acesso em: 10 set. 2011.

PERSCHBACHER, P. W.; MILLER, D.; CONTE, E. D. Algal off-flavors in reservoirs. **American Fisheries Society Symposium**, USA, v. 16, p. 67-72, 1996.

PINTO-COELHO, R. M. Effects of eutrophication on seasonal patterns of mesozooplankton in a tropical reservoir: a 4- year study in Pampulha Lake, Brazil. **Freshwater Biology**, London, v. 40, p. 159-173, 1998.

PÍPALOVÁ, I. Initial impact of low stocking density of grass carp on aquatic macrophytes. **Aquatic Botany**. v. 73, n. 1, p. 9-18, 2002.

PROENÇA, L. A. de O.; OLIVEIRA, G. F. Análise de ácido domóico em moluscos cultivados no litoral de santa catarina. **Notas Téc. Facimar**, Itajai, v. 3, p. 27-32, 1999.

QIAN, P. Y.; WU, M. C. S.; NI, I. H. Comparison of nutrients release among some maricultured animals. **Aquaculture**, v. 200, p. 305-316, 2001.

RABALAIS, N. N.; DÍAZ, R. J.; LEVIN, L. A.; TURNER, R. E.; GILBERT, D.; ZHANG, J. Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia, **Biogeosciences**, v. 7, p. 585-619, 2010.

RABET, N; THIERY, A. The neotropical genus *Dendrocephalus* (Anostraca: Thamnocephalidae) in Brazil (South America), with a description of two new species. **Journal of Natural History**, v. 30, p. 479-503. 1996.

RAST, W.; HOLLAND, M. M. 'Eutrophication of lakes and reservoirs: a framework for making management decisions'. **Ambio**, v. 17, p. 2-12, 1988.

REEVE, M. R. The filter-feeding of artemia: I. In pure cultures of plant cells. **The Journal of Experimental Biology**, v. 40, p. 195-205, 1963.

REISSIG, M.; TROCHINE, C.; QUEIMALIÑOS, C.; BALSEIRO, E.; MODENUTTI, B. Impact of fish introduction on planktonic food webs in lakes of the Patagonian Plateau. **Biological Conservation**, v. 132, p. 437-447, 2006.

RIBEIRO FILHO, R. A.; PETRERE JUNIOR, M.; BENASSI, S. F.; PEREIRA, J. M. A. Itaipu Reservoir limnology: eutrophication degree and the horizontal distribution of its limnological variables. **Braz. J. Biol.**, v. 71, n. 4, p. 889-902, 2011.

RIISGÅRD, H. U. Efficiency of particle retention and filtration rate in 6 species of Northeast American bivalves. **Marine ecology progress series**, v. 45, p. 217-22, 1988.

ROCHA, O.; GÜNTZEL, A. M. Crustáceos branquiópodos. In: ISMAEL, D. et al. (Eds.). **Biodiversidade do Estado de São Paulo, Brasil: síntese do conhecimento ao final do século XX. 4: Invertebrados de Água doce.** São Paulo: FAPESP, 1999. v. 4, p. 107-120.

ROSS, S. T. **The inland fishes of Mississippi.** Jackson: University Press of Mississippi, 2001. 624 p. Disponível em: http://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=WEaKXWRt10kC&oi=fnd&pg=PP14&dq=Ross,+S.T.%3B+BRENNEMAN,+W.M.+The+inland+fishes+of+Mississippi&ots=K-1GJhigi0&sig=6x8jvnaj-R6EANbO-6ZD_GQKNDs#v=onepage&q.

ROTTA, M. A.. **Aspectos gerais da fisiologia e estrutura do sistema digestivo dos peixes relacionados à piscicultura.** Corumbá: Embrapa Pantanal, 2003. Doc. 53, 48 p.

SANTOS, H. de A. e; POMPEU, P. dos S.; KENJI, D. O. L. Changes in the flood regime of São Francisco River (Brazil) from 1940 to 2006. **Regional Environmental Change**, 2011. doi: 10.1007/s10113-011-0240-y.

SAVINI, D.; OCCHIPINTI-AMBROGI, A.; MARCHINI, A.; TRICARICO, E.; GHERARDI, F.; OLENIN, S.; GOLLASCH, S. The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. **Journal of Applied Ichthyology**, Berlin, v. 26, n. 2, p. 1-7, 2010.

SCHEFFER, Marten. **Ecology of shallow lakes: population and Community Biology.** Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, v. 22, 357 p., 2004. Disponível em: http://books.google.com.br/books?id=AVeUo9_XHmCMC&printsec=frontcover&hl=pt-BR&source=gbs_ge_summary_r&cad=0#v=onepage&q&f.

SELLAMI, I. et al. Seasonal dynamics of plankton communities coupled with environmental factors in a semi arid area: Sidi Saâd reservoir (Center of Tunisia). **African Journal of Biotechnology**, v. 11, n. 4, p. 865-877, 2012. doi: 10.5897/AJB11.214.

SEMENSATTO-JR, D. L.; DIAS-BRIT, D. Análise ambiental de uma área parálisa no delta do rio São Francisco, sergipe-brasil, com base na sinecologia de foraminíferos e tecamebas (protista). **Revista Brasileira de Paleontologia**, v. 7, n. 1, p. 53-66, 2004.

SILVA, A. L. N.; SOUZA, R. A. L. **Glossário de Aqüicultura.** Recife: Universidade Federal Rural de Pernambuco. Imprensa Universitária, 1998. 97 p.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. ; ROCHA, O. **Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos.** São Carlos: RIMA, 2001. 106 p.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; FÁVERO, E. C.; BRAGA, F. M. de S. Utilization of macrophyte biofilter in effluent from aquaculture: I Floating Plant. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 62, n. 3, p. 1-11, 2002.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; MORAES, M. A. G.; BRAGA, F. M. S. Dynamics of some limnological characteristics in pacu (*Piaractus mesopotamicus*) culture tanks as function of handling. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 4, p. 543-551, 1999. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-71081999000400003>.

SMITH, D. W. The feeding selectivity of silver carp, *Hypophthalmichthys molitrix* Val. **Journal of Fish Biology**, v. 34, n. 6, p. 817-828, 1989.

SOARES, M. C. F. et al. Piscicultura no submédio São Francisco: é possível conciliar o uso múltiplo dos reservatórios?. **Rev. Bras. Eng. Pesca**, São Luis, v. 2, n. 2, p. 69-83, 2007.

SOMMER, U.; SOMMER, F.; SANTER, B.; ZÖLLNER, E.; JÜRGENS, K.; JAMIESON, C.; BOERSMA, M.; GÖCKE, K. Daphnia versus copepod impact on summer phytoplankton: functional compensation at both trophic levels. **Oecologia**, v. 135, p. 639-647, 2003. doi:10.1007/s00442-003-1214-7.

SOTO, D.; MENA, G. Filter feeding by the freshwater mussel *Diplodon chilensis*, as a biocontrol of salmon farming eutrophication. **Aquaculture**, v. 171, p. 65-81, 1999.

STABILLI, L., LICCIANO, M., GIANGRANDE, A., LONGO, C., MERCURIO, M., MARZANO, C.N., CORRIERO, G. Filtering activity of *Spongia officinalis* var. adriatica (Schmidt) (Porifera, Demospongiae) on bacterioplankton: implications for bioremediation of polluted seawater. **Water Research**, v. 40, p. 3083-3090, 2006.

STABILLI, L., LICCIANO, M., LONGO, C., CORRIERO, G., MERCURIO, M. Evaluation of microbiological accumulation capability of the commercial sponge *Spongia officinalis* var. adriatica (Schmidt) (Porifera, Demospongiae). **Water Research**, v. 42, p. 2499-2506, 2008.

STAEHR, P. A.; TESTA, J. M.; KEMP, W. M.; COLE, J. J.; SAND-JENSEN, K.; SMITH, S. V. The metabolism of aquatic ecosystems: history, applications, and future challenges. **Aquatic Sciences**, v. 74, n. 1, p. 15-29, 2012. doi: 10.1007/s00027-011-0199-2.

TACKX, M. L. M.; BAKKER, C.; FRANCKE, J. W.; VINK, M. Size and phytoplankton selection by Oosterschelde zooplankton. **Netherlands Journal of Sea Research**, v. 23, n. 1, p. 35-43, 1989. Disponível em: [http://dx.doi.org/10.1016/0077-7579\(89\)90041-0](http://dx.doi.org/10.1016/0077-7579(89)90041-0).

TEISSIER, S.; PERETYATKO, A.; BACKER, S. de; TRIEST, L. Strength of phytoplankton–nutrient relationship: evidence from 13 biomanipulated ponds. **Hydrobiologia**, Holanda, 2011. doi 10.1007/s10750-011-0726-0.

TEIXEIRA, M. G. L. C.; COSTA, M. da C. N.; CARVALHO, V. L. P. de; PEREIRA, M. dos S.; HAGE, E. Gastroenteritis epidemic in the area of the Itaparica Dam, Bahia, Brazil. **Bulletin of the Pan American Health Organization**, Washington, v. 27, n. 3, p. 244-453, 1993.

THOMAZ, S. M.; BINI, L. M.; PAGIORO, T. A. **Macrófitas aquáticas em Itaipu: ecologia e perspectivas para o manejo**. In: Sidinei Magela Thomaz; Luis Mauricio Bini. (Org.). Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas. Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá (EDUEM), 2003, p. 319-341.

TIBERTI, R. Morphology and ecology of *Daphnia middendorffiana*, Fisher 1851 (Crustacea, Daphniidae) from four new populations in the Alps. **J. Limnol.**, v. 70, n. 2, p. 239-247, 2011. doi: 10.3274/JL11-70-2-06.

TUNDISI, J. G. A crise da água: eutrofização e suas consequências. In: TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. 2^a Ed. São Carlos: Rima, 2003. 247 p.

TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de Reservatórios**. Botucatu: FUNDIBIO/FAPESP, 1999. p. 19-38.

UTANG, P. B.; AKPAN, H. E. Water Quality Impediments to Sustainable Aquaculture Development Along Selected Segments of the New Calabar River, Niger Delta, Nigeria. **Research Journal of Environmental and Earth Sciences**, v. 4, n. 1, p. 34-40, 2012.

VAN APELDOORN, M. E.; VAN EGMOND, H. P.; SPEIJERS, G. J. A.; BAKKER, G. J. I. Toxins of cyanobacteria. **Molecular Nutrition & Food Research**, Weinheim, v. 51, n. 1, p. 7-60, 2007.

VIDOTTI, E. C.; ROLLEMBERG, M. C. E. Algas: da economia nos ambientes aquáticos à biorremediação e à química analítica. **Química Nova**, v. 27, p. 139-145, 2004.

VINATEA, L. **Aqüicultura e desenvolvimento sustentável: subsídios para a formulação de políticas de desenvolvimento da aqüicultura brasileira**. Florianópolis: UFSC, 1999. 310 p.

VINATEA-ARANA, L. **Princípios químicos de qualidade da água em aqüicultura: uma revisão para peixes e camarões**. 2^a Ed. Florianópolis: UFSC, 2004. 345 p.

VÖRÖS, L.; OLDAL, I.; PRÉSING, M.; BALOGH, K. V. Size-selective filtration and taxon-specific digestion of plankton algae by silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.). **Hydrobiologia**, v. 342, p. 223-228. 1997.

WALL, C. C.; PETERSON, B. J.; GOBLER, C. J. Facilitation of seagrass *Zostera marina* productivity by suspension-feeding bivalves. **Marine Ecology Progress Series**, v. 357, p. 165-174, 2008.

WETZEL, R. G. **Land-Water Interfaces: Metabolic and Limnological Regulators** Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie. **Verhandlungen IVTLAP**, v. 24, n. 1, p. 6-24, 1990.

WETZEL, R. G. **Limnology**. EUA: W. B. Saunders Company, 1983. 743 p.

WIEGAND, C.; PFLUGMACHER, S. Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review. **Toxicol. Appl. Pharmacol.**, v. 203, p. 201-18, 2005.

WIRTZ, K. W. Who is eating whom? Morphology and feeding type determine the size relation between planktonic predators and their ideal prey. **Marine ecology progress series**, v. 445, p. 1-12, 2012.

WOJTAL-FRANKIEWICZ, A.; FRANKIEWICZ, P. The impact of pelagic (*Daphnia longispina*) and benthic (*Dreissena polymorpha*) filter feeders on chlorophyll and nutrient concentration. **Limnologica**, v. 41, n. 3, p. 191-200, 2011.

XIAO, L.; OUYANG, H.; LI, H.; CHEN, M.; LIN, Q.; HAN, B. Enclosure Study on Phytoplankton Response to Stocking of Silver Carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) in a Eutrophic Tropical Reservoir in South China. **International Review of Hydrobiology**, v. 95, n. 4-5, p. 428-439, 2010.

YUAN, M.; CARMICHAEL, W. W.; HILBORN, E. D. Microcystin Analysis in Human Sera and Liver From Human Fatalities in Caruaru, Brazil 1996. **Toxicon**, Elmsford, v. 48, n. 6, p. 627-640, 2006.

ZHANG, X; XIE, P.; HUANG, X.A. Review of Nontraditional Biomanipulation. **The Scientific World Journal**, v. 8, p. 1184-1196, 2008.

ZHAO, Z.; DONG, S.; WANG, F.; TIAN, X.; GAO, Q. .6The measurements of filtering parameters under breathing and feeding of filter-feeding silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix* Val.). **Aquaculture**, v. 319, n. 1-2, p. 178-183, 2011.

ZHOU, G.; ZHAO, X.; BI, Y.; HU, Z. Effects of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) on spring phytoplankton community structure of Three-Gorges Reservoir (China): results from an enclosure experiment. **J. Limnol.**, v. 70, n. 1, p. 26-32, 2011. doi: 10.3274/JL11-70-1-05.

Branchoneta: crustáceo de alto valor proteico e filtro-alimentador de plâncton

RESUMO

A espécie *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921, trata-se de um pequeno crustáceo conhecido vulgarmente por branchoneta, cujo potencial para a aquicultura vem sendo investigado cientificamente, apresentando resultados já publicados que comprovam que esta espécie possui um dos maiores índices de proteínas, dentre as fontes proteicas de qualidade utilizadas em rações para animais aquáticos, um dos melhores escores químicos de aminoácidos que atendem as exigências de animais aquícolas, excelentes índices de sobrevivência e crescimento na alevinagem de espécies exigentes quanto à alimentação, controle *top-down* do fitoplâncton, entre outros aspectos importantes para a aquicultura. Contudo, o seu uso ainda é incipiente, mesmo já sendo conhecida a técnica de produção de cistos e de biomassa desta espécie. Esta revisão tem como objetivo divulgar o *D. brasiliensis* e suas técnicas de produção, fornecendo subsídios para o seu uso na aquicultura. Aspectos sobre a biologia reprodutiva e alimentar deste anostraca são analisados nesta contribuição, sendo mencionado o exemplo de sucesso do uso da branchoneta na Estação de Piscicultura de Paulo Afonso, pertencente à Companhia Hidro Elétrica do São Francisco. Também foram listados os trabalhos que evidenciam a importância da branchoneta para aquicultura e outros trabalhos correlacionados.

Palavras-chave: Aquicultura, Anostraca, filtro-alimentador, publicações, Thamnocephalidae

ABSTRACT

Branchoneta: crustacean with high protein value and the plankton's filter-feeder. The species *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921, a small crustacean usually known as branchoneta, has a potential in aquaculture that has been scientifically investigated, showing results already published that assure that this species has one of the biggest protein indices, between the protein sources with good quality used in rations for aquatic animals, one of the best chemical scores from amino acids that fulfill the aquaculture animal's demands, excellent indices of survival and growth on fingerlings species demanding regarding feed, top-down control of phytoplankton, among other important aspects of aquaculture. Notwithstanding, its use is still incipient, although the well-known production technique of cyst and biomass from this species. This review aims to divulge the *D. brasiliensis* and its production technique, giving subsidies for its use in aquaculture. Aspects of the reproductive and food biology from this anostraca are analysed in this contribution, being mentioned the successful example of the branchoneta's use at Estação de Piscicultura de Paulo Afonso, belonging to Companhia Hidro Elétrica do São Francisco. Also, the works that show the branchoneta's importance to aquaculture and other correlated works were listed.

Keywords: Aquaculture, Anostraca, filter-feeder, publication, Thamnocephalidae.

1. INTRODUÇÃO

Dendrocephalus brasiliensis (branchoneta) é um animal planctônico com preferência alimentar por fitoplâncton (LOPES, 2002). Espécie cosmopolita, atua na região do submédio rio São Francisco. Inicialmente, quando foi observada na Estação de Piscicultura de Paulo Afonso (EPPA), pertencente à Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF), foi tida como um problema nos viveiros de alevinagem, pois quando surgia nesses viveiros às águas verdes, em poucos dias ficavam completamente transparentes. A espécie passou então a promover o controle biológico do fitoplâncton na EPPA (TENÓRIO, 2011), pois além de ser um componente importante na cadeia alimentar de animais onívoros e carnívoros como os peixes, a branchoneta, remove também em curto espaço de tempo microalgas de lagoas de estabilização e bactérias do ambiente aquático para alimentação (LOPES, 1998; GONÇALVES, 2001). A importância desta espécie na alimentação de peixes foi observada pela primeira vez também na EPPA durante a larvicultura de *Salminus franciscanus* Lima e Britski, 2007, espécie de peixe nativa do rio São Francisco, conhecida por dourado do São Francisco, que apresenta baixa sobrevivência na alevinagem, o qual passou a apresentar altas taxas de sobrevivência quando foi ministrada a branchoneta em sua alimentação. A partir de então, este crustáceo passou a ser usado como alimento vivo e congelado na alevinagem de espécies carnívoras nativas do rio São Francisco e de peixes ornamentais (LOPES, 1998; LOPES et al., 1998a; LOPES; PONTES; ARAÚJO, 2006; LOPES; SANTOS NETO, 2006; SANTOS et al., 2000; TENÓRIO et al., 2006).

2. CLASSIFICAÇÃO E DISTRIBUIÇÃO GEOGRÁFICA

Dendrocephalus brasiliensis Pesta, 1921, foi descrito com os exemplares coletados por Steindachner e Penther nos Estados da Bahia e do Piauí (PESTA, 1921). Atualmente é conhecido por branchoneta, nome introduzido pelo pesquisador Dr. José Patrocínio Lopes em 1998, e que se popularizou em todo o Brasil, fazendo constar no Glossário de Termos Técnicos em Aquicultura da Universidade Federal Rural de Pernambuco (SILVA; SOUZA, 1998). Outros

nomes populares são “artemia de água doce” também denominado por Lopes (1998).

A classificação deste animal foi realizada com base em Bowman e Abele (1982), Belk e Brtek (1995;1997) e Weekers et al. (2002) sendo observadas às considerações de Martin e Davis (2001), e considerando o *Integrated Taxonomic Information System* (ITIS, 2011):

Filo	Arthropoda
Subfilo	Crustacea Brünnich, 1772
Classe	Branchiopoda Latreille, 1817
Subclasse	Sarsostraca Tasch, 1969
Ordem	Anostraca Sars, 1867
Subordem	Anostracina Weekers, Murugan, Vanfleteren, Belk, and Dumont (2002)
Família	Thamnocephalidae Packard, 1883
Gênero	<i>Dendrocephalus</i> Daday de Dées, 1908
Espécie	<i>Dendrocephalus brasiliensis</i> Pesta, 1921

D. brasiliensis pertence à classe Branchiopoda podendo alcançar tamanho de 2,7 cm (LOPES et al., 1998a). Comumente os crustáceos desta classe compreendem tamanhos de 1 a 2 cm, porém, *Branchinecta gigas*, da família Branchinectidae, pode alcançar até 10 cm (COHEN, 1995). Sendo da ordem Anostraca (as espécies desta ordem são conhecidas por *fairy shrimp* ou camarões de fadas) que se subdivide nas famílias Artemiidae, Branchinectidae, Bhirocephalidae, Streptocephalidae e Thamnocephalidae. Compreendendo 21 gêneros, 258 espécies e sete subespécies (BELK; BRTEK, 1995).

A branchoneta é uma espécie da região biogeográfica neotropical, mas a distribuição espacial e temporal das espécies da classe Branchiopoda, a exemplo de outros invertebrados, depende de aspectos hidrológicos e uma interação complexa envolvendo um conjunto de variáveis físicas e químicas da água e da disponibilidade de alimentos e predatismo (GONZALEZ et al., 1996; HANCOCK; TIMMS, 2002; LOPES; PONTES; ARAÚJO, 2006; PINDER et al., 2004; PINDER et al., 2005; TIMMS; DATSON; COLEMAN, 2006).

Os Branchiopodas são primariamente de água doce, habitando também em águas interiores salobras, a exemplo de alguns anostracas (ROCHA; GÜNTZEL, 1999). Os anostráceos se adaptam às mais diversas e extremas

condições ambientais. A exemplo de *Artemia* sp. de ambientes aquáticos salinos (VANHAECKE; TACKAERT; SORGELOOS, 1987) e de *D. brasiliensis* de regiões úmidas e lagoas temporárias do Nordeste brasileiro (ROCHA; GÜNTZEL, 1999). Os anostráceos límnicos habitam alagados temporários e regiões do semi-árido (BELK; COLE, 1975). A família Thamnocephalidae, endêmica neotropical (ROCHA; GÜNTZEL, 1999), encontra-se representada na América do Sul pelos gêneros *Thamnocephalus* e *Dendrocephalus* (COHEN, 1995).

Novas espécies do gênero *Dendrocephalus* vêm sendo descritas. Atualmente são treze espécies distribuídas nas Américas Tropical e Subtropical, das quais quatro são encontradas no Brasil, sendo duas espécies amplamente distribuídas, *D. brasiliensis* e *D. orientalis*, principalmente na região Centro-Oeste do estado de Goiás, nos estados da Bahia e da Paraíba (CHAVES; LACAU; RABET, 2011; DADAY, 1908 *apud* RABET; THIÉRY, 1996; RABET; THIÉRY, 1996). Quanto ao *D. brasiliensis*, ocorre da Argentina ao Brasil até o estado do Piauí (CÉSAR, 2008).

A ocorrência de *Dendrocephalus* é restrita apenas na América do Sul (BELK *apud* COHEN, 1995), com registros também na Venezuela (PEREIRA, 1983; 1984) e na Argentina (PEREIRA; BELK, 1987; PEREIRA; RUIZ, 1995).

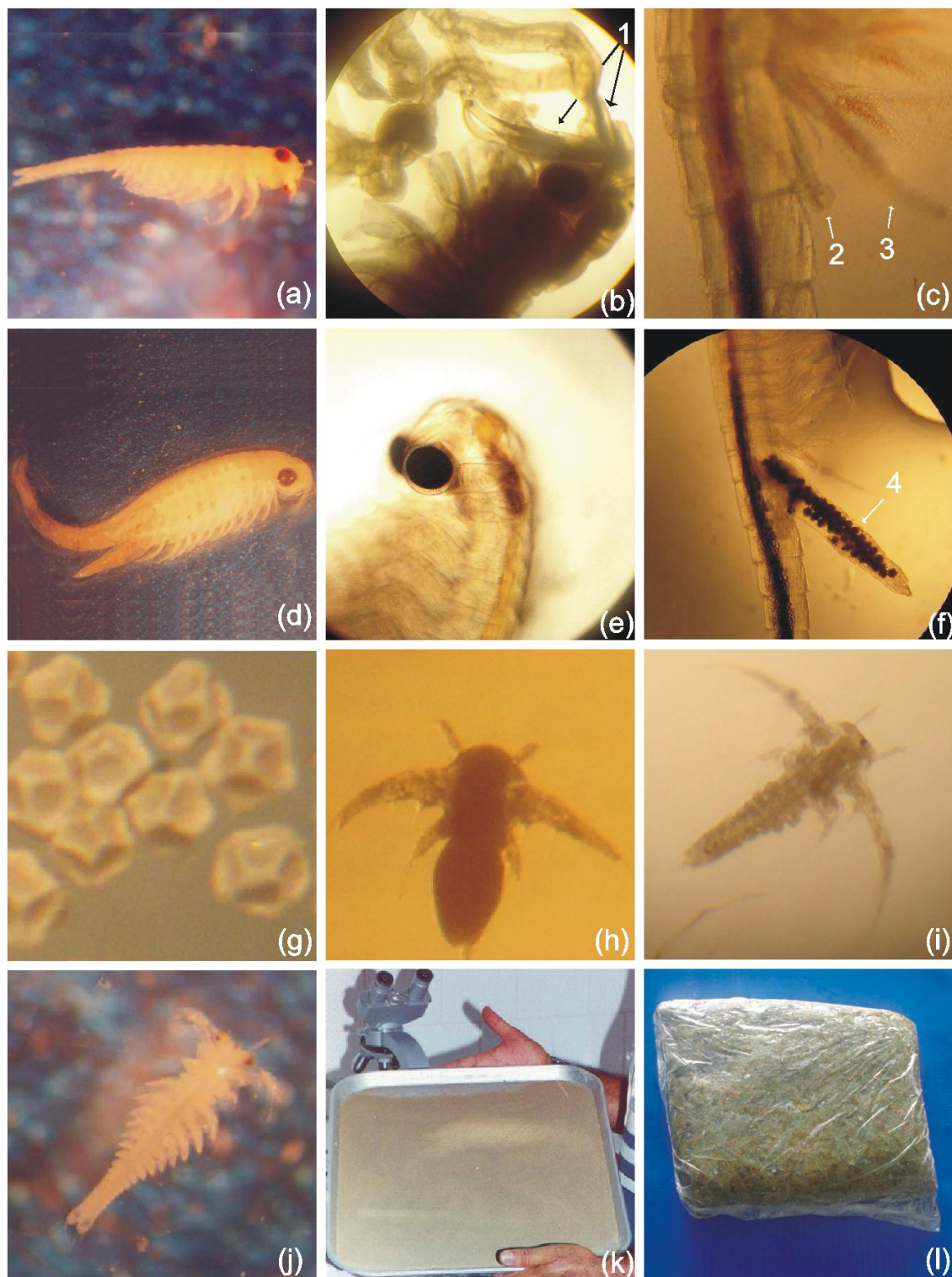
D. brasiliensis é caracterizado pelo apêndice frontal ramificado nos machos (Prancha b-1), uma protuberância semelhante a uma antena, estrutura típica de seu gênero, e pela produção de cistos no caso das fêmeas.

3. ASPECTOS DA BIOLOGIA

O espécime macho (Prancha 4-a) da branchoneta pode chegar a 27 mm quando adulto aos 20 dias, e apresenta dimorfismo sexual, evidenciando pelo apêndice frontal na cabeça (Prancha 4-b) apresentando genitália (Prancha 4-c2) próximo aos pleopodos terminais (Prancha 4-c3).

Exemplares fêmeas (Prancha 4-d) chegam a medir 20 mm na fase adulta, aos 20 dias, e não apresentam apêndice na cabeça (Prancha 4-e), apresentando porém um ovissaco bem evidenciado na parte posterior (Prancha 4-f4). A reprodução é sexuada com liberação de cistos, independente das condições ambientais (LOPES; GURGEL; PONTES, 2011).

Prancha 4 - Ciclo de vida e dimorfismo sexual de *Dendrocephalus brasiliensis*: (a) Branchoneta macho adulto; (b) Cabeça do macho; (b-1) Ramificação do aparelho bucal do macho; (c) Parte posterior do macho (c-2) Genitália do macho (c-3) Pleopodos (d) Fêmea adulta; (e) Cabeça da fêmea; (f) Parte posterior da fêmea; (f-4) Ovissaco com cistos; (g) Cistos; (h) Náuplio; (i) Metanáuplio; (j) Juvenil branchoneta; (k) Cisto visto a olho nú; (l) Biomassa de branchoneta.



Fonte: Fotos fornecidas pelo Dr. José Patrocínio Lopes.

Os cistos, ovos de resistência, liberados pelo ovissaco, são esféricos e apresentam oito concavidades pentagonais de mesmo tamanho, com sulcos de superfície lisa, apresentando coloração escura (Prancha 4-g).

Após a eclosão, a branchoneta passa pelas fases de náuplio (Prancha 4-h), metanáuplio (Prancha 4-i) e juvenil (Prancha 4-j) sendo verificadas as diferentes formas. A forma de apresentação dos cistos a olho nú é apresentada na prancha 4-k e o formato comercial de biomassa de branchoneta é visualizado na prancha 4-l.

Os cistos podem permanecer viáveis durante vários anos, até o momento adequado para eclosão dos náuplios. Cada fêmea por postura libera de 100 a 230 cistos ou mais, a depender do tamanho.

Lopes et al. (1998a) e Lopes, Pontes e Araújo (2006) investigaram parâmetros ambientais favoráveis a branchoneta, onde foi constatado temperatura 25,5 °C, pH 7,3 e oxigênio dissolvido 2,78 mg.L⁻¹, aceitas como condições favoráveis ao seu desenvolvimento.

4. A IMPORTÂNCIA NA AQUICULTURA

Com o despertar para o uso deste animal na aquicultura, em grande parte dos trabalhos científicos publicados sobre o referido enfoque, as principais publicações nas diversas áreas da nutrição animal, ecologia e sistemática sobre este crustáceo, serão citadas ao decorrer deste trabalho.

Diversas investigações têm demonstrado que alguns microcrustáceos de água doce podem ser cultivados com microalgas, aglomerados de bactérias e cianobactérias em busca de alimento mais conveniente e econômico a ser empregado na alimentação de larvas de peixes comerciais (GARCIA; MARCANO; PEREIRA, 2000; MITCHELL, 1996). Cistos e biomassa de branchoneta são produzidos para atender a demanda de alimento vivo na aquicultura da EPPA (LOPES, 2007; LOPES et al., 2008).

Segundo Tenório (2011) o valor proteico da branchoneta liofilizada é 76,56% e do seu hidrolisado proteico de 79,67%, apresentando escores químicos de aminoácidos que atendem as espécies aquícolas mais exigências. Lopes (1998) já afirmava que o valor proteico da branchoneta era superior aos 61,60% da artêmia. Confirmando desta forma seu alto nível proteico e o seu

grande potencial para a aquicultura como fonte de alimento vivo ou processado.

Atualmente, um dos maiores problemas na aquicultura, principalmente na larvicultura de camarões e peixes, é a demanda por alimento vivo (na forma de cistos, náuplios, larvas) ou inerte (biomassa). *Artemia* sp. tem sido um alimento de sustentação na larvicultura de camarões e peixes, porém a escassez de seus cistos no mercado e seu alto custo dificulta o crescimento da atividade (CÂMARA, 2000).

Vários estudos têm sido realizados para a inserção da branchoneta na aquicultura (CARNEIRO, 2000; COIMBRA et al., 2010; LOPES et al., 1998a; LOPES et al., 2007; LOPES et al., 2008; LOPES; GURGEL; PONTES, 2011; LOPES; TENÓRIO, 2005; TENÓRIO, 2011; YFLAAR; OLIVERA, 2003). Os estágios mais difíceis da alevinagem é o processo de transformação de larvas em alevinões (SIPAÚBA-TAVARES, 1993). A branchoneta apresenta as características necessárias para suprir na alimentação das espécies onívoras e carnívoras de cultivo nesta fase de transformação.

Em experimentos realizados em campo e laboratório foi observado que alevinos de peixes carnívoros, a exemplo de *Lophiosilurus alexandri* Steindachner, 1876 (niquim), *Astronotus ocellatus* (Agassiz in Spix and Agassiz, 1831) (apaiari ou oscar) e *Cichla ocellaris* Bloch e Schneider, 1801 (tucunaré) davam preferência alimentar as branchoneta em detrimento de outros alimentos fornecidos, consumindo-as de forma rápida e devido a isso houve um incremento (> 200%) significativo no crescimento e no percentual de sobrevivência (LOPES, 1998; LOPES; TENÓRIO, 2005).

Neste contexto, a branchoneta encontra-se em evidência nesta atividade por ser um alimento vivo que vem substituindo o uso de *Artemia* sp. por ser considerada de menor custo para o criador (LOPES; GURGEL; PONTES, 2005).

Na indústria de rações, é interessante se pensar na utilização de biomassa de branchoneta para a produção de farinha e hidrolisado proteico como ingredientes em rações balanceadas, fonte de alimentação para peixes e crustáceos. A inclusão de farinha de branchoneta na dieta de camarões seria uma solução interessante a ser pesquisada, em virtude da situação atual da indústria que depende de dietas naturais com mexilhões, ostras, poliquetas e

biomassa de artêmia para maturação desses crustáceos (LOPES; GURGEL; PONTES, 2005).

A farinha de branchoneta pode ser uma alternativa para a aquicultura, pois segundo Gonçalves (GONÇALVES, 2001), com a utilização desses animais para o tratamento de efluentes domésticos, na reciclagem natural as bactérias disponibilizam os nutrientes, as algas os incorporam em biomassa vegetal e *D. brasiliensis* se alimenta das algas, formando a biomassa animal, que poderá por sua vez, após análises, ser utilizada nas rações de outros animais, até mesmo para o consumo humano (LOPES; GURGEL; PONTES, 2005). O hidrolisado de um pequeno crustáceo planctófago *Euphausia superba* Dana, 1852, Krill antártico, já é um produto alimentar importante no Japão, este animal também apresenta peptídeos anti-hipertensivos (HATANAKA et al., 2009).

Artemia sp. quando utilizada em forma de farinha liofilizada na alimentação de camarão *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) juvenis, apresentou um incremento de 300%. Na ingestão de alimentos e em dietas artificiais, a farinha de artêmia pode substituir 50% dos alimentos frescos, sem afetar o rendimento reprodutivo, nem a qualidade das larvas. Também, a inclusão de farinha de biomassa de *Artemia* sp. em dietas artificiais resulta no aumento de ingestão, promovendo a maturação ovárica, além de aumentar a qualidade dos ovos (WOUTERS et al., 2001). O crustáceo *D. brasiliensis*, além de servir eficazmente como alimento na aquicultura, a exemplo de piscicultura e carcinicultura (SANTOS et al. 2000; LOPES; TENÓRIO, 2005), também tem apresentado resultados positivos pela sua ação filtradora de microalgas (TENÓRIO, 2011).

A utilização destes agentes biológicos em recuperação de ambientes aquáticos é ecologicamente mais aceita. Por outro lado, um problema relacionado à utilização de organismos vivos em remediação ou purificação de ambientes aquáticos, diz respeito à destinação da sua biomassa. Além de ser um componente importante na cadeia alimentar de animais onívoros e carnívoros, como os peixes, a branchoneta contribui para aumentar a transparência da água de viveiros de aquicultura, removendo também, em curto espaço de tempo, microalgas de lagoas de estabilização (GONÇALVES;

IDE; ROCHE, 2002). Outro papel atribuído à espécie é o de remover bactérias do ambiente aquático para alimentação (LOPES, 1998).

Dada à importância econômica e ambiental de *D. brasiliensis* e sua relevância no controle *top-down* do fitoplâncton em ambientes eutrofizados (TENÓRIO, 2011), faz-se necessário à realização de estudos que venham a contribuir para um maior aproveitamento das potencialidades da espécie e da elaboração de uma biotecnologia de remediação que seja aplicável a ecossistemas aquáticos eutrofizados, tendo como meta a qualidade de vida humana e do ambiente.

Dietas processadas e balanceadas permitem um melhor balanceamento dos nutrientes essenciais, conforme a necessidade da espécie a que se destinam. Estas rações apresentam menor perda de nutrientes para o ambiente aquático, além de serem de fácil administração, no arrazoamento, e de estocagem (ARARIPE et al. 2011; TACON, 1987a; 1987b; 1988).

A maior parte dos trabalhos publicados sobre *D. brasiliensis* abordam questões nutricionais na aquicultura (Tabela 01).

Tabela 01 - Fontes bibliográficas para o estudo de Dendrocephalideos.

Área	Autor / Citação	Ano
Sistemática	CHAVES, LACAU e RABET	2011
	RABET	2006
	RABET e THIERY	1996
	BELK e BRTEK	1995
	PEREIRA	1983
	PESTA	1921
Genética	COIMBRA et al.	2010
	WEEKERS et al.	2002
Ecologia	LOPES, GURGEL e PONTES	2011
	VASCONCELLOS	2010
	BRITO, BRITO e PEREIRA	2010
	BRITO, BRITO e PEREIRA	2009
	MAI et al.	2008
	LOPES	2003
	ROCHA, GÜNTZEL	1999
	COHEN	1995
Nutrição	TENÓRIO	2011
	LOPES, PONTES e ARAÚJO	2008
	LOPES et al.	2008
	LOPES	2007
	LOPES, PONTES e ARAÚJO	2006
	LOPES, GURGEL e PONTES	2005
	LOPES e TENÓRIO	2005
	LOPES e TENÓRIO	2003
	YFLAAR e OLIVERA	2003
	YFLAAR, FILHO-MAIA e OLIVERA	2003
	SANCHEZ et al.	2003
	SALAZAR et al.	2003
	LOPES	2002
	SILVA, OLIVEIRA, e SANTOS	2001
	GARCIA, MARCANO e PEREIRA	2000
	SANTOS et al.	2000
	GUERRA-SANTOS, LOPES e TENÓRIO	1999
	LOPES et al.	1998a
	LOPES et al.	1998b
	LOPES	1998

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O crustáceo branchoneta é um animal rústico, bastante resistente as condições adversas da região semi-árida, vivendo em lagoas temporárias. Na aquicultura, suporta baixas concentrações de oxigênio dissolvido, altas temperaturas (acima de 36°) e baixa qualidade da água, a exemplo de ambientes eutrofizados.

O conhecimento do comportamento deste animal, de sua biologia reprodutiva, com o domínio da técnica de produção de cistos e biomassa, o credencia na aquicultura.

Os estudos realizados com a branchoneta evidenciam o seu potencial para uso em larga escala, seja na área ambiental ou nutricional. Na área ambiental, como bio-controladora de florações algais, e na área nutricional como alimento vivo, inerte ou processado.

Como alimento vivo, desde as fases de cistos, náuplios, metanáuplios, juvenis e até adultos, para peixes e camarões, a exemplo do que acontece com artêmia. O uso inerte na forma de biomassa congelada ou desidratada e também o uso processada, na produção de farinha de branchoneta, liofilizada e/ou hidrolisado proteico para fazerem parte da composição de rações para a aquicultura.

Em síntese, este animal tem potencial para uma ampla utilização nas diversas áreas ambientais, seja no controle de florações algais, como alimento vivo, na indústria de rações e na extração de substâncias, a exemplo de enzimas, aminoácidos, ácidos graxos e quitina. O seu aproveitamento também poderá ser como realçador de sabor, pois é uma fonte dos ácidos glutâmico e aspartâmico, que possuem sabor umami.

6. REFERÊNCIAS

ARARIPE, M. de N. B. de A.; ARARIPE, H. G. de A.; LOPES, J. B.; CASTRO, P. L. de; BRAGA, T. E. A.; HOSMYLTON, A.; FERREIRA, C.; ABREU, M. L. T. de. Redução da proteína bruta com suplementação de aminoácidos em rações para alevinos de tambatinga. **Revista Brasileira de Zootecnia** [online], v. 40, n. 9, p. 1845-1850, 2011.

BELK *apud* COHEN, R. G. Crustacea Anostraca. In: LOPRETTO; TELL (Eds.) **Ecossistemas de Águas Continentais: Metodologia para su Estudio**. La Plata: Ediciones SUR, 1995. v. 2, p. 871-895.

BELK, D.; BRTEK, J. Checklist of the Anostraca. Taxonomy. **Hydrobiologia**, v. 298, p. 315-353, 1995.

BELK, D.; COLE, G. A. Adaptational biology of desert temporary-pond inhabitants. In: NEIL, F.; HADLEY (Eds.). **Environmental Physiology of Desert Organisms**. Pennsylvania, USA, 1975. p. 207-226.

BELK, D.; BRTEK, J. Supplement to 'Checklist of the Anostraca'. **Hydrobiologia**, v. 359, p. 243-245, 1997.

BOWMAN, T. E.; ABELE, L. G. Classification of Recent Crustacea: 1-27. In: BLISS, D. E. (Ed.). **The Biology of Crustacea 1. Systematics, the Fossil Record, and Biogeography**. New York: Academic Press, 1982. 319 p.

BRITO, D.; BRITO, R.; PEREIRA, G. Evaluación de las tasas de filtración e ingestión de *Dendrocephalus spartaenovae* (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae) con *Pseudokirchneriella subcapita* y *Chlorella vulgaris* en condiciones de laboratorio. **Interciência**, v. 35, n. 2, p. 126-130, 2010.

BRITO, D.; BRITO, R.; PEREIRA, G. Valoración de las tasas de filtración e ingestión de *Dendrocephalus spartaenovae* (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae). **Ciência**, Maracaíbo, v. 17, n. 4, p. 281-287, 2009.

CÂMARA, M. R. *Artemia* no Brasil: do extrativismo ao cultivo. **Revista Panorama da Aquicultura**, v. 10, n. 62, p. 15-19, 2000.

CARNEIRO, M. D. O. S. Caracterização Biológica e Reprodutiva de *Dendrocephalus brasiliensis*, Pesta 1921 (Crustaceae, Branchiopoda). **Monografia**. Curso de Engenharia de Pesca. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2000. 39 p.

CÉSAR, I. I. Geographic distribution of the anostracans (Crustacea) in Argentina (South America). **Studies Neotropical Fauna and Environment**, v. 24, n. 4, p. 183-188, 1989. doi: 10.1080/ 01650528909360789. v. 24, n. 4, 2008.

CHAVES, T. P.; LACAU, S.; RABET, N. Illustrated key to the Brazilian *Dendrocephalus* (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae). **Nauplius**, v. 19, n. 1, p. 1-5, 2011.

COHEN, R.G. Crustacea Anostraca. In: LOPRETTO; TELL (Eds.) **Ecosistemas de Águas Continentais: Metodologia para su Estudio**. La Plata: Ediciones SUR, 1995. v. 2, p. 871-895.

COIMBRA, M. R. M.; SILVA, S.; LOPES, J. P.; GÁLVEZ, A. Branchoneta, *Dendrocephalus brasiliensis* reproductive strategy: sexual-ratio density-dependent and paternal inheritance, as inferred by AFLP markers. **Aquaculture Europe 10**, Porto, Portugal, 2010.

DADAY, 1908 *apud* RABET, N.; THIÉRY, A. The neotropical genus *Dendrocephalus* (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae) in Brazil (South America), with a description of two new species. **Journal of Natural History**, v. 30, n. 4, p. 479-503, 1996. doi:10.1080/00222939600770261.

GARCIA, J. V.; MARCANO, S.; PEREIRA, G. Eclosión de quistes en dos espécies de *Dendrocephalus* (Anostraca: Thamnocephalidae) de uso potencial como alimento en acuicultura. **Revista Biología Tropical**, v. 48, n. 1, p. 145-149, 2000.

GONÇALVES, J. L. Remoção de algas via alimentação pelo microcrustáceo *Dendrocephalus brasiliensis* (Crustacea: Anostraca). **Dissertação** em Tecnologias Ambientais, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Mato Grosso do Sul, 2001. 64f.

GONÇALVES, J. L.; IDE, C. N.; ROCHE, K. F. Remoção de algas de lagoas de estabilização pelo microcrustáceo *Dendrocephalus brasiliensis* (Crustacea: Anostraca). In: **II Simpósio Centro-oeste de Recursos Hídricos**, Campo Grande. http://www.abrh.org.br/novo/ii_simp_rec_hidric_centro_oeste_campo_grande68.pdf, 2002.

GONZALEZ, R. J.; DRAZEN, J.; HATHAWAY, S.; BAUER, B.; SIMOVICH, M. Physiological correlates of water chemistry requirements in fairy shrimps (Anostraca) from southern California. **J. crust. Biol.**, v. 16, p. 315-322, 1996.

GUERRA-SANTOS, A. J.; LOPES, J. P.; TENORIO, R. A. Utilização da Branchoneta *Dendrocephalus brasiliensis* na alimentação do niquim *Lophiosilurus alexandri*, durante o período pós-larval. In: I Congresso Latino-Americano de Engenharia de Pesca, 1999, Olinda. Água: Produção e Conservação. **Res...** Olinda: AEP/PE, FAEP/BR, 1999. p. 62.

HANCOCK, M. A.; TIMMS, B. V. Ecology of four turbid clay pans during a filling-drying cycle in the Paroo, semi-arid Australia. **Hydrobiologia**, v. 479, p. 95-107, 2002.

HATANAKA, A.; MIYAHARA, H.; SUZUKI, K. I.; SATO, S. Isolation and Identification of Antihypertensive Peptides from Antarctic Krill Tail Meat Hydrolysate. **Journal of Food Science**, Chicago, v. 74, n. 4, p. H116-H120, 2009. DOI: 10.1111/j.1750-3841.2009.01138.x.

ITIS, **Integrated Taxonomic Information System**. Disponível em: http://www.itis.gov/servlet/SingleRpt/SingleRpt?search_topic=TSN&search_va_lue=624173. Acessado em: 13 nov. 2011.

LOPES, J. P. Condições ambientais favoráveis ao desenvolvimento da branchoneta (*Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921) em viveiros de cultivo. In: **XIII Congresso Brasileiro De Engenharia De Pesca**. Porto Seguro, Bahia, 2003.

LOPES, J. P. Considerações sobre a branchoneta, *Dendrocephalus brasiliensis*, (Crustacea, Anostraca, Thamnocephalidae) como fonte alternativa na alimentação de alevinos espécies carnívoras. **Monografia** de Especialização, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Brasil, 1998. 45 f.

LOPES, J. P. Dinâmica de reprodução e comportamento reprodutivo de branchoneta *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 como incremento na produção de alimento vivo para peixes ornamentais. **Tese** (Doutorado em Psicobiologia) - Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2007. 112 f.

LOPES, J. P. Produção de cistos e biomassa de “branchoneta” *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta 1921, em viveiros de cultivo. **Dissertação**

de Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura. Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2002. 46 f.

LOPES, J. P.; GURGEL, H. C. B.; ARAÚJO, A.; PONTES, C. S. Influência da inoculação de cistos na produção de biomassa de branchoneta *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca). **Revista Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, n. 2, p. 598-603, 2008.

LOPES, J. P.; GURGEL, H. C. B.; GÁLVEZ, A. O.; PONTES, C. S. Produção de cistos de branchoneta, *Dendrocephalus brasiliensis* (Crustacea: Anostraca). **Revista Biotemas**, v. 20, n. 2, p. 33-39, 2007.

LOPES, J. P.; GURGEL, H. C. B.; PONTES, C. S. Utilização de biomassa de branchoneta, *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Branchiopoda: Anostraca) no cultivo de peixes ornamentais. In: **XV Encontro Nordestino de Zoologia. Fauna, Biopirataria, Biotecnologia e Sociedades Sustentáveis**. Salvador, v. 1, 2005.

LOPES, J. P.; GURGEL, H. de C. B.; PONTES, C. S. Comportamento reprodutivo de *Dendrocephalus brasiliensis*, Pesta 1921 (CRUSTACEA: ANOSTRACA) **Ciência Animal Brasileira**, Goiânia, v. 12, n. 4, p. 617-625, 2011.

LOPES, J. P.; PONTES, C. S., ARAÚJO, A. A branchoneta na piscicultura ornamental. **Revista Panorama da Aquicultura**, v. 94, p. 33-37, 2006.

LOPES, J. P.; PONTES, C. S.; ARAÚJO, A.; SANTOS-NETO, M. A. dos. Fatores bióticos e abióticos que influenciam o desenvolvimento de branchoneta (Crustacea: Anostraca). **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, v. 3, n. 1, p. 76-90, 2008.

LOPES, J. P.; SANTOS NETO, M. A. Piscicultura Ornamental: Estudo Compara o uso da Biomassa da Branchoneta e da Artêmia na Dieta de Acará-bandeira. **Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 98, p. 56-59, 2006.

LOPES, J. P.; SILVA, A. L. N.; SANTOS, A. J. G.; TENÓRIO, R. A. Branchoneta uma notável contribuição a larvicultura e alevinagem de peixes carnívoros de água doce. **Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 50, p. 31-34, 1998a.

LOPES, J. P.; SILVA, A. L. N.; TENÓRIO, R. A.; CORREIA, E. S. Considerations on utilization of the "Branchoneta" *Dendrocephalus brasiliensis* (Crustacea, Anostraca, Thamnocephalidae) as food supply for alevines of carnivorous species. In: **I Congresso Sul-americano de Aquicultura / X Simpósio Brasileiro de Aquicultura**. Recife, Pernambuco, Brasil, 1998b.

LOPES, J. P.; TENÓRIO, R. A. A branchoneta (*Dendrocephalus brasiliensis*, Pesta 1921) como fonte de alimento para alevinos de niquim (*Lophiosilurus alexandri* Steindachner, 1876). **Revista Nordestina de Zoologia**, Maceió, v. 2, n. 1, p. 34-46, 2005.

LOPES, J. P.; TENÓRIO R. A. A branchoneta, (*Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921) as food supply for alevines of niquim, *Lophiosilurus alexandri* Steindachner, 1876. In: **XIV Encontro de Zoologia do Nordeste**. Maceió, Alagoas, 2003.

MAI, M. G.; SILVA, T. A. S.; ALMEIDA, V. L.; SERAFINI, R. L. First Record of the invasion of *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae) in São Paulo State, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 3, n. 3, p. 269-274, 2008.

MARTIN, J. W.; DAVIS, G. E. An Updated Classification of the Recent Crustacea. Natural History Museum of Los Angeles County United States of America. **Science Series**, California, v. 39, 2001.

MITCHELL, A. S. Blue-green algae. **Aquaculture Magazine**, Asheville, v. 2, p. 79-83, 1996.

PEREIRA, G. A.; RUIZ, L. A new species of *Dendrocephalus* (anostraca, new species Thamnocephalidae) from Argentina. **Crustaceana**, v. 68, p. 567-574, 1995.

PEREIRA, G. Taxonomic importance of the frontal appendage in the genus *Dendrocephalus* (anostraca: thamnocephalidae). **Journal of Crustacean Biology**, v. 3, n. 40, p. 293-305, 1983.

PEREIRA, G. Two new species of *Dendrocephalus* (Anostraca, Thamnocephalidae) from Venezuela. **J. Crust. Biol.**, Lawrence, v. 4, p. 147-153, 1984.

PEREIRA, G.; BELK, D. Three new species of *Dendrocephalus* (Anostraca: Thamnocephalidae) from Central and South America. **Journal Crustacean Biology**, v. 7, n. 3, p. 572-580, 1987.

PESTA, O.; Kritische Revision der Branchiopodidensammlung des Wiener Naturhistorischen Staatsmuseums. **Annalen des Naturhistorischen Museums in Wien**, v. 34, p. 80-98, 1921.

PINDER, A. M.; HALSE, S. A.; MCRAE, J. M.; SHIEL, R. J. Aquatic invertebrate assemblages of wetlands and rivers in the wheatbelt region of Western Australia. **Records Western Australian Museum Supplement**, n. 67, p. 7-37, 2004.

PINDER, A. M.; HALSE, S. A.; MCRAE, J. M.; SHIEL, R. J. Occurrence of aquatic invertebrates of the wheatbelt region in Western Australia in relation to salinity. **Hydrobiologia**, v. 543, p. 1-24, 2005.

RABET, N. A new species of Brazilian *Dendrocephalus* (Anostraca, Thamnocephalidae). **Zootaxa**, v. 1370, p. 49-57, 2006.

RABET, N.; THIÉRY, A. The neotropical genus *Dendrocephalus* (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae) in Brazil (South America), with a description of

two new species. **Journal of Natural History**, v. 30, n. 4, p. 479-503, 1996. doi: 10.1080/00222939600770261.

ROCHA, O.; GÜNTZEL, A. M. Crustáceos branquiópodos. In: ISMAEL, D. et al. (Eds.). **Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil. Invertebrados de Água doce**. São Paulo: FAPESP, 1999. v. 4, p. 107-120.

SALAZAR, B. H; DIAZ, J. V. G; SUAREZ, G. P.; SANCHEZ, D. J. T. Evaluación del efecto de dos dietas sobre la producción de biomassa y huevos de resitencia de *Dendrocephalus geayi* (Daday, 1908) (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae). In: **II Congresso Iberoamericano Virtual de Acuicultura**. Venezuela, p. 534-539, 2003.

SANCHEZ, J. T.; DIAZ, J. G.; HERDIA, B.; SUAREZ, G. P. Evaluación preliminar del uso de *Dendrocephalus geayi* (Anostraca: Thamnocephalidae) en la alimentación de larvas de *Colossoma macropomum* (Pisces:Characidae). In: **II Congresso International Virtual de Acuicultura**. 2003.

SANTOS, A. J. G; LOPES, J. P; TENÓRIO, R. A. MENDES, P. P. Efeitos do Microcrustáceo Branchoneta, *Dendrocephalus brasiliensis*, no Crescimento da Tilápia, *Oreochromis niloticus*, durante a fase Juvenil. In: 5o ISTA, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: Tilapia Aquaculture in the 21st Century. v. 1. p. 95-100, 2000.

SILVA, A. L. N.; SOUZA, R. A. L. **Glossário de Aqüicultura**. Universidade Federal Rural de Pernambuco. Imprensa Universitária. Recife, 1998. p. 97.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Analise da seletividade alimentar em larvas de Tambaqui (*Colossoma macropomum*) e Tambacu (Híbrido, Pacu - *Piaractus mesopotamicus* - e Tambaqui - *Colossoma macropomum*) sobre os organismos zooplancctônicos. **Acta Limnológica Braziliensia**, v. 6, p. 114 - 132, 1993.

TACON, A. G. J. **The nutrition and feeding of farmed fish and shrimp. A traning manual. 1. The essential nutrients**. FAO. Brasília, 1987a. 126 p. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/field/003/AB470E/AB470E00.htm>.

TACON, A. G. J. **The nutrition and feeding of farmed fish and shrimp. A training manual. 2. Nutrient Sources and composition**. FAO. Brasília, 1987b. 137p. <http://www.fao.org/docrep/field/003/AB468E/AB468E00.htm>.

TACON, A. G. J. **The nutrition and feeding of farmed fish and shrimp: A training manual 3; Feeding methods**. FAO. Brasília, 1988. 216 p. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/field/003/ab467e/AB467E00.htm>.

TENÓRIO, R. A. Biorremediação em ambientes límnicos eutrofizados com a utilização de *Dendrocephalus brasiliensis* pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae) e seu aproveitamento na aquicultura. **Tese** (Doutorado) - Instituto de Química e Biotecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2011. 191 f.

TENÓRIO, R. A.; SANTOS; A. J. G., LOPES, J. P.; NOGUEIRA, E. M. S. Crescimento do niquim (*Lophiosilurus alexandri* Steindachner 1876), em

diferentes condições de luminosidade e tipos de alimento. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v. 28, p. 305-309, 2006.

TIMMS, B. V.; DATSON, B.; COLEMAN, M. The wetlands of the Lake Carey catchment, northeast Goldfields of Western Australia, with special reference to large branchiopods. **Journal of the Royal Society of Western Australia**, v. 89, p. 175-183, 2006.

VANHAECKE, P.; TACKAERT, W.; SORGELOOS, P. The biogeography of *Artemia*: an updated review. In: **Artemia research and its applications. Morphology, genetics, strain characterization, toxicology**. Wetteren: Universa Press, 1987. p. 129-155.

VASCONCELLOS, M. G. de. Características populacionais, desenvolvimento e produção de *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 sob as condições climáticas da região sudeste do país. **Revista Brasileira de Zootecias**, v. 12, n. 2, p. 125-132, 2010.

WEEKERS, P. H. H.; MURUGAN, G.; VANFLETEREN, J.R.; BELK, D.; DUMONT, H.J. Phylogenetic analysis of anostracans (Branchiopoda: Anostraca) inferred from nuclear 18S ribosomal DNA (18S rDNA) sequences **Molecular Phylogenetics and Evolution**, v. 25, p. 535–544, 2002.

WOUTERS, R.; LAVENS, P.; NIETO, J.; SORGELOOS, P. Penaeid shrimp broodstock nutrition: an updated review on research and development. **Aquaculture**, v. 202, p. 1–21, 2001.

YFLAAR, B. Z.; FILHO-MAIA, M. A.; OLIVERA, A. The use of “branchoneta” *Dendrocephalus brasiliensis* (Pesta, 1921) Nauplii in *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) larval feeding. **Anais do World Aquaculture**, Salvador, v. 2, p. 845, 2003.

YFLAAR, B. Z.; OLIVERA, A. Utilização de náuplios de “branchoneta” *Dendrocephalus brasiliensis* (Pesta, 1921) na alimentação de larvas do “camarão cinza” *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 2, p. 299-307, 2003.

***Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 no controle top-down do fitoplâncton em ambientes aquícolas eutrofizados**

RESUMO

O fenômeno de eutrofização em ambientes de produção aquícola está associado à floração fitoplanctônica, devido à carga excessiva de nutrientes, sendo catalisado pela fertilização, pelo arraçoamento e por excrementos de animais condicionados a altas densidades de estocagem. A proliferação excessiva de microalgas, diminui a capacidade de suporte dos sistemas de produção de animais aquáticos, interferindo na produtividade e na qualidade do pescado, prejudicando a comercialização devido ao *off-flavor*, e causando prejuízos econômicos em virtude das enfermidades e mortandades ocorridas na aquicultura. O objetivo deste trabalho foi o estudo de *Dendrocephalus brasiliensis*, branchoneta (bc), como controlador *top-down* do fitoplâncton em ambientes aquícolas eutrofizados, e a análise de seu efeito na composição fitoplanctônica da água, com ênfase na biofiltração de Cyanobacteria. O experimento constou de seis tratamentos (0, 20, 40, 60, 80 e 100 bc.L⁻¹), com quatro repetições, sendo concluído após um ciclo infradiano, com coletas de amostras de fitoplâncton da água e do conteúdo intestinal deste animal. O fitoplâncton foi analisado quanto à sua composição e densidade, e os táxons identificados com o uso de bibliografia especializada. A análise quantitativa foi realizada com auxílio de microscópio óptico invertido, com densidade algal estimada segundo o método de Utermöhl. A preferência alimentar da branchoneta foi indentificada usando o software *Manly's Alpha* do "Programs for Ecological Methodology, Version 5.1" e os índices de estados tróficos da água foram calculados segundo Nygaard. Foram identificadas 92 espécies de algas. Destas, nove são preferidas na alimentação da branchoneta, incluindo as cyanobacteria *Anabaena* sp.1 (produtora de cianotoxina) e *Geitlerinema amphibium*. Também foi verificada mudança do estado trófico da água, de eutrófico para oligotrófico e da coloração, de verde para transparente, após a biofiltração. Os tratamentos diferiram ao nível de $p < 0,05$. Conclui-se que *D. brasiliensis* é um eficiente filtro-alimentador de fitoplâncton, inclusive no controle *top-down* de Cyanobacteria, sendo recomendado o seu uso na biorremediação do fitoplâncton nas densidades de 100 bc.L⁻¹, visando a mudança de estado trófico, e de 80 bc.L⁻¹, para o controle preventivo de cyanobacteria.

Palavras-chave: Branchoneta, Cyanobacteria, filtro-alimentação, estado trófico, seletividade

ABSTRACT

***Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 on phytoplankton's top-down control in aquaculture eutrophicated environments.** The eutrophication phenomenon in environments of aquatic production is associated with phytoplanktonic flowering, a result of excessive nutrients, being catalysed by fertilization, by feeding and by excrements from animals conditioned to high density of stock. The excessive proliferation of microalgae reduces the support capacity from the production systems of aquatic animals, intervening in fish productivity and quality, causing commerce losses because of off-flavor, and causing economic losses as a result of illness and death occurred in aquaculture. The goal of this work was the *Dendrocephalus brasiliensis*'s study, branchoneta (bc), as the phytoplankton's *top-down* controller in eutrophicated aquaculture environments, and the analyses from its effects in the phytoplanktonic/fitoplanctônica composition of water, emphasizing the Cyanobacteria's biofiltration. The experiment constituted of six treatments (0, 20, 40, 60, 80 e 100 bc.L⁻¹), with four repetitions, being concluded after an infradian cycle, with collection of phytoplankton samples from water and from intestinal content of this animal. The phytoplankton was analyzed in its composition and density, and the taxons identified by using specialized bibliography. The quantitative analysis was made with the inverted optical microscope, with algae density estimated by the Utermöhl's method. The branchoneta's food preference was identified using the *Manly's Alpha* software from "Programs for Ecological Methodology, Version 5.1" and the trophic states' indices from water were calculated according to Nygaard. Ninety two algae species were identified. From this group, nine have preference on branchoneta's food, including the cyanobacteria *Anabaena* sp.1 (producer of cyanotoxin) and *Geitlerinema amphibium*. Also was verified change on the water's trophic state, from eutrophic to oligotrophic and its coloration, from green to transparent, after the biofiltration. The treatments diverged by the level $p < 0,05$. The conclusion is that the *D. brasiliensis* is an efficient phytoplankton filter feeding, even on the *top-down* control of Cyanobacteria, being its use recommended for bioremediation from phytoplankton in the density from 100 bc.L⁻¹, intending the trophic state change, and from 80 bc.L⁻¹, to the preventive control of cyanobacteria.

Keywords: Branchoneta, Cyanobacteria, filter-feeding, trophic state, selectivity

1. INTRODUÇÃO

O processo de eutrofização antrópica de um ecossistema aquático natural, e de ambientes de produção aquícola, é catalisado pelo aporte de nutrientes provenientes de efluentes domésticos, industriais, da agropecuária, e em cultivos, da fertilização, arração e excrementos de animais condicionados em altas densidades. Esses aportes de nutrientes podem alterar o metabolismo de seus corpos d'água, podendo causar floração de algas planctônicas as quais interferem na capacidade de suporte de lagos, atingindo a piscosidade (PAN et al., 1996). A redução dos estoques pesqueiros afeta a biota aquática e causa prejuízos econômicos aos pescadores, e aos aquicultores com diminuição da produção aquícola por enfermidades e mortandade.

Além disso, algumas espécies fitoplanctônicas, as cyanobacteria ou cianobactérias, em águas eutrofizadas, podem secretar metabólitos secundários, toxinas (cianotoxinas) ou compostos odoríferos, danosos à saúde (LI et al., 2007), podendo tornar a água imprópria ao consumo humano e dessedentação animal (BRASIL, 2005), prejudicando a comercialização de peixes por causa do odor e sabor indesejáveis em suas carnes, quando não é possível a sua depuração.

O controle das florações fitoplanctônicas evita grandes oscilações diurnas de oxigênio dissolvido (OD) na água, obstruções de brânquias, liberações de metabólitos secundários e a morte súbita, *die-off*, das algas devido ao processo natural de senescência e morte, que segundo Kubitza (1998) geram resíduos que são reciclados em processos biológicos com consumo de oxigênio e geração de metabólitos tóxicos aos peixes, como amônia, nitrito e gás carbônico, e liberação de cianotoxinas quando ocorre lise de cyanobacteria (KIM et al., 2009) que pode ter efeito bioacumulativo em peixes (CALIJURI; ALVES; SANTOS, 2006).

Assim, torna-se urgente o controle destas florações de forma segura e eficiente (ZHOU et al., 2011), para isto existem métodos químicos, físicos e biológicos (VON SPERLING, 2005). O uso de algicidas, a precipitação e inativação do fósforo, remoção da água do hipolímnio e aeração, o uso de cianófagos, de myxobactéria e a biomanipulação são algumas medidas de

controle e remoção de algas, cianobactérias e cianotoxinas nos sistemas de abastecimento de água (BRASIL, 2003).

Num ambiente aquícola torna-se mais complexo o controle algal, em relação a uma estação de tratamento de água (ETA), por funcionar como um ecossistema (SIPAÚBA-TAVARES, 1994; HENRY-SILVA; CAMARGO, 2008) onde a produtividade não deve ser afetada, e nem o custo de produção. Sendo assim, os métodos de tratamento de água que causam a *die-off* e lise das algas não são recomendados, a exemplo de algicidas que tem o uso restrito no Brasil (BRASIL, 2001).

O controle biológico fazendo uso da biomanipulação, modificando a estrutura da comunidade aquática, com a introdução de um algívoro no controle *top-down* do fitoplâncton (HRBÁČEK et al., 1961; STARLING; LAZZARO, 2001) é uma ferramenta útil na remediação do ambiente aquático eutrofizado (LATHORP et al., 2002; CHEN et al., 2007; PERETYATKO et al., 2011). Esta técnica é considerada por Zimmermann (2001) de mínimo impacto ambiental, resgata a produtividade natural dos corpos aquáticos na qualidade de água, na alimentação, nos custos de produção e no bem estar dos peixes, considerando-a adequada para uma aquicultura responsável.

A biomanipulação para a redução da biomassa fitoplânctônica beneficia ou introduz espécies fitoplanctívoras (WITTE et al., 2011) podendo fazer uso de espécies planctófagas, onívoras e piscívoras (STARLING; LAZZARO, 2001; BUCHACA et al., 2011). O peixe tem sido utilizado por diversos pesquisadores (XIE; LIU, 2001; ZHANG et al., 2006; CHEN et al., 2007; YAN; ZHANG; LIU, 2009; KE; XIE; GUO, 2009). Em revisão de literatura Zhang, Xie e Huang (2008) salienta que os grandes crustáceos do zooplâncton apresentam melhores resultados na redução da biomassa fitoplanctônica e consequente clareamento das águas, por estes serem um filtro-alimentação de tamanho seletivo e um importante elemento da qualidade biológica da água (JEPPESEN et al., 2011).

Fazendo uso da biofiltração utilizando crustáceos, vários trabalhos foram publicados, a exemplos de Almeida et al. (2009), Brito, Brito e Pereira (2010), Gołdyn e Kowalczevska-Madura (2008), Hansen; Wernberg-Moller; Wittrup (1997) e Zuccarini, Ciurli e Alpi (2011). Moluscos bivalves foram utilizados por Jones, Dennison e Preston (2001), Jones, Preston e Dennison (2002); Mariné

et al. (2009); Olivera-Gálvez (2001); Ramos et al. (2009) e Vasconcelos et al. (2006).

Dentre os filtradores, encontra-se o crustáceo *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921, pertencente à classe Branchiopoda, ordem Anostraca, da família Thamnocephalidae (BOWMAN; ABELE, 1982), conhecido popularmente por branchoneta ou artêmia de água doce, segundo Lopes et al. (1998) apresenta preferência alimentar fitoplanctônica. Sarma e Nandini (2002) estudaram seleção presas com anostraca zooplânctófago.

Este crustáceo é um animal dulciaquícola da região neotropical encontrada em águas temporárias do semi-árido (ROCHA; GÜNTZEL, 1999) e geograficamente encontra-se distribuída na Argentina e nos estados brasileiros do Piauí, Rio Grande do Norte, Paraíba, Bahia e Minas Gerais (RABET; THIÉRY, 1998), com registro em Pernambuco (LOPES et al., 2008a), sendo observado também em Alagoas. Amostras desta espécie encontram-se no Museu de História Natural da Áustria, em Viena (BELK; BRTEK, 1995) e no Museu Nacional do Brasil, no Rio de Janeiro. O objetivo deste trabalho é o estudo de *Dendrocephalus brasiliensis*, branchoneta, como controlador *top-down* do fitoplâncton em ambientes aquícolas eutrofizados e a análise de seu efeito na composição fitoplanctônica da água com ênfase a biofiltração de cyanobactéria.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Neste trabalho foi analisado o fitoplâncton ocorrente das amostras de água e do conteúdo intestinal de *D. brasiliensis* (branchoneta) das unidades experimentais. O material biológico foi proveniente da Estação de Piscicultura da Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF), localizada no submédio São Francisco, município de Paulo Afonso, Bahia, local onde foi realizado o experimento.

Para conhecimento do poder de filtração da branchoneta sobre o fitoplâncton (controle *top-down*), foram realizadas análises qualitativas e quantitativas da comunidade fitoplanctônica de todas as amostras.

O delineamento experimental foi em blocos casualizados e constou de seis tratamentos [0, 20, 40, 60, 80 e 100 branchonetas/litro (bc/L)], realizado em aquários, com quatro repetições, totalizando 24 unidades experimentais.

Para isto foram utilizados 24 aquários com capacidade de 3 litros de água cada, com aeração. A água para o enchimento dos aquários foi proveniente de um tanque de piscicultura eutrofizado. As coletas iniciaram-se em março de 2009 e foram analisadas a cada dois dias até atingir a densidade algal adequada para o início do experimento ao observar uma floração crescente. Foram transferidos 72 litros desta água para os aquários. As coletas das amostras aconteceram a cada 6 horas durante um ciclo infradiano de 36 horas.

Para a análise do estado trófico da água referente à composição fitoplanctônica foram utilizados os índices de Nygaard (1949), os índices simples foram calculados para Cyanobacteria, Chlorophyta, Bacillariophyta e Euglenophyta, e o índice composto para as Chlorococcales, Centrales, Desmidiaceae, Cyanophyceae e Euglenophyceae. As Pennales e as Centrales foram utilizadas no índice simples para Bacillariophyta (Diatomaceae) (Tabela 02).

Tabela 02 - Índices de Nygaard para cálculo do estado trófico da água de acordo com a composição fitoplanctônica.

Índice	(I)	Cálculo	Oligotrófico	Eutrófico
Simple				
Cyanobacteria	(I _{Cy})	<u>Cyanophyceae</u> <u>Desmidiaceae</u> <u>Chlorococcales</u>	0,0 – 0,4	0,1 – 3,0
Chlorophyta	(I _{Cl})	<u>Desmidiaceae</u> <u>Centrales</u>	0,0 – 0,7	0,2 – 9,0
Bacillariophyta	(I _B)	<u>Pennales</u> <u>Euglenophyceae</u>	0,0 – 0,3	0,0 – 1,75
Euglenophyta	(I _E)	<u>Cyanophyceae +</u> <u>Chlorococcales</u> <u>Centrales +</u> <u>Chlorococcales +</u>	0,0 – 0,2	0,0 – 1,0
Composto	(I _{Cp})	<u>Cyanophyceae +</u> <u>Euglenophyceae</u> <u>Desmidiaceae</u>	0,0 – 1,0	1,2 – 25,0

As amostras de fitoplâncton foram preservadas em lugol acético (BICUDO; MENEZES, 2006) e analisadas quanto à sua composição e densidade. Os táxons das microalgas fitoplanctônicas foram identificados com o uso de bibliografia especializada, sendo Prescott, Bicudo e Vinyard (1982) e Komárek e Fott (1983), para as clorófitas; Komárek e Anagnostidis (1989) e Komárek e Cronberg (2001) para as cianobactérias; Popovský e Pfiester (1990), para os dinoflagelados; Krammer e Lange-Bertalot (1991a, b), para as diatomáceas e John, Whitton e Brook (2002), para os outros fitoflagelados, como euglenofíceas e criptofíceas. A análise quantitativa foi verificada com auxílio de microscópio óptico invertido (Zeiss, modelo Axiovert 135M). A densidade algal (ind.L^{-1}) foi estimada segundo o método de Utermöhl (1958).

A produção de cistos e náuplios de branchonetas foi segundo o método de Lopes et al. (2007) e Lopes et al. (2008b), respectivamente. As branchonetas foram introduzidas nas unidades experimentais na fase adulta.

Para análise da eficiência de filtração do fitoplâncton pelas branchonetas foi realizada a análise estatística dos dados das amostras de algas utilizando o teste Anova fatorial a x b ($p \leq 0,05$), onde se verificou a interação entre a densidade do fitoplâncton e o tempo experimental. Para identificar diferenças entre os tratamentos nos diversos horários foi utilizado o teste Anova 1 critério.

A preferência alimentar da branchoneta foi verificada fazendo uso do *Manly's Alpha* (α), *Programs for Ecological Methodology*, Version 5.1" (software) (KREBS, 1999), sendo contabilizado o número de algas por espécie contidas no intestino da branchoneta e que se encontravam também nas amostras de água. Foi observada a regra de presas variáveis que não aceita o zero como valor.

Para inserir a reprodução das microalgas foi utilizado o maior valor médio por espécie ou grupo das amostras de água durante o ciclo infradiano. Esse valor foi utilizado no software como *amount in environment* (AE) e para a *proportion alive at end of study* (PS) foi considerado o menor valor médio de microalgas ou o segundo menor valor (quando o primeiro foi igual a zero). O valor do *amount in diet* é a diferença entre o AE e a PS, este valor representa o consumo e a mortalidade das microalgas. Esta foi a metodologia padrão utilizada para cada espécie ou grupo, e para cada tratamento experimental.

A seletividade de presas foi obtida com o uso da fórmula do índice de preferência de Manly's α para a presa i (α_i), $\alpha_i = \log P_i / \sum_{j=1}^m P_j$, onde P = proporção de presa i ou j remanescente no final do experimento; m = número de tipos de presas. Se $\alpha_i > 1/m$ a espécie i é preferida na dieta (MANLY 1974; KREBS, 1999).

As quantidades de microalgas encontradas nas amostras dos conteúdos intestinais foram obtidas pelo somatório dos valores médios de cada densidade de branchoneta. E para obter os valores médios gerais de cada espécie foi realizada a média geral de todas as densidades de branchonetas.

3. RESULTADOS

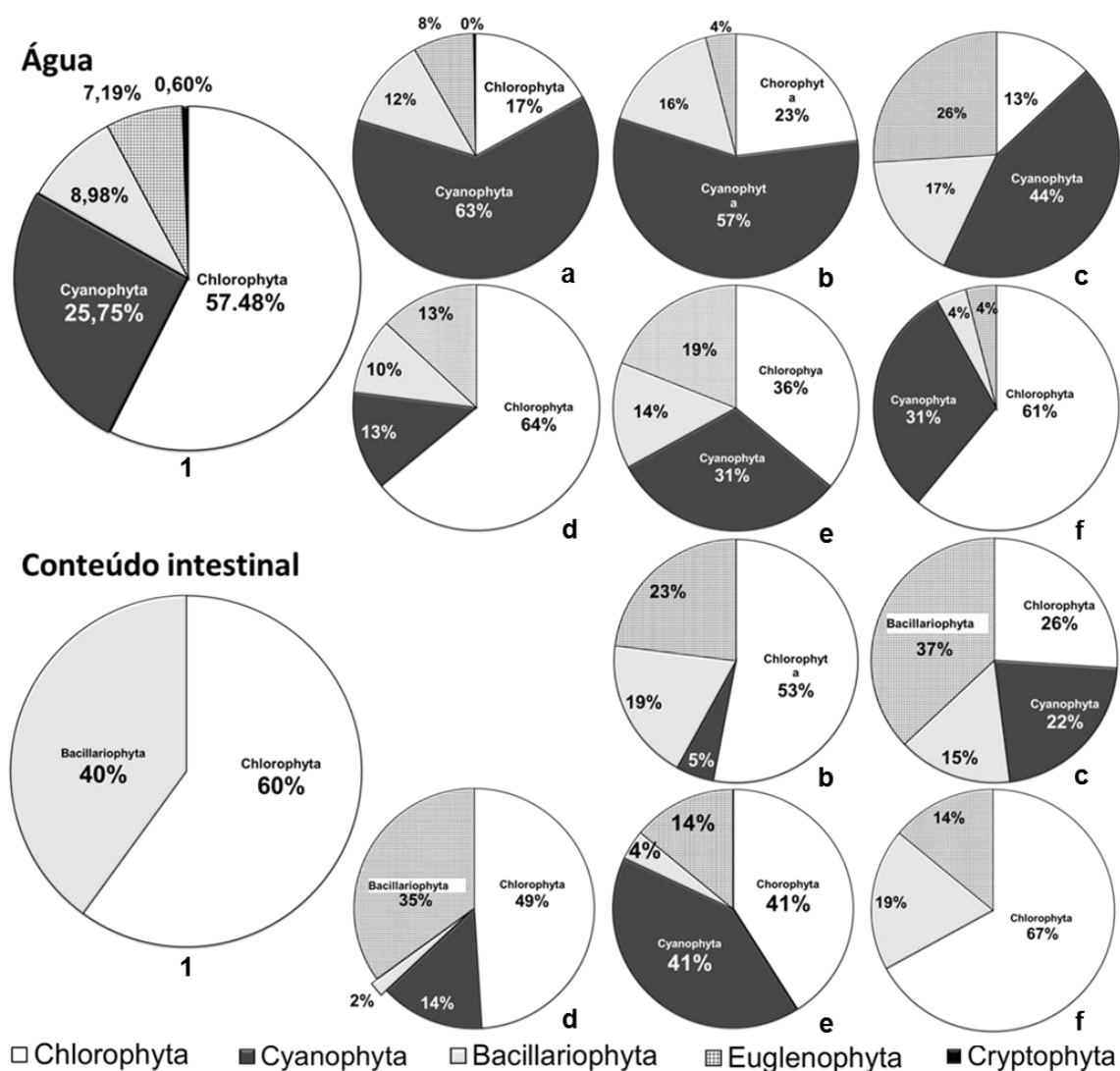
3.1 Fitoplâncton das amostras de água

A densidade total de fitoplâncton das amostras de água do início do experimento foi de 6.680.000 microalgas planctônicas por litro (ind.L^{-1}), sendo compostas por Chlorophyta (57,48%), Cyanobacteria (25,75%), Bacillariophyta (8,98%), Euglenophyta (7,19%) e Cryptophyta (0,60%) (Gráfico 01).

A população fitoplanctônica ($6.680.000 \text{ ind.L}^{-1}$) foi reduzida a 39,97; 10,97; 4,49 e 3,89%, respectivamente, para os tratamentos, controle, 60; 80 e 100 bc.L^{-1} . Constatando desta forma que sem a utilização de branchoneta (tratamento controle) houve uma baixa de 60,03% das microalgas ao longo do ciclo infradiano, caracterizando assim mortalidade. Porém, verificou-se que esta mortalidade foi praticamente de Clorófitas, apresentando uma redução em sua população de 88,28%.

As cyanobacteria mantiveram-se praticamente constantes, com mortalidade de 2,91%. Isto trouxe como consequência uma alteração na composição centesimal do fitoplâncton, ao término do experimento, onde se verificou que as cyanobacteria apresentaram um aumento de 25,75 para 63% no tratamento controle (0 bc.L^{-1}), e com o uso de branchoneta uma diminuição em sua população de 25,75 para 13% no tratamento com 80 bc.L^{-1} (Gráfico 01).

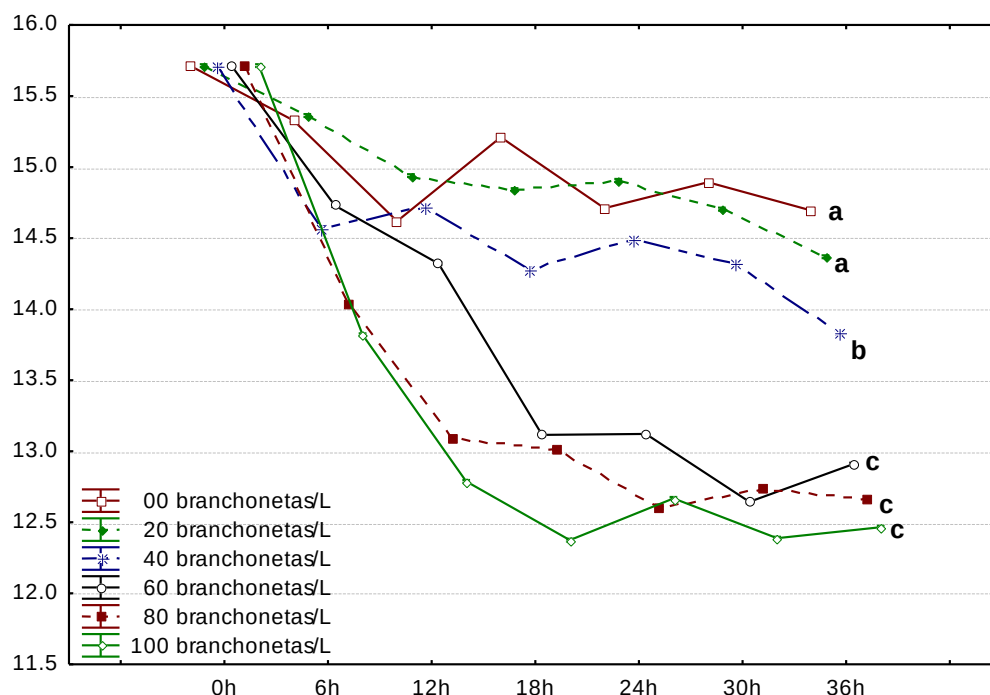
Gráfico 01 - Composição centesimal do fitoplâncton das amostras de água e do conteúdo intestinal de *Dendrocephalus brasiliensis* durante o ciclo infradiano: (1) amostra inicial; (a) amostra final do tratamento controle; b a f = amostra final dos tratamentos com 20, 40, 60, 80 e 100 bc.L⁻¹, respectivamente.



Com a utilização de branchoneta as reduções médias da população fitoplanctônica foram de 89,07; 95,51 e 96,11%, respectivamente para os tratamentos com 60, 80 e 100 bc.L⁻¹. Cyanobacteria nestes tratamentos apresenta reduções de 86,63; 97,67 e 95,35%, respectivamente, e as clorófitas as reduções variaram de 93.23 a 95.83%.

A análise das densidades de fitoplâncton mostrou haver diferenças significativas entre os tratamentos ($F=38,983$; $p<0,001$) e horários ($F=7,640$; $p<0,001$). As diferenças estão representadas pelas letras a, b e c (Gráfico 02).

Gráfico 02 - Densidade total média do fitoplâncton nos diferentes tratamentos e tempos. Letras diferentes indicam haver diferença significativa ($p < 0,05$).



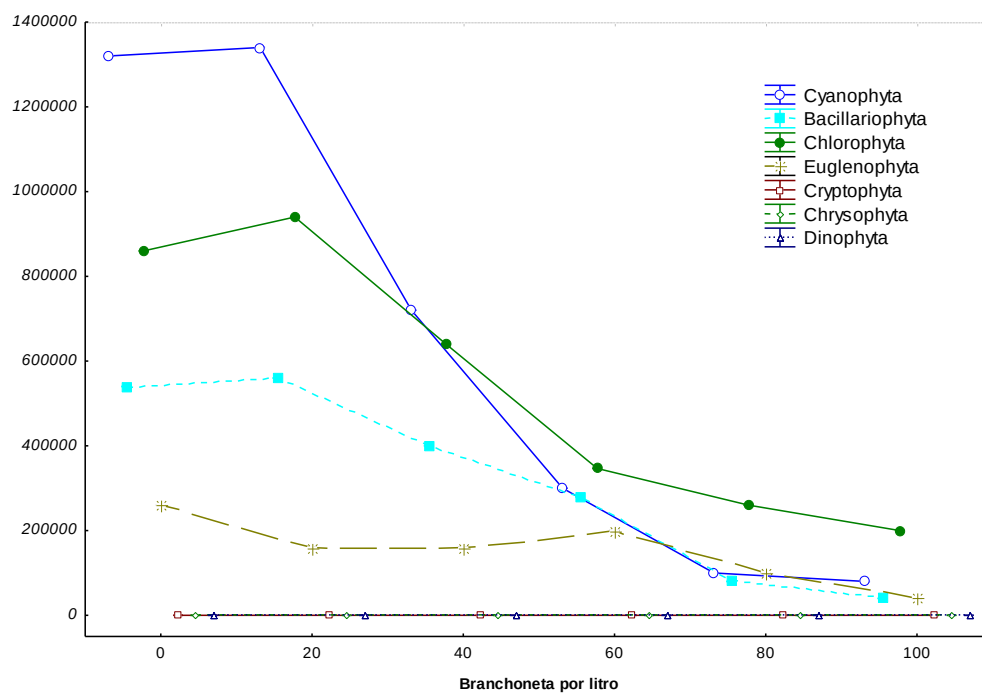
No tratamento com 20 bc.L^{-1} verificou-se redução na biomassa de algas, no entanto, esta redução não diferiu do tratamento controle. Os tratamentos 40 ($F = 8,523$; $p = 0,0148$), 60 ($F = 16,818$; $p = 0,0024$), 80 ($F = 37,479$; $p = 0,0003$) e 100 bc.L^{-1} ($F = 37,343$; $p = 0,0003$) diferiram significativamente do tratamento controle. Nos tratamentos com 80 e 100 bc.L^{-1} a eficiência de pastagem aconteceu após 6 h do início do experimento, e na de 60 bc.L^{-1} após 18h.

Os grupos Chlorophyta, Cyanobacteria e Bacillariophyta apresentaram um acentuado declínio em suas populações com o aumento da densidade de branchonetas (Gráfico 03).

Foram identificadas 92 espécies fitoplactônicas nas amostras experimentais, pertencentes a sete grupos: Chlorophyta (48), Bacillariophyta (22), Euglenophyta (9), Cyanobacteria (9), Cryptophyta (2), Chrysophyta (1) e Dinophyta (1) (Quadro 1).

Com relação às espécies que apresentaram maiores densidades, encontram-se as clorófitas *Kirchneriella lunaris* (Kirchner) e *Monoraphidium contortum*, a cyanobacteria (cianobactéria) *Anabaena* sp., a Bacillariophyta (diatomácea) *Asterionella* sp. e a euglenófito *Trachelomonas volvocina* (Ehrenberg) Ehrenberg.

Gráfico 03 - Comportamento dos grupos de fitoplâncton da água em função da densidade de *D. brasiliensis* durante o ciclo infradiano.



Quadro 1 - Grupos e espécies do fitoplâncton das amostras experimentais durante o ciclo infradiano

n.	Grupo/Espécie de fitoplâncton
	Dinophyta
1	<i>Peridinium</i> sp.
	Chrysophyta
2	<i>Mallomonas caudata</i> Iwanoff [Ivanov]
	Cryptophyta
3	<i>Cryptomonas ovata</i> Ehrenberg
4	<i>Cryptomonas</i> sp.
	Euglenophyta
5	<i>Euglena oxyuris</i> (Schmarda) Marin e Melkonian
6	<i>Euglena</i> sp.
7	<i>Phacus curvicauda</i> Svirenko
8	<i>Phacus longicauda</i> (Ehrenberg) Dujardin
9	<i>Phacus</i> sp.
10	<i>Trachelomonas hispida</i> (Perty) F.Stein
11	<i>Trachelomonas oblonga</i> Lemmermann
12	<i>Trachelomonas</i> sp.
13	<i>Trachelomonas volvocina</i> (Ehrenberg) Ehrenberg
	Cyanobacteria
14	<i>Anabaena</i> sp.
15	<i>Anabaena</i> sp.1
16	<i>Anabaena</i> sp.2
17	<i>Anabaenopsis</i> sp.
18	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i> (Woloszynska) Seenayya e Subba Raju
19	<i>Geitlerinema amphibium</i> (C.Agardh ex Gomont) Anagnostidis
20	<i>Merismopedia</i> sp.
21	<i>Oscillatoria</i> sp.
22	<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Anagnostidis e Komárek
	Bacillariophyta
23	<i>Asterionella</i> sp.
24	<i>Aulacoseira ambigua</i> (Grunow) Simonsen
25	<i>Aulacoseira granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen
26	<i>Cocconeis placentula</i> Ehrenberg
27	<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing
28	<i>Encyonema silesiacum</i> (Bleisch) D.G.Mann
29	<i>Epithemia sorex</i> Kützing
30	<i>Eunotia monodon</i> Ehrenberg
31	<i>Eunotia</i> sp.
32	<i>Fragilaria crotonensis</i> Kitton
33	<i>Fragilaria</i> sp.
34	<i>Gomphonema gracile</i> Ehrenberg
35	<i>Gomphonema</i> sp.
36	<i>Melosira varians</i> C.Agardh
37	<i>Navicula</i> sp.
38	<i>Nitzschia</i> sp.
39	<i>Pinnularia</i> sp.
40	<i>Pleurosira laevis</i> (Ehrenberg) Compère
41	<i>Rhopalodia gibba</i> (Ehrenberg) Otto Müller
42	<i>Synedra</i> sp.

Quadro 1. Continuação

n.	Grupo/Espécie de fitoplâncton
43	<i>Ulnaria ulna</i> (Nitzsch) P.Compère
44	<i>Urosolenia longiseta</i> (O.Zacharias) Edlund e Stoermer
45	<i>Chlorella vulgaris</i> Beijerinck
46	<i>Closterium</i> sp.
	Chlorophyta
47	<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli
48	<i>Coelastrum reticulatum</i> (P.A.Dangeard) Senn
49	<i>Cosmarium bioculatum</i> Brébisson ex Ralfs
50	<i>Cosmarium</i> sp.
51	<i>Cosmarium tenue</i> W.Archer
52	<i>Crucigenia fenestrata</i> (Schmidle) Schmidle
53	<i>Crucigenia quadrata</i> Morren
54	<i>Crucigenia tetrapedia</i> (Kirchner) Kuntze
55	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> H.C.Wood
56	<i>Golenkinia radiata</i> Chodat
57	<i>Golenkinia</i> sp.
58	<i>Kirchneriella lunares</i> (Kirchner) K.Möbius
59	<i>Kirchneriella contorta</i> (Schmidle) Bohlin
60	<i>Kirchneriella obesa</i> (GSWest) West e GSWest
61	<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius
62	<i>Micractinium</i> sp.
63	<i>Monoraphidium arcuatum</i> (Korshikov) Hindák
64	<i>Monoraphidium braunii</i> (Nägeli) Komárková-Legnerová
65	<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová
66	<i>Monoraphidium</i> sp.
67	<i>Mougeotia</i> sp.
68	<i>Oocystis elliptica</i> West
69	<i>Oocystis</i> sp.
70	<i>Pediastrum duplex</i> Meyen
71	<i>Pediastrum simplex</i> Meyen
72	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i> G.M.Smith
73	<i>Radiococcus planktonicus</i> J.W.G.Lund
74	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerheim) Chodat
75	<i>Scenedesmus acutus</i> Meyen
76	<i>Scenedesmus arcuatus</i> Lemmermann
77	<i>Scenedesmus bijugus</i> (Turpin) Lagerheim
78	<i>Scenedesmus ecornis</i> (Ehrenberg) Chodat
79	<i>Scenedesmus quadricauda</i> (Turpin) Brébisson – Unchecked
80	<i>Schroederia judayi</i> G.M.Smith
81	<i>Schroederia robusta</i> Korshikov
82	<i>Schroederia</i> sp.
83	<i>Sphaerocystis schroeteri</i> Chodat
84	<i>Staurastrum leptocladum</i> L.N.Johnson
85	<i>Staurastrum rotula</i> Nordstedt
86	<i>Staurastrum</i> sp.
87	<i>Staurastrum</i> sp.1
88	<i>Staurastrum</i> sp.2
89	<i>Staurastrum tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs
90	<i>Staurodesmus</i> sp.
91	<i>Tetraedron gracile</i> (Reinsch) Hansgirg
92	<i>Tetraedron trigonum</i> (Nägeli) Hansgirg

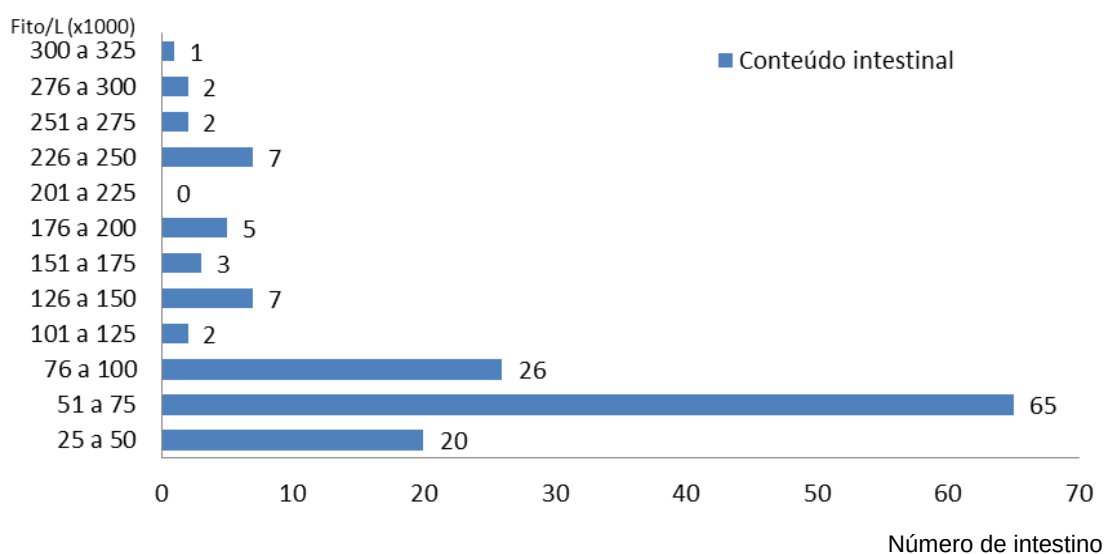
3.2 Fitoplâncton das amostras de conteúdo intestinal

As branchonetas utilizadas no experimento apresentavam inicialmente em seus conteúdos intestinais 71.429 ind.L⁻¹ compostos por Chloropyta (60%) e Bacillariophyta (40%). Após a filtro-alimentação a Cyanobacteria apresentou densidade de 214.286 ind.L⁻¹, representando 41% do conteúdo intestinal no tratamento com 80 bc.L⁻¹ e a Chorophyta 67% no tratamento com 100 bc.L⁻¹ (Gráfico 01).

Analizando a quantidade total de microalgas planctônicas encontradas nos conteúdos intestinais das branchonetas, verificou-se uma variação de 25.000 a 314.286 ind.L⁻¹. Para melhor interpretar os dados desta variação, foi construído um gráfico com 12 intervalos, conforme o gráfico 04, onde se verificou a quantidade de intestinos em cada intervalo.

Foram contados 140 conteúdos intestinais de branchonetas. A maior parte destes (79,29%) apresentou no máximo 100.000 ind.L⁻¹. Sendo que 46,43% (65 conteúdos) encontram-se no intervalo entre 51.000 a 75.000 ind.L⁻¹. A maior densidade encontrada nos intestinos foi de 314.286 ind.L⁻¹ (Gráfico 04).

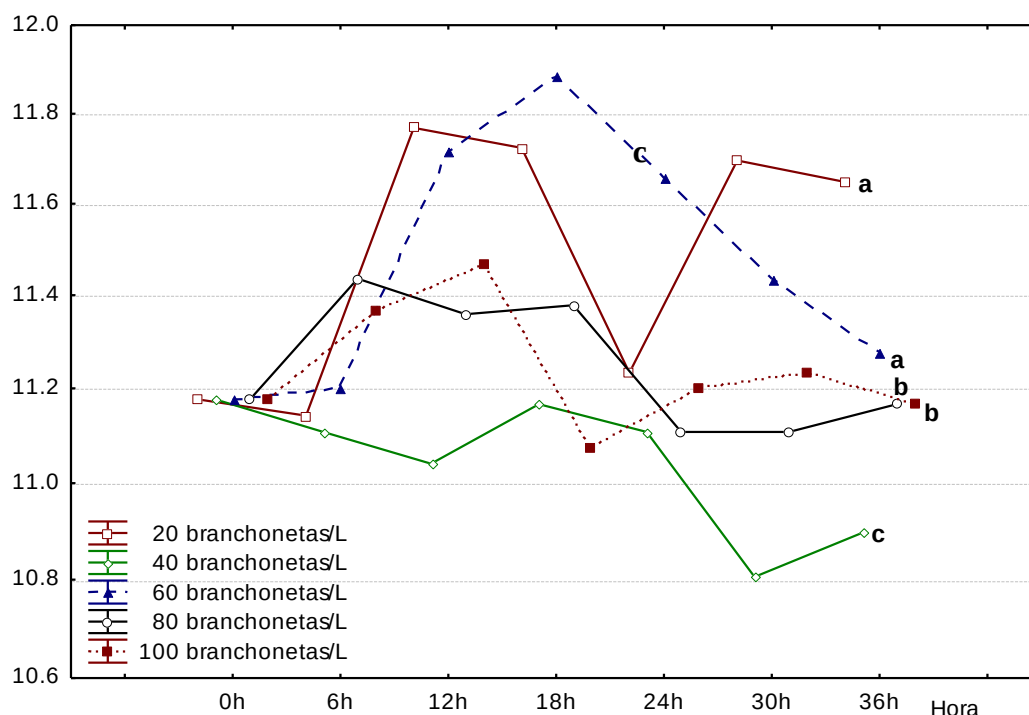
Gráfico 04 - Quantidades de fitoplâncton (25.000 a 314.286 ind.L⁻¹) registradas nos conteúdos intestinais de *D. brasiliensis*, em intervalos de 25.000 ind.L⁻¹.



As densidades de fitoplâncton mostraram haver diferenças significativas entre os tratamentos ($F=4,3423$; $p<0,0031$), porém não entre horários

($F=0,8389$; $p<0,5438$). As diferenças estão representadas pelas letras a, b e c (Gráfico 05).

Gráfico 05 - Quantidade média de fitoplâncton encontrada nos conteúdos intestinais de branchonetas nos diferentes tratamentos e horários. Letras diferentes indicam haver diferença significativa ($p<0,05$).



Na densidade de 20 bc.L⁻¹ foram encontradas maiores quantidades de microalgas em seus intestinos, não diferindo significativamente do tratamento com densidade de 60 bc.L⁻¹. Porém diferiu de 40 bc.L⁻¹ ($F=72,7598$; $p=0,00005$), de 80 bc.L⁻¹ ($F=7,9090$; $p=0,01771$) e de 100 bc.L⁻¹ ($F=13,8962$; $p=0,00414$). A menor quantidade de algas foi encontrada na densidade de 40 bc.L⁻¹ diferindo de todos os outros tratamentos.

As maiores densidades de microalgas encontrados em conteúdos intestinais foram 314.286 e 285.714 ind.L⁻¹, na densidade 20 e 80 bc.L⁻¹, após 30 e 24 h, respectivamente. As quantidades médias de fitoplâncton encontradas nos conteúdos intestinais em diferentes tratamentos e horários estão representadas nos gráficos 06 e 07. Observa-se um declínio do fitoplâncton (linhas pontilhadas dos gráficos) ao longo do tempo, nas amostras de água, e uma tendência dos valores de fitoplâncton (linhas cheias dos

gráficos) das amostras de conteúdos intestinais das branchonetas de se manterem constantes.

À medida que houve um aumento na densidade de branchoneta aconteceu uma diminuição na quantidade de fitoplâncton total da água ($p=0,00001$) (Gráfico 06 e 07).

No início do experimento as branchonetas apresentaram em seus conteúdos intestinais *Pediastrum duplex* ($42.857 \text{ ind.L}^{-1}$) e *Pinnularia* sp. ($28.572 \text{ ind.L}^{-1}$), respectivamente Chlorophyta e Bacillariophyta.

Foram identificadas 31 espécies de microalgas planctônicas encontradas nos conteúdos intestinais das branchonetas, sendo *A. ambigua* ($34.286 \text{ ind.L}^{-1}$), *Anabaena* sp. ($33.563 \text{ ind.L}^{-1}$) e *K. lunaris* ($33.350 \text{ ind.L}^{-1}$) as espécies que apresentaram as maiores médias gerais (Quadro 2). Nos tratamentos que apresentaram diferenças significativas do controle as espécies que alcançaram as maiores médias foram *Asterionella* sp., *Anabaena* sp. e *Chlorella vulgaris* respectivamente para os tratamentos de 60, 80 e 100 bc.L^{-1} . *K. lunares*, *T. volvocina*, *Asterionella* sp. e *Anabaena* sp. estiveram sempre presentes entre as dez espécies com maiores médias entre todos os tratamentos que diferiram do controle.

Das espécies identificadas 13 foram comuns em todos os tratamentos (Quadro 2). Na densidade de 20 bc.L^{-1} a espécie *A. ambigua* atingiu a maior média $157.143 \text{ ind.L}^{-1}$. *Asterionella* sp. apresentou as maiores médias nas densidades de 40 e 60 bc.L^{-1} , com médias de 33.333 e $46.429 \text{ ind.L}^{-1}$, respectivamente. Para as densidade de 80 e 100 bc.L^{-1} as espécies que obtiveram maiores médias foram *Anabaena* sp. e *C. vulgaris* com 63.929 e $37.831 \text{ ind.L}^{-1}$, respectivamente.

Gráfico 06 - Valores médios de fitoplâncton das amostras de água (esquerda) e do conteúdo intestinal de *D. brasiliensis* (direita) para a densidade de 20 bc.L⁻¹ (a), 40 bc.L⁻¹ (b), 60 bc.L⁻¹ (c), 80 bc.L⁻¹ (d) durante o ciclo infradiano. Obs.: Total_a (somatório médio de todos os grupos para as amostras de água, linha pontilhada) e Total_i para as amostras do conteúdo intestinal, linha cheia.

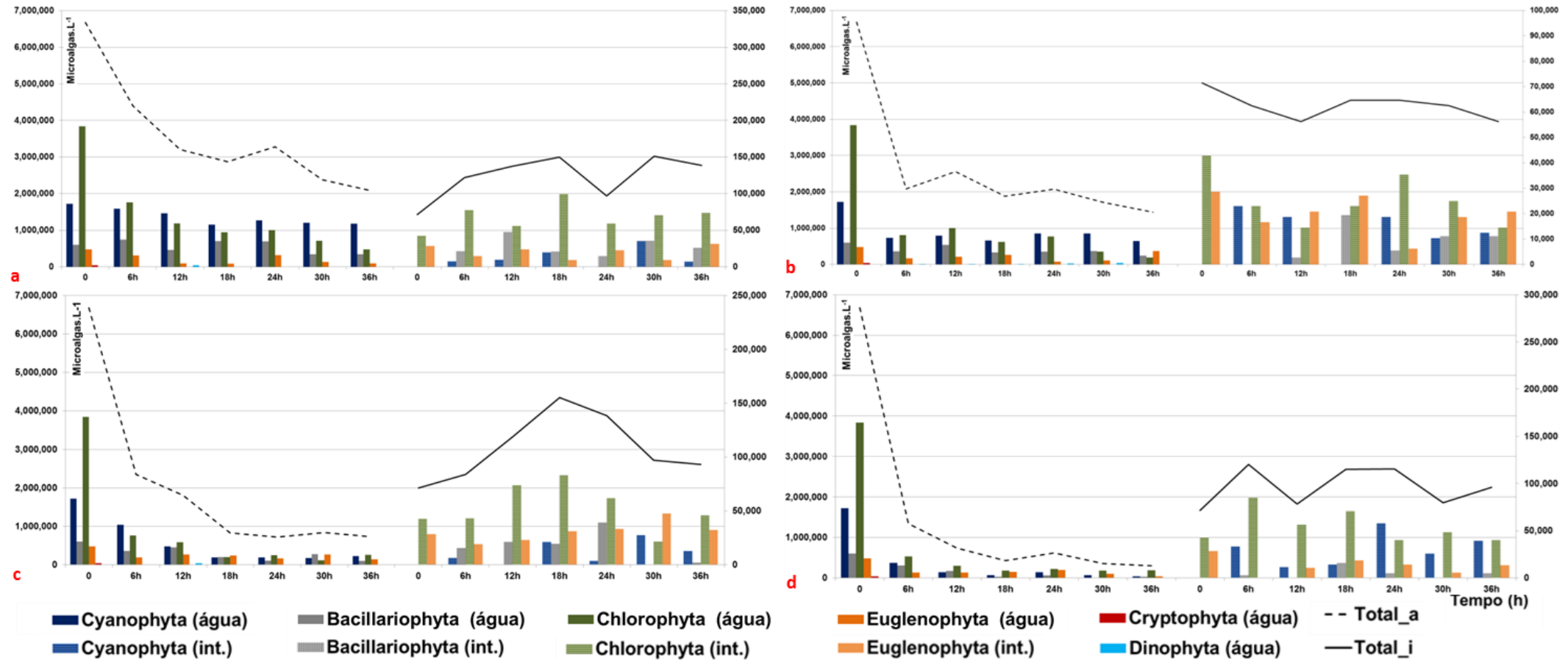
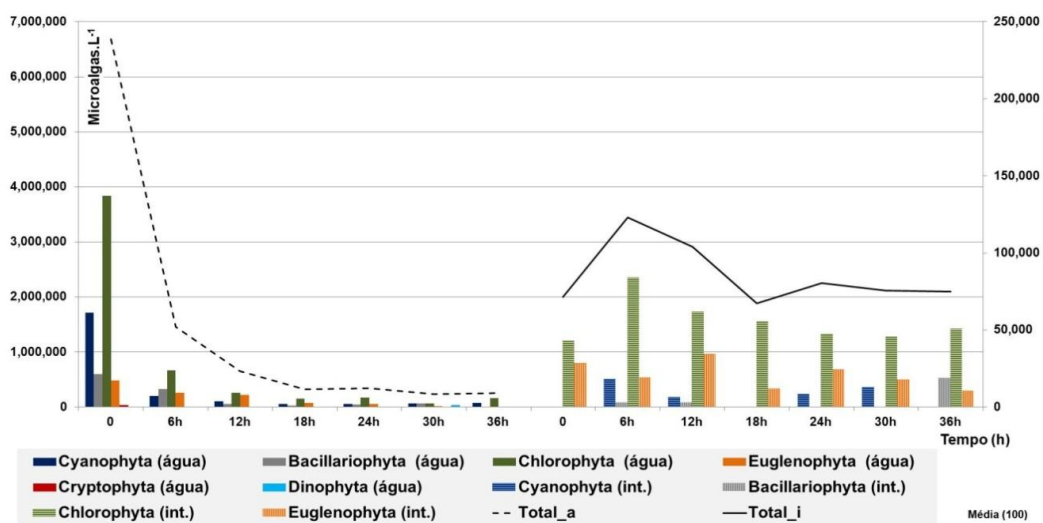


Gráfico 07 - Valores médios de fitoplâncton das amostras de água (esquerda) e do conteúdo intestinal de *D. brasiliensis* (direita) para o tratamento com 100 bc.L⁻¹, durante o ciclo infradiano.



Quadro 2 - Quantidades médias das espécies de microalgas encontradas nos conteúdos intestinais das branchonetas

n	Espécies de fitoplâncton do intestino de <i>D. brasiliensis</i>	Densidade de <i>D. brasiliensis</i> (bc).L ⁻¹ (valores médios de fitoplâncton)					
		20 bc/L	40 bc/L	60 bc/L	80 bc/L	100 bc/L	Média Geral
1	Anabaena sp.*	26687	23810	34077	63929	19312	33,563
2	<i>Geitlerinema amphibium</i>	0	0	14286	42857	8333	13,095
3	<i>Euglena oxyuris</i>	0	8333	8333	14286	8333	7,857
4	<i>Euglena</i> sp.	0	0	14286	0	28571	8,571
5	<i>Phacus longicauda</i> *	14286	23333	12698	14286	11905	15,302
6	<i>Phacus</i> sp.*	20635	25000	16667	10317	9821	16,488
7	<i>Trachelomonas hispida</i>	12302	0	28571	0	8333	9,841
8	Trachelomonas volvocina*	21429	16111	33543	19577	24150	22,962
9	Asterionella sp.*	40357	33333	46429	20833	20833	32,357
10	Aulacoseira ambigua	157143	0	0	14286	0	34,286
11	Aulacoseira granulata*	21429	20833	33333	14286	8333	19,643
12	<i>Gomphonema gracile</i>	0	16667	0	0	8333	5,000
13	<i>Gomphonema</i> sp.	0	16667	33333	0	0	10,000
14	<i>Navicula</i> sp.	0	8333	0	0	14286	4,524
15	Chlorella vulgaris	0	23611	29167	36111	37831	25,344
16	<i>Cosmarium bioculatum</i>	0	0	42857	0	0	8,571
17	<i>Cosmarium</i> sp.*	12798	16667	13571	14762	8333	13,226
18	Crucigenia fenestrata*	57143	8333	30159	15476	24405	27,103
19	Crucigenia quadrata*	28274	20833	46131	30714	12500	27,690
20	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	50000	0	14286	0	8333	14,524
21	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> *	14881	8333	12500	22222	18651	15,317
22	Kirchneriella lunares*	43973	18519	31868	35289	37103	33,350
23	<i>Oocystis</i> sp.	0	16667	33333	14286	8333	14,524
24	<i>Pediastrum duplex</i>	14286	0	33333	16667	0	12,857
25	<i>Pediastrum simplex</i>	8333	0	0	0	0	1,667
26	Planktosphaeria gelatinosa	18095	0	25000	26984	24206	18,857
27	<i>Scenedesmus acuminatus</i>	0	16667	0	0	14286	6,190
28	<i>Scenedesmus acutus</i>	14286	0	0	0	0	2,857
29	<i>Scenedesmus bijugus</i>	23810	0	16667	0	0	8,095
30	Scenedesmus quadricauda*	23651	13333	31250	19312	26531	22,815
31	<i>Staurostrum</i> sp.*	17857	20833	14286	8333	12798	14,821

Obs: Em negrito, as maiores densidades. *Espécies encontradas em todos os tratamentos.

3.3 Preferência alimentar

No conteúdo intestinal da branchoneta, das 31 espécies encontradas, 16 atenderam aos pré-requisitos exigidos para verificar a preferência alimentar deste crustáceo, e nove destas foram as espécies preferidas nos diversos tratamentos, porém apenas três espécies constam na preferência alimentar em todos os tratamentos (Quadro 3).

As medidas de preferência alimentar da branchoneta foram consideradas quando as microalgas atingiram valores superiores a 0.077 para as densidade de 20 a 80 bc.L⁻¹ e de 0.071 para a densidade de 100 bc.L⁻¹.

Números abaixo desses valores referem-se as espécies de microalgas evitadas pelas branchonetas, e valores iguais indicam que não houve a seletividade (Quadro 3).

Quadro 3 - Espécies identificadas no conteúdo intestinal de *D. brasiliensis* e utilizadas no Manly's α do *Programs for Ecological Methodology* e seus respectivos índices para a identificação da preferência alimentar

N	Espécies de fitoplâncton	Densidade de <i>D. brasiliensis</i> (ind.L ⁻¹)				
		20 ^a (0.077) ^b	40 (0.077)	60 (0.077)	80 (0.077)	100 (0.071)
1	<i>Anabaena</i> sp.	0.024	0.022	0.069	0.090^c	0.024
2	<i>Geitlerinema amphibium</i>	-	0.058	0.089	0.094	0.105
3	<i>Trachelomonas hispida</i>	-	0.042	-	-	-
4	<i>Trachelomonas volvocina</i>	0.107	0.080	0.045	0.073	0.117
5	<i>Asterionella</i> sp.	0.038	0.042	0.089	0.114	0.117
6	<i>Aulacoseira ambigua</i>	0.032	-	-	0.020	0.021
7	<i>Aulacoseira granulata</i>	0.065	0.053	0.022	0.041	0.042
8	<i>Cosmarium</i> sp.	0.045	0.062	0.067	0.029	0.042
9	<i>Crucigenia fenestrata</i>	0.083	0.034	0.080	0.073	0.075
10	<i>Crucigenia quadrata</i>^d	0.095	0.122	0.102	0.094	0.096
11	<i>Crucigenia tetrapedia</i>	-	-	0.034	-	0.021
12	<i>Kirchneriella lunares</i>	0.150	0.208	0.151	0.139	0.143
13	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	0.065	0.053	0.045	0.041	0.042
14	<i>Scenedesmus bijugus</i>	0.052	-	-	-	-
15	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	0.095	0.122	0.102	0.094	0.096
16	<i>Staurastrum</i> sp.	0.150	0.101	0.107	0.098	0.059
N	Grupo de fitoplâncton	20 ^a (0.250) ^b	40 (0.250)	60 (0.250)	80 (0.250)	100 (0.250)
1	Cyanobacteria	0.082	0.147	0.260^c	0.282	0.219
2	Bacillariophyta	0.158	0.137	0.203	0.304	0.266
3	Chlorophyta	0.422	0.449	0.398	0.228	0.262
4	Euglenophyta	0.339	0.267	0.140	0.186	0.252

Obs: (n) Número de ordem das espécies ou grupos de fitoplâncton utilizadas no Manly's α ; (a) Número que representa a densidade de *D. brasiliensis* (ind.L⁻¹); (b) Índices de Manly's α para cada tratamento, valores iguais ou superiores indicam preferência alimentar; (c) Valores em negritos indicam que houve preferência pela espécie ou grupo de fitoplâncton correspondente a linha do referido quadro; (d) Espécies em negrito indicam que foram preferidas em todos os tratamentos (ind.L⁻¹).

A preferência alimentar da branchoneta segundo o Manly's Alpha foram as espécies *T. volvocina* (nas densidade de 20, 40 e 100 bc.L⁻¹), *Anabaena* sp. (80 bc.L⁻¹), *G. amphibium* e *Asterionella* sp. (60, 80 e 100 bc.L⁻¹), *C. fenestrata* (20, 60 e 100 bc.L⁻¹), *C. quadrata*, *K. lunares* e *S. quadricauda* (20, 40, 60, 80 e 100 bc.L⁻¹) e *Staurastrum* sp. (20, 40, 60 e 80 bc.L⁻¹). Vale salientar que a cyanobacteria *Anabaena* sp. foi identificada no conteúdo intestinal das branchonetas em todos os tratamentos.

As espécies *C. quadrata*, *K. lunares* e *S. quadricauda* foram preferidas pela branchonetas em todas as densidades. *Staurastrum* sp. apresentou preferência alimentar em todas as densidades de branchonetas excetuando-se a de 100 bc.L⁻¹.

Em relação aos grupos de microalgas as medidas de preferência alimentar das branchonetas foram consideradas quando os valores do Manly's α foram superiores a 0,250 para todas as densidades testadas. Abaixo desses valores encontram-se os grupos de microalgas que foram evitados na alimentação das branchonetas, e valores iguais indicam que não houve seletividade (Quadro 3).

Houve preferência alimentar da branchoneta pelos grupos Baciliariophyta (80 e 100 bc.L⁻¹), Chlorophyta (20, 40, 60 e 100 bc.L⁻¹), Cyanobacteria (60 e 80 bc.L⁻¹), Euglenophyta (20, 40 e 100 bc.L⁻¹).

A preferência alimentar da branchoneta ($> 0,077$) foi pelas espécies: *K. lunares* (0.150), *Staurastrum* sp. (0.150), *T. volvocina* (0.107), *Crucigenia quadrata* (0.095), *S. quadricauda* (0.095) e *Crucigenia fenestrata* (0.083). Em relação aos grupos houve preferência alimentar (> 0.250) por Clorófita (0.422) e Euglenófita (0.339).

Na densidade de 40 bc.L⁻¹ a preferência alimentar (> 0.077) foi pelas espécies: *K. lunares* (0.208), *Staurastrum* sp. (0.101), *T. volvocina* (0.080), *C. quadrata* (0.122), *S. quadricauda* (0.122). Em relação aos grupos houve preferência alimentar (> 0.250) por Clorófita (0.449) e Euglenófita (0.267).

No conteúdo intestinal das branchonetas na densidade de 60 bc.L⁻¹ a preferência alimentar ($> 0,077$) foi pelas espécies: *G. amphibium* (0.089) *Asterionella* sp. (0.089), *C. fenestrata* (0.080), *C. quadrata* (0.102), *K. lunares* (0.151), *S. quadricauda* (0.102), *Staurastrum* sp. (0.107). Em relação aos grupos houve preferência alimentar por Cyanobacteria (0.260) e Chlorophyta (0.398).

Nos conteúdos intestinais das branchonetas para a densidade de 80 bc.L⁻¹, houve preferência alimentar ($> 0,077$) pelas seguintes espécies: *Anabaena* sp. (0.090), *G. amphibium* (0.094), *Asterionella* sp. (0.114), *C. quadrata* (0.094), *K. lunares* (0.139) *S. quadricauda* (0.094), *Staurastrum* sp. (0.098). Em relação aos grupos houve preferência alimentar (> 0.250) por Cyanobacteria (0.282) e Bacillariophyta (0.304).

Para a densidade de 100 bc.L⁻¹, houve preferência alimentar (> 0,071) pelas seguintes espécies: *G. amphibium* (0.105), *T. volvocina* (0.117), *Asterionella* sp. (0.117), *C. fenestrata* (0.075), *C. quadrata* (0.096), *K. lunares* (0.143) e *S. quadricauda* (0.096). Em relação aos grupos houve preferência alimentar (> 0.250) por Bacillariophyta (0.266), Chlorophyta (0.262) e por Euglenophyta (0.252).

3.4 Índices de Estados Tróficos de Nygaard

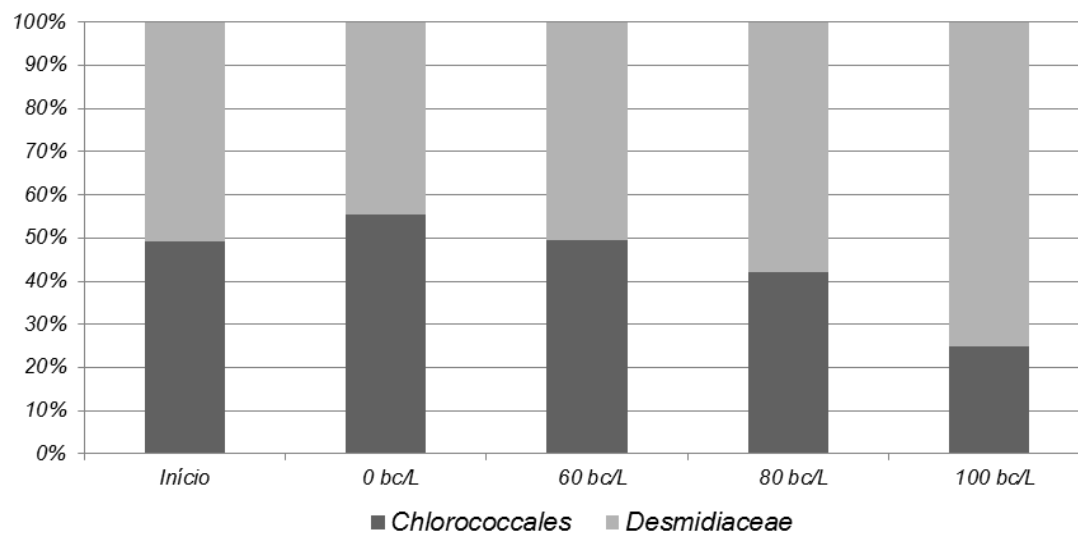
Nygaard (1949) estabeleceu índices envolvendo grupos de fitoplâncton usados para determinar a qualidade da água. Os valores encontrados para os índices de Nygaard (1949) estão no quadro 04.

De acordo com o índice composto de Nygaard (Chlorococcales, Centrales, Desmidiaceae, Cyanophyceae e Euglenophyceae), ao final do ciclo infradiano, foi constatado que a água passou do estado eutrófico (15,78) para o oligotrófico (1,08) no tratamento com 100 bc.L⁻¹ (Quadro 04).

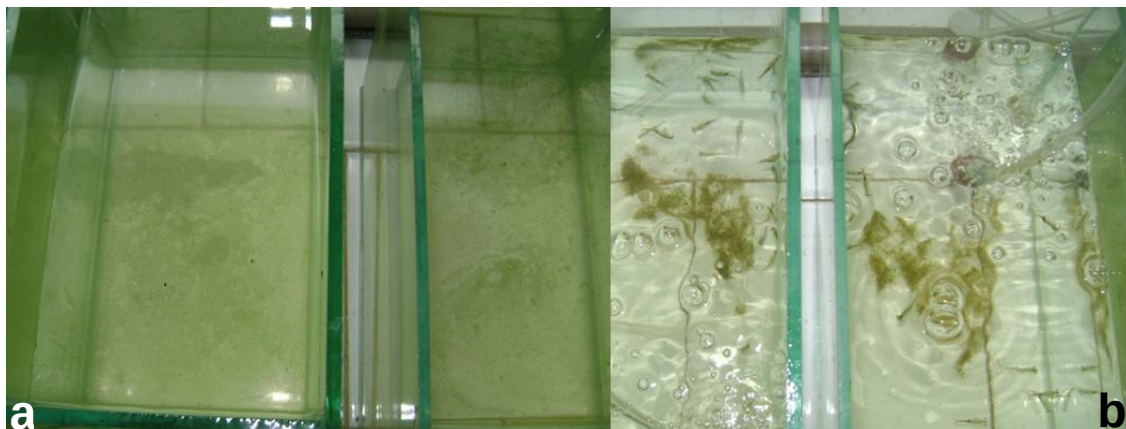
Para o índice de Chlorophyta (I_{cl}), no tratamento controle houve um aumento de Chlorococcales de 49% para 56% e uma diminuição de Desmidiaceae de 51 % para 44 % (Gráfico 08), permanecendo assim como eutrófico (Quadro 4). Diferentemente ocorreu no tratamento com 100 bc.L⁻¹, com diminuição de Chlorococcales de 49% para 25% e aumento de Desmidiaceae de 51 % para 75 % sendo verificado a mudança de nível, de eutrófico, 15,78, para oligotrófico (0,33) (Quadro 4).

Em todos os outros índices de Nygaard, para o tratamento com 100 bc.L⁻¹, também foi verificado mudança de estado trófico de eutrófico (15,78) para oligotrófico: Bacillariophyta (0,00), Cyanobacteria (0,67) e Euglenophyta (0,08) (Quadro 4) e mudança na coloração da água de verde para transparente (Fotografia 5).

Gráfico 08 - Proporção entre Chlorococcales e Desmidiaceae da composição fitoplanctônica ao final do ciclo infradiano.



Fotografia 5 - Aquários utilizados nos experimentos após o ciclo infradiano; (a) Tratamento controle, (b) Tratamento com *D. brasiliensis*.



Quadro 4 - Índices de Nygaard das amostras de águas iniciais e finais do ciclo infradiano para as densidades de 60, 80, 100 *D. brasiliensis*.L⁻¹ e do tratamento controle.

Índice de Nygaard (I) *	Espécie de Fitoplâncton (valor médio)	Densidade de <i>D. brasiliensis</i> (ind.L ⁻¹)				
		00 _{Inicial}	00 _{Final}	60 _{Final}	80 _{Final}	100 _{Final}
Centrales	<i>Aulacoseira ambigua</i>			40000		
Centrales	<i>Aulacoseira granulata</i>	40000	10000			
Total		40000	10000	40000		
Pennales	<i>Asterionella</i> sp.	480000	260000	30000	10000	10000
Pennales	<i>Fragilaria crotonensis</i>		40000	10000		
Pennales	<i>Fragilaria</i> sp.	40000	10000	66667		
Pennales	<i>Navicula</i> sp.				10000	
Pennales	<i>Synedra</i> sp.	40000			10000	
Total		560000	310000	106667	30000	10000
I Bacillariophyta		0.07	0.03	0.38	0.00	0.00
Chlorococcales	<i>Closterium</i> sp.	160000	10000	10000		
Chlorococcales	<i>Crucigenia fenestrata</i>	120000				
Chlorococcales	<i>Crucigenia quadrata</i>	240000	10000	10000		
Chlorococcales	<i>Kirchneriella lunares</i>	2200000	60000	100000	40000	20000
Chlorococcales	<i>Monoraphidium contortum</i>	360000	60000	26667		
Chlorococcales	<i>Oocystis elliptica</i>	80000		40000		
Chlorococcales	<i>Planktosphaeria gelatinosa</i>	40000	10000			10000
Chlorococcales	<i>Scenedesmus bijugus</i>		20000			
Chlorococcales	<i>Scenedesmus quadricauda</i>	240000	60000		40000	10000
Chlorococcales	<i>Sphaerocystis Schroeteri</i>		10000			
Chlorococcales	<i>Tetraedron trigonum</i>	40000	10000			
Total		3480000	250000	186667	80000	40000
Desmidiaceae	<i>Cosmarium bioculatum</i>			60000		
Desmidiaceae	<i>Cosmarium</i> sp.	80000	20000	10000		
Desmidiaceae	<i>Cosmarium tenue</i>		20000		10000	
Desmidiaceae	<i>Staurastrum</i> sp.	280000	20000	40000		70000
Desmidiaceae	<i>Staurastrum</i> sp.1		40000	80000	40000	50000
Desmidiaceae	<i>Staurastrum</i> sp.2		60000			
Desmidiaceae	<i>Staurastrum tetracerum</i>		40000			
Desmidiaceae	<i>Staurodesmus</i> sp.				60000	
Total		360000	200000	190000	110000	120000
I Chlorophyta		9.67	1.25	0.98	0.73	0.33
Euglenophyceae	<i>Phacus longicauda</i>		10000			
Euglenophyceae	<i>Phacus</i> sp.		13333			
Euglenophyceae	<i>Trachelomonas hispida</i>		20000			
Euglenophyceae	<i>Trachelomonas oblonga</i>			40000		
Euglenophyceae	<i>Trachelomonas</i> sp.		10000			
Euglenophyceae	<i>Trachelomonas volvocina</i>	480000	170000	120000	40000	10000
Total		480000	223333	160000	40000	10000
I Euglenophyta		0.09	0.12	0.38	0.33	0.08
Cyanophyceae	<i>Anabaena</i> sp.		1400000	140000	10000	70000
Cyanophyceae	<i>Anabaena</i> sp.1	1360000				
Cyanophyceae	<i>Anabaena</i> sp.2	40000				
Cyanophyceae	<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>		40000			
Cyanophyceae	<i>Geitlerinema amphibium</i>	320000	230000	90000	30000	10000
Total		1720000	1670000	230000	40000	80000
I Cyanobacteria		4.78	8.35	1.21	0.36	0.67
I Composto		15.89	10.77	3.25	1.45	1.08

* Oligotrófico (0,0-1,0) e eutrófico (1,2-25,0).

4. DISCUSSÃO

Os grupos fitoplanctônicos identificados nas amostras experimentais são típicos de reservatórios do Nordeste brasileiro (DANTAS et al., 2008; LIRA; BITTENCOURT-OLIVEIRA; MOURA, 2009; MOURA; DANTAS; BITTENCOURT-OLIVEIRA, 2007; MOURA et al., 2006; MOURA et al., 2007a). A redução da população de fitoplâncton ocorrida durante o ciclo infradiano pode ser justificada apenas por mortalidade para o tratamento controle, e também por filtro-alimentação para os tratamentos que diferiram significativamente do controle. Nos demais tratamentos o poder de filtração não foi suficiente para causar uma depleção maior do que a baixa da população ocorrida apenas por mortalidade.

A mortalidade do fitoplâncton provavelmente ocorreu por processo natural de senescência e morte, e principalmente pelas estratégias de sobrevivência de cyanobacteria em águas poluídas, para evitar a competição, produzindo bioativos ou metabólitos secundários tóxicos como mecanismos de defesa dos predadores e/ou de concorrência por nutrientes e espaço (FULTON; PEARL, 1988; ROHRLACK et al., 1999; FIALKOWSKA; PAJDAK-STÓS, 2002; LEGRAND et al., 2003; MALBROUCK; KESTEMONT, 2006; LEFLAIVE; TEN-HAGE, 2007; BERRY et al., 2008; CARMICHAEL, 2008). Esta constatação é possível, pois a população de cyanobacteria se manteve praticamente constante no tratamento controle, durante o ciclo, aumentando assim sua participação na composição centesimal. Já as populações dos demais grupos diminuíram, principalmente clorófitas. As cyanobacteria apresentam grande capacidade de adaptação em ecossistemas poluídos ou eutrofizados, devido à presença de acinetos e de heterocistos em alguns gêneros (DOKULIL; TEUBNER, 2000) e são cosmopolitas, podendo adaptar-se a diversas condições de salinidade e temperatura (YUNES, 2009). Bouvy et al. (2000) afirmam que o estresse ambiental provoca o estabelecimento de florações algais com predominância de Cyanobacteria.

Para os demais tratamentos, além de mortalidade, ocorreu filtro-alimentação de fitoplâncton pela branchoneta, em todos os grupos, havendo controle *top-down* para os tratamentos que diferiram do controle. A eficiência de filtração da branchoneta pode estar relacionada ao seu *habitat* e nicho

ecológico que são os mesmos das algas fitoplanctônicas, na região limnética ou pelágica da coluna d'água, encontrando-se, assim, melhor distribuída nesta coluna. Segundo Pomeroy, D'Elia e Schaffner (2006) na região bentônica pode haver anoxia, prejudicando na filtração de organismos, sendo relatada em seu trabalho a ocorrência deste fato com ostras.

O resultado da filtração realizada pela branchoneta refletiu na alteração da composição centesimal do fitoplâncton diferentemente do ocorrido no tratamento controle que, ao final do ciclo infradiano, apresentou aumento de Cyanobacteria e redução de Chlorophyta, sendo este ambiente caracterizado como eutrófico pelo Índice Composto de Nygaard, onde se constatou ainda um agravamento na eutrofização pelo Índice Simples de Cyanobacteria, verificando-se uma diminuição na qualidade da água. De acordo com Melo-Magalhães et al. (2009) os altos valores da densidade fitoplanctônica indicam a existência de condições eutróficas. Segundo Calijuri et al. (1999) quando o ambiente aquático apresenta alta densidade de Cyanobacteria e diminuição de OD no hipolímnio pode ser considerado eutrófico. Huszar e Silva (1999) e Chellappa et al. (2007) semelhantemente informam que as cianobactérias (cyanobacteria) constituem a maior proporção de fitoplâncton em ecossistemas dulciaquícolas eutrofizados, e segundo Tundisi (1999) há ainda diminuição da diversidade fitoplanctônica.

Cyanobacteria possui maior representatividade em reservatórios eutrofizados no semi-árido do nordeste brasileiro (COSTA et al., 2009) e em muitos ambientes naturais e artificiais eutróficos brasileiros (HUSZAR; SILVA, 1999). Sendo encontrada em toda biosfera, mas é no limnociclo, que causa sérios problemas à saúde humana e animal (CORDEIRO-ARAÚJO et al., 2010), sendo considerada um problema para o manejo da qualidade da água e importante na verificação do grau de eutrofização (CHELLAPPA et al., 2007). Costa et al. (2009) fundamentados em Huszar e Caraco (1998) e Blomqvist; Pettersson; Hyenstrand (1994) afirmam que é amplamente aceito a hipótese de que a expansão do processo de eutrofização tem aumentado globalmente a frequência e intensidade de florações de cianobactérias. Colocação semelhante a esta afirmativa encontra-se em Tundisi, Matsumura-Tundisi e Abe (2008).

Diferentemente do que ocorreu com o tratamento controle, a análise comparativa dos resultados finais dos tratamentos que tiveram diferenças estatísticas com o controle, apresentaram uma composição fitoplanctônica com aumento de Chlorophyta e redução de Cyanobacteria (Gráfico 01), e mudança do nível trófico da água para oligotrófico, como mostra os índices simples de Nygaard. Houve também um aumento na composição centesimal da família Desmidiaceae que provavelmente foi favorecido por uma remediação no ambiente aquático promovido pela branchoneta. Um fator inerente na qualidade de água é a dominância de Chlorococcales e Desmidiaceae (Chlorophyta). A predominância de Desmidiaceae indica uma condição oligotrófica (ESTEVES, 1998; NWEZE, 2006). Neste trabalho foram identificadas várias espécies de Desmidiaceae, Chlorococcales e outras clorófitas, dentre elas têm-se *Coelastrum microporum*, *Coelastrum reticulatum*, *Planktosphaeria gelatinosa*, *Sphaerocystis schroeteri*, que segundo Fuentes et al. (2010) a ocorrência delas caracteriza ambientes com alta disponibilidade de luz, como os oligotróficos. Espécies fitoplanctônicas são amplamente utilizadas para avaliação de ambientes límnicos (SILVA, 1999) e funcionam como sensores refinados das variáveis ambientais refletindo a intensidade dessas variáveis melhor que qualquer artefato tecnológico (MARGALEF, 1993).

Fazem parte também desta composição, em menor proporção e com pequeno aumento no tratamento controle, Bacillariophyta e Euglenophyta, ocorrendo diminuição destes grupos no tratamento com 100 bc.L⁻¹. A diminuição de Euglenophyta indica que a poluição orgânica diminuiu (NWEZE 2006) refletindo numa melhoria da qualidade da água. O Índice da Comunidade Fitoplanctônica, desenvolvido pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), categoriza a qualidade de água como ruim quando existe a dominância de Cyanobacteria ou Euglenophyta (fitoflagelados) (São Paulo, 2005; 2011), por serem predominantes em ambientes poluídos.

Os resultados dos índices de Nygaard revelam que a densidade de branchonetas tem relevante importância no controle *top-down* do fitoplâncton, incluindo Cyanobacteria, pois, só no tratamento com 100 bc.L⁻¹ houve mudança de estado trófico da água, de eutrófico para oligotrófico, pelo Índice Composto de Nygaard, sendo confirmado com a mudança de coloração da água de verde

para transparente. Segundo Reynolds (1998) a retirada do fitoplâncton modifica o nível trófico da água, podendo o fitoplâncton ser utilizado como um bioindicador de sua qualidade. Thunmark (1945), Nygaard (1949), Palmer (1969) e Edwards et al. (1972) desenvolveram sistemas que usam algas como bioindicadores de poluição. Eles sugeriram escores indicativos para algas como uma indicação do nível de poluição, a exemplo dos índices de Nygaard e Lange Bertalot (PALMER, 1958; PATRICK, 1963; Di BERNARDO, 1995; CEBALLOS; DINIZ; KONIG, 1996; MISHRA et al., 2001; RAMAKRISHNAN, 2003; SHARAN; SINHA, 2010).

Limitações na utilização desses índices biológicos foram descritas em Brook (1981), Sullivan e Carpenter (1982), mas outros autores ressaltam a importância desses índices em avaliações de estados tróficos (NYGAARD, 1991), e utilizam associações fitoplanctônicas na caracterização ambiental (BURFORD; O'DONOHUE, 2006; MOURA et al., 2007b; BECKER et al., 2008) reforçando a importância da utilização de índices ambientais fundamentados em microalgas.

Vale salientar que no tratamento de 80 bc.L⁻¹ apesar de não haver mudança de estado trófico para o índice composto de Nygaard (15,78 para 1,45), quando comparado com o tratamento controle (15,78 para 10,77) verifica-se uma diminuição significativa do referido índice, que refletiu nos índices simples de Nygaard, onde houve mudança do estado eutrófico (4,78 I_{Cy} e 9,67 I_{Cl}) para o oligotrófico (0,36 I_{Cy} e 0,73 I_{Cl}) respectivamente, para os índices de Cyanobacteria (I_{Cy}) e Chlorophyta (I_{Cl}). Quanto aos tratamentos com 60 e 100 bc.L⁻¹ o índice de Cyanobacteria apresentou uma significativa redução (1,21 e 0,67) respectivamente. Estes índices indicam que a branchoneta foi eficiente na filtração de cyanobacteria.

Assim, as maiores contribuintes para o processo de poluição da água são as florações de Cianobactéria, agentes de *off-flavor*, voláteis odoríferos não tóxicos e tóxicos sintetizados, secretados normalmente como metabólitos secundários, que têm sido uma grande preocupação para as empresas de abastecimento de água em todo o mundo (GIGLIO et al., 2011; DIXON et al., 2011), apresentando riscos de veiculação hídrica para a saúde através da água potável e de balneário (POURIA et al., 1998). Os mais conhecidos são a geosmina (trans-1,10-dimetil- trans-9-decalol), associada ao odor e sabor de

“terra” ou “barro” e o 2-metilisoborneol (1-Rexo-1,2,7,7-tetrametil-biciclo[2,2,1]-heptan-2-ol) pelo odor e sabor de mofo. Os peixes ao se alimentarem dessas cianobactérias suas carnes ficam com o odor e sabor de terra ou mofo, inviabilizando seu consumo e consequente comercialização (SCHRADER; DENNIS, 2005; TUCKER, 2000) afetando ainda os animais que se alimentam com rações contendo farinha de peixe com *off-flavor*. Concentrações significativas de geosmina em peixes foram encontradas por Robin et al. (2006) e Houle et al. (2011).

São mais de 40 espécies de cianobactérias produtoras desses voláteis (IZAGUIRRE; TAYLOR, 2004). O presente trabalho identificou nesta região as espécies *Anabaena* sp., *Anabaena* sp.1, *Anabaena* sp.2, *Anabaenopsis* sp., *C. raciborskii*, e *Oscillatoria* sp. que segundo Sant’Anna et al. (2008) são todas cyanobacteria tóxicas no Brasil com ocorrências na região subtropical, e também as potencialmente tóxicas *P. agardhii* e *G. amphibium*.

No experimento realizado, as branchonetas filtraram Cyanobacteria, havendo diminuição de sua população em todos os tratamentos que diferiram significativamente do controle. Para o tratamento de 80 bc.L⁻¹ foi verificado também maior percentual de cyanobacteria no conteúdo intestinal da branchoneta (41%) do que o encontrado na água (13%) e preferência alimentar (Manly’s α) deste anostraca por Cyanobacteria e espécies deste grupo, *Anabaena* sp. e *G. amphibium*, demonstrando que a branchoneta é eficiente na filtração de Cyanobacteria. Além disso, durante o experimento não foi observado na branchoneta nenhum comportamento anormal que tenha afetado suas funções vitais, mesmo tendo consumido grande quantidade de *Anabaena*, demonstrando ser resistente, e um consumidor natural de Cyanobacteria. Também foi verificada a redução de fitoplâncton como ocorre com a utilização de outros organismos, como os moluscos (CAMACHO; GONZÁLEZ; FUENTES, 1991; HICKMANN, 1989; MODESTO et al., 2010). No entanto mariscos e mexilhões foram potencialmente contaminados ao se alimentarem de *Anabaena* (GARCIA et al., 2010).

Outros trabalhos apontam combinações de crustáceos para promover o controle *top-down* do fitoplâncton, demonstrando certas especificidades ou preferências desses animais por gênero, tamanho e atoxidade do fitoplâncton (LAMPERT; TAYLOR, 1985). Tais combinações funcionam positivamente na

filtração de organismos conforme suas preferências, mas favorecem o aumento populacional dos organismos fitoplânctônicos que não serviram de alimento (KOZAK; GOŁDYN, 2004; GOŁDYN; KOWALCZEWSKA-MADURA, 2008).

Nesta perspectiva Sommer et al. (2003) utilizaram a combinação de copépodes e *Daphnia* obtendo um declínio significativo na biomassa de fitoplâncton. Segundo Sommer e Sommer (2006) o controle *top-down* do fitoplâncton por crustáceo do mesozooplâncton é a pedra angular da ecologia de água doce, devido ao seu poder de filtração. De acordo com Van Donk et al. (1990), Kozak e Gołdyn (2004) e Jeppesen et al. (2009) os grandes cladóceros apresentam as maiores taxas de filtragem e de pastoreio registrados na literatura.

A branchoneta é um crustáceo que reúne várias qualidades para uma biofiltração completa, filtrando o fitoplâncton, indistintamente do tamanho da espécie, incluindo as pequenas cianobactérias produtoras de cianotoxinas.

Uma vez que a branchoneta se alimenta de cianobactéria, não se descarta a possibilidade dela vir a ser intoxicada por algum tipo de cianotoxina, uma vez que, segundo Molica e Azevedo (2009), muitos são os tipos de cianotoxinas. Desta forma, tornam-se necessários outros estudos que tenham por finalidade conhecer os mecanismos de metabolização e/ou de toxificação da branchoneta. Existem espécies resistentes que bioacumulam cianotoxinas atuando como vetores para níveis superiores da cadeia alimentar (CHEN; XIE, 2005; GARCIA et al., 2010), porém outras metabolizam a cianotoxina no organismo a compostos menos tóxicos (FERRÃO FILHO, 2009). Em estação de produção de alevinos, o uso da branchoneta aumenta a sobrevivência de peixes carnívoros em até 90% (LOPES et al., 1998; LOPES; TENÓRIO, 2005; LOPES; PONTES; ARAÚJO, 2006) o que provavelmente a caracteriza como uma espécie não bioacumuladora.

O Ministério da Saúde do Brasil inseriu o monitoramento de cianobactéria, no regulamento para qualidade de água potável através da Portaria MS n.º 518/2004. Na Resolução do CONAMA n.º 430/2011 no Art. 3 informa que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento, ainda em seu “Parágrafo único” informa que o órgão ambiental competente poderá, a qualquer momento, mediante fundamentação técnica exigir tecnologia

ambientalmente adequada e economicamente viável para o tratamento dos efluentes, compatível com as condições do respectivo corpo receptor (BRASIL, 2011c). O tratamento de efluente sendo obrigatório, tornando-se urgente o desenvolvimento de tecnologias que estejam ao alcance da maioria dos produtores aquícolas, para que não venha tornar a atividade inviável ao pequeno e médio produtor.

Desta forma, pode-se sugerir uma tecnologia ambientalmente adequada e economicamente viável para o tratamento de efluentes aquícolas, utilizando microcrustáceos e algas como biorremediadores. Os resultados deste trabalho apontam a branchoneta como filtradora eficaz capaz de reduzir a população da comunidade fitoplanctônica, inclusive às espécies produtoras de cianotoxinas. Por sua vez, o fitoplâncton é um removedor natural de fósforo e nitrogênio. Bertoldi et al. (2007) afirma que o nitrogênio e o fósforo são efetivamente removidos por *C. vulgaris*, espécie encontrada no conteúdo intestinal da branchoneta em grande quantidade. Segundo Moritsch et al. (2010) o nitrogênio é provavelmente um fator limitante no crescimento do plâncton, sendo rapidamente filtrado.

Neori et al. (2004) apresentam o fitoplâncton como biofiltro que converte resíduos de nitrogênio em biomassa de algas, e estas por sua vez servem de alimento para mariscos. Confirmando com Tenore (1976) que as algas são excelentes biofiltros de nutrientes. Porém, faz-se necessário algívoros para removê-las antes que morram subitamente, por falta de nutrientes na água provocada pela própria alimentação das algas. Este é um dos grandes problemas da piscicultura, pois a biomassa fitoplanctônica precisa ser retirada do ambiente sem provocar lise das células, para não serem liberadas as toxinas e/ou aconteça a ciclagem de nutrientes (VINATEA-ARANA, 2004; KUBITZA, 1998).

A utilização de espécies pertencentes aos níveis detritícos tróficos também é importante para o controle da produção de resíduos detritícos (TENORE; BROWNE; CHESNEY, 1974) de ambientes eutrofizados, tornando a biorremediação mais eficaz, convertendo resíduos em biomassa sem introduções de resíduos exógenos, a exemplo dos provenientes de rações. Ainda são estudos iniciais que precisam de ajustes e de novas pesquisas em ambientes naturais para poder atender a Resolução do CONAMA n.º 430/2011

(BRASIL, 2011). Segundo Lopes et al. (1998) a branchoneta é fitoplanctófaga, porém, filtra também metazoários, protozoários, bactérias e restos de matéria orgânica. Neste trabalho, foi identificado apenas o fitoplâncton e Cyanobacteria, sendo necessário outros estudos para otimizar a potencialidade da biofiltração da branchoneta. Segundo Borics et al. (2000) a biomanipulação *top-down* para controlar a biomassa algal tem sido geralmente bem sucedida, em grandes lagos, com alguns anos de tratamento.

Artemia franciscana, crustáceo da mesma ordem da branchoneta foi utilizada por McShan, Trieff e Grajcer (1974) para o tratamento de efluentes como biofiltradora do fitoplâncton. Marinho-Soriano et al. (2011) utilizou *Artemia* associada com macroalga na biorremediação de efluentes de aquicultura, sugerindo *A. franciscana* como uma nova candidata a ser integrada em processos de biorremediação, sendo também capaz de remover por filtração partículas de nitrogênio.

Organismos que filtram partículas orgânicas, inorgânicas e o plâncton ao tempo que se alimentam também os removem da água, melhorando a qualidade da água e gerando nova biomassa que poderá ser utilizada como mais uma fonte de renda na aquicultura. Desta forma, a branchoneta em águas eutrofizadas de piscicultura filtrou com eficiência microalgas removedora de nitrogênio e fósforo na coluna d'água, sendo portanto mais uma opção para ser utilizada em efluentes de aquicultura e de lagoas de estabilização. A aquicultura integrada recicla nutrientes em produtos rentáveis, ao restaurar a qualidade da água (NEORI et al., 2004).

A biomanipulação para promover o controle *top-down* do fitoplâncton com a biofiltração realizada pela branchoneta pode caracterizar uma biotecnologia de biorremediação de ambientes aquáticos com florações algais, inclusive as produtoras de cianotoxinas. Ao final do processo, a branchoneta torna-se o resíduo que deverá ser retirado do ambiente aquático, podendo ser aproveitado na alimentação animal, como alimento vivo ou processado.

Pesquisadores já desenvolveram experimentos para a inserção da branchoneta na alimentação de animais de água doce, devido ao seu alto valor proteico (LOPES et al., 1998; YFLAAR; OLIVERA-GÁLVEZ, 2003; CARNEIRO; SILVA; ALBINTI, 2004; LOPES; TENÓRIO, 2005; TENÓRIO et al., 2006; LOPES; PONTES; ARAÚJO, 2006; LOPES et al., 2007), além de outras

espécies de *Dendrocephalus* (GARCÍA; MARCANO; PEREIRA, 2000) e ainda do anostraca *Artemia* (DIEMER et al., 2010) precisando ser enriquecido com iodo (HAWKYARD et al., 2011). Devido ao grande potencial da branchoneta como alimento vivo na aquicultura (MAI et al., 2008) e agora também, como um eficiente filtro-alimentador em ambientes eutrofizados.

Alternativa de aproveitamento da branchoneta também pode ser no processamento deste resíduo (a branchoneta) em hidrolisado proteico para compor rações industrializadas. Leal et al. (2010) produziram hidrolisado de camarão e Kolkovski, Czesny e Dabrowski (2000) hidrolisado de krill como atrativos alimentares para peixes de água doce. Ulven et al. (2011) utilizou o krill na produção de óleo como fonte de n-3 PUFA's.

5. CONCLUSÃO

A biomanipulação com *Dendrocephalus brasiliensis* para o controle *top-down* do fitoplâncton aconteceu de forma eficiente, biorremediando o ambiente eutrofizado com mudança de estado trófico.

A remoção do fitoplâncton aconteceu num processo de filtro-alimentação da branchoneta, onde também foi observado biofiltração de cyanobactéria, uma das principais indicadoras de ambiente eutrófico, produtoras de cianotoxinas, inclusive com preferência alimentar por *Anabaena* (produtora de anatoxina), precisando assim, de mais estudos para verificar a possibilidade da branchoneta ser indicada também no controle preventivo de cianotoxidade da água.

Diante da metodologia e resultados apresentados neste estudo verificou-se o poder de filtração da branchoneta, recomendando-se o uso da branchoneta no controle *top-down* do fitoplâncton na densidade de 100 bc.L⁻¹ em ambientes aquícolas eutrofizados visando a mudança de estado trófico da água, e no controle preventivo de cyanobactéria produtora de cianotoxinas, o uso de branchoneta na densidade de 80 bc.L⁻¹, também é recomendado por ter apresentado a maior redução da população de cyanobactéria.

6. REFERÊNCIAS

ALMEIDA, V. L. S. et al. Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 69, n. 1, p. 57-65, 2009.

BECKER, V. et al. Phytoplankton equilibrium phases during thermal stratification in a deep subtropical reservoir. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 53, p. 952-963, 2008.

BELK, D.; BRTEK, J. Checklist of the Anostraca. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 298, n. 1-3, p. 315-353, 1995.

BERRY, J. B. et al. Cyanobacterial Toxins as Allelochemicals with Potential Applications as Algaecides, Herbicides and Insecticides. **Marine Drugs**, Basel, v. 6, p. 117-146, 2008.

BERTOLDI, F. C. et al. Biorremocão de nitrogênio e fósforo da solução hidropônica residual por meio da microalga *Chlorella vulgaris*. **Evidência**, Joaçaba, v. 7, n. 2, p. 85-92, 2007.

BICUDO, C. E. M.; MENEZES, M. **Gêneros de algas de águas continentais do Brasil**: chave para identificação e descrições. 2 ed. São Carlos: Rima, 2006. 508 p.

BLOMQUIST, P.; PETTERSON, A.; HYENSTRAND, P. Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen-fixing cyanobacteria in aquatic systems. **Archiv fur Hydrobiologie**, Stuttgart, v. 132, p. 141-164, 1994.

BORICS, G. Phytoplankton associations in a small hypertrophic fishpond in East Hungary during a change from bottom-up to top-down control. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 424, p. 79-90, 2000.

BOUVY, M. A. et al. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, Nova Scotia, v. 23, p. 13-27, 2000.

BOWMAN, T.E.; ABELE, L.G. Classification of the recent crustacea. In: BLISS, D.E. **The biology of crustacea**: Systematics, the fossil record and biogeography. New York: Academic Press, 1982. v.1, cap. 1, p. 1-27.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional da Saúde. **Cianobactérias tóxicas na água para consumo humano na saúde pública e processos de remoção em água para consumo humano**. Brasília: Funasa/MS, 2003. 56 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional da Saúde. **Portaria n.º 1.469/2000**, de 29 de dezembro de 2000. Aprova o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília: Funasa/MS, 2001. 32 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução n.º 430**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução n.º 357, de 17 de março de 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em 28 set. 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em:<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res_35705.pdf>. Acesso em: 25 set. 2011.

BRITO, D.; BRITO, R.; PEREIRA, G. Evaluación de las tasas de filtración e ingestión de *Dendrocephalus spartaenovae* (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae) con *Pseudokirchneriella subcapita* y *Chlorella vulgaris* en condiciones de laboratorio. **Interciência**, v. 35, n. 2, p. 126-130, 2010.

BROOK, A. J. **The biology of Desmids**. Oxford: Black. Sci. Publ., 1981. 276 p.

BUCHACA, T. et al. Rapid Ecological Shift Following Piscivorous Fish Introduction to Increasingly Eutrophic and Warmer Lake Furnas (Azores Archipelago, Portugal): A Paleoecological Approach. **Ecosystems**, New York, v. 14, n. 3, p. 458-477, 2011.

BURFORD, M. A.; O'DONOHUE, M. J. A comparison of phytoplankton community assemblages in artificially and naturally mixed subtropical water reservoirs. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 51, p. 2143-2153, 2006.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. S. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e cianotoxinas em águas continentais**. São Carlos: RIMA, 2006. 118 p.

CALIJURI, M. C.; DEBERDT, G. L. B.; MINOTI, R. T. A produtividade primária pelo fitoplâncton na Represa de Salto Grande. In: HENRY, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: FUNDIBIO-FAPESP, 1999. p. 109-148.

CAMACHO, A. P.; GONZÁLEZ, R.; FUENTES, J. Mussel culture in Galicia (N.W. Spain). **Aquaculture**, Amsterdam, v. 94, p. 263-278, 1991.

CARMICHAEL, W. A world overview - One-hundred-twenty-seven years of research on toxic cyanobacteria - Where do we go from here? In: HUDNELL, H. K. (Ed.). **Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs**. New York: Springer, 2008. p. 105-126.

CARNEIRO, R. L.; SILVA, J. A. M.; ALBINTI, R. C. B. Uso do microcrustáceo branchoneta (*Dendrocephalus brasiliensis*) na ração de tucunaré. **Rev. Bras. Saúde Prod. An.**, Salvador, v. 5, n. 1, p. 18-24, 2004.

CEBALLOS, B. S. O.; DINIZ, C. R.; KONIG, A. Utilização da diversidade do fitoplâncton como discriminador do nível trófico de açudes do semiárido

paraibano. In: VIII SEMINÁRIO REGIONAL DE ECOLOGIA (PPG-ERN/UFSCar), São Carlos. **Anais**. 1996.

CHELLAPPA, N. T. et al. Diversidade, co-existência e dominância na comunidade fitoplanctônica da Barragem Cruzeta, Rio Grande do Norte. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 2, p. 126-128, 2007.

CHEN, J. et al. In situ studies on the distribution patterns and dynamics of microcystins in a biomanipulation fish - bighead carp (*Aristichthys nobilis*). **Enviromental Pollution**, Amsterdam, v. 147, n. 1, p. 150-157, 2007.

CHEN, J.; XIE, P. Tissue distributions and seasonal dynamics of the hepatotoxic microcystins-LR and -RR in two freshwater shrimps, *Palaemon modestus* and *Macrobrachium nipponensis*, from a large shallow, eutrophic lake of the subtropical China. **Toxicon**, Elmsford, v. 45, n. 5, p. 615-625, 2005.

CORDEIRO-ARAÚJO, M. K. et al. Cianobactérias Planctônicas de Reservatórios do Oeste Paulista, Brasil: Condições Naturais Versus Controladas. **Rev. Bras. Eng. Pesca**, São Luís, v. 5, n. 3, p. 74-88, 2010.

COSTA, I. A. S. et al. Dinâmica de Cianobactérias em Reservatórios Eutróficos do Semi-Árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 382-401, 2009.

DANTAS, E. W. et al. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 22, n. 4, p. 970-982, 2008.

DI BERNARDO, L. **Algas e suas influências na qualidade das águas e nas tecnologias de tratamento**. Rio de Janeiro: ABES, 1995. 140 p.

DIEMER, O. et al. Manejo alimentar na larvicultura do mandi-pintado (*Pimelodus britskii*). **Rev. Bras. Saúde Prod. An.**, Salvador, v.11, n. 3, p. 903-908, 2010.

DIXON, M. B. et al. Removal of cyanobacterial metabolites by nanofiltration from two treated waters. **Journal of Hazardous Materials**, Amsterdam, v. 188, n. 1-3, p. 288-295, 2011.

DOKULIL, M. T; TEUBNER, K. Cyanobacterial dominance in lakes. **Hydrobiologia**, 438, 1-12, 2000.

EDWARDS, R. W. et al. A biological survey of river Toff. **J. Water Pollut. Control Fed.**, Alexandria, v. 71, n. 2, p. 144-166, 1972.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FERRÃO FILHO, A. da S. Bioacumulação de cianotoxinas e seus efeitos em organismos aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 272-312, 2009.

- FIALKOWSKA, E.; PAJDAK-STÓS, A. Dependence of cyanobacteria defense mode on grazer pressure. **Aquatic Microbial Ecology**, Nova Scotia, v. 27, p. 149-157, 2002.
- FIGUERAS, A. J. Mussel culture in Spain and France. **World Aquac.**, Baton Rouge, v. 20, n. 4, p. 8-17, 1989.
- FUENTES, E. V. et al. Variação espacial e temporal do fitoplâncton do Rio de Contas, Bahia, Brasil. **Rev. Bras. Eng. Pesca**, São Luiz, v. 5, n. 2, p. 13-25, 2010.
- FULTON, R. S.; PAERL, H. W. Effects of the blue-green alga *Microcystis aeruginosa* on zooplankton competition relations. **Oecologia**, Berlin, v. 76, n. 3 p. 383-389, 1988.
- GARCIA, A. C. et al. Evaluating the potential risk of microcystins to blue crab (*Callinectes sapidus*) fisheries and human health in a eutrophic estuary. **Harmful Algae**, New York, v. 9, n. 2, p. 134-143, 2010.
- GARCÍA, J. V.; MARCANO, S.; PEREIRA, G. Eclosión de quistes en dos especies de *Dendrocephalus* (Anostraca: Thamnocephalidae) de uso potencial como alimento en acuicultura. **Rev. Biol. Trop.**, San Jose, v. 48, n. 1, p. 145-149, 2000.
- GIGLIO, S. et al. Biosynthesis of 2-Methylisoborneol in Cyanobacteria. **Environ. Sci. Technol.**, Easton, v. 45, n. 3, p. 992-998, 2011.
- GOŁDYN, R.; KOWALCZEWSKA-MADURA, K. Interactions between phytoplankton and zooplankton in the hypertrophic Swarzędzkie Lake in western Poland. **Journal of Plankton Research**, London, v. 30, n. 1, p. 33-42, 2008.
- HANSEN, B.; WERNBERG-MOLLER, T.; WITTRUP, L. Particle grazing efficiency and specific growth of the rotifer *Brachionus plicatilis* (Muller). **J. Exp. Mar. Biol. Ecol.**, Amsterdam, v. 215, p. 217-233, 1997.
- HAWKYARD, M. et al. Effect of iodine enrichment of *Artemia* sp. on their nutritional value for larval zebrafish (*Danio rerio*). **Aquaculture**, Amsterdam, v. 316, n. 1-4, p. 37-43, 2011.
- HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Impacto das atividades de aquicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas - relato de caso. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 34, n. 1, p. 163-173, 2008.
- HICKMAN, R. W. Farming the green mussel in New Zealand. **World Aquac.**, Baton Rouge, v. 20, n. 4, p. 20-28, 1989.
- HOULE, S. et al. Geosmin causes off-flavour in arctic charr in recirculating aquaculture systems. **Aquaculture Research**, Oxford, v. 42, n. 3, p. 360-365, 2011.

HRBÁČEK, J. et al. Demonstration of the effect of the fish stock on the species composition of zooplankton and the intensity of metabolism of the whole plankton association. **Verh. Internat. Verein. Limnol.**, Stuttgart, v. 14, p. 192-195, 1961.

HUSZAR, V. L. M.; CARACO, N. The relationship between phytoplankton composition and physical chemical variables: a comparison of taxonomic and morphological-functional approaches in six temperate lakes. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 40, n. 4, p. 679-696, 1998.

HUSZAR, V. L. M.; SILVA, L. H. S. A estrutura da comunidade fitoplanctônica no Brasil: cinco décadas de estudos. **Limnotemas**, Rio de Janeiro, v. 2, p. 1-21, 1999.

IZAGUIRRE, G.; TAYLOR, W.D. A guide to geosmin- and MIB-producing cyanobacteria in the United States. **Water Sci Technol.**, Oxford, v. 49, n. 9, p. 19-24, 2004.

JEPPESSEN, E. et al. Climate Change Effects on Runoff , Catchment Phosphorus Loading and Lake Ecological State, and Potential Adaptations **Journal of Environmental Quality**, Madison, v. 38, p. 1930-1941, 2009.

JEPPESSEN, E. et al. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). **Hydrobiologia**, The Hague, p. 1-19, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1007/s10750-0110-0831-0>>. Acesso em: 28 out. 2011.

JOHN, D. M., WHITTON, B. A., BROOK, A. J. **The freshwater algal flora of the British Isles**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002. 702 p.

JONES, A. B.; DENNISON, W. C.; PRESTON, N. P. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 193, p. 155-178, 2001.

JONES, A. B.; PRESTON, N. P.; DENNISON, W. C. The efficiency and condition of oysters and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. **Aquaculture Research**, Oxford, v. 33, p. 1-19, 2002.

KE, Z.-X; XIE, P.; GUO, L.-G. Impacts of two biomanipulation fishes stocked in a large pen on the plankton abundance and water quality during a period of phytoplankton seasonal succession. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 35, n. 11, p. 1610-1618, 2009.

KIM, I. S. et al. Evaluation of Methods for Cyanobacterial Cell Lysis and Toxin (Microcystin-LR) Extraction Using Chromatographic and Mass Spectrometric Analyses. **Environmental Engineering Research**. Seoul, v. 14, n. 4, p. 250-254, 2009.

KOLKOVSKI, S.; CZESNY, S.; DABROWSKI, K. Use of Krill Hydrolysate as a Feed Attractant for Fish Larvae and Juveniles. **Journal of the World Aquaculture Society**, Baton Rouge, v. 31, n. 1, p. 81-88, 2000.

KOMÁREK, J., ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 4: Nostocales. **Archiv für Hydrobiologie-Supplement**, Stuttgart, v. 82, n. 3, p. 247-345, 1989.

KOMÁREK, J., CRONBERG, G. Some Chroococcalean and Oscillatorien Cyanoprokaryotes from southern African lakes, ponds and pools. **Nova Hedwigia**, Berlin, v. 73, p. 129-160, 2001.

KOMÁREK, J., FOTT, B. **Chlorophyceae. Chlorococcales**. Stuttgart: Begründet von August Thienemann, 1983. 1044 p.

KOZAK, A. ; GOŁDYN, R. Zooplankton versus phyto- and bacterioplankton in the Maltan' ski Reservoir (Poland) during an extensive biomanipulation experiment. **Journal of Plankton Research**, London, v. 26, n. 1, p. 37-48, 2004.

KRAMMER, K., LANGE-BERTALOT, H. **Bacillariophyceae, 3. Teil**: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. *Semper Bonis Artibus*. 1991a. 576 p.

KRAMMER, K., LANGE-BERTALOT, H. **Bacillariophyceae, 4. Teil**: Achananthaceae, Kritische Ergänzungen zu *Navicula* (Lineolatae) and *Gomphonema* Gesamthitratverzeichnis Teil 1-4. *Semper Bonis Artibus*. 1991b. 437 p.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. 2ed. Menlo-Park, CA: Benjamin-Cummings, 1999. 645 p.

KUBITZA, F. Qualidade da água na produção de peixes - Parte II. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 46, p. 35-41, 1998.

LAMPERT, W.; TAYLOR, B. E. Zooplankton grazing in a eutrophic lake: implications of diel vertical migration. **Ecology**, California, v. 66, n. 1, p. 68-82, 1985.

LATHROP, R. C. et al. Stocking piscivores to improve fishing and water clarity: a synthesis of the lake Mendota biomanipulation project. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 47, p. 2410-2424, 2002.

LEAL, A. L. G. et al. Use of shrimp protein hydrolysate in Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) feeds. **Aquaculture International**, London, v. 18, n. 4, p. 635-646, 2010.

LEFLAIVE, J.; TEN-HAGE, L. Algal and cyanobacterial secondary metabolites in freshwaters: a comparison of allelopathic compounds and toxins. **Freshwater Biology**, Oxford, v. 52, n. 2, p. 199-214, 2007.

LEGRAND, C. et al. Allelopathy in phytoplankton - biochemical, ecological and evolutionary aspects. **Phycologia**, Oxford, v. 42, n. 4, p. 406-419, 2003.

LI, L. N. et al. Annual dynamics and origins of the odorous compounds in the pilot experimental area of Lake Dianchi, China. **Water Sci. Technol.**, Oxford, v. 55, p. 43-50, 2007.

LIRA, G. A. S. T.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; MOURA, A. N. Structure and dynamics of phytoplankton community in the Botafogo reservoir-Pernambuco-Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 52, n. 2, p. 493-501, 2009.

LOPES, J. P.; SILVA, A. L. N.; SANTOS, A. J. G.; TENÓRIO, R. A. Branchoneta uma notável contribuição a larvicultura e alevinagem de peixes carnívoros de água doce. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 50, p. 31-34, 1998.

LOPES, J. P.; PONTES, C. S.; ARAÚJO, A.; SANTOS-NETO, M. A. dos. Fatores bióticos e abióticos que influenciam o desenvolvimento de branchoneta (Crustacea: Anostraca). **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, São Luis, v. 3, n. 1, p. 76-90. 2008a.

LOPES, J. P.; GURGEL, H. C. B.; ARAÚJO, A.; PONTES, C. S. Influência da inoculação de cistos na produção de biomassa de branchoneta *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca). **Revista Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 2, p. 598-603, 2008b.

LOPES, J. P.; GURGEL, H. C. B.; GÁLVEZ, A. O.; PONTES, C. S. Produção de cistos de "branchoneta" *Dendrocephalus brasiliensis* (Crustacea: Anostraca). **Revista Biotemas**, Florianópolis, v. 20, n. 2, p. 33-39, 2007.

LOPES, J. P.; PONTES, C. S.; ARAÚJO, A. A branchoneta na piscicultura ornamental. **Panorama da Aqüicultura**. Rio de Janeiro, v. 94, p. 33-37, 2006.

LOPES, J. P.; TENÓRIO, R. A. A Branchoneta (*Dendrocephalus brasiliensis*, Pesta 1921) como Fonte de Alimento para Alevinos de Niquim (*Lophiosilurus alexandri* Steindachner, 1876). **Rev. Nordestina Zool.** Curitiba, v. 2, p. 33-46, 2005.

MAI, M. G. et al. First record of the invasion of *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae) in São Paulo State, Brazil. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 3, n. 3, p. 269-274, 2008.

MALBROUCK, C.; KESTEMONT, P. Effects of microcystins on fish. **Environmental Toxicology and Chemistry**, New York, v. 25, n. 1, p. 72-86, 2006.

MANLY, B. F. J. A model for certain types of selection experiments. **Biometrics**, Washington, v. 30, p. 281-294, 1974.

MARGALEF, R. **Limnologia**. Barcelona: Omega. 1993. 1010 p.

MARINÉ, G. F. et al. Detecção de ácido ocadaico em cultivo de mexilhões *Perna perna*, Angra dos Reis, RJ. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 40, n. 1, p. 193-196, 2009. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/cr/v40n1/a426cr1947.pdf>. Acesso em: 20 set 2011.

MARINHO-SORIANO, E.; AZEVEDO, C. A. A.; TRIGUEIRO, T. G.; PEREIRA, D.C.; CARNEIRO, M. A. A.; CAMARA, M. R. Bioremediation of aquaculture wastewater using macroalgae and *Artemia*. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 65, n. 1, p. 253-257, 2011.

MARTIN, J. B. et al. (Eds.). **Proceedings of the Third International Conference on Environment and Health, Chennai, India**. Chennai: Department of Geography, University of Madras and Faculty of Environmental Studies, York University. 2003. p. 374-385.

MCSHAN, M.; TRIEFF, N. M.; GRAJECER, D. Biological treatment of wastewater using algae and *Artemia*. **Water Pollution Control Federation**, Feira de Santana, v. 46, n. 7, p. 1742-1750, 1974.

MELO-MAGALHÃES, E. M.; MEDEIROS, P. R. P.; LIRA, M. C. A.; KOENING, M. L.; MOURA, A. N. Determination of eutrophic areas in Mundaú/Manguaba lagoons, Alagoas-Brazil, through studies of the phytoplanktonic community. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 69, n. 2, p. 271-280, 2009.

MISHRA, S. M. et al. Assessment of tropic status by using Nygaard index with reference to Bhoj wetland. **Pollution Research**, Oxford, v. 20, n. 2, p. 147-153, 2001.

MODESTO, G. A. et al. Utilização de *Crassostrea rhizophorae* (Guilding 1828) no tratamento dos efluentes do cultivo de *Litopenaeus vannamei* (Boone 1931). **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, n. 3, p. 367-375, 2010.

MOLICA, R.; AZEVEDO, S. Ecofisiologia de Cianobactérias Produtoras de Cianotoxinas. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 229-246, 2009.

MORITSCH, M. et al. Associations among Plankton Abundance, Water Quality and Sediment Quality in the San Francisco Bay: Nitrogen and Phosphorus **Berkeley Scientific Journal**, Berkeley, v. 14, n. 1, p. 45-54, 2010.

MOURA, A. N. et al. Composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica relacionadas com variáveis hidrológicas abióticas no reservatório de Botafogo. **Revista de Geografia**, Recife, v. 23, p. 25-41, 2006.

MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C.; DANTAS, Ê. W.; ARRUDA NETO, J. D. de T. Phytoplanktonic associations: a tool to understand dominance events in a tropical Brazilian reservoir. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 21, n. 3, p. 641-648, 2007b.

MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. do C.; MENDONÇA, D. F. P. de; OLIVEIRA, H. S. B. de; DANTAS, E. W.; PIMENTEL, R. M. de M. Microalgas e qualidade da água de manancial utilizado para abastecimento público localizado na região metropolitana da cidade do Recife, PE. **Revista de Geografia**, Recife, v. 24, p. 152-174, 2007a.

MOURA, A. N.; DANTAS, Ê. W.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Structure of the Phytoplankton in a Water Supply System in the State of Pernambuco –

Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 50, n. 4, p. 645-654, 2007.

NEORI, A. et al. Integrated aquaculture: rationale, evolution and state of the art emphasizing seaweed biofiltration in modern mariculture. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 231, p. 361-391, 2004.

NWEZE, N. O. Seasonal variations in phytoplankton populations in Ogelube Lake, a small natural West African Lake. **Lakes & Reservoirs: Research & Management**, Melbourne, v. 11, n. 2, p. 63-72, 2006.

NYGAARD, G. Hydrological studies of some Danish ponds and lakes II: the quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. **Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab**, Kobenhavn, v. 7, p. 1-242, 1949.

NYGAARD, G. Seasonal periodicity of planktonic desmids in oligotrophic lake Grane Langso, Denmark. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 211, p. 195-226, 1991.

OLIVERA-GÁLVEZ, A. Os moluscos bivalves e a biorremediação dos impactos da carcinicultura. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 65, p. 37-39, 2001.

PALMER, C. M. **Algae in Water Supplies: An Illustrated Manual on the Identification, Significance and Control of Algae in Water Supplies**. Washington: Public Health Service, 1958. 88 p.

PALMER, C. M. Composite rating of algae tolerating organic pollution. **J. Phycol.** Lawrence, v. 5, p. 78-82, 1969.

PAN, Y. et al. Using diatoms as indicators of ecological conditions in lotic systems: a regional assessment. **Journal of North American Benthological Society**, São Carlos, v. 15, n. 4, p. 481-495, 1996.

PATRICK, R. The structures of diatom communities under varying ecological conditions. **Ann. N. Y. Acad. Sci.**, New York, v. 108, p. 353-358, 1963.

PERETYATKO, A. et al. Biomanipulation of hypereutrophic ponds: when it works and why it fails. **Environ. Monit. Assess.**, Dordrecht, v. 182, 2011. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/content/y1k53172282101q1/>>. Acesso em: 10 set. 2011.

POMEROY, L. R.; D'ELIA, C. F.; SCHAFFNER, L. C. Limits to top-down control of phytoplankton by oysters in Chesapeake Bay. **Marine Ecology Progress Series**, Amelinghausen, v. 325, p. 301-309, 2006.

POPOVSKÝ, J.; PFIESTER, L. A. Dinophyceae (Dinoflagellida). In: Ettl, H. et al. (Eds.). **Das Süßwasserflora von Mitteleuropa**. Stuttgart: Gustav Fischer Verlag, 1990. 263 p.

POURIA, S. et al. Fatal microcystin intoxication in haemodialysis unit in Caruaru, Brazil. **The Lancet**, London, v. 352, n. 9121, p. 21-26, 1998.

PRESCOTT, G. W.; BICUDO, C. E. M.; VINYARD, W. C. A Synopsis of North American Desmids. Part II. Desmidiaceae: Placodermæ. Section 4. In: PRESCOTT, G. W. (Ed.). **Desmidiales**. Lincoln: University Nebraska Press, 1982. 698 p.

RABET, N.; THIÉRY, A. Branchiopoda. Anostraca and Spinicaudata. In: YOUNG, P. S. (Ed.). **Catalogue of Crustacea of Brazil**. Rio de Janeiro: Museu Nacional, 1998. n. 6. 717 p.

RAMAKRISHNAN, N. "Bio-Monitoring Approaches For Water Quality Assessment In Two Waterbodies At Tiruvannamalai, Tamil Nadu India". In: MARTIN, J. et al. (Eds.). **Proceedings of the Third International Conference on Environment and Health**. Chennai: Department of Geography, University of Madras and Faculty of Environmental Studies, York University. 2003. p. 374-385.

RAMOS, R. et al. Tratamento de efluentes de camarão por sedimentação e filtração, utilizando *Crassostrea gigas* e *C. rhizophorae*. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 52, n. 3, p. 775-783, 2009.

REYNOLDS, C. S. What factors influence the species composition of phytoplankton in lakes of different trophic status? **Hydrobiologia**, The Hague, v. 369-370, p.11-26, 1998.

ROBIN, J. et al. Off flavor characterization and origin in French trout farming. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 260, n. 1-4, p. 128-138, 2006.

ROCHA, O.; GÜNTZEL, A. M. Crustáceos branquiópodos. In: ISMAEL, D. et al. (Eds.). **Biodiversidade do estado de São Paulo, Brasil. Invertebrados de Água doce**. São Paulo: FAPESP, 1999. v. 4, p. 107-120.

ROHRLACK, T. et al. Role of microcystins in poisoning and food ingestion inhibition of *Daphnia galeata* caused by the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa*. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 65, n. 2, p. 737-739, 1999.

SANT'ANNA, C. L. et al. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. **Algological Studies**, Stuttgart, v. 126, p. 251-265, 2008.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2004. **Relatório Técnico**, São Paulo, 2005. 297 p.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria do Meio Ambiente. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Qualidade das águas superficiais no Estado de São Paulo 2010. **Relatório Técnico**, São Paulo, 2011. 298 p.

SARMA, S. S. S.; NANDINI, S. Studies on functional response and prey selection using zooplankton in the anostracan *Chirocephalus diaphanus* Prevost, 1803. **Hydrobiologia**. The Hague, v. 486, p. 169-174, 2002.

SCHRADER, K. K.; DENNIS, M. E. Cyanobacteria and earthy/musty compounds found in commercial catfish (*Ictalurus punctatus*) ponds in the Mississippi Delta and Mississippi-Alabama Blackland Prairie. **Water Research**, New York, v. 39, p. 2807-2814, 2005.

SHARAN, L.; SINHA, R. Biomonitoring of a freshwater habitat of ranchi hatia dam on the basis of Nygaard's indices. **An International Quarterly Journal of Life Sciences**, Wageningen, v. 5, n. 3, p. 495-499, 2010.

SILVA, L. H. S. Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre). **Rev. Brasil. Biol.**, São Carlos, v. 59, n. 2, p. 281-303, 1999.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H. **Limnologia Aplicada à Aquicultura**. Boletim Técnico do CAUNESP, Jaboticabal: FUNEP, v. 1, 1994. 70 p.

SOMMER, U. et al. Daphnia versus copepod impact on summer phytoplankton: functional compensation at both trophic levels. **Oecologia**, Berlin, v. 135, n. 4, p. 639-47, 2003.

SOMMER, U.; SOMMER, F. Cladocerans versus copepods: the cause of contrasting top-down controls on freshwater and marine phytoplankton. **Oecologia**, Berlin, v. 147, n. 2, p. 183-194, 2006.

STARLING, F. L. R. M.; LAZZARO, X. T. Controle da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais por biomanipulação - Estudo de caso: Lago Paranoá (Brasília, Brasil). In: DE BERNARDI, R.; GIUSSANI, G. **Biomanipulação para o gerenciamento de lagos e reservatórios - Diretrizes para o gerenciamento de lagos**. São Carlos: ILEC-IIE, 2001. cap. 14, p. 203-221.

SULLIVAN, P. F.; CARPENTER, S. R. Evaluation of fourteen trophic state indices for phytoplankton of Indiana lakes and reservoirs Environmental Pollution. **Ecological and Biological**, London, v. 27, n. 2, p. 143-153, 1982.

TENORE, K. R. Food chain dynamics of abalone in a polyculture system. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 8, n. 1, p. 23-27, 1976.

TENORE, K. R.; BROWNE, M. G.; CHESNEY, E. J. Jr. Polyspecies aquaculture systems: the detrital trophic level, **Journal of Marine Research**, New Haven, v. 32, n. 3, p. 425-432, 1974.

TENÓRIO, R. A.; SANTOS, A. J. G.; LOPES, J. P.; NOGUEIRA, E. M. S. Crescimento do niquim (*Lophiosilurus alexandri* Steindachner 1876), em diferentes condições de luminosidade e tipos de alimento. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 28, n. 4, p. 305-309, 2006.

THUNMARK, S. Zur Sociologie des Süßwasser-planktons. Eine methodologisch-ökologische Studie. **Folia Limnologica Scandinavia**, Berlin, v. 3, n. 1, p. 1-66, 1945.

TUCKER, C. S. Off-Flavor Problems in Aquaculture. **Reviews in Fisheries Science**, London, v. 8, n. 1, p. 45-88, 2000.

TUNDISI, J. G. Reservatórios como sistemas complexos: teoria, aplicações e perspectivas para usos múltiplos. In: Henry, R. (Ed.). **Ecologia de reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais**. Botucatu: Fapesp /Fundibio, 1999. p. 19-38.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; ABE, D. S. The ecological dynamics of Barra Bonita (Tietê River, SP, Brazil) reservoir: implications for its biodiversity. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, n. 4, p. 1079-1098, 2008.

ULVEN, S. M. et al. Metabolic Effects of Krill Oil are Essentially Similar to Those of Fish Oil but at Lower Dose of EPA and DHA, in Healthy Volunteers. **Lipids**, Champaign, v. 46, p. 37-46, 2011.

UTERMÖHL, H. Zur vervollkommer der quantitativen phytoplankton methodik. Mitt. Int. Ver. Theor. Angew. **Limnol.**, Stuttgart, v. 9, p. 1-38, 1958.

VAN DONK, E. et al. Whole-lake food-web manipulation as a means to study community interactions in a small ecosystem. **Hydrobiologia**, The Hague, v. 200-201, n. 1, p. 275-289, 1990.

VASCONCELOS, R. F. et al. Utilização da ostra-do-mangue, *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) e da macroalga *Hypnea musciformis* (Wulfen) Lamouroux como biofiltros em sistema de policultivo com o camarão marinho *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931). **Bol. Téc. Cient. do CEPENE**, Tamandaré, v. 14, n. 2, p. 35-40, 2006.

VINATEA-ARANA, L. **Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura**: uma revisão para peixes e camarões. 2ª Ed. Florianópolis: UFSC, 2004. 345 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 3ª Ed. Belo Horizonte: Imprensa Universitária da UFMG, 2005. v. 1, 452 p.

WITTE, F. et al. Did the loss of phytoplanktivorous fish contribute to algal blooms in the Mwanza Gulf of Lake Victoria? **Hydrobiologia**, The Hangu, 2011. Disponível em: <<http://www.springerlink.com/content/n8x1v14233g6270q/>>. Acesso em: 10 set. 2011.

XIE, P.; LIU, J. Practical Success of Biomanipulation using Filter-Feeding Fish to Control Cyanobacteria Blooms: A Synthesis of Decades of Research and Application in a Subtropical Hypereutrophic Lake. **The Scientific World Journal**, Northampton, v. 1, p. 337-356, 2001.

YAN, L.-L.; ZHANG, G.-F.; LIU, Q.-G. Optimization of culturing the freshwater pearl mussels, *Hyriopsis cumingii* with filter feeding Chinese carps (bighead carp and silver carp) by orthogonal array design. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 292, n. 1-2, p. 60-66, 2009.

YFLAAR, B. Z.; OLIVERA-GÁLVEZ, A. Utilização de náuplios de “branchoneta” *Dendrocephalus brasiliensis* (Pesta, 1921) na alimentação de larvas do

"camarão cinza" *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931). **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 25, n. 2, p. 299-307, 2003.

YUNES, J. Florações de microcystis na Lagoa dos Patos e o seu estuário: 20 anos de estudos. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 2, p. 313-318, 2009.

ZHANG, X. et al. Effects of the phytoplanktivorous silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) on plankton and the hepatotoxic microcystins in an enclosure experiment in a eutrophic lake, Lake Shichahai in Beijing. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 257, n. 1-4, p. 173-186, 2006.

ZHANG, X.; XIE, P.; HUANG, X. A Review of Nontraditional Biomanipulation. **The Scientific World Journal**, Northampton, v. 8, p. 1184-1196, 2008.

ZHOU, G. et al. Effects of silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*) on spring phytoplankton community structure of Three-Gorges Reservoir (China): results from an enclosure experiment. **Journal of Limnology**, Verbania Pallanza, v. 70, n. 1, p. 26-32, 2011.

ZIMMERMANN, S. **Estado atual e tendências da moderna aquicultura: Novas tecnologias; biomanipulação e mesocosmos aquático controlado.** In: ZIMMERMANN, S. et al. (Eds.). **Fundamentos da moderna aquicultura.** Canoas: ULBRA, 2001, p. 191-199.

ZUCCARINI, P.; CIURLI, A.; ALPI, A. Implications for shallow lake manipulation: results of aquaria and enclosure experiments manipulating macrophytes, zooplankton and fish. **Applied Ecology and Environmental Research**, Budapest, v. 9, n. 2, p. 123-140, 2011.

Variações físicas e químicas em ambiente aquícola eutrofizado na presença de *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921

RESUMO

Na verificação da qualidade de água para a aquicultura devem ser consideradas a espécie de cultivo e as variáveis limnológicas que podem sustentar a produtividade aquícola. Com isso, faz-se necessário um manejo preventivo no controle do aporte de nutrientes e das populações fitoplanctônicas nos ambientes de produção. O objetivo deste trabalho foi avaliar as alterações químicas e físicas na qualidade da água de um meio eutrofizado, em resposta a introdução da espécie filtradora *Dendrocephalus brasiliensis* em diferentes densidades e horários. O experimento constou de seis tratamentos nas densidades de 00 (controle), 20, 40, 60, 80 e 100 bc.L⁻¹, com quatro repetições cada, totalizando 24 unidade experimentais (aquários) com aeração constante, durante um ciclo infradiano, e com coletas de água a cada 6 h. Também foram realizadas leituras *in loco* de temperatura (°C), pH, oxigênio dissolvido (mL.L⁻¹ e % sat.), condutividade elétrica (μS.cm⁻¹), sólidos totais dissolvidos (mg.L⁻¹) e salinidade (‰), com a utilização de um analisador multiparâmetro YSI 556 MPS. Foram feitas análises laboratoriais quanto à concentração de clorofila *a*, feofitina, nitrito, nitrato, amônia, fósforo total, fosfato total dissolvido, fosfato inorgânico e turbidez. Para verificação dos índices de estado trófico (IET's) da água com base na clorofila *a* e no fósforo foram utilizadas as classificações propostas por Håkanson, Boulion e Carlson modificado por Lamparelli e por Toledo. Segundo os resultados, a clorofila *a* (15,07 ± 3,35 μg.L⁻¹) apresentou os menores valores às 24 h no tratamento com 100 bc.L⁻¹. Neste mesmo tratamento também ocorreu os maiores valores de amônia (3.463,27 ± 277,42 μg.L⁻¹) às 12 h, fósforo total (1.867,84 ± 207,19 μg.L⁻¹) às 30 h, fosfato total (1.668,30 ± 158,22 μg.L⁻¹) e nitrito (7,57 ± 2,43 μg.L⁻¹) às 36 h. Quanto aos IET's, os valores de clorofila *a* comprovaram mudança do estado trófico para um nível inferior em todos os índices utilizados neste trabalho. Porém, em relação ao fósforo e aos índices compostos de Lamparelli, não houve mudança do estado trófico, apesar de diferirem estatisticamente. Mesmo com o aumento dos níveis de nitrogênio e fósforo na água, ocorrido provavelmente pelos excrementos da branchoneta e caracterizando um ambiente propício a reprodução de microalgas, houve uma diminuição nos níveis de clorofila *a*, provavelmente pela filtro-alimentação desta espécie sobre a população fitoplanctônica. Portanto, a branchoneta interferiu no meio eutrofizado, aumentando os níveis de nutrientes na água e reduzindo os valores de clorofila *a*, a partir da densidade de 60 bc.L⁻¹. Podendo assim ser sugerida a utilização da branchoneta no controle preventivo do fitoplâncton, visto que, apesar da presença de nutrientes em quantidades suficientes para promoção de florações, aconteceu redução de clorofila *a*.

Palavras-chave: Aquicultura, branchoneta, eutrofização, filtro-alimentação, qualidade de água.

ABSTRACT

Physical and chemical variations on aquaculture eutrophicated environment in the presence of *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921.

In the water's quality verification in aquaculture the cultivated species and the limnologic variables that can support the aquaculture productivity must be considered. Therefore, a preventive management in the control of nutrient inputs and phytoplanktonic populations from production environments is necessary. This work aimed to assess the chemical and physical changes in the water's quality from an eutrophicated environment, in response to the introduction from the filterer species *Dendrocephalus brasiliensis* in diverse density and times. The experiment had six treatments with density 00 (control), 20, 40, 60, 80 and 100 bc.L⁻¹, with four repetitions each, totaling 24 experimental units (aquariums) with constant aeration, during the infradian cycle, and with water collection every 6 hours. Also temperature (°C) readings in loco were made, pH, dissolved oxygen (mL.L⁻¹ and % sat.), electrical conductivity (µS.cm⁻¹), total solids dissolved (mg.L⁻¹) and salinity (‰), using a multi parameter analyzer YSI 556 MPS. Laboratorial analyses were made in relation to chlorophyll concentration **a**, pheophytin, nitrite, nitrate, ammonia, total phosphorus, total phosphate dissolved, inorganic phosphate and turbidity. To indices' verification of trophic state (IET's) from water based in chlorophyll **a** and phosphorus were used the classifications proposed by Håkanson, Boulion and Carlson modified by Lamparelli and Toledo. The results showed that the chlorophyll **a** (15,07 ± 3,35 µg.L⁻¹) had the lowest values after 24 hours in treatment with 100 bc.L⁻¹. In the same treatment the biggest values of ammonia (3.463,27 ± 277,42 µg.L⁻¹) also occurred after 12 hours, total phosphorus (1.867,84 ± 207,19 µg.L⁻¹) after 30 hours, total phosphate (1.668,30 ± 158,22 µg.L⁻¹) and nitrite (7,57 ± 2,43 µg.L⁻¹) after 36 hours. About the IET's, the values of chlorophyll **a** change from trophic state to an inferior level in all the indices used in this work was confirmed. Notwithstanding, in relation to phosphorus and the composed indices of Lamparelli, had no changes on trophic state, though their statistical divergence. Even growing the levels of nitrogen and phosphorus in water, probably occurred by the branchoneta's excreta and characterizing a proper ambience to microalgae reproduction, there was a diminution in the levels of chlorophyll **a**, probably by the filter feeding of this specie over the phytoplanktonic population. Therefore, the branchoneta intervened in eutrophicated ambience, elevating the nutrients' level on water and reducing the values of chlorophyll **a**, since the density 60 bc.L⁻¹. For that reason the branchoneta's utilization can be suggested in the preventive control of phytoplankton, considering that, albeit the presence of nutrients in sufficient quantity to provoke flowering occurred the reduction of chlorophyll **a**.

Keywords: Aquaculture, branchoneta, eutrophication, filter-feeding, quality of water.

1. INTRODUÇÃO

A produção aquícola depende primordialmente da qualidade da água requerida pela espécie de cultivo, sendo necessário conhecer as variáveis limnológicas que determinam uma maior produtividade na aquicultura. A sustentabilidade do cultivo de organismos aquáticos depende, a longo prazo, de um equilíbrio dinâmico de variáveis físicas, químicas, biológicas e tecnológicas que atendam aos objetivos sociais, ambientais e econômico da realidade conjuntural em que o empreendimento encontra-se inserido (VINATEA-ARANA, 2004).

Caso o ambiente de produção aquática apresente desequilíbrio em suas variáveis a ponto de causar poluição aquática de natureza química e/ou biológica, levando-o à eutrofização e/ou contaminação, há necessidade de remediação da água para que a atividade aquícola seja viável.

Espécies aquáticas de hábito alimentar filtrador capazes de filtrar algas e nutrientes têm sido utilizadas na remediação de efluentes na piscicultura e carcinicultura (CHOPIN et al., 2001; MARINHO-SORIANO et al., 2011). Dentre elas, podem-se citar *Oreochromis niloticus* (tilapia do Nilo) *Hypophthalmichthys molitrix* (carpa prateada), *Crassostrea rhizophorae* (ostra) (TURKER; EVERSOLE; BRUNE, 2003; MODESTO et al., 2010; SUN et al., 2011) e os organismos filtradores do zooplâncton (DODSON; HANAZATO, 1995) que possuem o mesmo habitat do fitoplâncton, provavelmente com maior potencial de filtração. Como exemplo destes, os Anostraca *Artemia franciscana* (crustáceo de água salgada) e *Dendrocephalus brasiliensis* (crustáceo de água doce), sendo a última uma espécie cosmopolita com ocorrência na região do rio São Francisco, Brasil.

Um ambiente eutrofizado por nutrientes, como nitrogênio e fósforo (ESTEVES, 1998; MONTEGGIA; ZANCAN FILHO, 2001), pode receber influências biológicas com a introdução de uma espécie animal filtradora de microalgas, que ao mesmo tempo em que retira as microalgas do meio eutrofizado excreta compostos nitrogenados e fósforo neste ambiente (DAME, 1996; FREIRE; ONKEN; MCNAMARA, 2008; MARINHO-SORIANO et al., 2011). Isto provavelmente causa mudanças no estado trófico da água. Sendo

assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar as alterações na qualidade da água de um meio eutrofizado, em resposta a introdução da espécie filtradora *D. brasiliensis*, em diferentes densidades.

2. MATERIAL E MÉTODOS

No estudo foi utilizado crustáceo Branchiopoda *Dendrocephalus brasiliensis*, popularmente conhecido no Brasil por branchoneta (bc), em experimento realizado na Estação de Piscicultura da Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF), localizada no submédio rio São Francisco.

Para a obtenção de água eutrofizada utilizada no experimento, um viveiro de 2.400 m² da Estação foi adubado com 10 kg de calcário dolomítico e 12,5 kg de esterco bovino. Após 45 dias de fertilização procedeu-se a medição da transparência da água e mensuração das demais variáveis monitoradas no experimento, através de sonda multiparâmetro (YSI 556MPS).

Para a realização do experimento foram utilizados 24 aquários com capacidade individual de 3 litros, previamente lavados e secos, fez-se uso de aeradores. Estes foram preenchidos com a água eutrofizada e submetidos aos tratamentos com 20, 40, 60, 80 e 100 branchonetas/litro com quatro repetições cada, além do controle (sem branchonetas).

As análises de temperatura (°C), pH, oxigênio dissolvido (mg.L⁻¹ e % saturação), condutividade elétrica (µS.cm⁻¹), sólidos totais dissolvido (mg.L⁻¹) e salinidade da água foram realizadas *in loco* em cada aquário, com a utilização da sonda multiparâmetro (YSI 556MPS). As medições foram realizadas no início do experimento e a cada 6 h, durante um ciclo infradiano de 36 h, seguidas da coleta das amostras de água.

Amostras de água (300 mL) de cada aquário foram coletadas, etiquetadas e levadas ao laboratório para realização das análises da concentração de nitrato (MACKERETH; HERON; TALLING, 1978), nitrito (GOLTERMAN et al., 1978), amônia (KOROLEFF, 1976), ortofosfato, fosfato total e fósforo total (APHA, 1995), turbidez (turbidímetro), clorofila *a* e feofitina (NUSCH, 1980).

Para análise das diferenças dos dados físico-químicos entre tratamentos foi utilizado o teste de *Kruskal-Wallis*, submetidos à análise estatística utilizando o software Statistica 7 (STATSOFT. INC., 2004).

O índice de estado trófico (IET) de Carlson (1977) modificado por Toledo (1990) e por Lamparelli (2004) foram utilizados neste trabalho conforme as fórmulas da Tabela 03 e a classificação da Tabela 04.

Tabela 03 - Fórmulas dos índices de estados tróficos (IETs) para Clorofila **a**, fósforo total, fosfato total, transparência (disco de Secchi) e índices médios segundo Carlson (1977) modificado por Toledo Jr et al. (1983), Håkanson e Boulion (2001) e Lamparelli (2004)

Índice	Cálculo
CLa _{Håkanson e Boulion}	$25[\log(Chl - a) + 1]$
IET(CL _a) _{Toledo} Clorofila a	$10x\left(6 - \frac{2,04 - 0,695x \ln CLa}{\ln 2}\right)$
IET(CL _a) _{Lamparelli} Clorofila a	$10x\left(6 - \frac{0,92 - 0,34x(\ln CLa)}{\ln 2}\right)$
IET(DS) _{Toledo} Disco de Secch	$10x\left(6 - \frac{0,64 + \ln DS}{\ln 2}\right)$
IET(PT) _{Toledo} Fósforo Total	$10x\left(6 - \frac{\frac{\ln 80,32}{PT}}{\ln 2}\right)$
IET(PT) _{Lamparelli} Fósforo Total	$10x\left(6 - \frac{1,77 - 0,42x(\ln PT)}{\ln 2}\right)$
IET(PO ₄ ⁻³) _{Toledo} Fosfato Total	$10x\left(6 - \frac{\frac{\ln 21,67}{PO_4^{-3}}}{\ln 2}\right)$
IET _{Lamparelli}	$\frac{[IET (PT) + IET (CLa)]}{2}$
IET _{Toledo}	$\frac{IET (DS) + 2[IET (PT) + IET (PO_4^{-3}) IET (CLa)]}{7}$

*Índices de estado trófico (IET)

Para avaliação do nível trófico da água com base na clorofila **a** foi utilizada a classificação proposta por Håkanson e Boulion (2001) e Lamparelli (2004) (Tabelas 03 e 05).

Na amostra inicial foi utilizado também o IET com base em leitura do Disco de Secch segundo Toledo (1990).

Tabela 04 - Critérios para a classificação de acordo com os índices médios de estado trófico de Carlson (1977) modificado por Toledo (1990) e Lamparelli (2004). O IET para clorofila **a** de Håkanson e Boulion (2001)

Classificação	Índices de Estado Trófico (IET)		
	Toledo	Lamparelli	Håkanson e Boulion IET (Cl _a)
Ultraoligotrófico	≤ 24*	IET ≤ 47	-
Oligotrófico	24 ≤ IET ≤ 44	47 < IET ≤ 52	≤ 25
Mesotrófico	44 ≤ IET ≤ 54	52 < IET ≤ 59	≤ 50
Eutrófico	54 ≤ IET ≤ 74	59 < IET ≤ 63	≤ 75
Supereutrófico	-	63 < IET ≤ 67	-
Hipereutrófico	> 74	IET > 67	≤ 100

Tabela 05 - Relações entre os valores de clorofila **a** para diferentes estados tróficos sugerido por Håkanson e Boulion (2001) e Lamparelli (2004)

Estado Trófico	Håkanson e Boulion Cl _a (µg.l ⁻¹)	Lamparelli Cl _a (mg/m ³)
Ultraoligotrófico		Cl _a ≤ 1,17
Oligotrófico	≤ 1	1,17 < Cl _a ≤ 3,24
Mesotrófico	≤ 10	3,24 < Cl _a ≤ 11,03
Eutrófico	≤ 100	11,03 < Cl _a ≤ 30,55
Supereutrófico		30,55 < Cl _a ≤ 69,05
Hipertrófico	≤ 1000	69,05 < Cl _a

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análises físicas e químicas

Em relação ao tratamento controle houve um aumento nos valores de nitrito, nitrato, amônia, ortofosfato, fosfato total e fósforo total, bem como do pH, salinidade e condutividade elétrica da água indicando perda de qualidade da água. Houve porém diminuição nos níveis de clorofila **a** e feofitina, podendo indicar melhoria da água (Tabela 06).

Tabela 06 - Valores medianos das variáveis limnológicas, significância entre tratamentos (p) e resultados *post hoc* do teste *Kruskal-Wallis*.

Variável	Tratamento						p
	Controle	20	40	60	80	100	
Nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	7,1 ^{ab}	6,5 ^{ab}	7,3 ^{ab}	3,2 ^a	8,8 ^{ab}	15,3 ^b	0.065
Nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	3,3 ^a	3,7 ^{abc}	3,5 ^{ab}	3,3 ^{ab}	4,6 ^{bc}	5,5 ^c	0.001
Amônia ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	215,1 ^a	1232,0 ^b	1800,2 ^b	2415,0 ^b	2657,7 ^b	2343,5 ^b	0.001
Ortofosfato ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	85,8 ^a	292,0 ^{ab}	377,1 ^{bc}	571,8 ^{bcd}	873,9 ^{cd}	1068,5 ^d	0.001
Fosfato total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	276,2 ^a	547,1 ^{ab}	658,5 ^{bc}	718,0 ^{bcd}	1026,2 ^{cd}	1180,4 ^d	0.001
Fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	312,9 ^a	547,5 ^{ab}	663,0 ^{bc}	802,0 ^{bcd}	1148,4 ^{cd}	1329,6 ^d	0.001
Clorofila a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	120,5 ^a	99,3 ^a	89,3 ^a	34,6 ^b	33,5 ^b	35,7 ^b	0.001
Feofitina ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	73,7 ^a	63,6 ^a	60,3 ^a	33,5 ^b	30,1 ^b	31,2 ^b	0.001
Turbidez (NTU)	17,2 ^a	18,4 ^a	19,4 ^a	20,6 ^{ab}	26,1 ^{bc}	32,3 ^c	0.001
Temperatura (°C)	26,8 ^a	26,8 ^a	26,7 ^a	26,7 ^a	26,9 ^a	26,7 ^a	0.736
OD (mg.L^{-1})	7,6 ^a	7,3 ^{bc}	7,4 ^b	7,3 ^{bcd}	7,0 ^{cd}	6,8 ^d	0.001
OD (% de sat.)	94,9 ^a	92,0 ^b	91,6 ^b	91,1 ^b	87,1 ^b	85,6 ^b	0.001
pH	7,1 ^a	7,2 ^a	7,1 ^a	7,1 ^a	7,3 ^a	7,3 ^a	0.373
CE ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	72,0 ^a	91,5 ^{ab}	102,0 ^{bc}	127,5 ^{bcd}	175,0 ^{cd}	203,0 ^d	0.001
TDS (mg.L^{-1})	0,047 ^a	0,059 ^{ab}	0,067 ^{bc}	0,083 ^{bcd}	0,114 ^{cd}	0,132 ^d	0.001
Salinidade	0,03 ^a	0,04 ^{ab}	0,05 ^{bc}	0,06 ^{bcd}	0,08 ^{cd}	0,10 ^d	0.001

Letras diferentes indicam diferença estatística entre tratamentos ($p < 0,05$).

Diante dos valores das variáveis químicas, foi observado que o aumento da densidade populacional da branchoneta interveio na qualidade da água. Milstein e Svirsky (1996) em viveiros com diferentes combinações de peixes verificaram que a qualidade da água foi afetada de diferentes formas, visto que as interações dependeram também da espécie. Porém, o ambiente que se encontrava eutrofizado apresentava uma população fitoplanctônica que foi determinada pelas variáveis físicas e químicas da água e pelas interações

biológicas com o meio. Segundo Kampel e Novo (2005), Scheffer et al. (2001) e Vasconcelos (2006) as taxas de produção primária é que permitem o entendimento e gerenciamento de ecossistemas aquáticos e avaliações sobre os impactos do aporte de nutrientes.

No início do experimento a temperatura foi de $28,09 \pm 0,10^{\circ}\text{C}$ e ao longo do ciclo infradiano houve diminuição para temperaturas abaixo dos 26°C (Gráfico 09), porém, não houve diferença significativa entre os tratamentos (Tabela 06), vale ressaltar que o experimento aconteceu em ambiente *indoor* não aclimado. Lopes et al. (2008) em ambiente outdoor aferiram faixa de temperatura semelhante, porém a variação foi crescente. Em ambos os casos as temperaturas não causaram danos aparentes as branchonetas.

O oxigênio dissolvido na água (OD) sofreu flutuações com diferenças significativas (Tabela 06), mesmo com o uso de aeradores. Segundo Macedo e Sipaúba-Tavares (2010), em tanques de criação de peixes, a proliferação excessiva do fitoplâncton, causou diminuição de oxigênio no período noturno e supersaturação durante o dia, além do aparecimento de produtos tóxicos do metabolismo secundário de cianobactérias. Segundo Imeri et al. (2010), a floração fitoplanctônica pode alterar o oxigênio dissolvido, o pH e a cor da água.

As variáveis físicas e químicas da água mais resistentes as mudanças de valores, provocadas pelo aumento da densidade de branchonetas, foram o pH ($p=0,373$), a temperatura ($p=0,736$), as quais não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos ao longo do experimento, e o nitrato ($p=0,065$) onde houve diferença apenas na densidade de 100 bc.L^{-1} . As variáveis mais sensíveis foram a amônia ($p=0,001$), o OD ($p=0,001$) e o OD% ($p=0,001$), que a partir do tratamento com 20 bc.L^{-1} já apresentaram diferenças significativas. Para todas as variáveis, nas densidades 80 e 100 bc.L^{-1} , não houve diferença significativa (Tabela 06).

A temperatura pode influenciar a quantidade de OD, e este por sua vez influenciar as variáveis pH, nitrato, nitrito e amônia. Houve uma diminuição significativa do OD e isso pode acarretar em aumento de amônia e nitrito, o que foi observado neste trabalho, estando em conformidades com a literatura (KUBITZA, 1998a; VINATEA-ARANA, 2004). Porém, para todos os tratamentos houve um aumento de OD às 36 h (Gráfico 09), isto pode justificar a diminuição

nos níveis de amônia e o aumento nos níveis de nitrato (Tabela 06). O nitrato apresentou os maiores valores no tempo 0 h, sendo constatada a tendência de redução nos valores ao longo do tempo (Gráfico 10) e uma tendência de maiores valores com o aumento da densidade de branchoneta.

A constância do pH na neutralidade provavelmente permitiu uma maior capacidade de suporte do ambiente, uma vez que não foi observado mortalidade de branchoneta, provavelmente impedido maiores aumentos na concentração de amônia não ionizada que, segundo Kubitzka (1998b), aumenta com a elevação do pH (Gráfico 10).

Os valores de amônia e nitrito apresentaram uma tendência de aumento ao longo do tempo, e principalmente com o aumento na densidade de branchoneta (Gráfico 10; Tabela 06). Este fato pode estar relacionado com o maior consumo de oxigênio por parte da branchoneta e pelos excrementos de compostos nitrogenados deste animal.

O ortofosfato, fosfato total e fósforo total apresentaram aumento nos valores de forma ascendente ao longo do ciclo infradiano (Gráfico 11) e aumentos significativos em seus valores com o aumento na densidade de branchoneta (Gráfico 11).

A condutividade elétrica, sólidos totais dissolvidos (STD), a turbidez e a salinidade apresentaram aumentos em seus valores no decorrer do tempo e com o aumento na densidade da branchoneta (Gráficos 09; 11; 12; Tabela 06).

A clorofila *a* e feofitina apresentaram tendências de redução nos valores com pequenas oscilações ao longo do ciclo infradiano (Gráfico 12), sendo mais evidenciado com o aumento da densidade de branchoneta, onde se verifica reduções significativas em seus valores (Tabela 06).

A tilápia do Nilo *Oreochromis niloticus* e o mexilhão *Corbicula leana* Prime, 1867 também mostraram aumentos das concentrações de fósforo (MERCANTE et al, 2007; HWANG et al. 2004). Segundo Hwang et al. (2004) este aumento foi devido à regeneração desse nutriente no sistema pelos mexilhões. De forma semelhante, Jones, Dennison e Preston (2001) observaram altas concentrações de PO_4^{-3} utilizando ostras, atribuindo o fato para a excreção de bivalves. Portanto, várias formas de fósforo, nitrogênio e carbono, podem ser encontradas nas excreções dos organismos filtradores (DAME, 1996).

Gráfico 09 - Variáveis, Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidade (‰), oxigênio dissolvido - OD (mg.L^{-1}) e saturação de oxigênio dissolvido - OD (%) , das amostras de água em função do tempo (h) de acordo com as densidades de branchonetas por litro (20, 40, 60, 80 e 100 bc.L^{-1}).

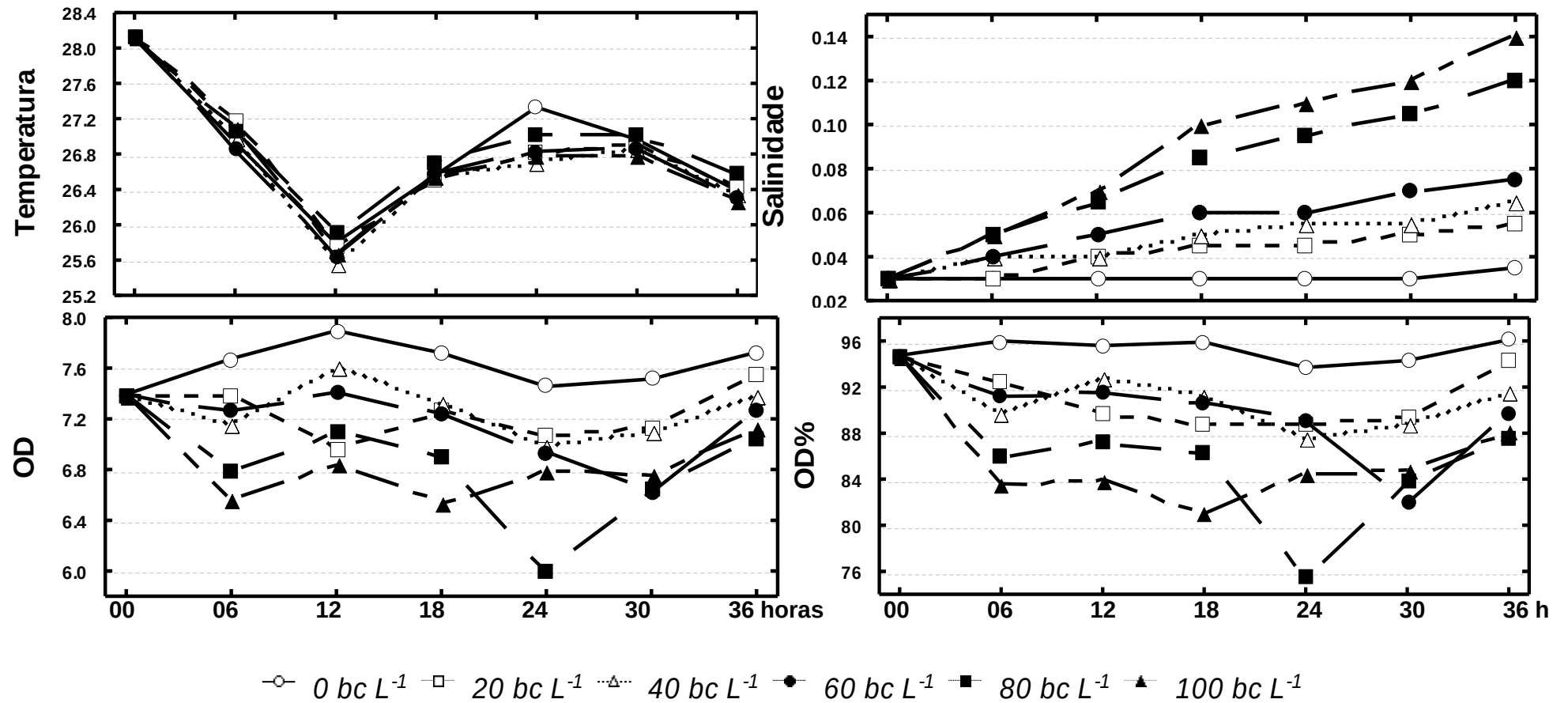


Gráfico 10 - Variáveis, pH, amônia ($\mu\text{g.L}^{-1}$), nitrato ($\mu\text{g.L}^{-1}$) nitrito ($\mu\text{g.L}^{-1}$), das amostras de água em função do tempo (h) de acordo com as densidades de branchonetas por litro (20, 40, 60, 80 e 100 bc.L^{-1})

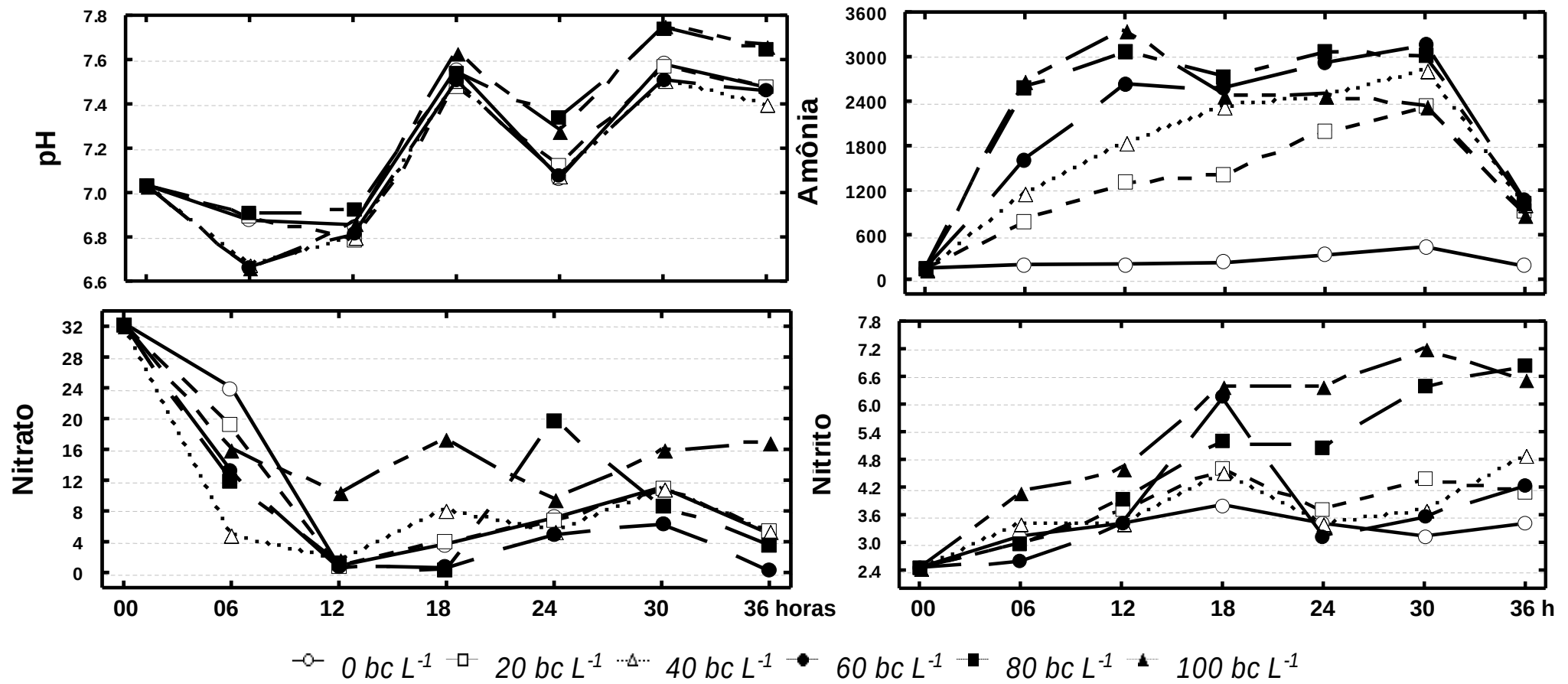


Gráfico 11 - Variáveis, condutividade elétrica - CE ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$), fósforo total, fosfato total e ortofosfato, valores expressos em $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$, das amostras de água em função do tempo (h) de acordo com as densidades de branchonetas por litro (20, 40, 60, 80 e 100 $\text{bc}\cdot\text{L}^{-1}$).

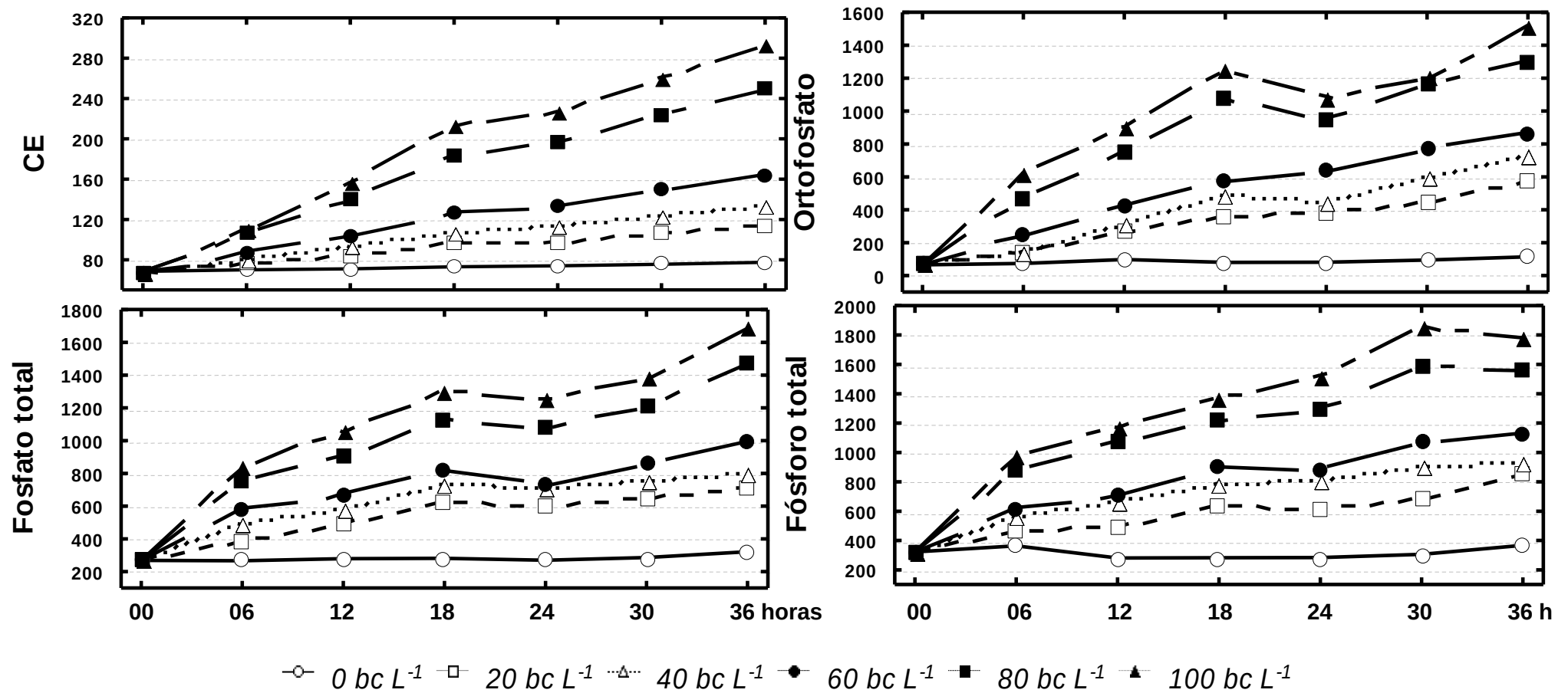
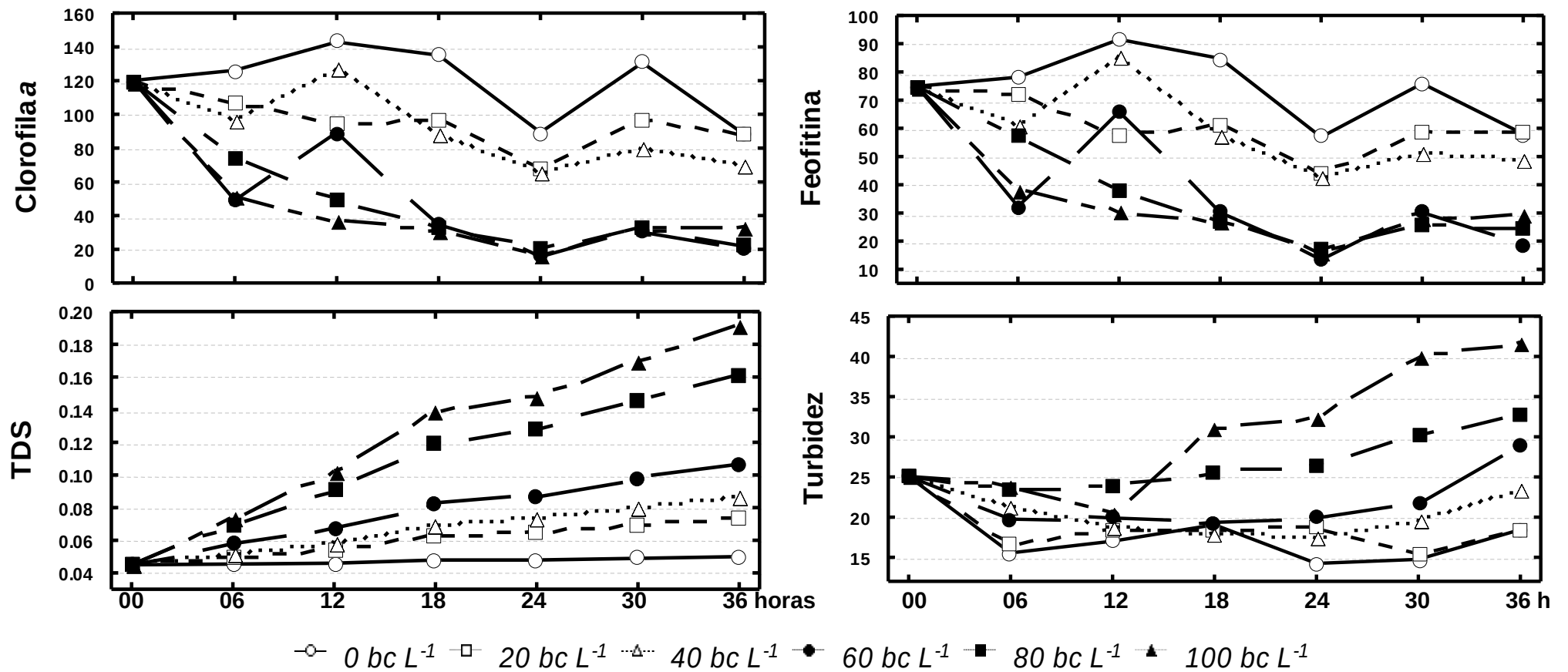


Gráfico 12 - Variáveis, clorofila *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$), feofitina ($\mu\text{g.L}^{-1}$), sólidos totais dissolvidos – STD (mg.L^{-1}) e turbidez (NTU), das amostras de água em função do tempo (h) de acordo com as densidades de branchonetas por litro (20, 40, 60, 80 e 100 bc.L^{-1}).



Em crustáceos foi atribuído aumento excessivo de NH_4^+ e significativo de PO_4^{-3} na água, devido a excrementos de *Artemia franciscana*. Segundo Marinho-Soriano et al. (2011) após a filtração do fitoplâncton o PO_4^{-3} e o nitrogênio são excretados rapidamente. Os microcrustáceos são considerados organismos filtradores artrópodes amoniotéticos que excretam nitrogênio na forma de NH_3 e NH_4^+ (FREIRE; ONKEN; MCNAMARA, 2008).

Quanto aos valores de clorofila **a** e de feofitina diminuíram em todos os tratamentos, semelhante ao que ocorreu com a redução da população fitoplanctônica, testificando que existe uma relação entre a clorofila **a** e a biomassa fitoplanctônica. Porém, os valores diferiram estatisticamente do controle para os tratamentos com maiores densidades de branchonetas (60 bc.L⁻¹, 80 bc.L⁻¹, 100 bc.L⁻¹).

As alterações das variáveis parecem não ter prejudicado a branchoneta, pois o aumento em sua densidade diminuiu os níveis de clorofila **a** e feofitina, indicando provavelmente que a branchoneta continuou se alimentando, fato este verificado no capítulo 3. Segundo Lopes et al. (2008) a espécie é resistente às variações químicas e físicas da água.

O florescimento de microalgas planctônicas é um problema na aquicultura animal, podendo haver a perda de toda a produção, sendo favorecido pelos aspectos físicos, como altas temperaturas, e químicos, como os nutrientes, configurando a eutrofização aquática.

3.2 Índice de Estado Trófico (IET)

Os níveis de nutrientes aumentaram ao longo do tempo (Gráficos 10 e 11), podendo indicar acumulação de seus níveis na água. Foram observadas também diferenças significativas com o aumento na densidade de branchoneta (Tabela 06), sugerindo *input* desses nutrientes no ambiente aquático. Porém, os níveis de clorofila **a** e de feofitina diminuíram significativamente (Gráfico 12; Tabela 06), sugerindo uma fito-alimentação de fitoplâncton pelas branchonetas, o que é visto no capítulo 3. Estes resultados determinam o índice de estado trófico (IET) da água de acordo com os níveis de fósforo ou de clorofila **a**.

O índice de estado trófico de acordo com a população fitoplanctônica (Capítulo 3) respalda, neste trabalho, os resultados do IET de acordo com a clorofila **a**. Segundo Melo-Magalhães et al. (2009), Mirbagheri, Sadrnejad e Hashemi Monfared (2012) e Moura et al. (2007) o fitoplâncton e o zooplâncton também são considerados como parâmetros de qualidade da água. E segundo a Agência Nacional das Águas - ANA (2001), um lago eutrófico é caracterizado por grande quantidade de substâncias nutrientes e biogênicas, assim como, pela presença abundante de fitoplâncton durante o verão.

Sendo assim, esses nutrientes caracterizam juntamente com o fitoplâncton o índice de trofia de um lago. Com este entendimento os índices de estados tróficos estudados neste trabalho podem ser diferenciados como índice de estado trófico causa (IET_c) e índice de estado trófico efeito (IET_e). O fósforo (nutriente) estabelecerá o IET_c, sendo também o nutriente determinante da floração algal, e esta por sua vez determinará o IET_e promovendo mudanças em variáveis químicas e físicas da água que poderão afetar a capacidade de suporte dos ecossistemas límnicos. Desta forma o IET_c são o fósforo total e o ortofosfato e o IET_e a clorofila **a**, sendo respaldada com IET de acordo com o fitoplâncton (Capítulo 3). Panosso e Esteves (2000) desenvolveram um índice para avaliar os efeitos das interferências do fósforo nas comunidades do plâncton.

Para a determinação do IET segundo Carlson deve ser considerada a média aritmética dos resultados do IET (PT) e do IET (CL **a**), por ser o fósforo um nutriente que atua como agente causador da eutrofização e a clorofila **a** como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador e indicadora da quantidade de fitoplâncton (agente efeito). Portanto, de acordo com a CETESB (2004) o índice médio engloba, de forma satisfatória, a causa e o efeito do processo de eutrofização.

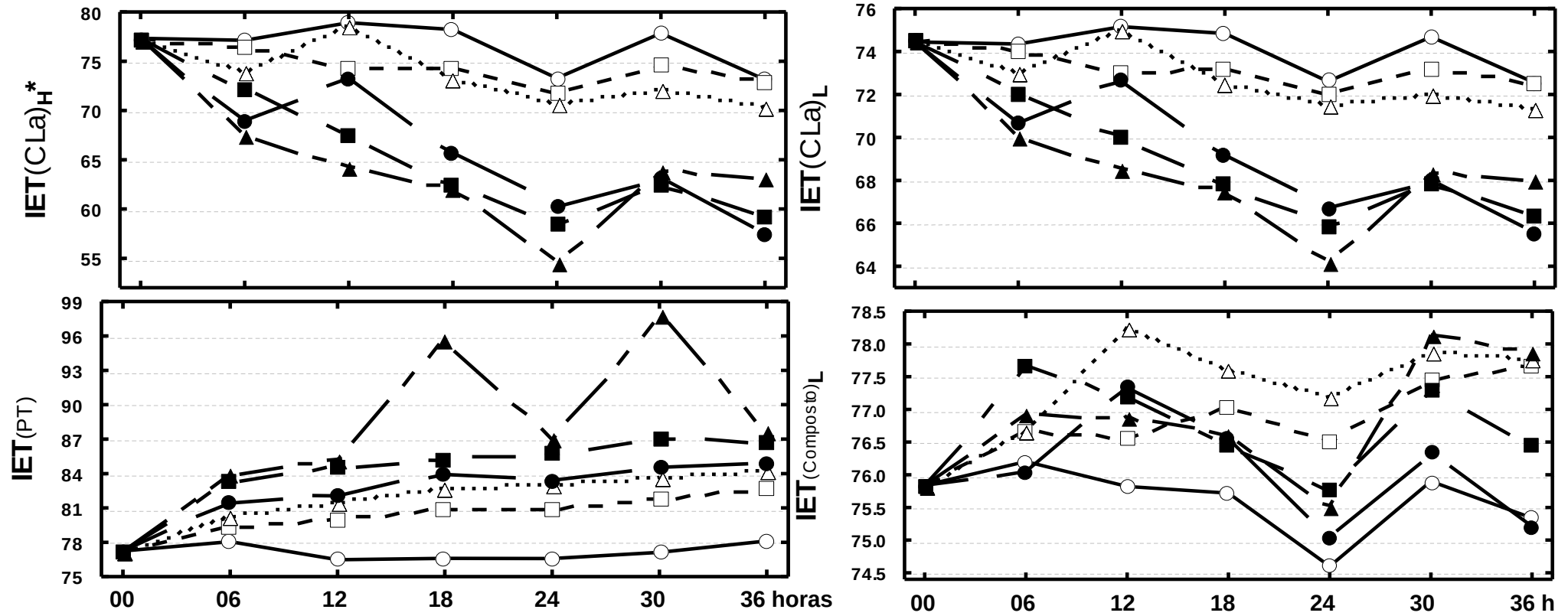
A água da amostra inicial foi enquadrada nos graus máximos de trofia, independentemente dos índices de estado trófico (IET) utilizados neste trabalho, sendo hipereutrófico para o índice de Carlson modificado por Toledo (1990), Håkanson e Boulion (2001) e Lamparelli (2004) (Gráfico 13). Estes índices mantiveram-se assim durante todo o ciclo infradiano. Para os índices de fósforo total e os índices médios de estado trófico de Carlson modificado por Lamparelli (2004), mesmo com os grandes aumentos nos níveis de fósforo não

houve mudança de estado trófico, porém utilizando-se outro índice, como o índice de Nygaard (Capítulo 3), foi verificado uma mudança para o nível trófico inferior, confirmando assim a filtração do fitoplâncton pela branchoneta, resultados esses também testificados estatisticamente e pela análise de *Manly's alpha* (Capítulo 3). O aumento nos níveis de fósforo e de outros nutrientes pode está associado à excreção animal, neste caso, a da branchoneta. Segundo Qian et al. (1996) a amônia é considerada um dos produtos de excreção de invertebrados marinhos, sendo ainda excretada por peixes e crustáceos. Assim, a principal desvantagem do uso de animais filtradores no controle de microalgas está na produção de resíduos por estes organismos, como resultado da digestão incompleta e do metabolismo (BRACKEN, 2007).

Um nível hipertrófico caracterizado por altas concentrações de nutrientes com crescimento de algas e macrófitas pode ser determinado por fatores físicos (WALMSLEY, 2000). Ambientes de eutróficos a hipertróficos com águas alcalinas de altas temperaturas e baixa relação de N e P são favoráveis à dominância de Cyanobacteria (VON SPERLING; FERREIRA; GOMES, 2008). Cyanobacteria tem capacidade de fixar o nitrogênio (N) atmosférico, desta forma o N dissolvido na água não é necessariamente determinante para o seu desenvolvimento. A análise de clorofila *a* pode ser um indicativo da presença de Cyanobacteria e de outros organismos do fitoplâncton, e o seu índice pode determinar o estado trófico da água.

Além dos IET para nutrientes, foram utilizadas também as classificações de acordo com os valores de clorofila *a* segundo Håkanson e Boulion (2001) e Lamparelli (2004), onde foi verificada alteração do estado hipereutrófico para o eutrófico, resultado este semelhante ao IET de Nygaard para o fitoplâncton (Capítulo 3), tendo sido confirmado com a diminuição na quantidade de microalgas fitoplanctônicas. A redução máxima do estado trófico foi em dois níveis, de hipereutrófico para eutrófico, durante o ciclo infradiano.

Gráfico 13 - Índices de estado trófico (IET) de Håkanson e Boulion (2001) e Lamparelli (2004). Com base na clorofila **a**, segundo Håkanson e Boulion [$IET(CLa)_H$] e segundo Lamparelli [$IET(CLa)_L$], e no fósforo total $IET(PT)$ e composto segundo Lamparelli.



* Håkanson e Boulion (2001)

O índice de estado trófico de Håkanson e Boulion (2001), considerando a clorofila **a**, indicou mudança de estado trófico, de hipertrófico para eutrófico, em todos os horários dos tratamentos com 60, 80 e 100 bc.L⁻¹ (Gráfico 13). Para o tratamento com 100 bc.L⁻¹ passou de hipertrófico (77,33) para eutrófico (54,45) às 24 h. Em relação ao índice de Lamparelli (2004) o nível diminuiu de hipertrófico (74,44) para supereutrófico (64,10) (Quadro 7 e Tabela 06). Sendo estes os melhores resultados. Nos textos seguintes os índices de Håkanson e Boulion será representado por “HB” e de Lamparelli por “L”. Também, semelhantemente, houve mudança de estado trófico às 24 h para os tratamentos com 60 bc.L⁻¹ (60,23 HB e 66,72 L) e com 80 bc.L⁻¹ (58,44 HB e 65,91 L) e às 36 h (57,57 HB e 65,52 L) e (59,25 HB e 66,27 L) respectivamente, para os tratamentos com 60 bc.L⁻¹ e 80 bc.L⁻¹. Esta redução do estado trófico foi verificada em todas as classificações utilizadas neste trabalho para clorofila **a** (Gráfico 13). O aporte de nutriente no corpo d’água aumentou consideravelmente (Tabela 06), e os índices de clorofila **a** e feofitina diminuíram significativamente. Desta forma, a branchoneta provavelmente influencia o estado trófico da água, com a excreção de nutrientes e a filtro-alimentação de organismos do fitoplâncton, justificando a diminuição nos níveis de clorofila **a** e feofitina e aumento nos níveis de fósforo e nitrogênio na água.

Segundo Mercante et al. (2004) e Salas e Martino (1991) o controle das fontes de fósforo é determinante para o controle da eutrofização em um corpo d’água. Desta forma, pela quantidade de nutrientes na água, era esperado que acontecesse um efeito *bottom-up* do fitoplâncton com posterior morte súbita, quando esta população removesse da água os nutrientes, e estes se tornassem escassos. Porém, foi verificado aumento nos níveis de nutrientes e redução da população fitoplanctônica. Ainda foi observada redução nos níveis de clorofila **a** e feofitina e a constatação de muitas espécies fitoplanctônicas no conteúdo intestinal da branchoneta (Capítulo 3). Podendo ser caracterizado um controle *top-down* do fitoplâncton por filtro-alimentação da branchoneta, testificando com o capítulo 3.

A ação filtradora da branchoneta é confirmada ainda pelos resultados dos tratamentos, visto que nas maiores densidades de branchonetas foram obtidas as maiores reduções de clorofila **a** e feofitina, concordando com os maiores controles nas reduções de fitoplâncton obtidos no capítulo 3. Isto

demonstra o poder de filtração da branchoneta, mesmo em condições adversas do meio. Boon et al. (1994) fazem uma abordagem restringindo o aporte de nutrientes e tentativas de reestruturação da cadeia alimentar para maximizar o consumo de cianobactérias tóxicas pelo zooplâncton herbívoro. Sendo a branchoneta uma espécie autóctone e resistente às variações ambientais (BELK *apud* COHEN, 1995; LOPES et al., 2008), que filtra Cyanobacteria sem a necessidade de restrição do aporte de nutrientes, confirma-se o seu potencial para a remediação de ambientes aquáticos eutrofizados.

A branchoneta provavelmente enriqueceu a água de cultivo com nutrientes, diminuindo a possibilidade de morte súbita do fitoplâncton e também possibilitou o controle *top-down* do fitoplâncton dificultando o surgimento de novas florações algais. Segundo Kubitza (1998c) e Vinatea-Arana (2004) um dos grandes problemas da piscicultura é a morte súbita do fitoplâncton por falta de nutrientes na água, removidos durante o processo de crescimento das algas. Com a ação bacteriana na decomposição do fitoplâncton, o ambiente de cultivo passa a ter problemas de hipóxia, que pode causar mortalidade da produção aquícola. Segundo Vinatea-Arana (2004), os dois maiores fatores que agravam a qualidade da água de um tanque de cultivo de camarões são a superprodução de algas e a presença de sólidos em suspensão. Deste modo, ressalta-se a grande importância da filtração do fitoplâncton para remediar problemas de anóxia e mortalidade de animais de cultivo.

4. CONCLUSÃO

O ambiente aquático permaneceu eutrófico durante todo o ciclo infradiano e a branchoneta, a exemplo de outros animais filtradores de microalgas, provavelmente foi responsável pelo aumento nos níveis de nitrogênio e fósforo na água, através dos seus excrementos.

Portanto, a branchoneta interferiu no meio eutrofizado, aumentando os níveis de nutrientes na água e também na redução nos níveis de clorofila *a*, a partir da densidade de 60 bc.L⁻¹, provavelmente pela filtro-alimentação desta espécie sobre a população fitoplanctônica.

5. REFERÊNCIAS

ANA, Agência Nacional das Águas, Superintendência de Informações Hidrológicas. **Glossário Hidrológico**, versão 1.1, 2001.

APHA - American Public Health Association. **Standard methods for examination of water and wastewater**. Washington: APHA, 1995. 1193 p.

BELK *apud* COHEN, R. G. Crustacea Anostraca. In: Lopretto e Tell (Eds.) **Ecosistemas de Águas Continentais: Metodologia para su Estudio**. La Plata: Ediciones SUR, 1995. v. 2, p. 871-895.

BOON, P. I.; BUNN, S. E.; GREEN, J. D.; SHIEL, R. J. Consumption of cyanobacteria by freshwater zooplankton: Implications for the success of 'top-down' control of cyanobacterial blooms in Australia. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, Melbourne, v. 4, n. 5, p. 875-887, 1994.

BRACKEN, M.E.S. Excretion. In: Denny, M.W., Gaines, S.D. (Eds.), *Encyclopedia of tidepools and rocky shores*. **University of California Press**, California, USA, p. 215-217, 2007.

CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, Baltimore, v. 22, p. 361-369, 1977.

CETESB (Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental). **Qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo**. Relatório Técnico 2003, São Paulo, p. 264, 2004.

CHOPIN, T.; BUSCHMANN, A. H.; HALLING, C.; TROELL, M.; KAUTSKY, N.; NEORI, A.; KRAEMER, G.; ZERTUCHE-GONZALEZ, J.; YARISH, C.; NEEFUS, C. Integrating seaweeds into marine aquaculture systems: a key toward sustainability. **Journal of Phycology**, Lawrence, v. 37, p. 975-986, 2001.

DAME, R.F. Ecology of marine bivalves: an ecosystem approach. **CRC Press, Boca Raton**, New York. 1996.

DODSON, S. I.; HANAZATO, T. Commentary on effects of anthropogenic and natural organic chemicals on development, swimming behavior, and reproduction of *Daphnia*, a key member of aquatic ecosystems. **Environmental Health Perspectives**, v. 103, p. 7-11, 1995.

ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

FREIRE, C.A.; ONKEN, H.; MCNAMARA, J.C. A structureefunction analysis of ion transport in crustacean gills and excretory organs. **Comparative Biochemistry and Physiology**, v. 151, 272-304, 2008.

GOLTERMAN, H. L.; CLYMO, R. S.; OHNSTAND, M. A. **Methods for physical and chemical analysis of freshwaters**. London: Blackwell Scientific. Publications, 1978. 214p.

HÅKANSON, L.; BOULION, V. V. Regularities in primary production, secchi depth and fish yield and a new system to define trophic and humic state indices for lake ecosystems. **Int. Rev. Hydrobiol**, Berlin, v. 86, p. 23-62, 2001.

HWANG, S.J., KIM, H.S., SHIN, J.K., OH, J.M., KONG, D.S. Grazing effects of a freshwater bivalve (*Corbicula leana Prime*) and large zooplankton on phytoplankton communities in two Korean lakes. **Hydrobiologia**, v. 515, p. 161-179, 2004.

IMERI, A.; KUPE, L.; SHEHU, J.; MULLAJ, A.; DODONA, E. Bio-Monitoring of Bishtaraka Lagoon. **Research Journal of Agricultural Science**, v. 42, p. 629-635, 2010.

JONES, A. B.; DENNISON, W. C.; PRESTON, N. P. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. **Aquaculture**, Amsterdam, v. 193, p. 155-178, 2001.

KAMPEL, M.; NOVO, E. M. L. M. O sensoriamento remoto da cor do da água. In: SOUZA, R. B. (Org.). **Oceanografia por Satélites**, São Paulo, p.179-196, 2005.

KOROLEFF, F. Determination of nutrientes. In: GRASSHOFF, K. (Ed.) **Methods of seawater analysis**. Verlag Chemie Weinheim, 1976. p. 117-187.

KUBITZA, F. Qualidade da água na produção de peixes - Parte I. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 45, p. 36-41, 1998a.

KUBITZA, F. Qualidade da água na produção de peixes - Parte II. **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 46, p. 35-41, 1998c.

KUBITZA, F. Qualidade da Água na Produção de Peixes - Parte III (Final), **Panorama da Aqüicultura**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 47, p. 35-43, 1998b.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. São Paulo, 2004. 234p. Tese (Doutorado)- Universidade de São Paulo.

LOPES, J. P.; PONTES, C. S.; ARAÚJO, A.; SANTOS-NETO, M. A. dos. Fatores bióticos e abióticos que influenciam o desenvolvimento de branconeta (crustacea: anostraca). **Rev. Bras. Eng. Pesca**, São Luís, v. 3, n. 1, p. 76-90, 2008.

MACEDO, C. F.; SIPAÚBA-TAVARES, L. H. Eutrofização e Qualidade da Água na Piscicultura: Consequências e Recomendações. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, v. 36, n. 2, p. 149-163, 2010.

MACKERETH, F. J. H.; HERON, J.; TALLING, J. F. Water analysis: some revised methods for limnologists. **Sci. publ. / Freshw. Biol. Assoc.**, Ambleside, n. 36, p. 121, 1978.

MARINHO-SORIANO, E.; AZEVEDO, C. A. A.; TRIGUEIRO, T. G.; PEREIRA, D.C.; CARNEIRO, M. A. A.; CAMARA, M. R. Bioremediation of aquaculture

wastewater using macroalgae and *Artemia*. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 65, n. 1, p. 253-257, 2011.

MELO-MAGALHÃES, E. M.; MEDEIROS, P. R. P.; LIRA, M. C. A.; KOENING, M. L.; MOURA, A. N. Determination of eutrophic areas in Mundaú/Manguaba lagoons, Alagoas-Brazil, through studies of the phytoplanktonic community. **Braz. J. Biol.** [online], v. 69, n. 2, p. 271-280, 2009.

MERCANTE, C. T. J.; MARTINS, Y. K.; CARMO, C. F.; OSTI, J. S.; MAINARDES PINTO, C. S. R.; TUCCI, A. Qualidade de água em viveiro de Tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*): caracterização diurna de variáveis físicas, químicas e biológicas, São Paulo, Brasil. **Bioikos**, Campinas, v. 21, n. 2, p. 79-88, 2007.

MERCANTE, C. T. J.; CABIANCA, M. A.; SILVA, V.; COSTA, S. V.; ESTEVES, K. E. Water quality in fee-fishing ponds located in the São Paulo metropolitan region, Brazil: analysis of the eutrophication process. **Acta Limnologica Brasiliensia**, Botucatu, v. 16, n. 1, p. 95-102, 2004.

MIRBAGHERI, S. A.; SADRNEJAD, S. A.; HASHEMI MONFARED, S. A. Phytoplankton and Zooplankton Modeling of Pishin Reservoir by Means of an Advection-Diffusion Drought Model. **International Journal of Environmental Research**, Teerã, v. 6, n.1, p. 163-172, 2012.

MILSTEIN, A.; SVIRSKY, F. Effect of fish species combinations on water chemistry and plankton composition in earthen fish ponds. **Aquaculture Research**, Oxford, v. 27, n. 2, p. 79-90, 1996. DOI: 10.1111/j.1365-2109.1996.tb00970.x.

MODESTO, G. A.; MAIA, E. P.; OLIVERA, A.; BRITO, L. O. Utilização de *Crassostrea rhizophorae* (Guilding 1828) no tratamento dos efluentes do cultivo de *Litopenaeus vannamei* (Boone 1931). **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 5, p. 367-375, 2010.

MONTEGGIA, L. O.; ZANCAN FILHO, L. C. Remoção de algas de lagoas de alta taxa por filtração biológica para pos-tratamento de reatores anaeróbios. In: CHERNICHARO, C. A. L. (Org.). **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Segrac. 2001. v. 2, p. 103-110.

MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. do C.; MENDONÇA, D. F. P. de; OLIVEIRA, H. S. B. de; DANTAS, E. W.; PIMENTEL, R. M. de M. Microalgas e qualidade da água de manancial utilizado para abastecimento público localizado na Região Metropolitana da cidade do Recife, PE. **Revista de Geografia**, Recife, v. 24, p. 152-174, 2007.

NUSCH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.**, v. 14, p. 14–36, 1980.

PANOSSO, R.; ESTEVES, F.A. Effects of disturbance on phosphorus turnover and plankton dynamics. **Journal of Plankton Research**, v. 22, n.3, p.589–595, 2000.

QIAN, P. Y.; WU, C. Y.; WU, M.; XIE, Y. K. Integrated cultivation of the red alga *Kappaphycus alvarezii* and the pearl oyster *Pinctada martensi*. **Aquaculture**, v. 147, p. 21-35, 1996.

SALAS H. J.; MARTINO, P. A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. **Wat. Res.**, v. 25, n. 3, p 341-350, 1991.

SCHEFFER, M.; CARPENTER, S.; FOLEY, J. A.; FOLKE, C.; WALKER, B. Catastrophic shifts in ecosystems. **Nature**, v. 413, p. 591-596, 2001.

STATSOFT, INC. **STATISTICA (data analysis software system), version 7.** 2004.

SUN, W.; DONG, S.; JIE, Z.; ZHAO, X.; ZHANG, H; LI, J. The impact of net-isolated polyculture of tilapia (*Oreochromis niloticus*) on plankton community in saline-alkaline pond of shrimp (*Penaeus vannamei*) **Aquacult. Int.**, v. 19, p. 779-788, 2011. doi 10.1007/s10499-010-9394-8.

TOLEDO, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. A aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização em lagos e reservatórios tropicais. In: **Anais do XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária. Camboriú, Associação Brasileira de Engenharia Sanitária. Camboriú (SC). 1983. 34p.**

TOLEDO, A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais.** São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. Relatório Interno CETESB. 1990. 12 p.

TURKER, H.; EVERSOLE, A. G.; BRUNE, D. E. Comparative Nile tilapia and silver carp filtration rates of partitioned aquaculture system phytoplankton. **Aquaculture**, v. 220, p. 449-457, 2003.

VASCONCELOS, V. M. Eutrophication, toxic cyanobacteria and cyanotoxins: when ecosystems cry for help. **Limnetica**, v. 25, n. 1-2, p, 425-432, 2006.

VINATEA-ARANA, L. **Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura:** uma revisão para peixes e camarões. 2^a Ed. Florianópolis: UFSC, 2004. 345 p.

VON SPERLING, E. V.; FERREIRA, A. C. S.; GOMES, L. N. L. Comparative eutrophication development in two Brazilian water supply reservoirs with respect to nutrient concentrations and bacteria growth. **Desalination**, Amsterdam, v. 226, p. 169-174, 2008.

WALMSLEV, R. D. **A Review and Discussion Document. Perspectives on Eutrophication of Surface Waters:** Policy/Research Needs in South Africa. Water Research Commission. Project K8/360, 2000.

Produção de hidrolisado proteico de branchoneta *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca)

RESUMO

Considerada um alimento atrativo e que proporciona altos índices de sobrevivência e crescimento na piscicultura, a branchoneta, *Dendrocephalus brasiliensis*, é utilizada como alimento vivo na alevinagem de espécies carnívoras no submédio São Francisco, e como biorremediadora de ambientes com floração fitoplanctônica. A biomassa da branchoneta, gerada na filtro-alimentação de microalgas, pode ser utilizada em processos biotecnológicos agregando maior valor a esta rica fonte proteica. Este trabalho objetivou a produção de hidrolisado proteico de branchoneta (HPB) por autólise enzimática, com vistas a sua inserção na composição de rações para animais aquáticos. O material foi proveniente da Estação de Piscicultura da CHESF. Realizou-se ensaios enzimáticos com o extrato da branchoneta, e para as atividades proteolíticas foram utilizados substratos inespecífico (Azocaseína) e específicos (BapNA, Leu-p-Nan e Suc-phe-p-Nan), sendo verificadas atividades proteolíticas de $1,70 \pm 0,01 \text{ U.mg}^{-1}$; $0,79 \pm 0,01$; $0,66 \pm 0,01$; $0,08 \pm 0,01$ e $0,07 \pm 0,00 \text{ mU.mg}^{-1}$, respectivamente. Os substratos específicos para tripsina e leucina aminopeptidase foram os que apresentaram maiores atividades. O zimograma comprovou as atividades proteolíticas mediante aparições de bandas. Os parâmetros assintóticos, Percentual Máximo de Hidrólise e o Tempo Médio de Hidrólise Máxima, do grau de hidrólise do HPB, foram $26,42 \pm 2,86\%$ e $53.20 \pm 2,96\%$, respectivamente, em um período de 240 min. A eletroforese SDS-PAGE mostra que o perfil das proteínas foi substancialmente alterado, indicando hidrólise a partir de 90 min. Os peptídeos formaram bandas visíveis abaixo de 19,80 KDa. O HPB possui 79,67% de proteína bruta, sendo uma boa fonte de aminoácidos essenciais, tendo sido encontrados valores maiores que os das farinhas de menhaden e de soja. Houve também baixos valores de ácidos graxos, o que evita a oxidação. Conclui-se que este crustáceo é um alimento de alto valor proteico, e que o HPB apresenta todos os aminoácidos essenciais e em quantidades suficientes para atender as exigências nutricionais dos organismos aquícolas; sendo ainda rico em aminoácidos com sabor umami, o que o torna ainda mais atrativo para ser inserido em rações aquícolas.

Palavras-chave: Ácidos graxos, aminoácidos, atividade proteolítica, autólise enzimática, grau de hidrólise.

ABSTRACT

Production of hydrolysate proteic from branchoneta *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca). Considered an attractive food that provides high indices of survival and growth in fish farms, the branchoneta, *Dendrocephalus brasiliensis*, is used like live food for the fingerlings of carnivorous species in the sub-medium São Francisco river, and like bioremediator of environments with phytoplanktonic bloom. The branchoneta's biomass, created by filter-feeding of microalgae, can be used in biotechnological processes adding more value to this rich protein source. The goal of this work was the production of hydrolysate protein of branchoneta (HPB) by enzymatic autolysis, seeking its insertion in the composition of rations of aquatic animals. The origin of the material was the fish farm station from CHESF. Enzymatic experiments were carried out with the branchoneta's extract, and for the proteolytic activities unspecified (Azocaseína) and specific substrates (BapNA, Leu-p-Nan and Suc-phe-p-Nan) were used, being identified proteolytic activities of $1,70 \pm 0,01 \text{ U.mg}^{-1}$; $0,79 \pm 0,01$; $0,66 \pm 0,01$; $0,08 \pm 0,01$ and $0,07 \pm 0,00 \text{ mU.mg}^{-1}$, respectively. The specific substrates of trypsin and leucine aminopeptidase presented high activity. The zymogram attested the proteolytic activities by appearance of bands. The asymptotic parameters, Maximum Hydrolysis Percentage and the Average Time of Maximum Hydrolysis, of hydrolysis degrees from HPB, were $26,42 \pm 2,86\%$ and $53.20 \pm 2,96\%$, respectively, in a period of 240 minutes. The electrophoresis SDS-PAGE shows that the profile of proteins was substantially changed, pointing hydrolysis since 90 min. The peptides composed visible bands under 19,80 KDa. The HPB has 79,67% of crude protein, being a good source of essential amino acids, values bigger than the values of flours of menhaden and soya had been found. There were also low values of fatty acids, obstructing the oxydation. The conclusion is that this crustacean is a food with high protein value, and that the HPB shows all the essential amino acids and in sufficient quantity to fulfill the nutritional needs of aquiculture organisms; being still rich in amino acids with umami flavor, which makes it even more attractive to be added in rations of aquiculture.

Keywords: Amino acids, enzymatic autolysis, fatty acids, hydrolysis degree, proteolytic activity.

1. INTRODUÇÃO

Na alimentação de peixes e crustáceos o fator preponderante, em sistemas de cultivos intensivos, é a utilização de proteínas de qualidade. O anostraca *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta 1921, conhecido popularmente por branchoneta, é um crustáceo de ambientes límnicos com maior valor proteico do que outros animais usados na aquicultura como fonte de proteínas, a exemplo do anostraca *Artemia*, do cladocero *Daphnia* e do rotífero *Brachionus plicatilis*, dentre outros organismos do plâncton (LOPES et al., 1998).

Na Estação de Piscicultura da Chesf, *D. brasiliensis* é o principal alimento vivo utilizado com sucesso na alimentação de pós-larvas e alevinos de espécies carnívoras nativas do rio São Francisco (LOPES et al., 1998; LOPES; TENÓRIO, 2005; LOPES; PONTES; ARAÚJO, 2006; LOPES; SANTOS NETO, 2006). Sendo também verificada a sua potencialidade no controle *top-down* do fitoplâncton em águas eutrofizadas de ambientes aquícolas.

Segundo Herpandi, Rosma e Wan Nadiah (2011) o alto custo da farinha de peixe, ingrediente importante na produção de ração para a aquicultura, levou a busca de fontes alternativas de proteínas. A branchoneta, após o processo de biomanipulação do fitoplâncton, torna-se um resíduo que poderá ser aproveitado como hidrolisado proteico, produto obtido através da solubilização de proteínas (DINIZ; MARTIN, 1999; FURLAN; OETTERER, 2002), evitando a sua subutilização ou descarte. Fontes alternativas de proteínas oriundas de resíduos da produção aquícola e da indústria do pescado podem substituir as proteínas tradicionais em rações, diminuindo o ônus ambiental e econômico, contribuindo desta forma para a sustentabilidade do setor (BEZERRA; VIEIRA; CARVALHO, 2001; HEU; KIM; SHAHIDI, 2003).

Valores têm sido agregados na aquicultura, com o aproveitamento de resíduos descartados pelas indústrias de beneficiamento do pescado, a exemplo de cabeças de camarões e vísceras de peixes (ESPÍNDOLA FILHO et al., 2001). Cavalheiro, Souza e Bora (2007) pesquisaram o aproveitamento de resíduo de camarão em ração animal, e López-Cervantes, Sánchez-Machado e Rosas-Rodríguez (2006) produziram hidrolisados deste resíduo, onde verificou-se alto teor de aminoácidos essenciais.

O hidrolisado proteico do pescado (HPP), conhecido internacionalmente por *fish protein hidrolizated* (FPH), possui altíssima digestibilidade, sendo recomendado o seu uso na alimentação de pós-larvas, pois muitas larvas de peixes, por estar em formação, ainda não apresentam o sistema digestório morfologicamente diferenciado, tendo como consequência uma atividade enzimática insuficiente (DABROWSKI, 1984; OETTERER; REGINATO-D'ARCE; SPOTO, 2006). A incorporação do hidrolisado na ração resulta num aumento na taxa de crescimento específico, na melhoria da conversão alimentar, e em maior eficiência proteica quando comparado com o uso da farinha de carne ou peixe (GONCALVES; BAPTISTA; COIMBRA, 1989).

O HPP pode ser obtido por hidrólise química e biológica ou enzimática (PASUPULETI; BRAUN, 2010). Segundo Furlan e Oetterer (2002) a hidrólise enzimática de pescado é um método alternativo que utiliza o descarte da indústria pesqueira, aproveitando suas proteínas com o uso de enzimas proteolíticas. Diniz e Martin (1996) mostraram as vantagens deste método sobre os demais, como a especificidade enzimática (controlando as características do produto final), a digestão sob condições moderadas de pH e temperatura (possibilitando a qualidade nutritiva do hidrolisado), a desativação da enzima por aquecimento (controlando a taxa de hidrólise) e a integridade dos aminoácidos (mantendo o valor nutricional).

A hidrólise enzimática para produção do HPP pode ocorrer também por autólise, com a utilização de enzimas endógenas, fazendo uso de grande variedade de proteases, como serina, tripsina, quimotripsina e pepsina. Apresentando como resultado final um produto rico em aminoácidos livres, e pequenos peptídeos que podem apresentar atividades antioxidantes, anti-hipertensivas, anti-cancerígenas e antianêmicas (HERPANDI; ROSMA; WAN NADIAH, 2011), além de ser ambientalmente adequado com o aproveitamento deste rico material que seria descartado.

Enzimas endógenas também são aproveitadas de vísceras de peixes, como ocorre com as proteínas. Técnicas têm sido aperfeiçoadas para a extração das enzimas de estômago e cecos pilóricos de *Colossoma macropomum*, tambaqui (BEZERRA et al., 2000; BEZERRA et al., 2001) e do intestino da tilápia (BEZERRA et al., 2005). Silva et al. (2011) purificaram

tripsina de vísceras de carapeba. Siringan, Raksakulthai e Yongsawatdigul (2006) realizaram autólise enzimática com anchova.

Assim, o trabalho teve por objetivo a produção de hidrolisado proteico de *D. brasiliensis* (HPB) por autólise enzimática, com vistas a sua inserção na alimentação aquícola.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Obtenção e conservação dos exemplares

Dendrocephalus brasiliensis foi proveniente da Estação de Piscicultura da Companhia Hidro Elétrica do São Francisco (CHESF), localizada no submédio do rio São Francisco, município de Paulo Afonso, Estado da Bahia, Brasil.

Durante o transporte foram preservadas em gelo seco e posteriormente acondicionadas em freezer, a temperatura de -20 °C.

2.2 Extrato enzimático

A branchoneta foi descongelada e homogeneizada na concentração (1:1) mg/mL (peso/volume) de tecido em água destilada. Sendo utilizado um homogeneizador de tecidos (IKA RW 20 DIGITAL). O extrato bruto obtido foi coletado e refrigerado a -20 °C para ser utilizado nos ensaios enzimáticos.

2.3 Dosagem de proteínas nos extratos brutos

O conteúdo proteico foi obtido a partir da mensuração da absorbância das amostras em espectrofotômetro nos comprimentos de onda da faixa ultravioleta 260 e 280 nm (Warburg e Christian, 1941) usando a equação:

$$[\text{proteína}] \text{ mg/mL} = A_{280\text{nm}} \times 1,5 - A_{260\text{nm}} \times 0,75$$

2.4 Ensaios enzimáticos

As atividades enzimáticas proteolíticas foram realizadas utilizando azocaseína como substrato para atividade proteolítica alcalina total. O N α -benzoil-DL-arginina-*p*-nitroanilida (BAPNA) 8mM como substrato específico para tripsina; N-succinil- alanina-alanina-prolina-fenilalanina-*p*-nitroanilida (SAPNA) 8mM e N-succinil-L-fenilalanina-*p*-nitroanilida (Suc-Phe-*p*-Nan) 8mM como substratos específicos para quimotripsina e leucina-*p*-nitroanilida (Leu-*p*-Nan) 8mM como substrato específico para leucina aminopeptidase.

Os ensaios com os substratos foram realizados em triplicata, a 25°C. O ensaio com substratos específicos consistiu de uma mistura contendo 30 μ L de cada substrato separadamente, 140 μ L de Tris-HCl 0,1 M pH 8,0 e 30 μ L da amostra. O tempo de reação foi de 15 min., e foi previamente estabelecido através de cinética temporal. A mensuração das absorbâncias foram feitas em espectrofotômetro de microplaca (xMarktm BIORAD) a λ 405 nm por 15 minutos para o BAPNA e 10 minutos para os demais substratos. Para a atividade proteolítica alcalina total, uma mistura composta por 50 μ L de uma solução de azocaseína 1% (p/v) em tampão Tris-HCl 0,1 M, pH 8,0, e 30 μ L do extrato bruto de branchoneta foi incubada durante 60 min. a 25°C. Em seguida, a reação foi interrompida com a adição de 240 μ L de ácido tricloroacético (TCA) 10%. Após a adição do ácido esperou-se 15 minutos para centrifugar a mistura a 8.000 x g. por 5 minutos. Após a centrifugação, 70 μ L do sobrenadante foi adicionado à 130 μ L de 1 M NaOH em microplaca. A mensuração da absorbância foi feita em espectrofotômetro de microplaca (xMarktm BIORAD) a λ 450nm (BEZERRA et al., 2005). Em todos os ensaios de atividade enzimática foram realizados controles consistindo de mistura contendo apenas Tris-HCl 0,1 M pH 8,0 e o substrato correspondente a análise. Para avaliar se houve diferença na hidrólise entre as enzimas com seus respectivos substratos os dados gerados foram avaliados através de análise de variância.

No final de cada ensaio as atividades apresentadas pelas enzimas foram divididas pela concentração de proteína do extrato para determinar a atividade específica.

2.5 Preparação do hidrolisado proteico de branchoneta

Os hidrolisados proteicos de branchoneta foram produzidos por autólise enzimática sem ajuste de pH, de acordo com o método desenvolvido por Bezerra (2000) modificado.

As branchonetas foram descongeladas em temperatura ambiente, lavados com água filtrada e posteriormente foram triturados com água destilada em liquidificador industrial. A mistura foi colocada em um becker de vidro em banho-maria, com temperatura de 45°C onde permaneceu por 4 horas submetida a uma pequena agitação contínua para melhorar o contato enzima/substrato. Posteriormente o hidrolisado foi fervido a 100°C, durante 10 minutos, para desativação enzimática. No final do processo ocorreu separação das partes sólida e líquida através de uma peneira com malha de 1 mm². O hidrolisado proteico da branchoneta (HPB) foi acondicionado em recipientes para posteriores análises.

2.6 Determinação do grau de hidrólise

Durante o processo de hidrólise foram colhidas 1 mL de amostras em triplicata nos tempos 0 (branchoneta + água), 10, 20, 30, 60, 90, 120, 150, 180, 210 e 240 minutos, onde ao final de cada coleta as amostras e o restante da solução foram fervidas a 100° C, durante 10 minutos, para desativação enzimática. No total foram coletadas 99 amostras de cada hidrolisado. Concluindo com centrifugação 10.000 giros por 20 min. a 4 °C e liofilizado o sobrenadante.

Foi retirada uma alíquota de 50 µL de cada amostra e adicionado 150 µL de TCA para a precipitação das proteínas, após 15 minutos, as mesmas foram centrifugadas a 8.000 x g por 5 minutos. O sobrenadante das amostras foi retirado e diluído 40 vezes. O mesmo ensaio foi feito com água (substituindo o TCA) que serviu como controle. A absorbância das amostras diluídas foi mensurada nos comprimentos de onda de 260 e 280 nm e a concentração de peptídeos ou proteína foi calculada segundo a metodologia de Warburg e Christian (1941). Com base na concentração de peptídeos TCA solúvel foi

possível então calcular o percentual de proteína hidrolisada em cada tempo da reação, utilizando-se a seguinte fórmula:

[Proteína hidrolisada no tempo X (%)] = $100 \times [(A-B)/C]$, onde:

A = Concentração total de peptídeos no tempo X (amostra + TCA).

B = Concentração total de peptídeos no tempo "0" (amostra tempo 0 + TCA).

C = Concentração total de proteína solúvel no tempo X (amostra + água).

O desenho da curva temporal de hidrólise (tempo x percentual de hidrólise) para cada reação foi feito com base nestes dados. A partir da curva foi realizada uma análise de regressão não linear hiperbólica, utilizando-se o programa estatístico ORIGIN 6.0. Os parâmetros assintóticos obtidos foram os seguintes:

- a) P1 - Percentual Máximo de Hidrólise (PMH), percentual máximo de proteína do substrato que as enzimas dos extratos são capazes de hidrolisar.
- b) P2 - Tempo Médio de Hidrólise Máxima (TMHM), percentual relacionado ao tempo (min.) que a enzima leva para hidrolisar 50% do total que ela poderia hidrolisar.

2.7 Zimograma e eletroforese

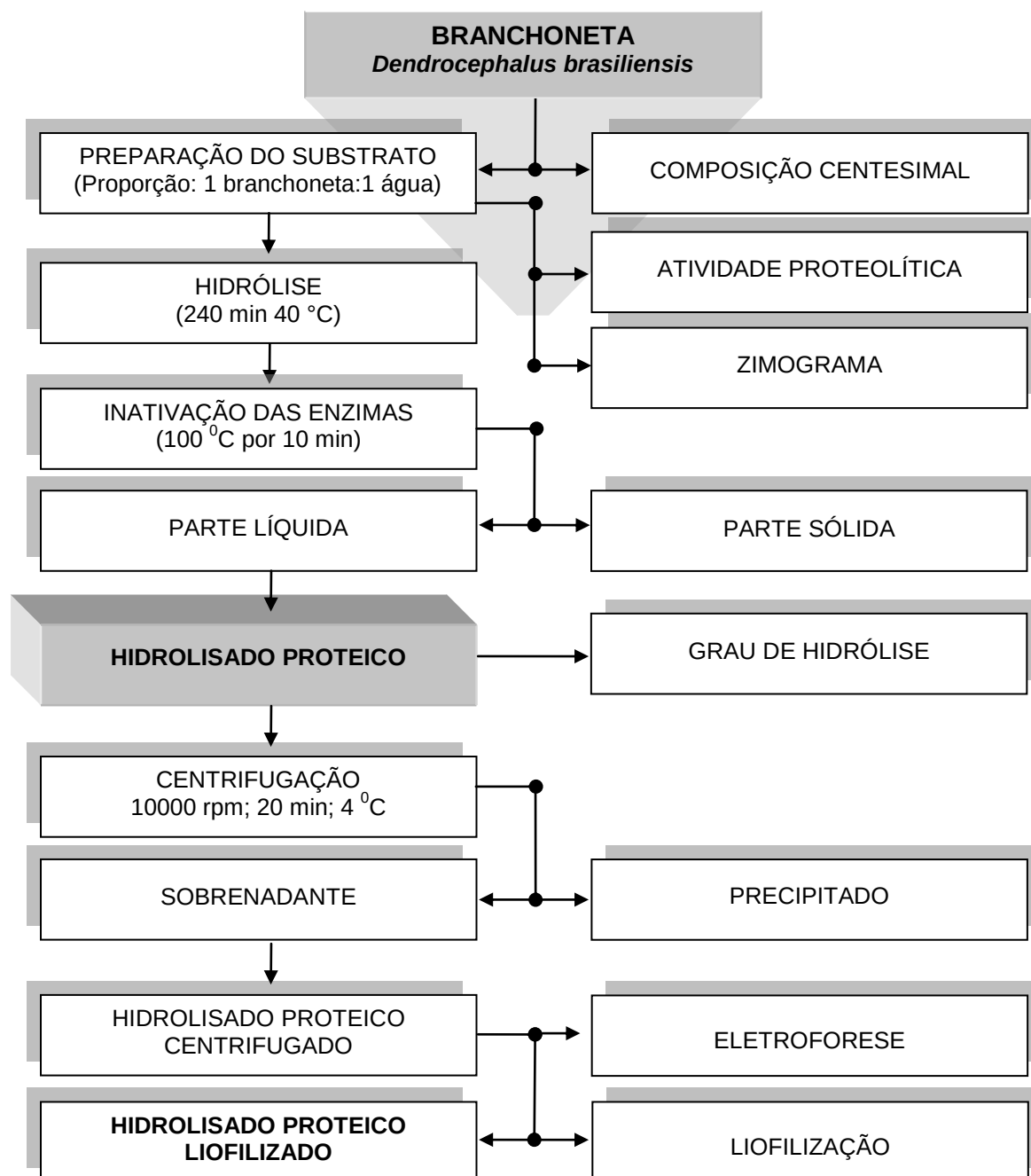
Para a eletroforese (LAEMMLI, 1970) e o zimograma (GARCÍA-CARREÑO; DIMES; HAARD, 1993) foram utilizadas uma alíquota de 100 e 30 µg de proteína, respectivamente do extrato e do hidrolisado proteico nos tempos de 30; 60; 90; 120; 150; 180; 210 e 240 minutos. Para ambos, o gel de concentração de poliacrilamida (SDS-PAGE) foi calculado a 4% e o gel de separação a 14%. O gel foi corado com uma solução composta de 0,01% de azul brilhante de Coomassie, 25% de metanol e 10% de ácido acético e foi descorado em uma solução com a mesma composição, mas desprovida do corante.

Os pesos moleculares da proteína do hidrolisados foram estimados por comparação com um padrão de peso molecular (BIO-RAD) composto por miosina (205 kDa), B-galactosidase (116 kDa), fosforilase b (97 kDa), transferrina (80 kDa), BSA (66 kDa), glutamato dihidrogenase (55 kDa), ovalbumina (45 kDa), anidrase carbônica (30 kDa) e inibidor de tripsina (21 kDa).

2.8 Análise bromatológica, composição de aminoácidos, ácidos graxos e colesterol

As análises da composição centesimal foram realizadas no Laboratório de Experimentação e Análises de Alimentos (LEAAL), Departamento de Nutrição da Universidade Federal de Pernambuco segundo os métodos utilizados pela AOAC. A composição de aminoácidos, ácidos graxos (AG) e colesterol dos hidrolisados proteicos de branchoneta foram realizadas no Laboratório da CBO Assessoria e Análises (Campinas-SP). Foram mensurados os teores de umidade, carboidratos, proteína bruta, extrato etéreo, cinzas, fibra, valor calórico, aminoácidos essenciais (histidina, isoleucina, leucina, lisina, metionina, fenilalanina, treonina, triptofano e valina), aminoácidos não essenciais (tirosina, glicina, serina, arginina, alanina, prolina e cistina), ácidos graxos insaturados, saturados e colesterol. Todas as etapas de produção do hidrolisado proteico da branchoneta, bem como as metodologias aplicadas após a produção encontram-se descritas no gráfico 14.

Gráfico 14 - Fluxograma das etapas de produção do hidrolisado proteico de *Dendrocephalus Brasiliensis*.



3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O hidrolisado proteico de branchoneta (HPB) foi produzido por autólise com o animal inteiro, maximizando o aproveitamento de suas proteínas e proteases. Segundo Haard (1998) glândulas do intestino médio de invertebrados marinhos contendo grande quantidade de carbo e aminopeptidases, podem ser aproveitadas em hidrolisados proteicos.

O extrato elaborado para a produção do HPB foi avaliado mediante análise das atividades proteolíticas total utilizando substrato inespecífico azocaseína e das atividades proteolíticas específicas, utilizando os substratos específicos, BAPNA, SAPNA, Leu-p-Nan e Suc-phe-p-Nan. As atividades proteolíticas do extrato bruto de *D. brasiliensis*, utilizando substratos específicos e inespecíficos foram mensuradas e estão representadas na tabela 07.

Tabela 07 - Atividades proteolíticas das enzimas endógenas presentes no extrato de *Dendrocephalus brasiliensis*.

Ensaio	Substrato	Atividade
Inespecíficos (U.mg ⁻¹)	Azocaseína	1,70 ± 0,01
Específicos (mU.mg ⁻¹)	BAPNA	0,79 ± 0,01
	Leu-p-Nan	0,66 ± 0,01
	Suc-phe-p-Nan	0,08 ± 0,01
	SAPNA	0,07 ± 0,00

Resultados diferentes foram encontrados em extratos brutos de hepatopâncreas de camarões. As espécies *Farfantepenaeus paulensis*, *F. subtilis* e *Litopenaeus vannamei* obtiveram atividade proteolítica total de 6,49±0.20 mU.mg⁻¹ (BUARQUE et al., 2009), 12,20±0.63 mU.mg⁻¹ (BUARQUE et al., 2010), e 1,73±0,15 U.mg⁻¹ (NASCIMENTO JÚNIOR et al., 2010), respectivamente. Essas diferenças justificam-se por se tratarem de diferentes crustáceos com hábitos alimentares diferenciados. Ainda que fossem a mesma espécie a sazonalidade influenciaria no perfil das proteases (BENJAKUL; MORRISSEY, 1997; KRISTINSSON; RASCO, 2000a).

A atividade de tripsina do extrato bruto de *D. brasiliensis* apresentou-se maior quando comparada ao SAPNA, o que evidencia uma menor atividade de quimotripsina. No entanto, o Leu-p-Nan, apresentou atividade inferior ao BApNA, mas superior ao SApNA, demonstrando a atividade da aminopeptidase. Buarque et al. (2009; 2010) verificaram maiores atividades com SApNA e BApNA para *F. paulensis* e *F. subtilis*, respectivamente. Estas proteases são de grande importância, segundo Garcia-Carreño e Del Toro (1997) a tripsina e a quimotripsina são endoproteases, ou seja, clivam as ligações peptídicas dentro da proteína, e as aminopeptidases são exoproteases, clivam resíduos de aminoácidos na extremidade da proteína. Li, Youravong e Kittikun (2010) salientam que maior grau de hidrólise pode ocorrer combinando endo e exo-proteases.

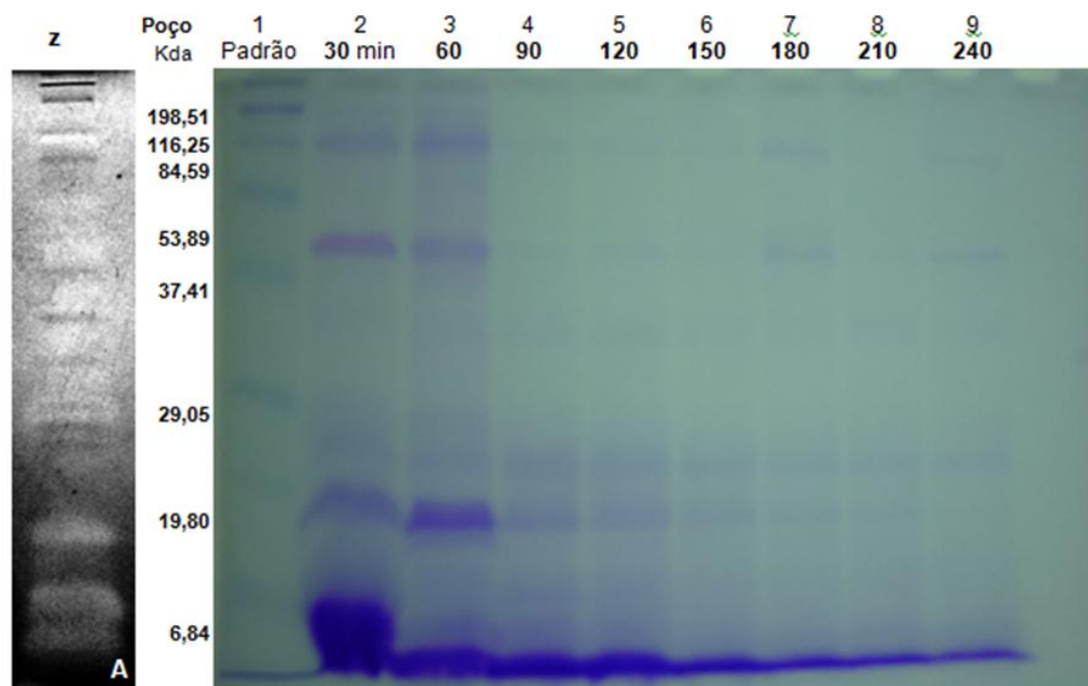
De acordo com Garcia-Carreño, Hernández-Cortés e Haard (1994) a tripsina é uma enzima ubíqua no sistema digestório de crustáceos, seguida da quimotripsina, considerando a quantidade de atividade. A tripsina cliva as ligações peptídicas no lado carboxila de resíduos de aminoácidos carregados positivamente como arginina e lisina. A quimotripsina catalisa mais eficientemente a hidrólise de ligações peptídicas de proteínas na porção carboxila de aminoácidos aromáticos como: fenilalanina, tirosina e triptofano (KLOMKLAO et al., 2007). Aminopeptidases são as principais enzimas responsáveis pela liberação de aminoácidos livres e pequenos peptídeos (GONZALES; ROBERT-BAUDOUY, 1996). Alguns aminoácidos livres são responsáveis pela atratividade na alimentação de peixes (KASUMYAN; MORSI, 1996; KASUMYAN; NIKOLAEVA, 2002; KASUMYAN; DØVING, 2003). Sendo a branchoneta um alimento atrativo para peixes (LOPES et al., 1998; LOPES; TENÓRIO, 2005), provavelmente por apresentar atividade por leucina-aminopeptidase.

Após análise da atividade enzimática foi realizado zimograma para observar o perfil de proteases que atuam no extrato da branchoneta. A Fotografia (6-A) mostra que o zimograma apresentou oito bandas proteolíticas corroborando com as atividades anteriormente mencionadas.

O grau de hidrólise (GH) é um parâmetro temporal utilizado para comparar hidrolisados proteicos entre si. A variação do grau de hidrólise depende da relação E/S, temperatura, pH, tempo, método de avaliação e das

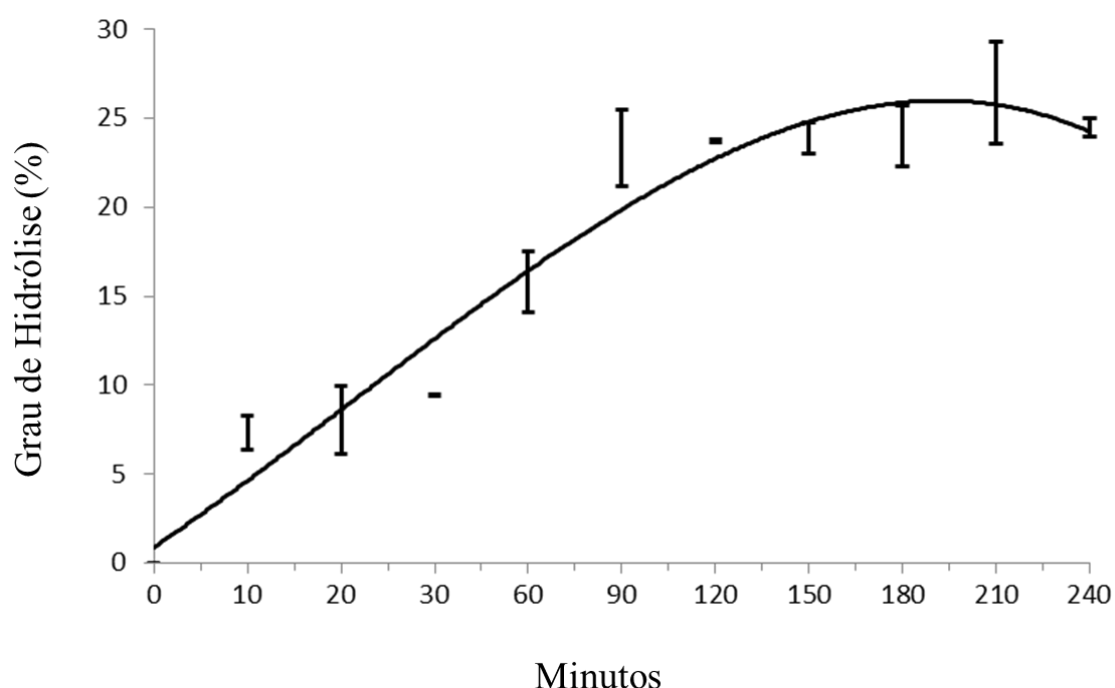
enzimas utilizadas. O perfil do GH do HPB é observado no Gráfico 15. Ao final de 240 minutos o GH obtido foi de 24,52%. Os parâmetros assintóticos PMH e TMHM do HPB foram $26,42 \pm 2,86\%$ e $53,20 \pm 2,96\%$, respectivamente. Ficou evidenciado, que utilizando a concentração E/S (1:1), a partir de 90 minutos o GH se manteve constante. Sendo esse tempo suficiente para a obtenção do produto. Diversos autores encontraram diferentes GH utilizando diversos tipos de substratos e enzimas comerciais principalmente a alcalase, cujo principal componente é a subtilisina A, uma serino-endo-protease com grande especificidade em clivar peptídeos em Gln-His, Ser-His, Leu-Tyr e Tyr-Thr (LI; YOURAVONG; KITTIKUN, 2010). Cao, Zhang e Hong (2008) obtiveram GH de 45,06% no hidrolisado proteico de camarão com suas condições de otimização. Kristinsson e Rasco (2000b), obtiveram 14,08% de GH utilizando extrato de ceco pilórico de *Salmo salar* para hidrolisar músculo do próprio peixe ao término de 180 minutos de hidrólise.

Fotografia 6 – (A) Zimograma em gel de poliacrilamida – SDS-PAGE, No poço Z: extrato de *Dendrocephalus brasiliensis*. (B) Eletroforese em gel de poliacrilamida – SDS-PAGE dos hidrolisados proteicos de *D. brasiliensis*. No poço 1: padrão de peso molecular, nos poços 2-9: hidrolisados de *D. brasiliensis*. Nos tempos de 30-240 minutos, respectivamente.



O efeito da hidrólise enzimática da branconeta está evidenciado pela eletroforese SDS-PAGE (Fotografia 6-A). Percebe-se uma clara relação entre o perfil eletroforético e o grau de hidrólise, o que realmente comprova a hidrólise a partir de 90 minutos, onde é visível a clivagem das proteínas inicialmente com peso molecular em torno de 116,25 KDa em peptídios menores que 19,80 KDa. Após 240 minutos de hidrólise observou-se degradação quase completa das proteínas.

Gráfico 15 - Grau de hidrólise do hidrolisado proteico de *Dendrocephalus brasiliensis*



A tabela 08 mostra a composição dos aminoácidos totais do HPB. O mesmo demonstra ser uma excelente fonte de aminoácidos essenciais, atendendo as necessidades nutricionais de camarões carnívoros e onívoros na fase juvenil e excedendo as recomendações da OMS/FAO (FAO, 1991)

Tabela 08 - Comparação dos aminoácidos totais do hidrolisado proteico de *Dendrocephalus brasiliensis* (HPB) com outros ingredientes usados em alimentos para organismos aquáticos.

Aminoácidos (g.kg ⁻¹)	Hidrolisado ^a	Farinha ^b		Requerimentos de AA juvenis de camarões ^c	
	<i>D. brasiliensis</i>	Peixe	soja	Carnívoros	Onívoros
Essencial					
Histidina	18.95	14,0	12,5	8,5	6,2
Isoleucina	27.67	21,5	17,5	13,1	9,5
Leucina	49.13	37,7	29,1	26,9	19,6
Lisina	59.70	39,8	25,7	28,3	20,6
Metionina	20.32	18,0	4,7	10,4	7,6
Fenilalanina	28.22	18,1	19,1	14,8	10,8
Treonina	17.61	19,9	15,1	18,5	13,4
Triptofano	8.52	3,9	8,0	5,2	3,8
Valina	40.78	25,9	19,0	16,4	11,9
Serina	7.83	-	-	-	-
Arginina	66.58	36,8	30,5	29,8	21,7
Não Essencial					
Tirosina	14.42	-	-	15,0	10,9
Ác. Aspártico	72.66	-	-	-	-
Ác. Glutâmico	114.58	-	-	-	-
Glicina	38.54	-	-	-	-
Alanina	42.82	-	-	-	-
Prolina	27.13	-	-	-	-
Cistina	6.06	-	-	5,2	3,8
Taurina	3.33	-	-	-	-

^a Presente estudo, ^b Halver (1995), ^c FAO (1989).

Os aminoácidos encontra-se em maiores quantidades no hidrolisado da branchoneta quando comparado com os valores apresentado por Halver (1995) para as farinhas de peixe e de soja. E da farinha de resíduos da indústria de filetagem de tilápias (BOSCOLO; FEIDEN; SIGNOR, 2007).

Os aminoácidos encontrados em maiores quantidades foram; ácido glutâmico (114,58 g.Kg⁻¹), ácido aspártico (72,66 g.Kg⁻¹), arginina (66,58 g.Kg⁻¹), lisina (59,70 g.Kg⁻¹), metionina (20,32 g.Kg⁻¹), leucina (49,13 g.Kg⁻¹), alanina (42,82 g.Kg⁻¹) e valina (40, 78 g.Kg⁻¹). Cao et al. (2008) elaborou um hidrolisado proteico de cabeças de camarão marinho *Litopenaens vannamei*, apresentando como aminoácidos mais abundantes os mesmos encontrados no HPB, com exceção do ácido aspártico, nos valores de 82,81; 50,67; 46,21;

48,66; 43,75 e 36,16 mg.g⁻¹ (g.Kg⁻¹), respectivamente. Demonstrando assim, que o HPB apresentou maiores valores, com exceção da alanina.

Metionina e lisina, importantes aminoácidos para peixes e camarões como suplementação de dietas, encontrados principalmente em farinhas de peixe, foram encontrados respectivamente em níveis de maiores que os das farinhas de menhaden e de soja (Tabela 08).

O ácido glutâmico foi encontrado em maior quantidade no HPB. Segundo Lioe, Selamat e Yasuda, (2010) este aminoácido apresenta um gosto umami. Alimentos que apresentam este gosto são preferidos na alimentação animal (MORI; KAWADA; ONO; TORII, 1991; BEAUCHAMP; BARCHMANOV; STEIN, 1998). Segundo López-Cervantes, Sánchez-Machado e Rosas-Rodríguez (2006) alguns aminoácidos livres como alanina, ácido glutâmico e glicina, são responsáveis pelo sabor e odor característicos de produtos. Kasumyan e Morsi (1996) em testes de preferência alimentar, consideraram como aminoácidos altamente atraentes os ácidos glutâmico e aspártico, a alanina e a prolina, para o peixe *Cyprinus carpio*, aminoácidos estes que se destacaram na composição do HPB.

A branchoneta é utilizada, como alimento vivo, na alevinagem de espécies carnívoras do rio São Francisco, pela Estação de Piscicultura da CHESF, sendo considerada um alimento atrativo (LOPES et al., 1998; LOPES; TENÓRIO, 2005), que proporciona altos índices de sobrevivência e crescimento (LOPES; PONTES; ARAÚJO, 2006; LOPES; SANTOS NETO, 2006).

Tenório et al. (2006) testando dietas com zooplâncton e branchoneta, inseridos na composição de rações para *Lophiosilurus alexandri* (niquim), peixe de hábito noturno, observaram que somente em condição de estresse houve diferença significativa no crescimento do niquim, apresentando melhor resultado quando alimentado com a ração contendo branchoneta. Isto sugere uma atratividade por este alimento, provavelmente pela elevada quantidade dos ácidos glutâmico e aspártico presentes na composição da branchoneta e que apresentam gosto umami, aliada ao fato de o niquim ser um Siluriformes, ordem que possui o sistema gustatório mais desenvolvido dos vertebrados (HARA, 1992), possuindo muitos botões gustativos sobre os barbilhões e a superfície corpórea (IWAI, 1980).

Nas pesquisas dos sistemas gustativos de peixes e crustáceos, geralmente são utilizados aminoácidos considerados relevantes aos estímulos gustativos (CAPRIO; DERBY, 2008). Em peixes as papilas gustativas são situadas dentro da cavidade oral, faringe, esôfago e brânquias, podendo ocorrer também nos lábios, barbos e barbatanas, e sobre toda a superfície corporal em muitas espécies (KASUMYAN; DØVING, 2003). Receptores de sabor de peixes são altamente sensíveis a aminoácidos livres (MARUI; CAPRIO, 1992). Ogawa e Caprio (2000) enfatizam diferenças entre o gosto e o cheiro de aminoácidos específicos, ao utilizarem uma mistura de glutamato e alanina em testes com *Ictalurus punctatus* (bagre de canal). Para a mesma espécie, Ogawa e Caprio (2010), utilizaram alanina, L-arginina e L-prolina em testes, por terem sido mais estimulantes.

Em crustáceos, sensores químicos do sistema gustativo encontram-se nas pernas, antênulas e aparelho bucal (DERBY; ATEMA, 1982; DERBY, 2000; DERBY et al., 2001; DERBY; SORENSEN, 2008). Nestes animais, os diferentes tipos de neurônios quimiorreceptores têm especificidades sensoriais a um ou vários aminoácidos (GARM et al., 2005). Segundo Derby e Sorensen (2008) aminoácidos e nucleotídeos são os dois maiores conjuntos de moléculas sensíveis aos neurônios quimiorreceptores de crustáceos.

A tabela 09 mostra o escore químico de aminoácidos das proteínas de *D. brasiliensis*, onde os valores obtidos da composição dos aminoácidos foram divididos pelos valores recomendados pela FAO (1989) de acordo com os requerimentos nutricionais de Camarões carnívoros e onívoros na fase juvenil. O resultado permitiu determinar os aminoácidos limitantes em cada fonte de proteína. Uma proteína que apresenta valor de escore químico maior que 1,0 para todos os aminoácidos é considerado de alto valor nutricional, e o aminoácido com escore químico menor que 1,0 é chamado aminoácido limitante.

Tabela 09 - Comparação dos aminoácidos totais do hidrolisado proteico de *D. brasiliensis* (HPB) e outros ingredientes usados em alimentos para organismos aquáticos.

Aminoácidos	Escore químico de aminoácidos					
	Camarões carnívoros (juvenis)			Camarões onívoros (juvenis)		
	HPB ^a	FP ^b	FS ^b	HPB ^a	FP ^b	FS ^b
Histidina	2,2	1,6	1,5	3,1	2,3	2,0
Isoleucina	2,1	1,6	1,3	2,9	2,3	1,8
Leucina	1,8	1,4	1,1	2,5	1,9	1,5
Lisina	2,1	1,4	0,9	2,9	1,9	1,2
Metionina	2,0	1,7	0,5	2,7	2,4	0,6
Fenilalanina	1,9	1,2	1,3	2,6	1,7	1,8
Treonina	1,0	1,1	0,8	1,3	1,5	1,1
Triptofano	1,6	0,8	1,5	2,2	1,0	2,1
Valina	2,5	1,6	1,2	3,4	2,2	1,6
Arginina	2,2	1,2	1,0	3,1	1,7	1,4
Tirosina	1,0	-	-	1,0	-	-
Cistina	1,2	-	-	1,2	-	-

O valor nutritivo de uma proteína depende, sobretudo, de sua capacidade de fornecer aminoácidos, em quantidades adequadas, para suprir as necessidades do organismo. O HPB produzido através de autólise enzimática apresentou valor de escore químico maior que 1,0 para todos os aminoácidos verificando ser de alto valor nutricional. Também mostrou suprir as exigências nutricionais de camarões o que evidencia que este HPB poderá constituir uma boa fonte de proteínas em ração para organismos aquáticos.

Quanto aos teores de lipídeos de *D. brasiliensis* e do HPB foram abaixo do encontrado na farinha de peixe do *National Research Council* - NRC (1993) e dos teores encontrados nos hidrolisados proteicos de *Prionotus punctatus* (ZAVAREZE et al., 2009) e de *Cragon cragon* (SYNOWIECKI; AL-KHATEEB, 2000). O baixo teor de lipídeos do HPB pode estar relacionado ao processo de hidrólise, devido ao processo de centrifugação utilizada em uma das etapas para a elaboração do mesmo. Com baixos teores de lipídios a possibilidade de

haver oxidação é menor, o que proporciona melhor estabilidade no armazenamento do produto (GILDBERG; RAA, 1977; BERAQUET; GALACHO, 1983; CARTONILHO; JESUS, 2011; HERPANDI; ROSMA; WAN NADIAH, 2011).

A composição de ácidos graxos e de colesterol da branchoneta e do HPB consta na Tabela 10. Os conteúdos de ácidos graxos saturados foram de 18,25 e 1,80 g.kg⁻¹, respectivamente para branchoneta e HPB, com predominância dos ácidos palmítico e esteárico. Para os ácidos graxos monoinsaturados os valores foram de 12,31 e 5,03 g.kg⁻¹, com predominância dos ácidos oléico e palmitoléico. Para os conteúdos dos ácidos graxos poliinsaturados foram de 12,72 e 1,77 g.kg⁻¹, respectivamente para a branchoneta e o HPB, com predominância dos ácidos linolênico e linoléico.

Os ácidos graxos essenciais (AGE) exercem grande influência no desenvolvimento de peixes e camarões. O catfish, a truta arco-íris e o salmão do pacífico, por exemplo, requerem na sua alimentação de 0,5 a 1,0; 1,0 e de 1,0 a 2,0% de n3 (NRC ,1993), respectivamente. A tilápia e a carpa-comum e requerem em torno de 1,0% de n6 (NRC, 1993). Os peneídeos requerem ácidos graxos poliinsaturados, fosfolipídeos e esteróis. Shiau (1998) demonstrou que o linoleico (18:2n6), linolênico (18:3n3), eicosapentaenóico (20:5n3, EPA) e docosahexaenóico (22:6n3, DHA) são essenciais para *P. japonicus*, indispensáveis no combate ao estresse e principalmente no desempenho do crescimento.

A tabela 11 mostra a composição centesimal da branchoneta e do HPB. O conteúdo proteico da branchoneta é superior ao da fariinha de resíduos de tilápia (50,37%-56,00%) quando comparado com os resultados apresentados por Boscolo, Feiden e Signor (2007), e ao da farinha de menhaden (NRC, 1993) principal fonte protéica em alimentos para organismos aquáticos. O melhor resultado, da revisão realizada por Boscolo e Freiden (2007), para proteína bruta de silagem de tilápia (54,25%) foi menor do que os valores obtidos com a branchoneta. Entretanto, os mesmos conteúdos foram menores que o do hidrolisado proteico de *Prionotus punctatus* (878,4 g.kg⁻¹) (ZAVAREZE et al, 2009).

Tabela 10 - Comparação da composição dos ácidos graxos de *D. brasiliensis* e seu hidrolisado proteico (HPB).

Ácidos graxos (g.kg ⁻¹)	<i>Dendrocephalus brasiliensis</i>	
	Liofilizado	Hidrolisado
Ácido Butírico	(C4)	0,50
Ác. Capróico	(C6:0)	0,31
Cáprico	(C10)	0,01
Láurico	(C12)	0,06
Ác. Mirístico	(C14:0)	0,48
Ác. Pentadecanóico	(C15:0)	0,44
Ác. Palmítico	(C16:0)	10,71
Ác. Margárico	(C17)	0,83
Ác. Heptadecanóico	(C17:0)	0,24
Ác. Esteárico	(C18:0)	4,49
Ác. Araquídico	(C20:0)	0,05
Ác. Behênico	(C22:0)	0,17
Tricosanoic	(C23:0)	0,02
Ác. Lignocérico	(C24:0)	0,03
Ác. Miristoleico	(C14:1)	0,01
Ác. Palmitoleico	(C16:1)	2,63
Ác. Oléico	(C18:1n9c)	9,56
Ác. cis-Eicosenóico	(C20:1)	0,12
Ác. Erucico	(C22:1n9)	0,01
Ác. Linolêico	(C18:2n6c)	3,10
Ác. Gama Linolênico	(C18:3n6)	0,16
Ác. Linolênico	(C18:3n3)	3,53
Ác. Cis-Eicosadienóico	(C20:2)	0,02
Ác. cis- Eicosatrienóico	(C20-3n3)	0,13
Àc. Cis-Eicosatrienóico	(C20:3n6)	0,13
Ác. Araquidônico (AA)	(C20:4n6)	3,00
Ác. cis-Eicosapentaenóico	(C20:5n3)	2,65
Ác. cis-Docosahexaenóico	(C22:6n3)	0,02
Colesterol		5,06

Quanto à matéria mineral, a branchoneta e o HPB apresentaram valores menores que os das farinhas de peixe de menhaden (190,0 g.kg⁻¹) e valores superiores ao do hidrolisado proteico de peixe 81,2 g.kg⁻¹ (ZAVAREZE et al., 2009). Elevado teor de cinzas, especialmente cálcio, pode reduzir a biodisponibilidade de manganês e zinco na alimentação animal (SPINELLI, 1980).

Tabela 11 - Comparação da composição centesimal e valor calórico de *Dendrocephalus brasiliensis* e de seu hidrolisado, com farinha de peixe, *Artemia* e *Daphnia*.

Análise	<i>Dendrocephalus brasiliensis</i> ^a				Farinha de menhaden ^b (g.kg ⁻¹)	<i>Artemia</i> ^c (%)	<i>Daphnia</i> ^c (%)
	Liofilizado ^a (g.kg ⁻¹)	(%)	Hidrolisado ^a (g.kg ⁻¹)	(%)			
Umid. e Voláteis	48,55	4,85	77,33	7,73	-		
Proteína Bruta	765,60	76,56	796,70	79,67	645,00	61,60	70,10
Extrato Etéreo	43,27	4,33	8,59	0,86	96,00		
Matéria Mineral	102,57	10,26	93,27	9,33	197,00	10,10	
Cálcio	1,56	0,16	3,00	0,30	-		0.21
Fósforo Total	10,98	1,10	11,59	1,16	-		1.46

^a Presente estudo, ^bNRC (1993), ^cLopes et al. 1998.

4. CONCLUSÃO

O HPB produzido por autólise enzimática evidenciou a eficiência proteolítica com grau de hidrólise satisfatório. Demonstrou ser um produto de alto valor proteico, rico em aminoácidos essenciais que pode perfeitamente ser incorporado na formulação de dietas para as espécies de cultivos mais exigentes em alimentos proteicos. Apresentando ainda grandes quantidades de aminoácidos atrativos e com sabor umami, podendo ser usado na intensificação do sabor em rações.

5. REFERÊNCIAS

BEAUCHAMP, G. K.; BACHMANOV, A.; STEIN, L. J. Development and Genetics of Glutamate Taste Preference. OLFACTION AND TASTE XII: AN INTERNATIONAL SYMPOSIUM. **Annals of the New York Academy of Sciences**. v. 855, n. 1, p. 412-416. November 1998. doi: 10.1111/j.1749-6632.1998.tb10600.x. Article first published online: 7 feb 2006.

BENJAKUL, B.; MORRISSEY, M. T. Protein hydrolysates from Pacific whiting solid wastes. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 45, p. 3424-3430, 1997.

BERAQUET, N. J.; GALACHO, S. A. A. Composição, estabilidade e alterações na fração protéica e no óleo de ensilados de resíduos de peixe e de camarão. **Col. ITAL**. v. 13, p. 149-74, 1983.

BEZERRA, R. S. Proteases digestivas no Tambaqui *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1818). Tese, Doutorado em Ciências Biológicas - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2000.

BEZERRA, R. S.; LINS, E. J. F.; ALENCAR, R. B.; PAIVA, P. M. G.; CHAVES, M. E. C.; COELHO, L. C. B. B. Alkaline proteinase from intestine of Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*). **Process Biochemistry**, v. 40, p. 1829-1834, 2005.

BEZERRA, R. S.; SANTOS, J. F.; PAIVA, P. M. G.; CORREIA, M. T. S.; COELHO, L. C. B. B.; VIEIRA, V. L. A. et al. Partial purification and characterization of a thermostable trypsin from pyloric caeca of tambaqui *Colossoma macropomum*. **Journal of Food Biochemistry**, v. 25, n. 3, p. 199-210, 2001.

BEZERRA, R. S.; VIEIRA, V. L.; CARVALHO JR., L. B. Proteases no trato digestivo de peixes. **Biotecnologia, Ciência e Desenvolvimento**, v. 22, p. 46-49, 2001.

BEZERRA, R. S.; DOS SANTOS, J. F.; LINO, M. A. S.; VIEIRA, V. L.; CARVALHO JR, L. B. Characterization of stomach and pyloric caeca proteinases of tambaqui (*Colossoma macropomum*). **J. Food Biochemistry**, v. 24, n. 3, p. 188-199, 2000.

BOSCOLO, W. R.; FEIDEN, A. **Silagem de resíduos da indústria de filetagem de tilápias**. In: BOSCOLO, W.R.; FEIDEN, A. (Ed.) Industrialização de tilápias. Toledo: GSM, 2007. p. 107-119.

BOSCOLO, W. R.; FEIDEN, A.; SIGNOR, A. A. **Farinha de resíduos da indústria de filetagem de tilápias**. In: BOSCOLO, W.R.; FEIDEN, A. (Ed.) Industrialização de tilápias. Toledo: GSM, 2007. p. 88-97.

BUARQUE, D. S.; CASTRO, P. F.; SANTOS, F. M. S.; LEMOS, D.; CARVALHO JR, L. B.; BEZERRA, R. S. Digestive peptidases and proteinases in the midgut gland of the pink shrimp *Farfantepenaeus paulensis* (Crustacea, Decapoda, Penaeidae). **Aquaculture Research**, v. 40, n. 7, p. 861-870, 2009.

BUARQUE, D. S.; CASTRO, P. F.; SANTOS, F. M. S.; AMARAL, I. P. G.; OLIVEIRA, S. M.; ALVES, K. B.; CARVALHO JR, L. B.; BEZERRA, R. S. Digestive proteinases and peptidases in the hepatopancreas of the southern brown shrimp (*Farfantepenaeus subtilis*) in two sub-adult stages. **Aquaculture Nutrition**, v. 16, n. 4, p. 359-369, 2010.

CAO, W.; ZHANG, C.; HONG, P.; HONGWU, J. I. Response surface methodology for autolysis parameters optimization of shrimp head and amino acids released during autolysis. **Food Chemistry**, v. 109, n. 1, p. 176-183, 2008.

CAPRIO J.; DERBY C. D. Aquatic animal models in the study of chemoreception. In: ALLAN, I.; KANEKO, B. A.; SHEPHERD, G. M.; WESTHEIMER, G. (Eds.). **The Senses: A Comprehensive Relerenca**. San Diego: Academic Press, 2008. v. 4, p. 97-134.

CARTONILHO, M. M.; JESUS, R. S. de. Qualidade de cortes congelados de tambaqui cultivado. **Pesq. agropec. bras.** [online], v. 46, n. 4, p. 344-350, 2011. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2011000400002>. Acesso em: 11 set. 2011.

CAVALHEIRO, J. M. O.; SOUZA, E. O.; BORA, P. S. Utilization of shrimp industry waste in the formulation of tilapia (*Oreochromis niloticus* Linnaeus) feed. **Bioresource Technology**, v. 98, n. 3, p. 602-606, 2007.

DABROWSKI, K. The feeding of fish larvae: present “state of the art” and perspectives. **Reproductive Nutritionale Développement**, Paris, v. 24, n. 6 p. 807-833, 1984.

DERBY, C. D. Learning from spiny lobsters about chemosensory coding of mixtures. **Physiol. Behav.**, v. 69, p. 203-209, 2000.

DERBY, C. D.; ATEMA, J. The function of chemo- and mechanoreceptors in lobster (*Homarus americanus*) feeding behaviour. **J. Exp. Biol.**, v. 98, p. 317-327, 1982.

DERBY, C. D.; SORENSEN, P. W. Neural Processing, Perception, and Behavioral Responses to Natural Chemical Stimuli by Fish and Crustaceans. **J. Chem. Ecol.**, v. 34, p. 898-914, 2008.

DERBY, C. D.; STEULLET, P.; HORNER, A. J.; CATE, H. S. The sensory basis to feeding behavior in the Caribbean spiny lobster, *Panulirus argus*. **Mar. Freshw. Res**, v. 52, p. 1339-1350, 2001.

DINIZ, F. M.; MARTIN, M. Hidrolisado Proteico de Pescado. In: OGAWA, M.; MAIA, E. L. (Eds.). **Manual de Pesca: Ciência e tecnologia do pescado**. São Paulo: Ed. Varela, 1999. p. 360-365.

DINIZ, F. M.; MARTIN, A. M. Use of response surface methodology to describe the combined effects of pH, temperature and E/S ratio on the hydrolysis of dogfish (*Squalus acanthias*) muscle. **International Journal of Food Science and Technology**, v. 31, p. 419-426, 1996.

ESPÍNDOLA FILHO, A.; OETTERER, M.; TRANI, P. E.; ASSIS, A. Processamento agroindustrial de resíduos de peixes, camarões, mexilhões e ostras pelo sistema cooperativado. **Revista de Educação Continuada do CRMV-SP**, São Paulo, v. 4, n. 1, p. 52-61, 2001.

FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations. Yearbook of fishery statistics: summary tables. **FAO**, Roma, 1989. Disponível em: <http://www.fao.org>. Acesso em: 04 jun. 2011.

FAO. Protein quality evaluation. Reports of a joint FAO/WHO Expert Consultation. Rome 7 Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Food and Nutrition**, n. 51, p. 1-66, 1991.

FURLAN, E. F.; OETTERER, M. Hidrolisado Protéico de Pescado, *Fish Protein Hydrolysed*. **Revista de Ciência e Tecnologia**, v. 10, n. 19, p. 79-89, 2002.

FURLAN, E. F.; OETTERER, M. Hidrolisado proteico de pescado. **Revista de Ciência & Tecnologia**, Piracicaba, v.10, n.19, p. 79-89, 2002.

GARCÍA-CARREÑO, F. L.; HERNÁNDEZ-CORTÉS, M. P.; HAARD, N. Enzymes with peptidase and protease activity from digestive system of fresh water and marine decapods. **J. Agric. Food Chem.**, n. 42, p. 1442-1456, 1994.

GARCIA-CARREON, F. L.; DEL TORO, M. A. N. Classification of proteases without tears. **Biochemical Education**, v. 25, p. 161-167, 1997. doi: 10.1016/S0307-4412(97)00005-8.

GARCÍA-CARREÑO, F. L.; DIMES, L. E.; HAARD, N. F. Substrate-gel electrophoresis for composition and molecular weight of proteinases or proteinaceous proteinase inhibitors. **Analytical Biochemistry**, v. 214, p. 65-69, 1993.

GARM, A.; SHABANI, S.; HØEG, J. T.; DERBY, C. D. Chemosensory neurons in the mouthparts of the spiny lobsters *Panulirus argus* and *Panulirus interruptus* (Crustacea: Decapoda). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 314, p. 175-186, 2005.

GILDBERG, A.; RAA, J. Properties of propionic acid/formic acid preserved silage of cod viscera. **J. Sci. Food Agric.** v. 28, n. 3, p. 647-53, 1977.

GONCALVES, V. S.; BAPTISTA, I.; COIMBRA, J. The use of fish silage as an ingredient for eel fingerling nutrition. **Aquaculture**, v. 80, n.1-2, p.135-46, 1989

GONZALES, T.; ROBERT-BAUDOUY. Bacterial aminopeptidases: properties and functions. **FEMS. Microbiol. Rev.**, v. 18, n. 4, p. 319-344, 1996.

HAARD, N. F. Speciality enzymes from marine organisms. **Food Technology**, v. 53, n. 7, p. 64-67, 1988.

HALVER, J. E. Use of INFIC data base for amino acid requirement studies. **Journal of Applied Ichthyology**, v. 11, p.129-140, 1995. DOI: 10.1111/j.1439-0426.1995.tb00014.x.

- HARA, T. J. **Fish Chemoreception**. New York : Chapman e Hall., 1992. 373 p.
- HERPANDI, N. H.; ROSMA, A.; WAN NADIAH, W. A. The Tuna Fishing Industry: A New Outlook on Fish Protein Hydrolysates. **Reviews in Food Science and Food Safety [online]**, v. 10, n. 4, p. 195-207, 2011. doi: 10.1111/j.1541-4337.2011.00155.x.
- HEU, M.-S., KIM, J.-S., SHAHIDI, F. Components and nutritional quality of shrimp processing by-products. **Food Chem.**, v. 82, p. 235-242, 2003.
- IWAI, T. Sensory anatomy and feeding of fish larvae. In: ICLARM CONFERENCE, 5th, 1980, Manila, Philippines. Fish behaviour and its use in the capture and culture of fishes: **proceedings**...Manila, p. 124–145, 1980.
- KASUMYAN, A. O.; DØVING, K. B. Taste preferences in fish. **Fish and Fisheries**, v. 4, n. 4, p. 289-347, 2003.
- KASUMYAN, A. O.; MORSI, A. M. KH. Taste Sensitivity of Common Carp *Cyprinus Carpio* to Free Amino Acids and Classical Taste Substances. **Journal of Ichthyology**, v. 36, n. 5, p. 391-403, 1996.
- KASUMYAN, A. O.; NIKOLAEVA, E. V. Comparative Analysis of Taste Preferences in Fishes with Different Ecology and Feeding. **Journal of Ichthyology**, v. 42, n. 2, p. S203-S214, 2002.
- KLOMKLAO, S.; BENJAKUL, S.; VISESSANGUAN, W.; KISHIMURA, H.; SIMPSON, B. K. Purification and characterization of trypsins from the spleen of skipjack tuna (*Katsuwonus pelanis*). **Food Chemistry**, v. 100, n. 4, p. 1580-1589, 2007.
- KRISTINSSON, H. G.; RASCO, B. Hydrolysis of salmon muscle proteins by an enzyme mixture extracted from Atlantic salmon (*Salmo salar*) pyloric caeca. **Journal of Food Biochemistry**, v. 24, p. 177-187, 2000a.
- KRISTINSSON, H. G.; RASCO, B. Kinetics of the hydrolysis of Atlantic salmon (*Salmo salar*) muscle proteins by alkaline proteases and a visceral serine protease mixture. **Process Biochemistry**, v. 36, p. 131-139, 2000b.
- LAEMMLI, U.K. Cleavage of structural proteins during the assembly of the head of Bacteriophage T4. **Nature**, v. 227, p. 680-685, 1970.
- LI, Z. Y.; YOURAVONG, W.; KITTIKUN, A. H. Protein hydrolysis by protease isolated from tuna spleen by membrane filtration: A comparative study with commercial proteases. **LWT - Food Science and Technology**, v. 43, p. 166-172, 2010.
- LIOE, H. N.; SELAMAT, J.; YASUDA, M. Soy Sauce and Its Umami Taste: A Link from the Past to Current Situation. **Journal of Food Science**, v. 75, n. 3, 2010.
- LOPES, J. P.; SILVA, A. L. N.; SANTOS, A. J. G.; TENÓRIO, R. A. Branchoneta uma notável contribuição a larvicultura e alevinagem de peixes carnívoros de água doce. **Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 50, p. 31-34, 1998.

LOPES, J. P.; PONTES, C. S.; ARAÚJO, A. A branchoneta na piscicultura ornamental. **Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 94, p. 33-37, 2006.

LOPES, J. P.; SANTOS NETO, M. A. Piscicultura Ornamental: Estudo Compara o uso da Biomassa da Branchoneta e da Artêmia na Dieta de Acará-bandeira. **Panorama da Aquicultura**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 98, p. 56-59, 2006.

LOPES, J. P.; TENÓRIO, R. A. A Branchoneta (*Dendrocephalus brasiliensis*, Pesta 1921) como Fonte de Alimento para Alevinos de Niquim (*Lophiosilurus alexandri* Steindachner, 1876). **Rev. Nordestina Zool.**, Curitiba, v. 2, p. 33-46, 2005.

LÓPEZ-CERVANTES, J.; SÁNCHEZ-MACHADO, D. I.; ROSAS-RODRÍGUEZ, J. A. Analysis of free amino acids in fermented shrimp waste by high-performance liquid chromatography. **Journal of Chromatography A**, v. 1105, n. 1-2, p. 106-110, 2006.

MARUI T.; CAPRIO J. Teleost gustation. In: HARA, T. J. **Fish Chemoreception**. London: Chapman and Hall, 1992. p. 171-198.

MORI, M.; KAWADA, T.; ONO, T.; TORII, K. Taste preference and protein nutrition and L-amino acid homeostasis in male Sprague-Dawley rats. **Physiology & Behavior**, v. 49, n. 5, p. 987-995, 1991.

NASCIMENTO JUNIOR, C. R. do. et al. Efeitos de probióticos sobre as atividades das enzimas digestórias do hepatopâncreas do camarão marinho *Litopenaeus vannamei*. Embrapa Meio-Norte. In: AQUACIÊNCIA, 2010, Recife. [Anais...]. Aquabio: UFRPE, 2010. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/883703>.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL - NRC. **Nutrient requirements of fish: nutrient requirements of domestic animals**. Washington: National Academy Press. 1993. 117p.

OETTERER, M.; REGITANO-D'ARCE, M. A. B. ; SPOTO, M. H. F. **Fundamentos de Ciência e Tecnologia de Alimentos**. 1^a ed. Barueri: Manole, 2006. v. 1. 611 p.

OGAWA, K.; CAPRIO, J. Glossopharyngeal Taste Responses of the Channel Catfish to Binary Mixtures of Amino Acids. **Chem. Senses**, v. 25, p. 501-506, 2000.

OGAWA, K.; CAPRIO, J. Major Differences in the Proportion of Amino Acid Fiber Types Transmitting Taste Information From Oral and Extraoral Regions in the Channel Catfish. **J. Neurophysiol**, v. 103, p. 2062-2073, 2010. doi:10.1152/jn.00894.2009.

PASUPULETI, V. K.; BRAUN, S. State of the art manufacturing of protein hydrolysates. In: PASUPULETI, V. K.; DEMAINE, A. L. (Eds.). **Protein hydrolysates in biotechnology**. New York: Springer Dordrec, 2010.

SHIAU, SHI-YEN. Nutrient requirements of penaeid shrimps. **Aquaculture**, v. 164, p. 77–93, 1998.

SILVA, J. F. et al. Purification and partial characterisation of a trypsin from the processing waste of the silver mojarra (*Diapterus rhombeus*). **Food Chemistry**, v. 129, p. 777-782, 2011.

SIRINGAN, P.; RAKSAKULTHAI, N.; YONGSAWATDIGUL, J. Autolytic activity and biochemical characteristics of endogenous proteinases in Indian anchovy (*Stolephorus indicus*). **Food Chemistry**, v. 98, p. 678-684, 2006.

SPINELLI, J. Unconventional Feed Ingredients for Fish Feed in FAO United Nations Development Programme. Food and Agriculture Organization of the United Nations. **Fish Feed Technology**, Rome, cap. 12, 1980. Disponível em: <http://www.fao.org/docrep/X5738E/x5738e0d.htm>. Acesso em: 10 dez. 2011.

SYNOWIECKI, J.; AL-KHATEEB, N. A. A. Q. The recovery of protein hydrolysate during enzymatic isolation of chitin from shrimp *Cragon Cragon* processing discards. **Food Chemistry**, v. 68, p.147-152, 2000.

TENÓRIO, R. A. et al. Crescimento do Niquim (*Lophiosilurus alexandri* Steindachner 1876) em Diferentes Condições de Luminosidade e Tipos de Alimentos. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 28, n. 4, p. 305-309, 2006. doi:10.4025/actascibiolsci.v28i4.160.

WARBURG, O.; CHRISTIAN, W. Isolierung und kristallisation des garungs ferments enolasc. **Biochemical Zeitschrift**, v. 310, p. 384-421, 1941.

ZAVAREZE, E. R.; SILVA, C. M.; MELLADO, M. S.; PRENTICE-HERNÁNDEZ, C. Funcionalidade de hidrolisados proteicos de cabrinha (*prionotus punctatus*) obtidos a partir de diferentes proteases microbianas. **Quím. Nova**, v. 32, n. 7, p. 1739-1743, 2009.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante dos resultados obtidos ficou comprovado o potencial da branchoneta como organismo filtrador controlador *top-down* de fitoplâncton. Pois, mesmo com o aumento dos níveis de nitrogênio e fósforo na água, ocorrido provavelmente pelos excrementos da branchoneta e caracterizando um ambiente propício a reprodução de microalgas, houve diminuição da população fitoplanctônica, inclusive cianobactérias, que foram filtradas em grandes quantidades.

Durante todo o ciclo infradiano não houve aumento do nível do estado trófico da água, no que se refere aos níveis de nitrogênio e fósforo. Em relação aos níveis de clorofila *a* e de microalgas houve melhoria do estado trófico da água.

Em relação ao conteúdo proteico da branchoneta foi verificado que o seu hidrolisado proteico apresentou um balanceamento de aminoácidos que atende as exigências nutricionais das espécies aquícolas, sendo uma das melhores fontes proteicas para a aquicultura. A espécie também é rica em ácido glutâmico, que permite um gosto umami, sendo isto importante por tornar o alimento atrativo.