

ISSN 1678-2305

SÉRIE CIÊNCIA APTA

Boletim do INSTITUTO de PESCA

VOLUME 34

NÚMERO 1

2008

REVISTA CIENTÍFICA DE PESCA, AQUICULTURA E LIMNOLOGIA
SCIENTIFIC JOURNAL OF FISHERIES, AQUACULTURE AND LIMNOLOGY

INSTITUTO DE PESCA
São Paulo - SP - Brasil



Governo do Estado de São Paulo
Secretaria de Agricultura e Abastecimento
Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios
Instituto de Pesca

Governador do Estado
José Serra

Secretário de Agricultura e Abastecimento
João de Almeida Sampaio Filho

Secretário Adjunto
Antonio Júlio Junqueira de Queiróz

Chefe de Gabinete
Antonio Vagner Pereira

Coordenador da Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios
João Paulo Feijão Teixeira

Diretor do Instituto de Pesca
Edison Kubo

ISSN 1678-2305

SÉRIE CIÊNCIA APTA

Boletim do INSTITUTO DE PESCA

REVISTA CIENTÍFICA DE PESCA, AQUICULTURA E LIMNOLOGIA
SCIENTIFIC JOURNAL OF FISHERIES, AQUACULTURE AND LIMNOLOGY

INSTITUTO DE PESCA
São Paulo - SP - Brasil

B. INST. PESCA - SP - v. 34 - n. 1 - p. 1-179 - 2008

BOLETIM DO INSTITUTO DE PESCA - v. 1 (1971) - São Paulo - SP
Instituto de Pesca, 1971
(Série Ciência APTA)

ISSN 0046-9939

Não publicado em 1997.

Periodicidade: irregular

A partir do v. 26, n. 1, 2000, faz parte da
Série Ciência APTA, da SAA/APTA

1. Pesca, Aquicultura, Limnologia - Periódico. I. São Paulo.
Secretaria de Agricultura e Abastecimento.
Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios.
II. São Paulo. Instituto de Pesca.

CDD 551.48

OS ARTIGOS PUBLICADOS NO *BOLETIM DO INSTITUTO DE PESCA*
SÃO INDEXADOS OU RESUMIDOS POR:

Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts (ASFA)
Zoological Record

Tiragem: 300 exemplares

Solicita-se permuta. / *Exchange desired.*

Instituto de Pesca
Centro de Comunicação e Transferência do Conhecimento
Av. Francisco Matarazzo, 455
Água Branca - CEP: 05001-900
São Paulo - SP
Fones: (11) 3871-7536; (11) 3871-7530
e-mail: instituto@pesca.sp.gov.br
página: www.pesca.sp.gov.br

Conselho Editorial da Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios

César Roberto Leite da Silva (*Instituto de Economia Agrícola*)
Elaine Fender de Andrade Talmelli (*Instituto de Pesca*)
Ivani Pozar Otsuk (*Instituto de Zootecnia*)
Márcia Maria Rebouças (*Instituto Biológico*)
Nelson José Beraquet (*Instituto de Tecnologia de Alimentos*)
Oliveiro Guerreiro Filho (*Instituto Agrônômico*)

Comitê Editorial do Instituto de Pesca

Gestão 2002-2007

Coordenador: Elaine Fender de Andrade Talmelli
Membros: Antônio Olinto Ávila da Silva
Márcia Santos Nunes Galvão
Maria de los Angeles Gasalla
Paula Maria Gênova de Castro

Gestão 2007-2009

Coordenador: Marcus Henrique Carneiro
Membros: Claudia Maris Ferreira
Maria Teresa Duarte Giamas
Paula Maria Gênova de Castro
Rose Meire Vidotti

Revisores científicos para este número

Instituto de Pesca

Eduardo Makoto Onaka
Gláucio Gonçalves Tiago
Hélcio Luis de Almeida Marques
Helenice Pereira de Barros
Marcelo Barbosa Henriques

Outras Instituições

Alberto Jorge Pinto Nunes (*Universidade Federal do Ceará - Fortaleza - CE*)
Antonio Carlos Sant'Ana Diegues (*Universidade de São Paulo - São Paulo - SP*)
Antonio Ostrensky Neto (*Universidade Federal do Paraná - Curitiba - PR*)
Claudia Portes Santos Silva (*Fundação Oswaldo Cruz - Rio de Janeiro - RJ*)
Danilo Giroldo (*Fundação Universidade Federal do Rio Grande - Porto Alegre - RS*)
Dário de Araújo Lima (*Fundação Universidade Federal do Rio Grande - Porto Alegre - RS*)
Delma Machado Cantisani Pádua (*Universidade Católica de Goiás - Goiânia - GO*)
Deusinete de Oliveira Tenório (*Universidade Federal de Pernambuco - Recife - PE*)
Elpidio Beltrame (*Universidade Federal de Santa Catarina - Florianópolis - SC*)
Ernesto Hofer (*Fundação Oswaldo Cruz - Rio de Janeiro - RJ*)
Francisco Javier Hernandez Blazquez (*Universidade de São Paulo - São Paulo - SP*)
George Nilson Mendes (*Universidade Federal de Pernambuco - Recife - PE*)
Gilberto Caetano Manzoni (*Universidade do Vale do Itajaí - Itajaí - SC*)
Joaber Pereira Junior (*Fundação Universidade Federal do Rio Grande - Porto Alegre - RS*)
João Donato Scorvo Filho (*Polo Regional do Leste Paulista - Monte Alegre do Sul - SP*)
Jose do Patrocínio Hora Alves (*Universidade Federal de Sergipe - São Cristóvão - SE*)
José Zanon de Oliveira Passavante (*Universidade Federal de Pernambuco - Recife - PE*)
Lucelia Donatti (*Universidade Federal do Paraná - Curitiba - PR*)
Luiz Edivaldo Pezzato (*Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - Botucatu SP*)
Marco Antonio Igarashi (*Universidade Federal do Ceará - Fortaleza - CE*)
Marcos Bastos Pereira (*Universidade do Estado do Rio de Janeiro - Rio de Janeiro - RJ*)
Maria da Graça Gama Melão (*Universidade Federal de São Carlos - São Carlos - SP*)
Masayoshi Ogawa (*Universidade Federal do Ceará - Fortaleza - CE*)
Norma Segatti Hahn (*Universidade Estadual de Maringá - Maringá - PR*)
Paulo Ricardo Pezzuto (*Universidade do Vale do Itajaí - Itajaí - SC*)
Paulo Sérgio Ceccarelli (*IBAMA - Pirassununga - SP*)
Rodrigo Roubach (*Secretaria Especial de Aqüicultura e Pesca - Brasília - DF*)
Rogério Caetano da Costa (*Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - Bauru - SP*)
Ronaldo Olivera Cavalli (*Fundação Universidade Federal do Rio Grande - Porto Alegre - RS*)
Rosebel Cunha Nalesso (*Universidade Federal do Espírito Santo - Vitória - ES*)
Sergio de Oliveira Lourenço (*Universidade Federal Fluminense - Niteroi - RJ*)
Sergio Nascimento Duarte (*Universidade de São Paulo - São Paulo - SP*)
Wilson Massamitu Furuya (*Universidade Estadual de Maringá - Maringá - PR*)
Wilson Rogério Boscolo (*Universidade Estadual do Oeste do Paraná - Toledo - PR*)

Editor-chefe

Elaine Fender de Andrade Talmelli (2002-2007)
Marcus Henrique Carneiro (2007-2009)

Gerenciamento de Informática

Rodrigo Monteiro Diniz Junqueira

Revisor de Vernáculo

Márcia Navarro Cipólli

Editoração Eletrônica

Marcelo Ricardo de Souza

Distribuição e Divulgação

Centro de Comunicação e Transferência do Conhecimento
Núcleo de Informação e Documentação

BOLETIM DO INSTITUTO DE PESCA

Revista Científica de Pesca, Aqüicultura e Limnologia
Scientific Journal of Fisheries, Aquaculture and Limnology

V. 34

n. (1)

2008

CONTEÚDO / CONTENTS*Artigos Científicos*

Perdas de sementes de mexilhões *Perna perna* (L., 1758), cultivados na Baía Norte - Ilha de Santa Catarina/SC

Loss of Perna perna mussel seeds (L., 1758), cultivated in North Bay - Santa Catarina Island/SC - Brazil

Andréa Ricetti Cochôa e Aimê Rachel Magenta Magalhães01-10

Protocolo de identificação e quantificação de bucefalose (enfermidade laranja) em mexilhões *Perna perna*
Protocol of identification and quantification of bucephalosis (orange disease) in the mussel Perna perna

Patrícia Garcia e Aimê Rachel Magenta Magalhães11-19

Respostas planctônica e bentônica a diferentes fertilizações no cultivo do camarão *Farfantepenaeus subtilis*
(Pérez-Farfante, 1967)

Planktonic and bentonic responses to different fertilizations in the Farfantepenaeus subtilis (Pérez-Farfante, 1967) shrimp culture

Werlanne Mendes de Santana; Albino Leal; Werlayne Mendes de Santana; Maria Zita Lúcio; Patrícia Fernandes de Castro; Eudes de Souza Correia21-27

Qualidade da água e composição fitoplanctônica de um viveiro de piscicultura utilizado para fins de pesca esportiva e irrigação

Water quality and phytoplankton composition in a sportsfishery and irrigation pond

Giuliana Berchieri Lachi e Lucia Helena Sipaúba-Tavares29-38

Recuperation of *Nodipecten nodosus* scallop spats (Linnaeus, 1758) after different periods of permanence in laboratory and in the sea

Recuperação de pré-sementes da vieira Nodipecten nodosus (Linnaeus, 1758) após diferentes períodos de permanência no laboratório e no mar

Simone Sühnel; Francisco José Lagreze Squella; Jaime Fernando Ferreira39-47

Bacterial density and coliform organisms in waters and oysters of Paranaguá estuarine complex, Paraná, Brazil

Densidade bacteriana e organismos coliformes em águas e ostras do complexo estuarino de Paranaguá, Paraná, Brasil

Hedda Elisabeth Kolm and Theresinha Monteiro Absher49-59

Eficácia do paration metílico e do extrato aquoso de folhas secas de nim no controle de *Anacanthorus penilabiatus* (Monogenoidea) em pacu (*Piaractus mesopotamicus*)

Efficacy of the methyl parathion and the aqueous extract of dry neem leaves in the control of Anacanthorus penilabiatus (Monogenoidea) in pacu (Piaractus mesopotamicus)

Claudinei da Cruz; Joaquim Gonçalves Machado Neto; Rodrigo Yudi Fujimoto; Matheus Nicolino Peixoto Henares; Daniela Avilez Duó61-69

(Continua.)

BOLETIM DO INSTITUTO DE PESCA

Revista Científica de Pesca, Aqüicultura e Limnologia
 Scientific Journal of Fisheries, Aquaculture and Limnology

V. 34

n. (1)

2008

CONTEÚDO / CONTENTS

(continuação)

Crescimento da prodissoconcha de ostras do gênero *Crassostrea* Sacco, 1897 (Bivalvia, Ostreidae)
Prodissoconch growth of oysters Crassostrea Sacco, 1897 (Bivalvia, Ostreidae)

Susete Wambier Christo e Theresinha Monteiro Absher71-77

Produção da tilápia tailandesa *Oreochromis niloticus*, estocada em diferentes densidades em tanques-rede de pequeno volume instalados em viveiros de piscicultura povoados ou não com a mesma espécie
Production of thailand tilapia Oreochromis niloticus, stocked at different stocking densities in small cages placed in fish farm ponds populated with the same specie and not populated

Patrícia de Paiva; Cleide Schmidt Romeiro Mainardes-Pinto; José Roberto Verani; Alexandre Livramento da Silva79-88

Population dynamic and reproduction of *Artemesia longinaris* (Decapoda, Penaeidae) in Rio de Janeiro State, South-Eastern Brazil

Dinâmica populacional e reprodução de Artemesia longinaris (Decapoda, Penaeidae) no Estado do Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil

Ximena Ester Guajardo Semensato and Ana Paula Madeira Di Benedetto89-98

Controle biológico de *Dolops carvalhoi* (Crustacea:Branchiura) em juvenis de pacu (*Piaractus mesopotamicus*)
Biological control of Dolops carvalhoi (Crustacea:Branchiura) in pacu juveniles (Piaractus mesopotamicus)

Lara Wichr Genovez; Fabiana Pilarski; Róberson Sakabe; Maurício Pires do Amaral Marques; Flávio Ruas de Moraes99-105

O papel da modernidade no rompimento da tradição: As políticas da SEAP como dissolução do modo de vida da pesca artesanal

The role of modernity in the disruption of the tradition: The policies of the SEAP as dissolution in the way of life of artisanal fishery

Sandro Augusto Teixeira de Mendonça e Norma Felicidade Lopes da Silva Valencio107-116

Análise de efluente e histologia da pele, fígado e rim de pacus (*Piaractus mesopotamicus*) suplementados com cromo trivalente

Analysis of effluents and histology of skin, liver and kidney the of pacus (Piaractus mesopotamicus) supplemented with trivalent chromium

Rodrigo Yudi Fujimoto; Claudinei da Cruz; Flávio Ruas de Moraes117-124

Notas Científicas

Uso de bandejas de alimentação na fase de engorda do camarão-da-amazônia, *Macrobrachium amazonicum* (Heller, 1862)

Use of feeding trays on grow-out phase amazon river prawn, Macrobrachium amazonicum (Heller, 1862)

Bruno de Lima Preto; Gustavo Maciel Pizzato; Wagner Cotroni ValLenti125-130

(Continua.)

BOLETIM DO INSTITUTO DE PESCA

Revista Científica de Pesca, Aqüicultura e Limnologia
Scientific Journal of Fisheries, Aquaculture and Limnology

V. 34

n. (1)

2008

CONTEÚDO / CONTENTS

(continuação)

Metodologia de amostragem de solo para a determinação do potencial redox em viveiros de cultivo de água doce e salgada

Redox potential in freshwater and seawater culture ponds: determination methodology behavior

Maurício Lehmann e Luis Vinatea131-140

Efeito do uso de diferentes quantidades de substratos artificiais na engorda do camarão marinho *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931), em sistema de cultivo semi-intensivo

Effect of different quantities of artificial substrates on shrimp Litopenaeus vannamei (Boone, 1931) grow out, in semi-intensive culture system

José Antonio Domingos e Luis Vinatea141-150

Suplementação da enzima fitase e o desempenho e retenção mineral em juvenis de jundiá (*Rhamdia quelen*)

Phytase enzyme supplementation on performance and mineral retention in bones of silver catfish juveniles (Rhamdia quelen)

Cleber Bastos Rocha; Juvêncio Luís Osório Fernandes Pouey; Paulo Rodinei Soares Lopes; Dariane Beatriz Schoffen Enke; Eduardo Gonçalves Xavier151-157

Uso de hidróxido de cálcio no controle de vibrionáceas em viveiros de cultivo do camarão *Litopenaeus vannamei* em Santa Catarina

Control of Vibrio sp. using calcium hydroxide in pond of shrimp (Litopenaeus vannamei) culture in Santa Catarina

José Luiz Pedreira Mouriño; Celso Carlos Buglione Neto; Felipe do Nascimento Vieira; Cristina Ramirez; Walter Quadros Seiffert; Maurício laterça Martins; Fabiola Santiago Pedrotti; Rodrigo Schweitzer159-162

Impacto das atividades de aqüicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas – relato de caso

Aquaculture impact and treatment systems of effluents with aquatic macrophytes

Gustavo Gonzaga Henry-Silva e Antonio Fernando Monteiro Camargo163-173

Relato de Caso

Ocorrência do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca; Bivalvia; Mytilidae), no trato digestivo do armal *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1821) (Siluriformes; Doradidae), do Rio Paraná, São Paulo, Brasil

Occurrence of the golden mussel Limnoperna fortunei (Dunker, 1857) (Mollusca; Bivalvia; Mytilidae), in the digestive tract of "armal" Pterodoras granulosus (Valenciennes, 1821) (Siluriformes; Doradidae), of the Paraná River, Saint Paul State, Brazil

Harry Vermulm Junior e Maria Teresa Duarte Giamas175-179

PERDAS DE SEMENTES DE MEXILHÕES *Perna perna* (L., 1758), CULTIVADOS NA BAÍA NORTE - ILHA DE SANTA CATARINA/SC

Andréa Ricetti COCHÔA ^{1*} e Aimê Rachel Magenta MAGALHÃES ²

RESUMO

Este estudo objetivou quantificar as perdas de sementes (jovens mexilhões) no cultivo e discutir as principais causas, especialmente as ocasionadas por predadores e parasitas. O experimento ocorreu na Praia da Ponta do Sambaqui, no período de dezembro de 2004 a agosto de 2005. Foram confeccionadas 54 cordas de mexilhões, contendo 600 sementes cada. Metade das cordas foi disposta em um espinhel de cultivo e protegidas com malha de traineira, sendo mensalmente retirada essa proteção de três delas. As outras 27 cordas permaneceram em um tanque-rede. Por mês, eram coletadas três cordas de cada tratamento e feitas as contagens. Foram fixadas amostras de 30 animais de cada tratamento, sendo realizados procedimentos clássicos de histologia, com coloração HE. A salinidade e temperatura da água do mar foram medidas, respectivamente, de forma semanal e diária. As sementes das cordas no espinhel sofreram intensa predação no verão. Nos meses seguintes não houve diferença significativa na perda de animais entre os 2 tratamentos. Os mexilhões *Perna perna* jovens são mais vulneráveis ao ataque dos predadores que indivíduos adultos. Além da predação, podem ser causas de perdas questões relacionadas às técnicas de manejo e excesso de sementes por corda. A prevalência do trematódeo *Bucephalus* sp. foi baixa (5,11%), não havendo relação direta com as perdas observadas.

Palavras-chave: mexilhão, *Perna perna*, perda, predação, histologia, *Bucephalus* sp.

LOSS OF *Perna perna* MUSSEL SEEDS (L., 1758), CULTIVATED IN NORTH BAY - SANTA CATARINA ISLAND/SC - BRAZIL

ABSTRACT

This study had the objective of quantifying seed loss in the culture of young mussels as well as discussing the main causes of this loss, especially that derived from predators and parasites. The experiment was carried out in Ponta do Sambaqui beach, between December of 2004 and August of 2005. Fifty four mussel ropes were prepared, containing 600 seeds/m each. Half the ropes were disposed in a long line and protected with fishing net. This protection was removed from three of them every month. The other 27 ropes remained in a net-tank. Every month three ropes from each treatment were collected and the mussels counted. Thirty animals from each treatment were fixed and classical histology procedures were carried out, with stain HE. The salinity and the water temperature of the sea were measured weekly and diary, respectively. The seeds from the ropes of the long line suffered intense predation in the summer. In the following months there was no significant difference in the loss of animals between both treatments. The young *Perna perna* mussels are more vulnerable to predators than adult individuals. Besides predation, questions related with handling techniques and the excess of seeds in each rope can be causes for loss of animals. The prevalence of the trematode *Bucephalus* sp. was low (5.11%), there was no directly relation with the observed losses.

Key words: mussel, *Perna perna*, loss, predation, histology, *Bucephalus* sp.

Artigo Científico: Recebido em: 29/03/2006; Aprovado em: 21/08/2007

¹ Curso de Pós-graduação em Aqüicultura, CCA, UFSC, Florianópolis, SC, Brasil.
E-mail: andrea_cochoa@yahoo.com.br

² Departamento de Aqüicultura, CCA, UFSC, Florianópolis, SC, Brasil.
E-mail: rachel@cca.ufsc.br

Endereço/Address: Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Aqüicultura - Rodovia Ademar Gonzaga, 1346, Itacorubi, CEP: 88034-001, Florianópolis, SC, Brasil.

* Bolsista da Capes

INTRODUÇÃO

Em muitas áreas continentais e costeiras do mundo, a única possibilidade de aumentar a disponibilidade de alimentos para a população é através da aquicultura. DAHLBÄCK e GUNNARSSON (1981) afirmam que, por serem filtradores, o cultivo de moluscos bivalves é considerado de baixo impacto ambiental se comparado com o de outros animais.

Apesar do Brasil oferecer condições climáticas ideais para a mitilicultura, denominação do cultivo de mexilhões, esta é uma atividade recente, cuja produção comercial ainda é pequena. O Estado de Santa Catarina responde pela maior produção de mexilhão *Perna perna* do país, tendo produzido mais de 9.000 t desse molusco no ano de 2004. A produção foi maior em 2000, com 11.365 t e caiu nos anos posteriores, tendo como principal causa problemas na obtenção de sementes (jovens mexilhões) (OLIVEIRA NETO, 2005).

Há necessidade de melhor obtenção dos jovens mexilhões, através de coletores manufaturados e de maior aproveitamento das sementes obtidas. Esse último item inclui detectar e quantificar as perdas de sementes em cultivo de mexilhões, para nortear melhorias no manejo dos animais no sistema de cultivo.

De acordo com SEED (1976), dentre todos os fatores responsáveis pela mortalidade de mexilhões, a predação aparece como o fator principal. Muitas são as espécies que se alimentam desses bivalves, tais como os gastrópodes (SOTO *et al.*, 2004), estrelas-do-mar (INGLIS e GUST, 2003), siris (DeGRAAF e TYRRELL, 2004), pássaros (HAMILTON e NUDDS, 2003) e peixes (LAPPALAINEN *et al.*, 2004).

Em ambientes naturais, o principal papel exercido pelos predadores é controlar a população de mexilhões, cuja taxa de reprodução é alta devido à intensa liberação de gametas. No oeste do Mar Báltico, o mexilhão *Mytilus edulis* é um competidor dominante por espaço. Caso não haja predação, ele elimina outros organismos sésseis, podendo formar monoculturas (ENDERLEIN e WAHL, 2003).

Além da predação, parasitas e questões relativas ao manejo das sementes podem também trazer perdas de animais no cultivo. Dentre o Filo Mollusca, os bivalves marinhos possuem um grande espectro de parasitas e microorganismos que podem causar altas mortalidades e gerar perdas econômicas importantes para as espécies cultiváveis (BOWER *et al.*, 1994).

No geral, os trematódeos digenéticos são os mais patogênicos para os mexilhões, já que as larvas de bucefa-lídeos são os parasitas mais frequentes e importantes nos bivalves marinhos (BOWER *et al.*, 1994). Tais microorganismos são conhecidos por causar castração pela severa infestação dos tecidos reprodutivos de bivalves (MAGALHÃES, 1998; SILVA *et al.*, 2002).

No nordeste do Oceano Atlântico, BOWER e FIGUERAS (1989) reportam o trematoda bucefalídeo *Proisorhynchus squamatus* como responsável pela debilidade do músculo de *Mytilus edulis*, com conseqüente abertura da concha, acarretando problemas de comercialização do animal. Pelo fato do mexilhão ser o seu primeiro hospedeiro intermediário, o ciclo de vida do trematódeo não está completamente elucidado, porém os peixes carnívoros são possivelmente os hospedeiros definitivos deste patógeno.

Em mexilhões do hemisfério sul há registro de *Bucephalus chilensis* como parasita da espécie *Semimytilus algosus* no sul do Chile (LASIAK, 1991). Na Argentina, SZIDAT (1965) relata a presença de formas adultas de *B. urophyci* no intestino do peixe abrótea (*Urophycis brasiliensis*), encontrado próximo aos estoques de mitilídeos. CHAVES e LUQUE (1998) encontraram *Bucephalus varicus* em peixes da espécie *Menticirrhus americanus* nos Estados do Rio de Janeiro e de Santa Catarina.

PEREIRA Jr. *et al.* (1996) observaram que, no sul do Brasil, *B. varicus* utiliza os peixes *Micropogonias furnieri* e *Urophycis brasiliensis* como segundo e último hospedeiro, respectivamente. Esses autores citam que o mexilhão *Perna perna* poderia ser o primeiro hospedeiro intermediário, mas não o detectaram nos moluscos de lá.

A bucefalose, também conhecida como doença laranja, provoca a castração do mexilhão em decorrência do grande potencial reprodutivo das larvas do *Bucephalus* sp., que proliferam dentro dos tecidos do hospedeiro, ramificando intensamente o esporocisto. Como tais estruturas apresentam coloração alaranjada, o animal parasitado adquire esta pigmentação característica, principalmente em estágios mais avançados da infestação.

O presente trabalho objetivou detectar índices de perdas de mexilhão *Perna perna* por parasitismo e predação, através de análise comparativa de cordas de mexilhão provenientes de cultivo protegidas e expostas, e discutir demais fatores que possam implicar em perdas de animais na mitilicultura.

MATERIAL E MÉTODOS

O material biológico utilizado nesse estudo foi o molusco bivalve marinho *Perna perna* (Linnaeus, 1758) (Bivalvia, Mytilidae). Segundo KLAPPENBACH (1965) é o maior mitilídeo brasileiro. O padrão de crescimento de mexilhões em cultivo varia, dependendo do local e da época do seu início. No entanto, de maneira geral em Santa Catarina, os mexilhões tem atingido, a partir de sementes, o tamanho comercial de 7 a 9 cm de comprimento em cerca de 8 meses (FERREIRA *et al.*, 1991).

O experimento foi realizado no período de dezembro de 2004 a agosto de 2005 na Praia da Ponta do Sambaqui, situada na Baía Norte da

Ilha de Santa Catarina, onde está implantado o cultivo experimental de moluscos do Laboratório de Moluscos Marinhos (LMM) do Departamento de Aqüicultura da Universidade Federal de Santa Catarina (Figura 1). O experimento teve duração de 9 meses, tempo médio de cultivo do mexilhão na região. Foram preparadas e organizadas em um espínhel, 27 cordas de 1 m, contendo 600 sementes de *Perna perna* cada. O mesmo procedimento, contendo o mesmo número de cordas e sementes foi realizado na mesma época, mas as cordas foram introduzidas em um tanque-rede. Este tinha as dimensões de 1,5 m x 2,5 m x 2,5 m, malha de 15 mm, montado em uma balsa flutuante.

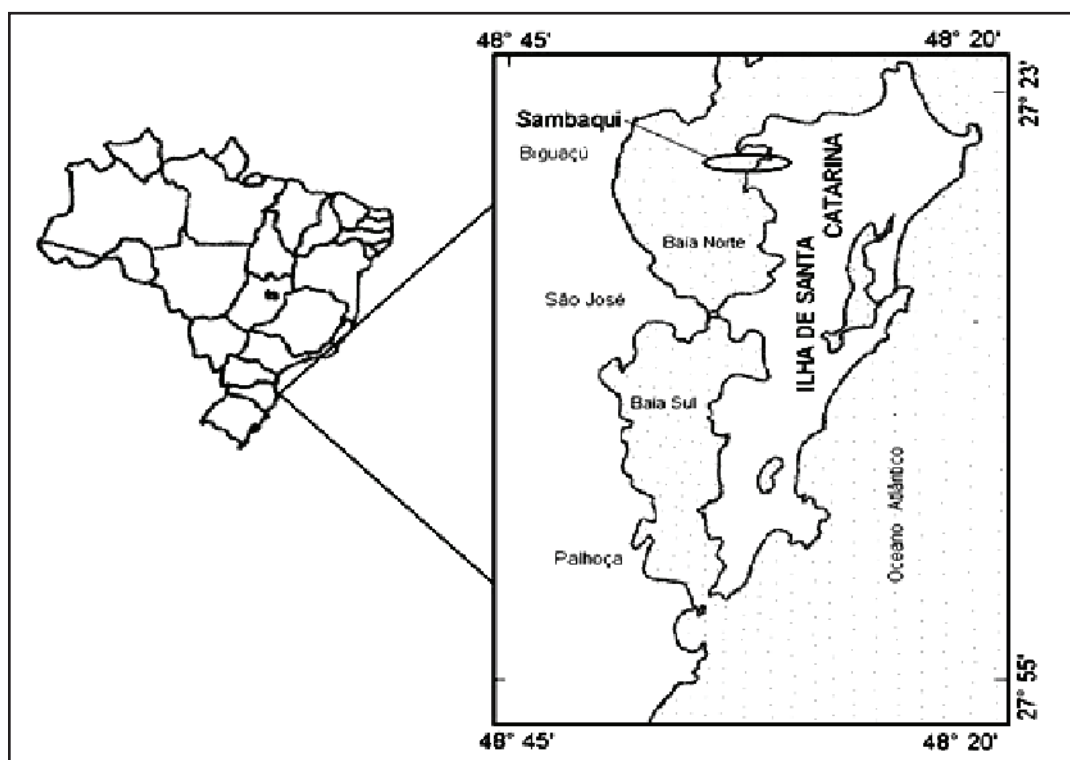


Figura 1: Ilha de Santa Catarina, região de Florianópolis, com destaque para a Praia da Ponta do Sambaqui, área do cultivo experimental do Laboratório de Moluscos Marinhos da UFSC

Inicialmente, cada corda do espínhel recebeu uma proteção externa feita com rede de traineira com malha de 1,0 cm entre-nós, a fim de impedir que os predadores atacassem os mexilhões. Mensalmente, foi retirada essa proteção de 3 delas para que os bivalves ficassem expostos por um período de 30 dias. Após este período de exposição, estas três cordas do espínhel e outras três do tanque-rede eram retiradas da água. De cada uma foi realizada a contagem do número de animais vivos. Foram

escolhidos, aleatoriamente, 100 animais de cada tratamento para a obtenção dos dados biométricos.

Durante todo o experimento, houve monitoramento semanal das cordas a fim de acompanhar o processo de perdas de mexilhões ocasionadas por despencamento e pela predação, verificada através de mordidas nas conchas. Também semanalmente foram registrados os valores de salinidade e, diariamente, de temperatura da água do mar.

Mensalmente o tanque-rede foi retirado do mar com auxílio da embarcação e levado até a praia para limpeza com jato d'água, a fim de retirar os organismos incrustantes sobre as malhas, já que este diminui a circulação de água dentro do tanque-rede e poderia vir a comprometer a taxa de filtração dos bivalves. Os peixes que eventualmente entravam no tanque-rede eram removidos durante o manejo.

O teste estatístico não-paramétrico de Kruskal-Wallis ($\alpha=5\%$) foi empregado para identificar as possíveis variações na perda de mexilhões entre os tratamentos utilizados e correlacioná-las com os meses do ano.

Para a realização da análise histológica, mensalmente foram coletados 30 a 60 animais em cordas de cultivo. Com um paquímetro fez-se a biometria destes animais que, em seguida, foram abertos com um bisturi inserido entre as valvas para secção do músculo adutor posterior. Realizou-se, então, análise macroscópica dos mexilhões com o intuito de encontrar evidências da presença de parasitas, especialmente *Bucephalus* sp.

Para as preparações histológicas, foram realizados cortes transversais na diagonal de cada animal, a fim de obter amostra de todos os tecidos, conforme recomendação de HOWARD *et al.* (2004). Estas partes então foram fixadas em solução de Davidson marinho por 48h e posteriormente transferidas para solução de álcool 70%. Após a fixação, as amostras foram preparadas segundo procedimentos histológicos convencionais e foi feita a inclusão em parafina.

Em um micrótomo manual, os tecidos foram cortados com $7\mu\text{m}$ de espessura e corados com hematoxilina de Harris e eosina (HE). As lâminas foram analisadas em microscópio óptico e registros fotográficos foram realizados quando necessário.

A prevalência de parasitas *Bucephalus* sp. em mexilhões *Perna perna* foi estimada através do cálculo percentual dos animais infestados. Para verificar a interação entre a presença do parasita nos mexilhões e as estações do ano, foi utilizado o Teste de comparação entre médias segundo Tukey (ZAR, 1996).

De março a agosto de 2005, tendo em vista o rápido crescimento dos mexilhões no verão e a fim de verificar possíveis diferenças na intensidade da predação das sementes ao longo do ano, mensalmente foram confeccionadas e colocadas no espínhel pequenas cordas de cultivo, com 100 sementes de mexilhão *Perna perna* cada. Uma destas ficou exposta aos predadores por 30 dias, sendo depois retirada da água e feita a análise das perdas. Nessa ocasião era substituída por nova corda de sementes. Este experimento paralelo foi denominado série curta.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As médias mensais de temperatura e salinidade da água do mar no cultivo estudado estão representadas na Figura 2. Os valores de salinidade apresentaram pouca variação, com média de $33,8\pm 0,8\%$. Os valores de temperatura da água do mar sofreram uma maior variação, com média mínima e máxima de $16,8\pm 0,8$ e $25,4\pm 1,1^\circ\text{C}$, respectivamente.

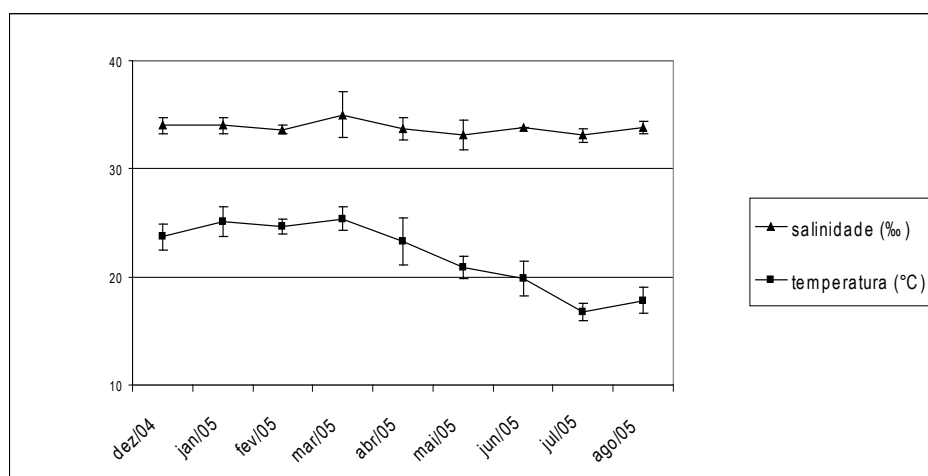


Figura 2. Médias mensais de temperatura e salinidade da água do mar, no cultivo de mexilhões *Perna perna*, ao longo do experimento

A perda de mexilhões *Perna perna* jovens, das cordas organizadas no espinhel, foi intensa nos meses de dezembro de 2004 a fevereiro de 2005. Nesta época do ano houve muitos peixes carnívoros no ambiente de cultivo, especialmente a canhanha (*Archosargus rhomboidalis* L., 1758), o peixe-porco (*Stephanolepis* sp. Gill, 1861) e a corvina-preta (*Pogonias cromis* L., 1766), também conhecida por burriquete ou miraguaia. Os sinais de predação foram abundantes nas conchas dos animais (Figura 3). Em estudo feito na Ilha de Ratoles, próxima à Praia da Ponta do Sambaqui, FREITAS (1997) identificou taxonomicamente vários predadores de mexilhões, como platelmintos, gastrópodes, equinodermos, peixes e aves. No

verão, é comum observar os maricultores da região protegendo suas cordas de mexilhão com malha de traineira.

Como pode ser visualizado na Figura 4, após a intensa predação ocorrida nas cordas não protegidas, não houve diferenças significativas na perda de mexilhões a partir do mês de abril, nas cordas de cultivo dos dois tratamentos ($P > 0,05$), apesar da quantidade de indivíduos vivos nas cordas do tanque-rede ter sido menor nos meses finais do experimento (julho e agosto, $P < 0,05$).

Ao final do experimento, as perdas médias de mexilhão *Perna perna* nas cordas de cultivo, foram de 48,78% no espinhel e de 23,35% no tanque-rede.

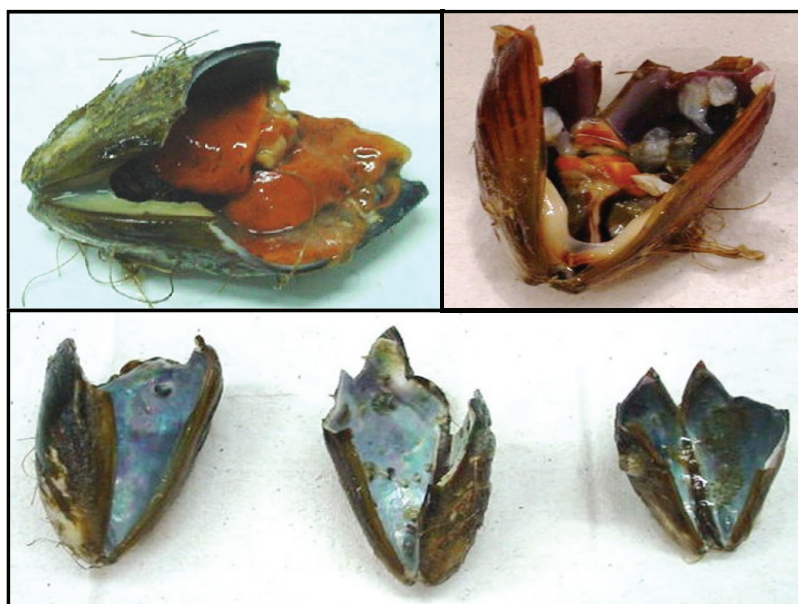


Figura 3. Sinais de predação em sementes de mexilhões *Perna perna*

A partir do comprimento médio de $65,3 \pm 0,3$ mm, aumentou a perda de indivíduos no tanque-rede, por despencamento. Com efeito, durante o manejo, a remoção dos animais das cordas provenientes do tanque-rede ocorria mais facilmente que as do espinhel. Uma possível explicação para essa perda é o fato das cordas de cultivo protegidas pelo tanque-rede sofrerem menor ação das correntes e marés. Com isso, os mexilhões ficariam menos aderidos uns aos outros, em um arranjo menos denso que os do espinhel. Além disso, no inverno houve grande fixação de colônias de hidrozoários (*Ectopleura warreni* Ewer, 1953) sobre os mexilhões do tanque-rede. Os hidrozoários provocam um aumento no peso do sistema de cultivo, além de servir como substratos para outros organismos jovens, como sementes

de mexilhões e outros moluscos. De acordo com SUCHANEK (1986), os organismos incrustantes são as principais causas de mortalidades em populações de moluscos.

Neste trabalho, foram inseridas 600 sementes de mexilhões/m de corda, o que corresponde a $1,2 \pm 0,4$ Kg de peso, em média. Ao final do experimento, quando os indivíduos apresentavam comprimento médio de $67,8 \pm 7,3$ mm e as cordas peso médio de $17,9 \pm 1,5$ Kg, foi verificado o desprendimento de grande parte dos mexilhões em duas cordas do tanque-rede, representando perda média de 45,2%. Este despencamento pode estar relacionado com o menor investimento em bisso por parte dos mexilhões neste tratamento ou até mesmo pela sobrecarga da corda de cultivo devido ao excesso de sementes.

A predação diminui à medida que o mexilhão cresce. As perdas de animais adultos ocorrem principalmente devido ao seu desprendimento das cordas de cultivo. A quantidade utilizada de 600 sementes de mexilhão por metro de corda não é considerada alta densidade de sementeira. Todavia, causa perda por despencamento quando os animais estão adultos. Sugere-se o teste com menor quantidade de sementes m^{-1} de corda, para avaliar a sobrevivência dos indivíduos. Provavelmente uma maior produtividade no cultivo possa ser alcançada, com a mesma quantidade de sementes distribuídas em um maior número de cordas, pelo aumento da sobrevivência.

Os resultados deste estudo, conforme a Figura 4, sugerem que há sazonalidade na predação. Todavia,

não haveria certeza, pois o fato dos mexilhões estarem crescendo e a concha se tornando mais forte, poderia estar dificultando para os predadores, ainda presentes na área. A série curta esclareceu essa questão. As cordas com 100 sementes colocadas mensalmente serviram para testar a questão da predação de jovens ao longo do tempo do experimento.

Na série curta, houve perda de mexilhões em todos os meses, com média de 20% (Figura 5). O aumento do número de indivíduos mortos foi mais elevado em maio (33%) e em agosto (37%). Apesar de alta, não se observam os 100% de predação que ocorreu no verão. Possivelmente ocorre migração de parte dos predadores para outras áreas, a partir do outono.

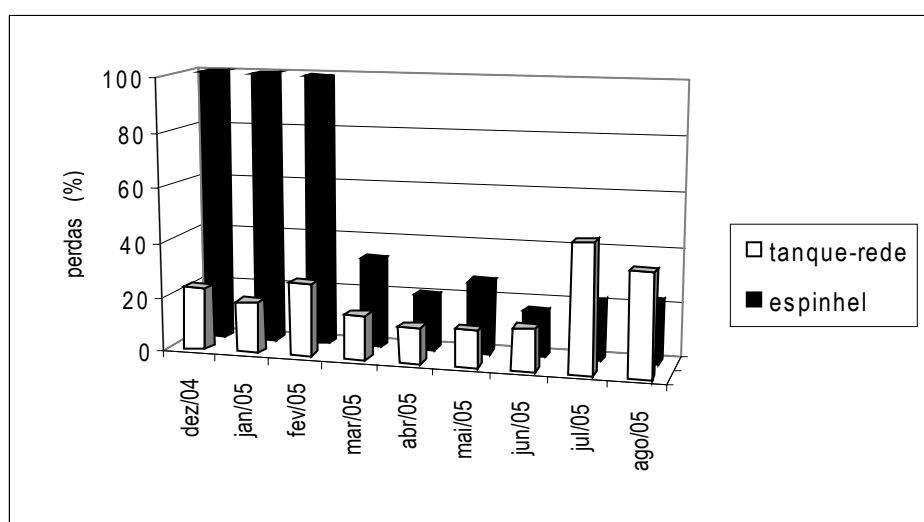


Figura 4. Percentual da perda média de mexilhões *Perna perna* cultivados

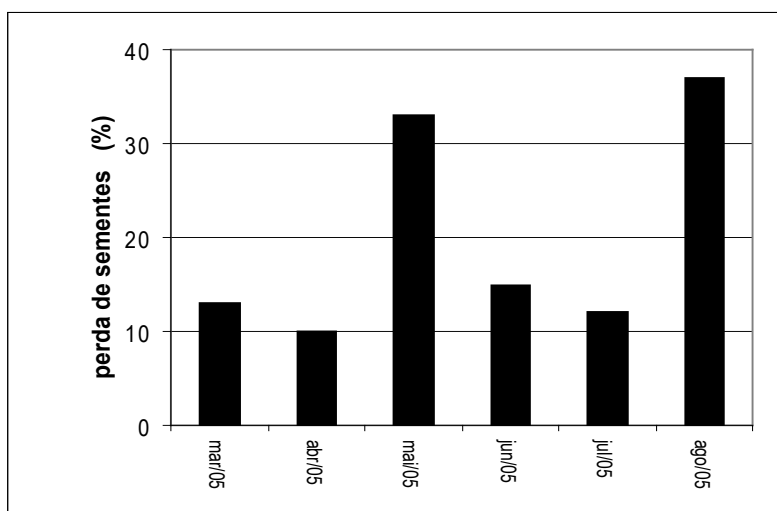


Figura 5. Perdas de sementes de mexilhões em cordas de cultivo contendo 100 animais

O número total de mexilhões *Perna perna* coletados ao longo do trabalho foi de 450 animais. Destes, 23 encontravam-se com bucefalose, perfazendo 5,11% da amostra. A ocorrência do parasita *Bucephalus* sp. nos mexilhões *Perna perna* provenientes do cultivo estudado variou de 0 a 10% ao longo do experimento. A maior incidência do parasita nos mexilhões analisados ocorreu nos meses de junho, julho e agosto (Figura 6).

Ao relacionar as estações do ano com a frequência de parasitas encontrados nos mexilhões, o teste de comparação de médias indicou maior prevalência de bucefalose no inverno ($P < 0,01$), indicando que nesta estação há um significativo aumento no número de animais parasitados. Ainda de acordo com a análise estatística, a prevalência do trematódeo no outono não foi significativa ($P > 0,05$), apesar de estar presente em todos os meses desta estação.

Semelhante aos resultados deste trabalho, SILVA *et al.* (2002) perceberam que no inverno a bucefalose ocorre com maior frequência nos mexilhões, apesar de não encontrarem sazonalidade na prevalência da enfermidade. A evidência é que peixes migratórios provavelmente vindos do sul, no inverno, lancem os ovos do parasita na água. Essa hipótese, porém, precisa ser verificada em trabalhos futuros.

A prevalência da infestação não foi observada no verão, possivelmente porque foi a época do início do cultivo e os indivíduos eram pequenos ($27,8 \pm 4,5$ mm a $45,3 \pm 5,8$ mm). Só foi verificada bucefalose em mexilhões com um comprimento médio de $49,2 \pm 3,4$ mm.

O manto dos animais parasitados apresenta aspecto macroscópico de coloração laranja, ficando mais intenso conforme o avanço da parasitose (Figura 7). Em 8,7% dos mexilhões parasitados, a infestação só foi identificada após análise microscópica, sem evidências morfológicas externas, quando no início da doença.

MAGALHÃES (1998) também observou diferenças na prevalência de *Bucephalus* sp. em mexilhões *Perna perna* em relação ao seu comprimento. De acordo com a autora, em mexilhões de até 30 mm não foi constatada a presença de bucefalose, havendo um aumento gradativo na quantidade de animais parasitados, até a faixa de 60 a 70 mm. Esta correlação entre o comprimento do animal e a prevalência da enfermidade corrobora o aqui observado, confirmando que os mexilhões pequenos não são parasitados.

Trabalhos a respeito da ocorrência deste parasita em *Perna perna* no litoral de Santa Catarina vem sendo feitos em diferentes localidades. SILVA *et al.* (1996) registraram a ocorrência de 4% de indivíduos *Perna perna* provenientes de cultivo com esse parasita na Ilha de Ratoes Grande. MAGALHÃES (1998) encontrou infestações de 3 a 5% em cultivos na Palhoça e na Penha, respectivamente. Na Ilha de Santa Catarina, a prevalência da enfermidade chegou a 48,3% em populações deste bivalve de estoques naturais (MAGALHÃES *et al.*, 2000). FERREIRA e MAGALHÃES (2004) relataram a incidência de *Bucephalus* sp. em mexilhões de estoques naturais e de cultivo variando de 2 a 6%.

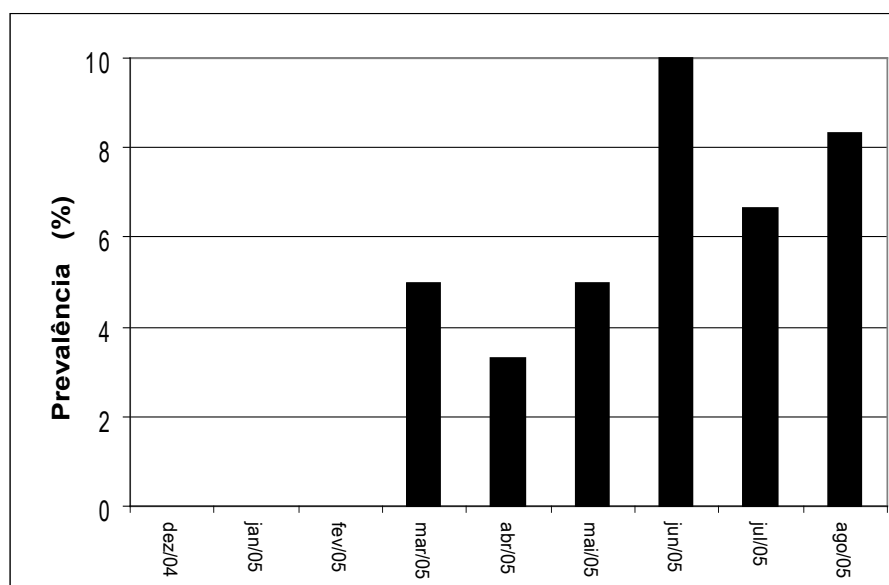


Figura 6. Percentual da prevalência do Trematoda *Bucephalus* sp. nos mexilhões *Perna perna* de cultivo

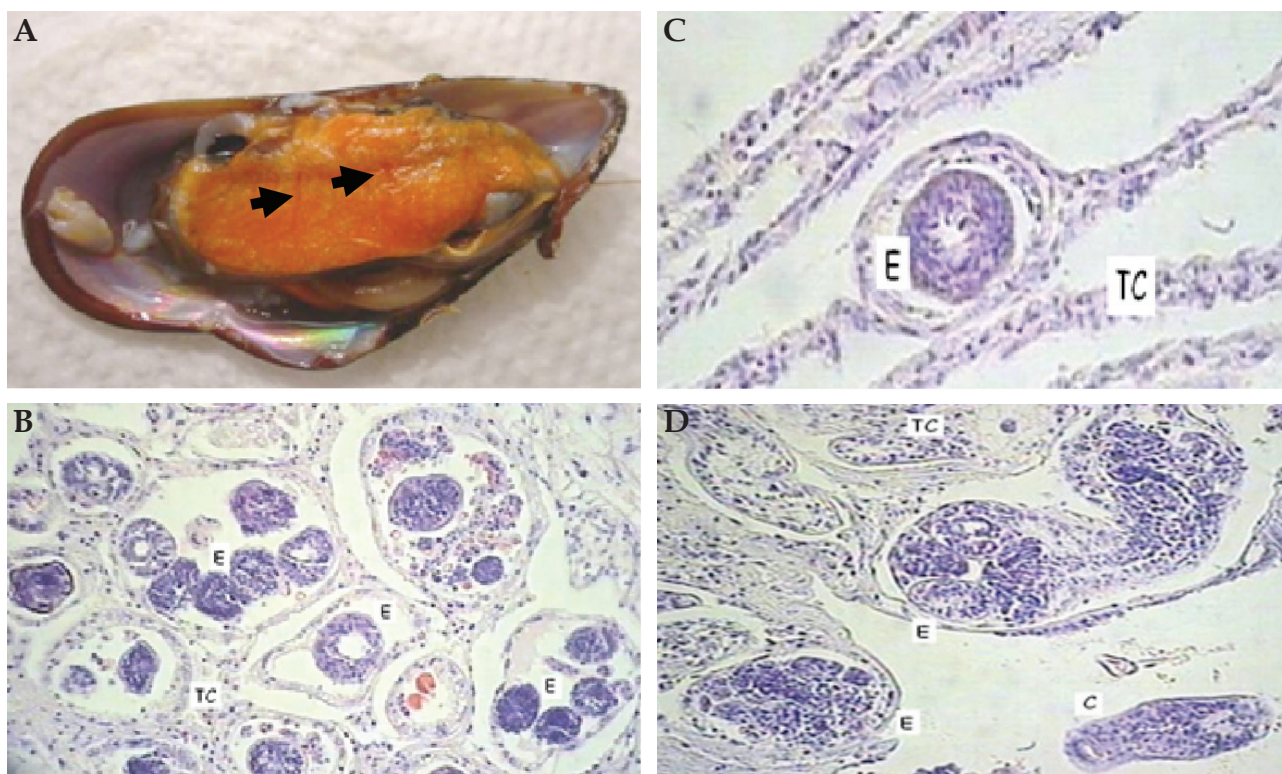


Figura 7. Aspecto da bucefalose no tecido do mexilhão *Perna perna*. As barras correspondem a 50 μ m. A – aspecto macroscópico (setas: esporocistos); B – esporocisto (E) inserido na brânquia (B) do hospedeiro (coloração HE); C – esporocistos (E) de *Bucephalus* sp. entre o tecido conjuntivo (TC) do mexilhão (coloração HE); D – esporocistos (E) entre o tecido conjuntivo (TC) do hospedeiro com formação de cercária livre (C), pronta para ser eliminada (coloração HE)

No entanto, no litoral do município de São Sebastião, litoral norte do estado de São Paulo, LUNETTA e UMIJI (1975) encontraram incidência de até 35% de mexilhões parasitados cultivados.

Na África do Sul, foi observada a ocorrência de 40% de mexilhões *Perna perna* infectados por *Proctoeces* sp. e por larvas de bucefalídeos (LASIAK, 1993). Na Ria de Aveiro, Portugal, SANTOS e COIMBRA (1995) verificaram 4,2% do bucefalídeo *Prosorynchus crucibulum* em *Mytilus edulis*. Estes e outros trabalhos (SZIDAT, 1965; HEASMAN *et al.*, 1996; KHAMDAN, 1998) indicam a grande variação na frequência de infestação por parasitas trematódeos em bivalves marinhos.

No presente trabalho, a prevalência de parasita *Bucephalus* sp. em mexilhões *Perna perna* ocorreu entre os meses de junho e agosto de 2005. Estes dados corroboram as observações de MAGALHÃES (1998) que verificou a grande incidência de *Bucephalus* sp. nos meses de junho a setembro, em mexilhões com cerca de 60 a 70mm em plena atividade reprodutiva. FERREIRA e MAGALHÃES (2004) apontam o mês de setembro como o período em que ocorre uma

grande eliminação de gametas deste bivalve. Uma possível explicação para esta correlação seria o fato do parasita se desenvolver preferencialmente no manto, próximo às regiões de tecidos reprodutivos, ricos em material de reserva. Deste modo, ele utiliza os estoques energéticos do hospedeiro, que seriam destinados à reprodução.

CONCLUSÕES

1. A predação de sementes de mexilhões *Perna perna*, em sistema de cultivo de espinhel na região de Florianópolis, mostra evidências de sazonalidade;
2. A predação de sementes é intensa no verão, levando à necessidade de proteger as cordas, de forma individual ou coletiva;
3. A malha de traineira é um sistema eficaz para proteger da predação, as cordas com sementes de mexilhão em cultivo, de forma individual;
4. O tanque-rede, embora forneça proteção coletiva às cordas de mexilhões jovens, envolve maior custo e manuseio, além de acarretar maior perda de animais adultos por despencamento;

5. As perdas por predação em mexilhões cultivados são significativamente menores em animais maiores (acima de 65 mm);

6. A bucefalose é a enfermidade parasítica de maior importância para essa espécie, até o momento.

AGRADECIMENTOS

À CAPES pela bolsa concedida, ao Laboratório de Moluscos Marinhos da UFSC, à FAPESC e ao CNPq por viabilizarem este trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BOWER, S.M.; MCGLADDERY, S.E.; PRICE, I.M. 1994 Synopsis of infection diseases and parasites of commercially exploited shellfish. *Annu. Rev. Fish Dis.*, 4: 1-199.
- BOWER, S.M.; FIGUERAS, A.J. 1989 Infectious diseases of mussels, especially pertaining to mussel transplantation. *World Aquaculture Review*, 20: 89-93.
- CHAVES, N.D. e LUQUE, J.L. 1998 Trematódeos digenéticos parasitos de *Menticirrhus americanus* (Osteichthyes: Sciaenidae) no litoral do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Parasitol. día*, 22: 33-37.
- DÄHLBACK, B. e GUNNARSSON, L.A.H. 1981 Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Mar. Biol.* 63: 269-275.
- DeGRAAF, J.D. e TYRRELL, M.C. 2004 Comparison of the feeding rates of two introduced crab species, *Carcinus maenas* and *Hemigrapsus sanguineus*, on the blue mussel, *Mytilus edulis*. *Northeastern Naturalist*. 11(2): 163-166.
- ENDERLEIN, P. e WAHL, M. 2003 Dominance of blue mussels versus consumer-mediated enhancement of benthic diversity. *Journal of Sea Research*. 51: 145-155.
- FERREIRA, J.F.F.; FERNANDES, M.W.; MAGALHÃES, A.R.M. 1991 Crescimento do mexilhão *Perna perna* (Linné, 1758) em sistemas de cultivo em Santa Catarina. In: XII Encontro Brasileiro de Malacologia, p. 32.
- FERREIRA, J.F. e MAGALHÃES, A.R.M. 2004 Cultivo de Mexilhões. In: POLI, C.R.; POLI, A.T.B.; ANDREATTA, E.; BELTRAME, E. *Aqüicultura - Experiências Brasileiras*. Florianópolis: Multitarefa. p. 221-250.
- FREITAS, M. 1997 Incrustações biológicas no mexilhão *Perna perna* (Mollusca, Bivalvia), cultivado na Ilha de Ratoles, SC: efeito da exposição ao ar. Florianópolis: UFSC, Centro de Ciências Agrárias. 231p. (Dissertação, Mestrado).
- HAMILTON, D.J. e NUDDS, T.D. 2003 Effects of predation by common eiders (*Somateria mollissima*) in an intertidal rockweed bed relative to an adjacent mussel bed. *Marine Biology*, Berlin, 142(1): 1-12.
- HEASMAN, M.P.; O'CONNOR, W.A.; FRAZER, A.W.J. 1996 Digenean (bucephalidae) infections in commercial scallops, *Pecten fumatus* Reeve, and doughboy scallops, *Chlamys (Mimachlamys) asperrima* (Lamarck) in Jervis Bay, New South Wales. *Journal of Fish Diseases*, 19: 333-339.
- HOWARD, D.W.; LEWIS, E.J.; KELLER, B.J.; SMITH, C.S. 2004 *Histological techniques for marine bivalve mollusks and crustaceans*. Oxford: NOAA technical Memorandum. 218 p.
- INGLIS, G.J. e GUST, N. 2003 Potential indirect effects of shellfish culture on the reproductive success of benthic predators. *Journal of Applied Ecology*. 40(6): 1077-1089.
- KLAPPENBACH, M.A. 1965 Lista preliminar de los mytilidae brasileños con claves para su determinación y notas sobre su distribución. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 37: 327-352.
- LAPPALAINEN, A.; WESTERBOM, M.; VESALA, S. 2004 Blue mussels (*Mytilus edulis*) in the diet of roach (*Rutilus rutilus*) in outer archipelago areas of the western Gulf of Finland, Baltic Sea. *Hydrobiologia*. 514(1-3): 87-92.
- KHAMDAN, S.A.A. 1998 Occurrence of *Bucephalus* sp. trematode in the gonad of the pearl oyster, *Pinctada radiata*. *Environment International*, 24: 117-120.
- LASIAK, T. 1991 Bucephalid trematode infections in mytilid bivalves from the rocky intertidal of southern Chile. *J. Mollus. Stud.*, 58: 29-36.
- LASIAK, T.A. 1993 Bucephalid trematode infections in the brown mussel *Perna perna* (Bivalvia: Mytilidae). *S. Afr. J. Marine Sci.*, 13: 127-134.
- LUNETTA, J.E. e UMIJI, S. 1975 Infestação de mexilhões por trematóides digenéticos da família Bucephalidae, de gênero *Bucephalus* no litoral do

- Estado de São Paulo. In: XXVII Reunião Anual da SBPC. p.378. Resumo.
- MAGALHÃES, A.R.M. 1998 *Efeito da parasitose por trematoda Bucephalidae na reprodução, composição bioquímica e índice de condição do mexilhão Perna perna (L.)*. São Paulo 185p. (Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, USP).
- MAGALHÃES, A.R.M.; PIMPÃO, D.M.; ALVES, R.; SARTOR, F; BECKER, A.P. 2000 Parasitismo em mexilhões de estoques naturais na ilha de Santa Catarina-SC, Brasil. In: VI ENCONTRO BRASILEIRO DE PATOLOGISTAS DE ORGANISMOS AQUÁTICOS (ENBRAPOA). II ENCONTRO LATINO-AMERICANO DE PATOLOGISTAS DE ORGANISMOS AQUÁTICOS (ELAPOA), Florianópolis, p.4.
- OLIVEIRA NETO, F.M. 2005 Diagnóstico do cultivo de moluscos em Santa Catarina. Epagri. 67p. (Epagri. Documentos, 220).
- PEREIRA Jr., J.; ROBALDO, R.B.; SOUTO-RAITER, V.M.M. 1996 Um possível ciclo de vida de *Bucephalus varicus* Manter, 1949 (Trematoda, Bucephalidae) no Rio Grande do Sul. *Comunicação Mus. Ciência e Tecnologia*, 9: 31-36.
- SANTOS, A. M.T. e COIMBRA, J. 1995 Growth and production of raft-cultured *Mytilus edulis* L., in Ria de Aveiro: gonad symbiotic infestation. *Aquaculture*, 132: 195-211.
- SEED, R. 1976 Ecology. In: BAYNE, B.L. Marine Mussels: their ecology and physiology. Cambridge: Cambridge Univ. Press, p. 13-65.
- SILVA, P.M.; MAGALHÃES, A.R.M.; FERREIRA, J.F. 1996 Infestation of *Perna perna* mussel (Bivalvia: Mytilidae) by digenetic trematodes of the family Bucephalidae, *Bucephalus* genus, in Brasil. *J. Med. & Appl. Malacol.*, 8: 25.
- SILVA, P.M.; MAGALHÃES, A.R.M.; BARRACCO, M.A. 2002 Effects of *Bucephalus* sp. (Trematoda: Bucephalidae) on *Perna perna* mussels from a culture station in Ratones Grande Island, Brazil. *Journal of Invertebrate Pathology*, 79: 154-162.
- SOTO, R.E.; CASTILLA, J.C.; BOZINOVIC, F. 2004 Foraging behavior of the gastropod *Acanthina monodon* Pallas, 1774 (Gastropoda: Muricidae) in the intertidal rocky shores of central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 77(1): 157-175.
- SUCHANEK, T.H. 1986 Mussels and their rôle in structuring rocky shore communities. In: MOORE, P. G.; SEED, R. The Ecology of rocky coasts. New York: Columbia University Press, p. 70-96.
- SZIDAT, L. 1965 Los parasitos de los mitilidos y los daños por ellos causados. II. Los parasitos de *Mytilus edulis platensis* (mejillón del plata). *Parasitologia*, 1: 1-3.
- ZAR, J.H. 1996 Biostatistical Analysis. New Jersey: Prentice-Hall, Third edition. 662p.

PROTOCOLO DE IDENTIFICAÇÃO E QUANTIFICAÇÃO DE BUCEFALOSE (ENFERMIDADE LARANJA) EM MEXILHÕES *Perna perna*

Patrícia GARCIA^{1,3} e Aimê Rachel Magenta MAGALHÃES^{2,3}

RESUMO

Este trabalho propõe um protocolo de identificação e quantificação da bucefalose em mexilhões *Perna perna*, através da histologia clássica e análise estereológica. Dentre 50 indivíduos com 30 a 70 mm de comprimento, obtidos em cordas do cultivo experimental da Universidade Federal de Santa Catarina, na Praia de Sambaqui-Florianópolis/SC, foram identificados seis animais parasitados por *Bucephalus* sp., correspondendo a uma prevalência de 12%. Secções transversais inclinadas dos moluscos foram fixadas em Davidson, processadas por histologia clássica, cortadas (3 µm) e coradas com HHE. O volume fracionário do tecido do parasita (TP), do hospedeiro (TH) e dos espaços vazios (EV) foi quantificado por estereologia, com auxílio de graticula de Weibel acoplada ao microscópio óptico. A objetiva de 10x foi mais eficiente que a de 40x, na análise microscópica das secções. Metade do total de animais analisados apresentou grau moderado (5-50% da secção com tecidos do parasita) de parasitismo, e a outra metade, grau pesado (> 50%). Não foram encontrados animais com parasitismo leve (< 5%).

Palavras-chave: mexilhão; *Perna perna*; protocolo; *Bucephalus* sp.; histopatologia; estereologia

PROTOCOL OF IDENTIFICATION AND QUANTIFICATION OF BUCEPHALOSIS (ORANGE DISEASE) IN THE MUSSEL *Perna perna*

ABSTRACT

This study proposes a protocol for the identification and quantification of bucephalosis in the mussel *Perna perna*, by classical histology and stereological methods. Among fifty animals with length between 30 and 70 mm, proceeding from experimental mussel culture strings of Universidade Federal de Santa Catarina, at Sambaqui Beach-Florianópolis/SC, six animals infected with *Bucephalus* sp. were identified, corresponding to a prevalence of 12%. Inclined transverse sections of the molluscs were fixed in Davidson's solution, processed through classical histology, cut (3 µm) and stained with HHE. The fractional volume of the parasite tissue (PT), host tissue (HT) and empty spaces (ES) were quantified by Weibel graticule attached to a microscope. The objective of 10x was more efficient than that of 40x, for the stereological analysis of the sections. Half of the infected animals presented a moderate rate of parasite infection (5-50% of the section with parasite tissue), while the other half presented greater rates (> 50%). Animals with light infection (< 5%) were not found.

Key words: mexilhão; *Perna perna*; protocol; *Bucephalus* sp.; histopathology; stereology

Artigo Científico: Recebido em 29/3/2006 - Aprovado em 11/5/2007

¹ Bolsista da Capes - Laboratório de Diagnóstico e Patologia em Aqüicultura, CCA, UFSC, Florianópolis, SC, Brasil
e-mail: patricigarcia@gmail.com

² Laboratório de Diagnóstico e Patologia em Aqüicultura, CCA, UFSC, Florianópolis, SC, Brasil

³ Endereço/Address: Universidade Federal de Santa Catarina, Departamento de Aqüicultura
Rodovia Admar Gonzaga, 1346, Itacorubi, CEP: 88034-001, Florianópolis, SC, Brasil

INTRODUÇÃO

A produção de moluscos marinhos é uma atividade econômica recente e em plena expansão no Estado de Santa Catarina, considerado o maior produtor destes animais no Brasil (MAGALHÃES, 1998; POLI, 1998). Em 2004 foram produzidas 9.800,8 toneladas de mexilhão e 2.512,7 toneladas de ostras no litoral catarinense (OLIVEIRA NETO, 2005). Estima-se um incremento de 30% na produção destes moluscos em 2005.

Em muitos países, a produção de moluscos marinhos é afetada por diversas enfermidades, causando forte impacto na economia e gerando um ponto de estrangulamento no crescimento e sustentabilidade desta atividade (OIE, 2003). A introdução do agente patogênico ocorre por transferências de moluscos vivos (ELSTON, 1990; BOWER *et al.*, 1994; WALKER e SUBASINGHE, 2000). Segundo OIE (2003), esta foi a principal causa de surtos de enfermidades epizooticas, podendo resultar em decréscimo significativo das populações de bivalves (BOWER e FIGUERAS, 1989). Em diversos países registraram-se mortalidades massivas de bivalves causadas por microrganismos (GRIZEL *et al.*, 1988; CACERES-MARTÍNEZ e FIGUERAS, 1995; BURRESON e CALVO, 1996), bem como efeitos deletérios e mortalidade imposta por metazoários parasitas (ABREU, 1965; DAVEY e SCULLARD, 1978; CHENG *et al.*, 1983; TURNER, 1985; ELSTON, 1990; BLATEAU *et al.*, 1992; JONSSON e ANDRÉ, 1992; FUENTES *et al.*, 1998; SILVA *et al.*, 2002; KIM e POWELL, 2004).

A ocorrência de patógenos causadores de enfermidades em mexilhões é pouco documentada (SILVA *et al.*, 2002), o que não significa que a saúde desses organismos seja superior à de outros moluscos (FIGUERAS e VILLALBA, 1988). Provavelmente, isto advém da falta de informações sobre os mexilhões, em razão de seu valor econômico ser inferior ao das ostras (BOWER e FIGUERAS, 1989) e da carência de pesquisas referentes à sanidade desses moluscos.

Os trematódeos digenéticos são metazoários de interesse na patologia de moluscos (KINNE, 1983). Compreendem mais de 40.000 espécies e apresentam o ciclo vital mais complexo não só dentre os platelmintos, mas em todo o reino animal (CHENG, 1978).

Em moluscos, a bucefalose, ou “enfermidade laranja”, assim denominada por Cole, *apud* UMIJI *et al.* (1976), é causada por um trematódeo do gênero

Bucephalus. Caracteriza-se macroscopicamente pela presença de estruturas filamentosas de cor laranja brilhante no manto, em razão da pigmentação dos esporocistos do parasita. Em infestações elevadas, o manto adquire tonalidade laranja intensa, tornando impossível a identificação macroscópica, e muitas vezes microscópica, do sexo do hospedeiro. O parasitismo eleva o consumo de nutrientes, como o glicogênio (infestação inicial) e os lipídios (infestação elevada), reduzindo, assim, as reservas do hospedeiro (MAGALHÃES, 1998). A deficiência nutricional inviabiliza a gametogênese e emacia o corpo do hospedeiro, de maneira que o tecido deste pode ser destruído pela saída das cercárias, com possibilidade de morte dos mexilhões (LAUCKNER, 1983; MAGALHÃES, 1998).

Ovos de *Bucephalus* sp. são eliminados pelo hospedeiro definitivo, como *Urophycis brasiliensis* (abrótea), *Menticirrhus americanus* (papa-terra), *M. littoralis* e *Centropomus undecimalis* (robalo-flexa) (AMATO, 1982; PEREIRA JR. *et al.*, 1996; ROBALDO, 1995). Destes ovos, eclodem as larvas miracídeos, que penetram em moluscos, como *Perna perna* (UMIJI *et al.*, 1976), primeiro hospedeiro intermediário. Aí se transformam em esporocistos ramificados, que invadem cavidades, como vasos sanguíneos, intestino, glândula digestiva, câmaras branquiais, gonodutos e folículos gonádicos, causando, nestes casos, a castração do molusco (ELSTON, 1990; MAGALHÃES, 1998). Nos esporocistos há diversos estágios de cercárias (CHENG, 1978), que, quando maduras, rompem os tecidos do molusco e infestam o segundo hospedeiro intermediário, um peixe, como *Micropogonias furnieri* (corvina), transformando-se em metacercárias. O parasita *Bucephalus* sp. pode chegar ao hospedeiro definitivo quando este se alimenta do peixe com metacercárias ou do mexilhão com cercárias (UMIJI *et al.*, 1976; CHENG, 1978; PEREIRA JR. *et al.*, 1996). Esporocistos de *Bucephalus* sp. ocorrem em moluscos *Perna perna* (LUNETTA, 1969), *Mytilus edulis platensis* (Morris, *apud* PEREIRA JR. *et al.*, 1996), *Crassostrea virginica* (WINSTEAD *et al.*, 2004), *C. madrasensis* (KUMAR, 2000), *Ostrea edulis* (PRINCEP *et al.*, 1996), *Pinctada radiata* (KHAMDAN, 1998), *Dreissena polymorpha* (LAURELLE *et al.*, 2002), *Donax variabilis* (Hopkins, *apud* PEREIRA JR. *et al.*, 1996), *Paphia aurea* (POLENTA e FROGLIA, 1997), *Anomalocardia brasiliiana* (ARAÚJO, 2001), *Eurynia iris* (OLSEN, 1974), *Pecten fumatus* e *Chlamys* (*Mimachlamys*) *asperrima* (HEASMAN *et al.*, 1996) e *Perumytilus* sp. (LASIAK, 1992).

Do gênero *Bucephalus* são conhecidas as espécies: *Bucephalus papillosus* (OLSEN, 1974), *B. brevitentaculatus*, *B. cynoscion*, *B. gorgon*, *B. kathetostomae*, *B. priacanthi*, *B. scorpaenae* (AMATO, 1982), *B. cuculus*, *B. elegans*, *B. heterotentaculatus*, *B. introversus*, *B. varicus* (ITIS, 2005), dentre outras.

Adultos de *Bucephalus varicus*, de ampla distribuição geográfica, são facilmente encontrados em peixes do litoral do Rio Grande do Sul, Santa Catarina e Rio de Janeiro (PEREIRA JR. *et al.*, 1996; CHAVES e LUQUE, 1998; ALVES *et al.*, 2004). Há registro de ocorrência de esporocistos de *Bucephalus varicus* em mitilídeos no litoral da Argentina (Morris, *apud* PEREIRA JR. *et al.*, 1996).

Na África do Sul, os trematódeos mais comuns em *P. perna* são metacercárias de *Proctoeces* e esporocistos de bucefalídeos, com prevalência de 62% e 49%, respectivamente (CALVO-UGARTEBURU e MCQUAID, 1998a). Enquanto *Proctoeces* afeta o crescimento destes bivalves pequenos, os esporocistos de bucefalídeos castram animais maiores, que gastam mais energia na fase reprodutiva (CALVO-UGARTEBURU e MCQUAID, 1998b). No Brasil, UMIJI *et al.* (1976), em pesquisas realizadas em 1974 no Estado de São Paulo, fizeram o primeiro relato de sérios danos em *P. perna*, causados pela infestação de *Bucephalus*, e registraram, também, alta prevalência do parasita no cultivo (30-35%) e em áreas abrigadas de água poluída (15-20%). A ocorrência deste trematódeo tem sido acompanhada no litoral brasileiro, porém a prevalência das infestações reportadas tem variado entre os locais analisados: 2% a 49%, com base nos trabalhos de LUNETTA (1969), CASAS (1986), GARCIA (1990), SILVA *et al.* (1996), MAGALHÃES (1998), MARENZI *et al.* (1998), MAGALHÃES *et al.* (1999), SILVA (1999), MAGALHÃES *et al.* (2000), LIMA *et al.* (2001), SILVA *et al.* (2002), HENRIQUES (2004).

O início da parasitose em *P. perna* está relacionado ao tamanho do indivíduo: animais com menos de 30 mm não são parasitados (LASIAK, 1989; MAGALHÃES, 1998); animais com 30 a 40 mm são parasitados; animais com 60 a 70 mm apresentam parasitismo intenso; e animais com mais de 70 mm, parasitismo decrescente (MAGALHÃES, 1998). A maior incidência da enfermidade coincide com a maior frequência de mexilhões férteis nos meses de maio a agosto (MAGALHÃES, 1998; SILVA *et al.*, 2002).

Embora de fácil identificação macroscópica, é

impossível, nos estágios iniciais da bucefalose, constatar a presença dos esporocistos de *Bucephalus* sp. em cerca de 8% da amostra de mexilhões (MAGALHÃES, 1998). Portanto, recomenda-se a histologia clássica (OIE, 2003) associada à estereologia para classificar o grau de infestação nos mexilhões, evitando os equívocos que podem decorrer da observação macroscópica e estereoscópica (ARAÚJO *et al.*, 1993; MAGALHÃES, 1998; SILVA *et al.*, 2002).

Assim, este trabalho teve por objetivo propor o protocolo de identificação e de quantificação da bucefalose em *P. perna* através de histologia clássica e análise estereológica. O principal intuito é contribuir para o diagnóstico da bucefalose, parte do programa estadual de sanidade para moluscos marinhos cultivados no litoral catarinense.

MATERIAL E MÉTODOS

Os mexilhões *Perna perna* (Linné, 1758) (Bivalvia: Mytilidae) utilizados neste trabalho foram provenientes do cultivo experimental do Laboratório de Moluscos Marinhos (LMM) da Universidade Federal de Santa Catarina, localizado na Praia de Sambaqui (27°29' S e 48°33' W), município de Florianópolis/SC.

Em agosto de 2005, cinquenta mexilhões cultivados, com 30 a 70 mm de comprimento, foram aleatoriamente selecionados.

Após seccionar o músculo adutor posterior e abrir as valvas do mexilhão, procedeu-se ao exame macroscópico das partes moles, com o intuito de verificar a presença do trematódeo *Bucephalus* sp. A prevalência do parasita em *P. perna* foi estimada pelo cálculo percentual dos animais infestados, reconhecidos através de observação macroscópica, em relação ao número total de animais analisados (MAGALHÃES, 1998; SILVA, 1999; SILVA *et al.*, 2002).

Com auxílio de escalpelo, o corpo de cada mexilhão parasitado foi cuidadosamente separado da concha, a fim de se efetuarem cortes transversais, inclinados, na massa visceral. Estas secções, que incluíam brânquias, manto, intestino e glândula digestiva, conforme recomendação da OIE (2003) e HOWARD *et al.* (2004), foram fixadas em solução de Davidson marinho por 24-48 h (MAGALHÃES, 1998; OIE, 2003) e posteriormente transferidas para álcool 70° (MAGALHÃES, 1998; SABRY, 2003).

As secções foram então submetidas aos procedimentos histológicos clássicos de desidratação (álcool 70°, 90° e 100° - dois banhos em cada uma);

diafanização: dois banhos em xilol; e inclusão em parafina. Cortes de 3 µm de espessura (micrótomo CUT 4055 - Olympus) foram corados com hematoxilina de Harris e eosina aquosa 1% - HHE (BEÇAK e PAULETTE, 1976; MAGALHÃES, 1998; HOWARD *et al.*, 2004).

A intensidade de infestação foi determinada quantitativamente através de análise estereológica e com auxílio da gráticula de Weibel acoplada ao microscópio óptico (LOWE e MOORE, 1985; MAGALHÃES, 1998; SILVA, 1999; SILVA *et al.*, 2002). A análise foi feita pela contagem dos constituintes tissulares do hospedeiro (TH), do parasita (TP) e dos espaços vazios (EV) subpostos a cada um dos 42 pontos presentes na gráticula. Em cada animal, a contagem foi feita em duas áreas: em cada área, cinco campos escolhidos aleatoriamente e não sobrepostos foram mensurados (42 x 2 x 5), totalizando 420 pontos no máximo, por corte, por animal. As contagens foram realizadas em microscópio óptico (Olympus CX 31), utilizando as objetivas de 10x e 40x. A fração do volume de cada item foi calculada segundo fórmula de LOWE e MOORE (1985).

A intensidade da infestação foi expressa em percentagem de TP observada no manto do mexilhão. A infestação dos animais foi classificada em diferentes graus: leve (L), < 5% de TP; moderada (M), 5-50%; e pesada (P), > 50% (adaptado de MAGALHÃES, 1998).

A comparação dos resultados obtidos com as diferentes objetivas foi realizada pelo teste t de Student, utilizando o procedimento de permutação implementado no pacote computacional SAS INSTITUTE INC.(1999). Tal procedimento permite comparar as médias utilizando a real distribuição dos dados e, assim, evitando o viés produzido pela falta de normalidade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No presente trabalho, a prevalência do parasita *Bucephalus* sp. em espécimes de *P. perna* coletados em agosto de 2005 foi relativamente alta: 12% (n=50). Embora a prevalência desta parasitose tenha oscilado de <1% a 49% nos diversos locais pesquisados do litoral catarinense (CASAS, 1986; GARCIA, 1990; SILVA *et al.*, 1996; MAGALHÃES, 1998; MARENZI *et al.*, 1998; MAGALHÃES *et al.*, 1999; SILVA, 1999; MAGALHÃES *et al.*, 2000; SILVA *et al.*, 2002), espera-se uma incidência maior do parasita de junho a

setembro. MAGALHÃES (1998), pesquisando o efeito da bucefalose na reprodução, composição bioquímica e índice de condição de *P. perna*, verificou maior quantidade de animais férteis nos meses de maio a agosto, coincidindo com maior prevalência de *Bucephalus* sp. nos meses de junho a setembro, fato este também observado por SILVA *et al.* (2002).

Em pesquisas prévias, LASIAK (1989), LASIAK (1993) e CALVO-UGARTEBURU e MCQUAID (1998a), na África do Sul, e MAGALHÃES (1998), em Palhoça-SC, encontraram correlação positiva entre tamanho do mexilhão e presença de *Bucephalus* sp. A partir de 30 mm, o mexilhão *P. perna* já inicia a produção de gametas e armazena quantidades consideráveis de glicogênio e lipídios, que na fase reprodutiva serão direcionados principalmente à gametogênese. Isto auxilia o entendimento da presença do parasita em meses nos quais estas reservas são maiores em função do ciclo gonádico do hospedeiro. Contudo, MAGALHÃES (1998) considera que a sazonalidade da bucefalose esteja vinculada principalmente à presença de diferentes espécies de peixes na região, que seriam os hospedeiros definitivos.

Em razão das características citadas anteriormente: parasita, tamanho do hospedeiro e estágio sexual deste, é que foram selecionados apenas animais entre 30 e 70 mm de concha. Esta faixa de tamanho mostrou-se adequada à obtenção de animais portadores de bucefalose e indicadores da prevalência da doença naquela população.

A identificação macroscópica de *Bucephalus* sp, após um certo grau de infestação, é possível graças aos filamentos alaranjados no manto, característicos da ramificação dos esporocistos através do corpo do bivalve. A remoção da concha permitiu constatar que o grau de infestação era maior na região dorsal anterior, indicando um possível sítio inicial de infestação, conforme verificado por MAGALHÃES (1998). Esta observação corrobora a necessidade de se realizarem cortes transversais inclinados. Os cortes de 3 µm fornecem dados do aspecto morfológico dos esporocistos jovens e velhos; das massas germinais intraesporocísticas; dos estágios das cercárias e do efeito deletério da parasitose sobre os tecidos conjuntivo e gonádico do hospedeiro.

Acertadamente, FIGUERAS e FIGUERAS (1987) e OIE (2003) propõem a histologia clássica como método inicial e rotineiro de vigilância de

patógenos em moluscos, por sua eficiência e pela impossibilidade de o exame macroscópico indicar claramente o potencial da patogenia. Em OIE (2003) e BONDAD-RENTASO *et al.* (2001), em todos os protocolos de identificação de patologias de moluscos recomendam-se cortes de 2-3 μm de espessura para os exames histológicos. Tal procedimento facilita a

primeira análise de investigação da possível presença de outros patógenos em moluscos.

A quantificação da infestação de *Bucephalus* sp. em secções histológicas de *P. perna*, com o auxílio de microscópio óptico com objetivas de 10x e 40x (Tabela 1), foi expressa em volume fracionário de cada item pesquisado.

Tabela 1. Volume fracionário (%) dos constituintes tissulares do parasita (TP), do hospedeiro (TH) e dos espaços vazios (EV), mensurado com auxílio de microscópio óptico com objetivas de 10x e 40x

Indivíduo	TP (%)		TH (%)		EV (%)		Total (%)
	10x	40x	10x	40x	10x	40x	
1	60,2	40,7	31,5	34,8	8,3	24,5	100
2	8,6	16,9	83,3	65,2	8,1	17,9	100
3	33,8	26,7	20,0	17,4	46,2	56,0	100
4	50,5	25,5	41,7	46,4	7,9	28,1	100
5	50,4	25,7	30,7	46,7	18,9	27,6	100
6	44,3	37,9	38,8	27,6	16,9	34,5	100

Não houve diferença significativa nas análises realizadas para TH e TP, utilizando as duas objetivas. Contudo, houve indicação de distorções na análise de EV ($< 0,0001$), nos indivíduos 5 e 6, em comparação efetuada entre os resultados obtidos com as objetivas de 10x e 40x. A objetiva de 10x foi mais eficiente que a de 40x, na quantificação da bucefalose com a grátula de Weibel, em razão da varredura mais ampla em cada área. Sendo mais abrangente, mais representativo foi o resultado fracionário do tecido do parasita em relação aos tecidos do hospedeiro. A objetiva de 40x causa certa distorção nas análises, por avaliar uma área reduzida do animal, principalmente quando há redução significativa do tecido conjuntivo interfolicular. Nos animais analisados, a parasitose foi moderada nos indivíduos 2, 3 e 6 ($M=5-50\%$), enquanto nos indivíduos 1, 4 e 5 foi pesada ($P > 50\%$), não sendo encontrados indivíduos com parasitismo leve ($L < 5\%$) (Figura 1).

No parasitismo moderado foi possível determinar macroscopicamente o sexo do indivíduo 6, enquanto o dos indivíduos 2 e 3, apenas ao microscópio. Houve predomínio dos tecidos do hospedeiro (tecido

conjuntivo interfolicular; remanesência dos folículos e/ou paredes foliculares); incremento do tecido parasitário; células germinativas foliculares raras; esporocistos com muitas esferas germinais ou massas germinais formadoras de cercárias; e cercárias de diversos tamanhos. O indivíduo 3 apresentou alto grau de emaciação, com redução do tecido conjuntivo interfolicular, provavelmente em razão do desgaste causado pelo parasita.

Com bucefalose pesada, foi possível determinar o sexo dos indivíduos 1 e 4 macroscopicamente, enquanto o sexo do 5, apenas ao microscópio. Através das análises macro e microscópica constatou-se predomínio de tecido do parasita, com folículos remanescentes e esporocistos com dominância de cercárias maduras.

Nos dois casos foram encontrados animais emaciados, com redução do tecido conjuntivo interfolicular, provavelmente por desgaste nutricional, e com tecidos rompidos pela saída das cercárias maduras. Nas câmaras branquiais observaram-se muitos esporocistos repletos de cercárias maduras.

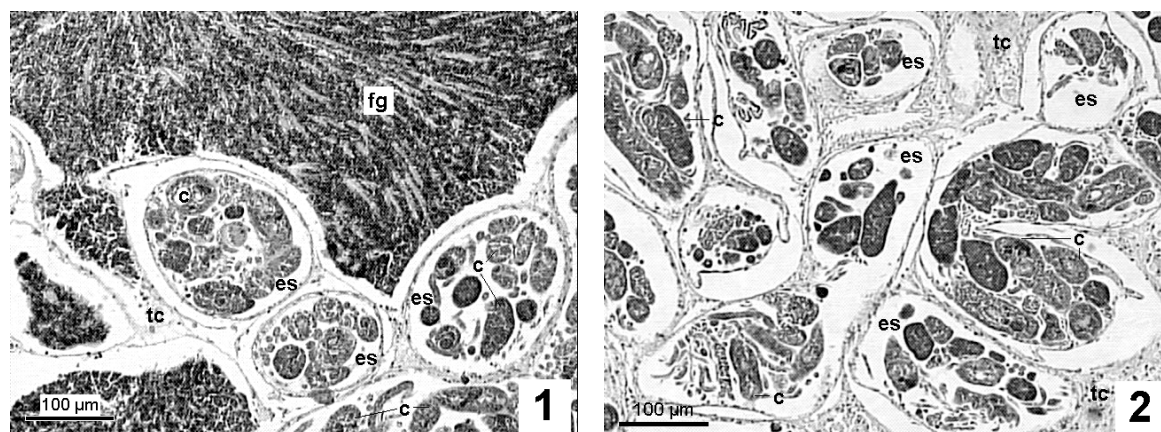


Figura 1. Intensidade de bucefalose em *Perna perna*: (1) M – moderada, (2) P – pesada. Legenda: fg- foliculo da gônada; es- esporocisto; c- cercária; tc- tecido conjuntivo.

CONCLUSÃO

O protocolo sugerido para diagnóstico de bucefalose, também denominada “enfermidade laranja”, em mexilhões inclui: exame macroscópico das partes moles; secções transversais inclinadas da massa visceral (brânquias, manto, intestino e glândula digestiva); fixação das peças em solução de Davidson marinho por 24 a 48 h; transferência para álcool 70°; procedimentos histológicos clássicos de desidratação (álcool 70°, 90° e 100°); diafanização; inclusão em parafina; cortes de 3 µm de espessura; coloração com HHE. Análise microscópica e, se necessário, quantificação da infestação devem ser realizadas com estereologia. Sugere-se a seguinte classificação para expressar a intensidade da infestação em porcentagem de tecido do parasita (TP) encontrado no manto do mexilhão: leve (L), < 5%; moderada (M), 5–50%; e pesada (P), >50%.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Laboratório de Moluscos Marinhos do Departamento de Aqüicultura da UFSC, por ter fornecido os animais utilizados no experimento. Este trabalho teve financiamento da CAPES, através de Bolsa de Mestrado.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABREU, B. 1965 Biología y parasitología del mejillon gallego. *Las Ciencias*, 30(2): 107-118.
- ALVES, D.; PARAGUASSÚ, A.R.; LUQUE, J.L. 2004 Metazoários parasitos da abrótea, *Urophycis brasiliensis* (Kaup, 1858), (Osteichthyes: Phycidae) do litoral do estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Rev. Bras. Parasitol. Vet.*, 13(1): 49-55.

- AMATO, J.F.R. 1982 Digenetic trematodes of percoid fishes of Florianópolis, southern Brasil-Bucephalidae. *Rev. Brasil. Biol.*, 42(4): 667-680.

- ARAÚJO, C.M.Y. 2001 *Biologia reprodutiva do berbigão Anomalocardia brasiliiana na Reserva Extrativista Marinha do Pirajubaé*. São Paulo. 204p. (Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo).

- ARAÚJO, C.M.Y.; FERREIRA, J.F.; MAGALHÃES, A.R.M. 1993 Análise quantitativa de cortes histológicos do mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) (Mollusca: Bivalvia) através da utilização do método de estereologia. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE MALACOLOGIA, 13., Rio de Janeiro, 20-23/7/1993. *Anais...* p.34.

- BEČAK, W. e PAULETTE, J. 1976 *Técnicas de citologia e histologia*. Rio de Janeiro: Livros técnicos e científicos. 305p.

- BLATEAU, D.; Le COGUIC, Y.; MIALHE, E.; GRIZEL, H. 1992 Mussel (*Mytilus edulis*) treatment against the red copepod *Mytilicola intestinalis*. *Aquaculture*, Amsterdam, 107(2-3): 165-169.

- BONDAD-RENTASO, M.G.; MACGLADDERY, S.E.; EAST, I.; SUBASINGHE, R.P. 2001 Asia Diagnostic Guide to Aquatic Animal Diseases. *FAO Fish. Tec. Paper*, Roma, 402(Suplement 2): 1-240.

- BOWER, S.M. e FIGUERAS, A.J. 1989 Infectious diseases of mussels, especially pertaining to mussel transplantation. *World Aquaculture Review*, 20(4): 89-93.

- BOWER, S.M.; MCGLADDERY, S.E.; PRICE, I.M. 1994 Synopsis of infection diseases and parasites of commercially exploited shellfish. *Annu. Rev. Fish Dis.*, 4: 1-199.
- BURRESON, E.M. e CALVO, L.M.R. 1996 Epizootiology of *Perkinsus marinus* disease of oysters in Chesapeake Bay, with emphasis on data since 1985. *J. Shellfish Res.*, 15: 17-34.
- CACERES-MARTÍNEZ, J. e FIGUERAS, A. 1995 The mussel, oyster, clam and pectinid fisheries of Spain. In: MACKENZIE JR., C.L.; BURREL JR., V.G.; ROSENFELD, A.; HOBART, W.L. (Ed.). *The history, present condition and the future of the molluscan fisheries of north and central America and Europe*. Seattle: Europe National Oceanic and Atmospheric Administration. p.165-190.
- CALVO-UGARTEBURU, G. e MCQUAID, C.D. 1998a Parasitism and introduced species: epidemiology of trematodes in the intertidal mussels *Perna perna* and *Mytilus galloprovincialis*. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 220: 47-65.
- CALVO-UGARTEBURU, G. e MCQUAID, C.D. 1998b Parasitism and invasive species: effects of digenetic trematodes on mussels. *Mar. Ecol. Progr. Ser.*, 169: 149-163.
- CASAS, M.G. 1986 *Ciclo reprodutivo do mexilhão *Perna perna* (Mollusca: Bivalvia) (Linné, 1758) na Ilha de Santa Catarina*. Florianópolis. 37p. (Trabalho para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas. Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina).
- CHAVES, N.D. e LUQUE, J.L. 1998 Trematódeos digenéticos parasitos de *Menticirrhus americanus* (Osteichthyes: Sciaenidae) no litoral do estado do Rio De Janeiro, Brasil. *Parasitol. día, ene.*, 22(1-2): 33-37.
- CHENG, T.C. 1978 *Parasitología General*. 2. ed. Madrid: Editorial AC. 965p.
- CHENG, T.C.; SULLIVAN, J.T.; HOWLAND, K.H.; JONES, T.F.; MORAN, H.J. 1983 Studies on parasitic castration: soft tissue and shell weights of *Ilyanassa obsoleta* (Mollusca) parasited by larval trematodes. *J. invertebr. pathol.*, 42: 43-150.
- DAVEY, J.T. e SCULLARD, C. 1978 Physiological responses of *Mytilus edulis* L. to parasitic infestation by *Mytilicola intestinalis*. *J. Cons. Int. Explor. Mer*, 38(1): 12-17.
- ELSTON, R.A. 1990 *Mollusc diseases. Guide for the shellfish farmer*. Seattle: University of Washington Press. 73p.
- FIGUERAS, A.J. e FIGUERAS, A. 1987 La patología de moluscos y la acuicultura. *Cuad. Marisq. Publ. Téc.*, 10: 11-29.
- FIGUERAS, A.J. e VILLALBA, A. 1988 Patología de moluscos. In: MONTEROS, J.E. e LABARTA, U. (Ed.). *Patología en acuicultura*. Madri: Feuga. p.327-389.
- FUENTES, J.; MOLARES, J.; VILLALBA, A. 1998 Growth, mortality and parasitization of mussels cultivated in the Ría de Arousa-NW Spain, from two sources of seed: intertidal rocky shore vs. collector ropes. *Aquaculture*, Amsterdam, 162: 231-240.
- GARCIA, P. 1990 *Estudo do ciclo gonadal do mexilhão *Perna perna* (Linné, 1758) (Mollusca, Bivalvia) na região do Pântano do Sul, Ilha de Santa Catarina, SC*. Florianópolis. 47p. (Trabalho para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas. Centro de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Santa Catarina).
- GRIZEL, H.; MIALHE, E.; CHAGOT, D.; BOULO, V.; BACHÈRE, E. 1988 Bonamiosis: a model study of diseases in marine molluscs. *Am. Fish. Soc. Spec. Publ.*, 18: 1-4.
- Heasman, M.P.; O'CONNOR, W.A.; FRAZER, A.W.J. 1996 Digenean (Bucephalidae) infections in commercial scallops, *Pecten fumatus* Reeve, and doudhboy scallops, *Chlamys (Mimachlamys) asperrima* (Lamarck) in Jervis Bay, New South Wales. *J. Fish Dis.*, 19(5): 333-339.
- HENRIQUES, M.B. 2004 *Resistência do mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) proveniente de bancos naturais da baixada santista, a variações de temperatura, salinidade, tempo de exposição ao ar e determinação da incidência de parasitismo*. Rio Claro. 113p. (Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista).
- HOWARD, D.W.; LEWIS, E.J.; KELLER, B.J.; SMITH, C.S. 2004 *Histological techniques for marine bivalve mollusks and crustaceans*. NOAA Technical

- Memorandum NOS NCCOS*, Oxford, 5: 1-218.
- ITIS 2005 *Integrated Taxonomic Information System*. Disponível em: <http://www.itis.usda.gov/whatsnew.html> Acesso em: 20/set./2005.
- JONSSON, R. e ANDRÉ, C. 1992 Mass mortality of the bivalve *Cerastoderma edule* on the Swedish west coast caused by infestation with the digenean trematode *Cercaria cerastodermae* I. *Ophelia*, 36(2): 151-157.
- KHAMDAN, S.A.A. 1998 Occurrence of *Bucephalus* sp. trematode in the gonad of the pearl oyster, *Pinctada radiata*. *Environ. Int.*, 24(1-2): 117-120.
- KIM, Y. e POWELL, E.N. 2004 Surfclam hispotopatologia survey along the Delmarva mortality line. *J. Shellfish Res.*, 23(2): 429-441.
- KINNE, O. 1983 Diseases of Mollusca: Bivalvia. In: _____ (Ed.). *Diseases of Marine Animals, Introduction Bivalvia to Scaphopoda*. v.2. Hamburg: Biologische Anstalt Helgoland. 961p.
- KUMAR, A.B. 2000 Foulers, borers, and parasites associates with *Crassostrea madrasensis* (Preston) cultured in Ashtamudi Lake, Kerala, India. In: INTERNATIONAL CONGRESS AND WORKSHOP OF THE TROPICAL MARINE MOLLUSC PROGRAMME, 11., India, 28/set.-8/out./2000. Spec. Publ. Phuket Mar. Biol. Cent. v.25, p.1-28.
- LASIAK, T. 1989 The prevalence of *Proctoeces* (Trematoda: Fellodistomidae) metacercarial infections in the brown mussel *Perna perna* (Bivalvia: Mytilidae) around the southern African coast. *S.-Afr. J. Zool.*, 24(3): 178-186.
- LASIAK, T. 1992 Bucephalid trematode infections in mytilid bivalves from the rocky intertidal of southern Chile. *J. Mollus. Stud.*, 58: 29-36.
- LASIAK, T.A. 1993 Bucephalid trematode infections in the brown mussel *Perna perna* (Bivalvia: Mytilidae). *S. Afr. J. Marine Sci.*, 13: 127-134.
- LAUCKNER, G. 1983 Diseases of Mollusca: Bivalvia. In: KINNE, O. (Ed.). *Diseases of Marine Animals, Introduction Bivalvia to Scaphopoda*. v.2. Hamburg: Biologische Anstalt Helgoland. p.477-961.
- LAURELLE, F.; MOLLOY, D.P.; ROITMAN, V.A. 2002 Histological analysis of trematodes in *Dreissena polymorpha*: their location, pathogenicity, and distinguishing morphological characteristics. *J. Parasitol.*, 88(5): 856-863.
- LIMA, F.C.; ABREU, M.G.; MESQUITA, E.F.M. 2001 Monitoramento histopatológico de mexilhão *Perna perna* da Lagoa de Itaipu, Niterói, RJ. *Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.*, 53(2): 1-5.
- LOWE, D.M. e MOORE, M.N. 1985 Cytological and cytochemical procedures. In: BAYNE, B.L. et al. (Ed.). *The effects of stress and pollution on marine animals*. New York: Preager Sci. p.179-204.
- LUNETTA, J.E. 1969 Fisiologia da reprodução de mexilhões (*Mytilus perna* L. Mollusca Lamellibranchia). *Bol. Zool. Biol. Mar.*, 26: 33-111.
- MAGALHÃES, A.R.M. 1998 *Efeito da parasitose por Trematoda Bucephalidae na reprodução, composição bioquímica e índice de condição do mexilhão Perna perna (L.)*. São Paulo. 185p. (Tese de Doutorado. Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo).
- MAGALHÃES, A.R.M.; FERREIRA, J.F.; SALOMÃO, L.C. 1999 Incidence and effect of the parasite Trematoda Bucephalidae on the reproduction of the Brazilian mussel *Perna perna*, natural and cultured. In: AQUACULTURE ON THE RISE AMERICA' 99, Tampa, 27-30/jan./1999. *Book of Abstracts...* Tampa: World Aquaculture Society. p.109.
- MAGALHAES, A.R.M.; PIMPÃO, D.M.; ALVES, R.; SARTOR, F.; BECKER, A.P. 2000 Parasitismo em mexilhões de estoques naturais na Ilha de Santa Catarina-SC-Brasil. In: ENCONTRO LATINO-AMERICANO DE PATOLOGISTAS DE ORGANISMOS AQUÁTICOS, 2.; ENCONTRO BRASILEIRO DE PATOLOGISTAS DE ORGANISMOS AQUÁTICOS, 6., Florianópolis, 3-6/out./2000. *Anais...* Florianópolis: Elapoa/Embrapoa. v. único, p.4.
- MARENZI, A.W.C.; BIU, C.C.; WOJCIECHOWSKI JR, E.; GOMES, R.O.M. 1998 Monitoramento do parasitismo de bucephalideos em mexilhões *Perna perna* (Linné, 1758) no litoral centro norte de Santa Catarina, BR. In: SEMANA NACIONAL DE OCENOGRAFIA, 11., Rio Grande, 18-24/out./1998. *Anais...* Rio Grande. v.9, p.658-659.

- OIE 2003 *Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals*. Paris: OIE. [on line]. Disponível em: http://www.oie.int/esp/normes/fmanual/A_summry.htm. Acesso em: 16/fev./2005.
- OLIVEIRA NETO, F.M. 2005 *Diagnóstico do cultivo de moluscos em Santa Catarina*. Florianópolis: EPAGRI. 67p.
- OLSEN, O.W. 1974 *Animal Parasites – their life cycles and ecology*. Baltimore: University Park Press. 562p.
- PEREIRA JR., J.; ROBALDO, R.B.; SOUTO-RAITER, V.M.M. 1996 Um possível ciclo de vida de *Bucephalus varicus* Manter, 1940 (Trematoda: Bucephalidae) no Rio Grande do Sul. *Comunicações do Museu de Ciência e Tecnologia Pontifícia Universidade Católica do RS*, 9(1): 31-36.
- POLENTA, R. e FROGLIA, C.P. 1997 Preliminary data on the Trematoda Digenea observed in the clam *Paphia aurea* from the Adriatic Sea. *Biol. Mar. Mediterr.*, 4(1): 431-432.
- POLI, C.R. 1998 *Situação atual do cultivo de moluscos marinhos em Santa Catarina*. Florianópolis: Blue Water Aquaculture LTDA. Disponível em: <http://www.dwa.com.br>. Acesso em: 25 /set./2004.
- PRINCEP, M ; BIGAS, M.; DURFORT, M. 1996 Incidence of *Bucephallus haimeanus* (Lacaze-Duthiers, 1854) (Trematoda, Digenea) in the digestive gland of *Ostrea edulis* Linné. *Iberus*, 14(2): 211-220.
- ROBALDO, R.B. 1995 *Parasitos digenéticos do camarim *Centropomus undecimalis* (Bloch, 1792) cultivado em Itamaracá, PE, Brasil*. Recife. (Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Pernambuco). Disponível em: <http://www.octopus.furg.br/pesquisa/publicacoes/fisiologia/teserobaldo/teserobaldo.html>. Acesso em: 23/ago./2005.
- SABRY, R.C. 2003 *Parasitas em ostras de cultivo (*Crassostrea rhizophorae* e *Crassostrea gigas*) da Ponta do Sambaqui, Florianópolis, SC*. Florianópolis. 39p. (Dissertação de Mestrado. Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Santa Catarina).
- SAS INSTITUTE INC. 1999 SAS OnlineDoc®, Version 8, Cary, NC: SAS Institute Inc.
- SILVA, P.M. da 1999 *Estudo da infecção de *Bucephalus* sp. (Trematoda: Bucephalidae) no mexilhão *Perna perna* e de algumas reações imunológicas induzidas pelo parasita*. Florianópolis. 120p. (Dissertação de Mestrado. Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Santa Catarina).
- SILVA, P.M.; MAGALHÃES, A.R.M.; FERREIRA, J.F. 1996 Infestation of *Perna perna* mussel (Bivalvia: Mytilidae) by digenetic trematodes of the family Bucephalidae, *Bucephalus* genus, in Brasil. *J. Med. Appl. Malacol.*, 8(1): 25.
- SILVA, P.M. da; MAGALHÃES, A.R.M; BARRACCO, M.A. 2002 Effects of *Bucephalus* sp. (Trematoda: Bucephalidae) on *Perna perna* mussels from a culture station in Ratones Grande Island, Brazil. *J. Invertebr. Pathol.*, 79: 154-162.
- TURNER, H. 1985 Parasites of eastern oysters from subtidal reefs in a Louisiana Estuary with a note on their use as indicators of water quality. *Estuaries*, 8(3): 323-325.
- UMIJI, S.; LUNETTA, J.E.; LEONEL, R.M.V. 1976 Infestation of the mussel *Perna perna* by digenetic trematodes of the Bucephalidae family, gen. *Bucephalus*. *An. Acad. Bras. Cienc.*, 47(Supl.): 115-117.
- WALKER P. e SUBASINGHE, R.P. 2000 DNA-based molecular diagnostic techniques. Research needs for standardization and validation of the detection of aquatic animal pathogens and diseases. *FAO Fisheries Technical Paper*, Roma, 395: 1-93.
- WINSTEAD, J.T.; VOLETY, A.K.; TOLLEY, S.G. 2004 Parasitic and symbiotic fauna in oysters (*Crassostrea virginica*) collected from the Caloosahatchee River and estuary in Florida. *J. Shellfish Res.*, 23(3): 831-840.

RESPOSTAS PLANCTÔNICA E BENTÔNICA A DIFERENTES FERTILIZAÇÕES NO CULTIVO DO CAMARÃO *Farfantepenaeus subtilis* (PÉREZ-FARFANTE, 1967)*

Werlanne Mendes de SANTANA ^{1,6}; Albino LEAL²; Werlayne Mendes de SANTANA ²; Maria Zita LÚCIO ³; Patrícia Fernandes de CASTRO ⁴; Eudes de Souza CORREIA ⁵

RESUMO

O presente trabalho objetivou a indução do alimento natural no cultivo do *Farfantepenaeus subtilis*, através de diferentes regimes de fertilização. Foram utilizados 12 tanques em fibra de vidro de 500 L, estocados com 30 camarões.m² (2,57±1,27 g), adotando-se quatro tratamentos em triplicata, sendo três com os fertilizantes orgânicos farelo de trigo - FT (28 g.m⁻²), farelo de arroz - FA (28 g.m⁻²) e melaço - ML (40 mL.m⁻²), e um como controle - CT, com fertilizantes inorgânicos à base de nitrogênio (2 mg.L⁻¹) e fósforo (0,2 mg.L⁻¹). A alimentação artificial foi ofertada em comedouros, em três horários, com coletas quinzenais de água, plâncton e bentos. Os resultados demonstraram não haver diferença significativa (P≥0,05) na sobrevivência dos camarões entre os fertilizantes orgânicos, porém, houve diferença estatística (P<0,05) entre FT e CT. Quanto ao alimento natural, não houve diferença significativa (P≥0,05) entre os grupos planctônicos. No fitoplâncton, houve a predominância de cianobactérias, enquanto que no zooplâncton, os principais representantes foram os rotíferos. Entre os organismos bentônicos, o fitobentos também foi representado por cianobactérias, havendo diferença (P<0,05) somente no grupo das euglenas, onde FA diferiu de FT e CT. No zoobentos, registrou-se predominância de rotíferos e nematóides, havendo diferença (P<0,05) no grupo dos rotíferos em ML, quando comparado com CT e FT. Os nematóides diferiram em FA quando relacionado com FT e ML, os quais também predominaram no mesobentos, não havendo diferença estatística (P≥0,05) entre os tratamentos. Desta forma, constata-se que, nas condições experimentais adotadas, o efeito dos fertilizantes orgânicos é similar aos inorgânicos quanto à indução do alimento natural.

Palavras-chave: *F. subtilis*, fertilizantes orgânicos, alimento natural

PLANKTONIC AND BENTONIC RESPONSES TO DIFFERENT FERTILIZATIONS IN THE *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967) SHRIMP CULTURE*

ABSTRACT

This work aimed to evaluate the natural food induction in *Farfantepenaeus subtilis* culture, through different fertilization regimes. Twelve 500 L fiber glass tanks were stocked with 30 shrimps.m⁻² (2.57±1.27 g). Four experimental treatments were adopted in triplicate, using the three organic fertilizers wheat bran - FT (28 g.m⁻²), rice bran - FA (28 g.m⁻²) and molasses - ML (40 mL.m⁻²), and one control - CT, with inorganic fertilizers (2 mg.L⁻¹ nitrogen and 0.2 mg.L⁻¹ phosphorus). Artificial feed was offered in feeding trays three times a day, and plankton, benthos and water samples were collected fortnightly. Results showed no significant difference (P≥0.05) in survival among the organic fertilizers treatments, but showed statistical difference (P<0.05) among FT and CT. About the natural food organisms, there was no significant difference (P≥0.05) among planktonic groups. In the phytoplankton, there was predominance of Cyanophyta, while in the zooplankton

Artigo Científico: Recebido em: 03/05/2006; Aprovado em: 06/08/2007

¹ Mestre pelo PPG-RPAq, UFRPE. E-mail: werlannemendes@yahoo.com.br.

² Aluno do PPG-RPAq, UFRPE. 3Engenheira de Pesca.

⁴ Pesquisadora da Embrapa Meio-Norte.

⁵ Professor do Departamento de Pesca e Aqüicultura, UFRPE.

⁶ Endereço/Adress: UFRPE - Rua Dom Manoel de Medeiros s/n, Dois Irmãos - CEP 52171-900 - Recife - PE. * Dissertação de Mestrado do primeiro autor, apresentada ao PPG em Recursos Pesqueiros e Aqüicultura, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). Apoio: MCT/CNPq.

the major representants were rotifers. Among the benthos, the phytobenthos also was represented by Cyanophyta, but there was statistical difference ($P < 0.05$) only in *Euglena* group, where FA was different ($P < 0.05$) from FT and CT. In the zoobenthos, it was registered the predominance of rotifers and nematodes, showing significant difference ($P < 0.05$) in rotifers group in ML, when compared with CT and FT. Nematodes differed ($P < 0.05$) in FA when related to FT and ML, which also predominated in mesobenthos, with no significant difference ($P \geq 0.05$) among the treatments. It was concluded that in the experimental conditions adopted both organic and inorganic fertilizers effects were similar related to natural food induction.

Key-words: *F. subtilis*, organic fertilizers, natural food

INTRODUÇÃO

O atual estágio de desenvolvimento da carcinicultura brasileira está embasado no camarão *Litopenaeus vannamei*, espécie originária do Oceano Pacífico introduzida no País na década de 90 (BARBIERI JR. e OSTRENSKY NETO, 2002).

Nos últimos anos, essa espécie de excelente adaptação às condições ambientais nordestinas, vem apresentando um desempenho insatisfatório em algumas fazendas, principalmente no que se refere à taxa de crescimento. Os problemas causados por enfermidades atualmente fazem parte do cenário do setor (MADRID, 2005).

Estas condições levam à necessidade de se cultivar espécies de camarões nativos como substitutivas do *L. vannamei*. Na região Nordeste, ocorre duas espécies de camarões marinhos, o *Farfantepenaeus subtilis* e o *Farfantepenaeus brasiliensis*, as quais apresentam potencial para o cultivo e comprovadamente têm maior valor de mercado que o *L. vannamei*, mas que não foram ainda devidamente estudadas (NUNES *et al.*, 1997).

O *F. subtilis* tem apresentado boas taxas de crescimento em experimentos preliminares realizados em fazendas particulares, porém, tem apresentado baixa conversão alimentar, o que o coloca em desvantagem em relação ao *L. vannamei*, necessitando de informações relativas ao manejo alimentar e às suas exigências nutricionais.

Estudos vêm sendo desenvolvidos para avaliar técnicas de manejo associadas às estratégias de fertilização, assim como o fator alimentação/nutrição que favoreça a disponibilidade do alimento natural nos ambientes de cultivo.

A produção do alimento natural pode ser estimulada através do uso de fertilizantes inorgânicos e/ou orgânicos, os quais aumentam a disponibilidade de nutrientes no meio aquático, estimulando a

produtividade primária. O uso de fertilizantes inorgânicos (Nitrogênio-N e Fósforo-P) promove o incremento das algas e os fertilizantes orgânicos suplementam as fontes de carbono, beneficiando o crescimento de bactérias e de organismos bentônicos e também estimulando o crescimento do fitoplâncton (CORREIA, 1998).

Os fertilizantes orgânicos podem ser de origem animal (esterco e/ou subprodutos) ou vegetal (farelos de alfafa, de trigo, algodão, arroz, soja, etc.). Os de origem vegetal liberam dióxido de carbono que é usado diretamente na fotossíntese, além de beneficiar o crescimento de organismos bentônicos (Avault Jr., *apud* CAMPOS, 2005). Os fertilizantes orgânicos também podem servir como fonte direta de alimento para os organismos cultivados (CORREIA, 1998).

O presente trabalho objetivou a indução do desenvolvimento do alimento natural utilizando diferentes regimes de fertilização no cultivo do camarão *F. subtilis*.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em tanques circulares de fibra de vidro ($0,5 \text{ m}^3$), cujos fundos foram recobertos por uma camada com 5 cm de espessura de sedimento estuarino. Durante os 84 dias de cultivo, a salinidade dos tanques foi mantida em 30, com aeração contínua. Os camarões selvagens (peso médio de $2,57 \pm 1,27 \text{ g}$) foram estocados em uma densidade de 30 ind.m^{-2} , alimentados *ad libitum* em bandejas (8:00, 12:00 e 16:00 h), com ração comercial peletizada contendo 35% de proteína bruta.

Foram aplicados quatro tratamentos em três réplicas, sendo três com os fertilizantes orgânicos (1) farelo de trigo - FT (28 g.m^{-2}), (2) farelo de arroz - FA (28 g.m^{-2}), (3) Melaço - ML (40 mL.m^{-2}), e (4) controle - CT, com fertilizantes inorgânicos à base de N (2 mg.L^{-1}) e P ($0,2 \text{ mg.L}^{-2}$), utilizando-se uréia e

monoamônio fosfato (MAP).

Para a fertilização inicial, aplicaram-se os fertilizantes inorgânicos em todos os tanques independentes dos tratamentos. Este manejo viabilizou uma mesma relação de N:P nos sistemas. Depois de dois dias, os fertilizantes orgânicos foram adicionados em seus respectivos tanques, com fertilizações de manutenção quinzenais, repetindo-se sempre as mesmas quantidades dos farelos e melaço, diferentemente dos tanques com tratamentos inorgânicos, os quais tiveram as quantidades ajustadas de acordo com os teores propostos de N e P na água.

A temperatura, a concentração de oxigênio dissolvido (oxímetro YSI-55) e o pH (F-1002 Bernauer Aquacultura) da água foram mensurados diariamente às 8:00 e 16:00h, e a transparência (disco de Secchi) e a salinidade (Atago S-10E) foram aferidas semanalmente. Amostras de água de cada tanque foram coletadas quinzenalmente e encaminhadas ao Laboratório de Limnologia do DEPAq/UFRPE para determinação das seguintes variáveis: nitrito (Bendochneider e Robinson, *apud* GOLTERMAN *et al.*, 1978); nitrato (MACKERETH *et al.*, 1978); amônia (KOROLEFF, 1976); alcalinidade (FELFÖDY *et al.*, 1987); clorofila-a (NUSCH, 1988) e ortofosfato conforme A.P.H.A. (1995).

As coletas de plâncton foram realizadas quinzenalmente, com amostragem de um litro de água de cada tanque, através de um recipiente de boca larga, no sentido fundo-superfície (coluna d'água). As amostras foram acondicionadas em recipientes identificados e fixadas com formol a 4% neutralizado com bórax. Após 24 horas de decantação, foram retirados 750 mL do líquido sobrenadante e transferidos os 250 mL restantes para outro recipiente da amostra. Em laboratório, foram retiradas alíquotas de 1,0 mL de cada recipiente, para análises quali-quantitativas do fitoplâncton e do zooplâncton.

A comunidade bentônica foi representada por dois grupos: o epibentos, que são os organismos encontrados sobre o sedimento, e o mesobentos, organismos encontrados entre o sedimento (PEREIRA e SOARES-GOMES, 2002). As coletas de epibentos (fito e zoo) foram realizadas quinzenalmente, coletando-se aproximadamente 5 mL de sedimento superficial. As amostras foram diluídas em formol a 4% neutralizado com bórax, completando um volume de 20 mL. Em laboratório, após a homogeneização das amostras, foram retiradas alíquotas de 1,0 mL

de cada recipiente, levadas para o microscópio ótico para execução das análises quali-quantitativas do material epibentônico.

As coletas de mesobentos foram realizadas mensalmente através de um tubo de PVC com área de 0,0044 m², o qual foi introduzido no sedimento até tocar no fundo do tanque. As amostras foram acondicionadas em sacos plásticos etiquetados, coradas com Rosa de Bengala e fixadas com formol a 10%. Posteriormente, foram triadas em peneiras com malha de 0,50 e 0,062 mm, respectivamente. Em laboratório, os organismos retidos nas peneiras foram separados individualmente, acondicionados em potes plásticos e fixados com formol a 4%. Em seguida, foram identificados e contados com utilização de microscópio estereoscópico.

As comunidades planctônica e bentônica foram identificadas e contadas através do método direto, conforme NEWELL e NEWELL (1963). Os organismos foram identificados até nível de gênero ou família embasada nas bibliografias especializadas (BRUSCA e BRUSCA, 2003; STREBLE e KRAUTER, 1987; BOLTOVSKOY, 1981).

A análise de variância, complementada por teste de agrupamento de médias (Teste de Tukey) ao nível de probabilidade de 5%, foi aplicado para comparar os efeitos dos fertilizantes sobre as variáveis de qualidade de água, de desempenho do cultivo, bem como a densidade e ocorrência de organismos do alimento natural. Quando necessário, foi aplicado o teste não paramétrico Friedman.

Previamente às análises, os dados relativos a densidades e percentagens foram transformados para log x e arco seno $x^{0,5}$, respectivamente. As análises estatísticas estão de acordo com Zar (1996) e Mendes (1999).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As temperaturas máxima (31,3°C) e mínima (23,6°C) da água nos tanques experimentais revelaram uma alta amplitude de variação, que coincidiu com o início do inverno e de chuvas intensas, e conseqüentemente com menor incidência solar. No cultivo, estas variáveis apresentaram uma média de 28,6±1,27°C.

A transparência da água está relacionada com a quantidade e qualidade de fitoplâncton, fatores que são responsáveis pela variação da transparência na água (KLEEREKOPER, 1990). Durante o experimento esta variável apresentou média de 25,8±6,18,

27,8±8,66, 21,4±4,56 e 21,4±4,83 cm, respectivamente, para os tratamentos ML, FT, FA e CT.

As concentrações de oxigênio dissolvido mantiveram-se em níveis adequados (5,5±0,53 mg.L⁻¹), não representando fator de estresse aos animais cultivados. Segundo BOYD (1997), o melhor crescimento e sobrevivência são obtidos com concentrações de oxigênio dissolvido por volta de 4 mg.L⁻¹.

O pH apresentou uma média de 8,1±0,57. As flutuações desta variável foram reduzidas, se considerada a duração total do cultivo, o que pode ser atribuído a adequados níveis de alcalinidade da água. Os níveis da alcalinidade nos tratamentos FA, FT, ML e CT foram de 118,63, 103,48, 131,10 e 102,03 mg.L⁻¹ de CaCO₃.L⁻¹, respectivamente. O nível mínimo de alcalinidade para cultivo de organismos aquáticos não deve ser inferior a 20 mg.L⁻¹ de CaCO₃.L⁻¹, pois o fósforo torna-se insolúvel (WURTS, 2002). Para camarões marinhos, a alcalinidade deve se situar entre 75 e 150 mg.L⁻¹ de CaCO₃.L⁻¹ (BOYD, s.d.).

Analisando as concentrações médias de nitrito (0,150; 0,190; 0,200 e 0,180 mg.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT, respectivamente), nitrato (0,300, 0,320, 0,237 e 0,430 mg.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT), e amônia (0,120; 0,110; 0,120 e 0,110 mg.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT), não foi observada diferença significativa (P≥0,05) entre os tratamentos. Estas concentrações mantiveram-se nos limites propostos por BARBIERI JR. e OSTRENSKY NETO (2002), que recomendam concentrações de nitrito com valores menores que 0,5 mg.L⁻¹, nitrato entre 0,4 e 0,8 mg.L⁻¹ e amônia total entre 0,1 e 1,0 mg.L⁻¹.

Os teores de nitrogênio na água podem ser originados principalmente pela liberação de nutrientes a partir dos fertilizantes e da ração administrada. A quantidade média de ração fornecida foi de 2,76 g.m⁻².dia⁻¹, o que provavelmente não exerceu efeito deletério sobre a qualidade da água. NUNES *et al.* (1997) reportam que taxas de alimentação de 3 g.m⁻² por dia não são suficientemente altas para causar efeitos negativos na qualidade do solo.

A concentração de ortofosfato nos tratamentos FA, FT, ML e CT foi de 0,08, 0,004, 0,02 e 0,04 mg.L⁻¹, respectivamente. Esses valores diferem do proposto por BARBIERI JR. e OSTRENSKY NETO (op. cit.), o qual deve variar entre 0,2 e 0,4 mg.L⁻¹. Os níveis encontrados, abaixo do recomendado, podem ter influenciado negativamente o desenvolvimento do fitoplâncton, o qual apresentou uma baixa

densidade.

Os tanques com fertilizantes orgânicos (FA, FT e ML) tiveram um ganho de biomassa final similares, ou seja, 82,30, 94,93, 82,07 g, respectivamente, que diferiram do tratamento CT (57,20 g). Porém, houve diferença estatística (P<0,05) entre FT e CT. Com relação à sobrevivência dos camarões, o tratamento CT (61,1%) foi menor quando comparado aos demais tratamentos: 81,9, 94,4 e 80,6% para FA, FT e ML, respectivamente. A análise estatística constatou haver diferença estatística (P<0,05) entre os tratamentos FT e CT.

Quanto ao peso médio final dos camarões, registraram-se valores de 4,18, 4,22, 4,23 e 3,89 g, respectivamente, para os tratamentos FA, FT, ML e CT, não havendo diferença estatística entre eles (P≥0,05). Quanto ao consumo de ração, foram encontrados valores médio de 2,07, 1,57, 1,66 e 2,28 g.dia⁻¹, respectivamente para FA, FT, ML e CT, apresentando diferença significativa entre os tratamentos (P<0,05).

A densidade fitoplanctônica dos tratamentos FA, FT, ML e CT foi de 30.737, 34.349, 32.291 e 30.079 cél.L⁻¹, respectivamente, não havendo diferença estatística entre os tratamentos (P≥0,05). Os grupos fitoplanctônicos se constituíram principalmente por cianobactérias (21.340, 25.340, 22.810 e 19.630 cél.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT, respectivamente), diatomáceas (3.570, 4.370, 5.600 e 6.240 cél.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT), clorófitas (5.616, 4.243, 3.686 e 3.841 cél.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT) e dinoflagelados (211, 396, 115 e 302 cél.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT) (Figura 1A).

As clorófitas e diatomáceas são as microalgas que mais favorecem o crescimento dos camarões. NUNES (2001) recomenda uma densidade mínima de 50.000 cél.mL⁻¹ de clorófitas e 20.000 cél.mL⁻¹ de diatomáceas em viveiros de camarões. Quanto à cianobactérias, recomenda uma densidade máxima de 40.000 cél.mL⁻¹.

Alta densidade de cianobactérias e baixa densidade de diatomáceas ocasionam um crescimento deficiente dos camarões (ALONSO-RODRIGUEZ e PÁEZ-OSUNA, 2003).

No cultivo de *Litopenaeus vannamei* em semelhantes condições experimentais, a comunidade planctônica foi positivamente induzida pela utilização de farelo de trigo, com abundância de diatomáceas (CAMPOS, 2005), diferindo dos resultados encontrados no presente trabalho, no qual ocorreu a predominância de cianobactérias.

VALENTI (1998) relata a importância da observação de fatores climáticos, como o vento, que ativa a oxigenação da massa d'água e a insolação, que aquece a água e incrementa a atividade fotossintética. Durante o período experimental, a produção primária foi limitada por fatores abióticos como cobertura por nuvens, característica do período chuvoso. Estas características proporcionaram uma transparência contínua depois da primeira quinzena,

com exceção dos tanques com tratamentos CT, que apresentaram uma transparência menos acentuada que os demais. Isto pode ser devido a fácil dissolução dos fertilizantes inorgânicos que resultam no maior desenvolvimento da produção primária.

A proliferação do fitoplâncton contribuiu para a produção do zooplâncton e zoobentos, os quais são os principais componentes da dieta alimentar dos camarões (Peregrino *et al.*, *apud* SILVA, 2004).

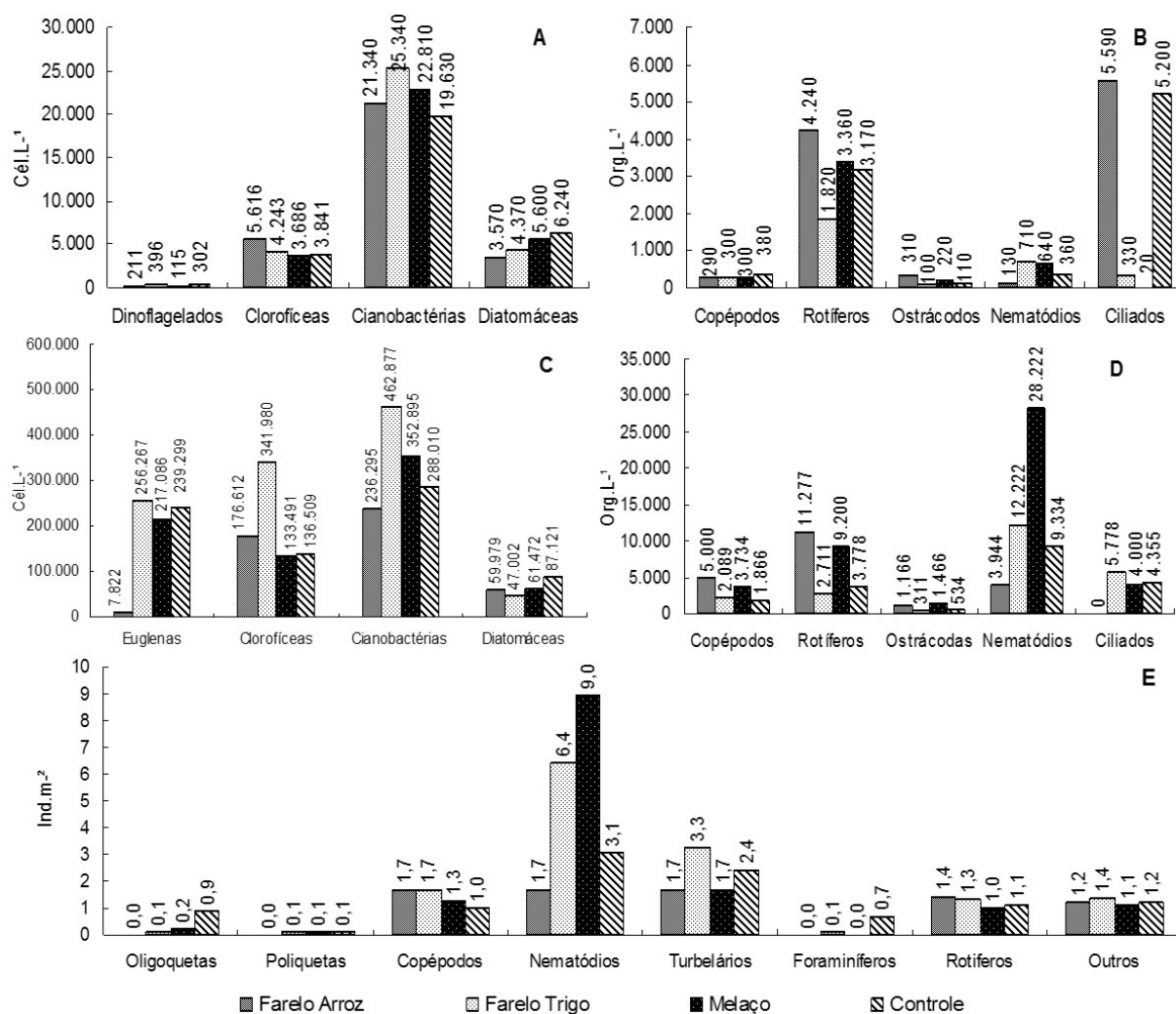


Figura 1. Concentração média do alimento natural (A- fitoplâncton; B- zooplâncton; C- fitobentos; D- zoobentos; E- mesobentos)

A densidade zooplânctônica dos tratamentos FA, FT, ML e CT foi de 10.561, 3.260, 4.540 e 9.220 org.L⁻¹, respectivamente, não havendo diferença estatística entre os tratamentos ($P \geq 0,05$). O zooplâncton foi constituído por copépodos (290, 300, 300 e 380 org.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT, respectivamente); rotíferos

(4.240, 1.820, 3.360 e 3.170 org.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT); ostrácodos (310, 100, 220 e 110 org.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT); nematódios (130, 710, 640 e 360 org.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT) e ciliados (5.590, 330, 20 e 5.200 org.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT), com predominância de rotíferos nos tratamentos (Figura 1B).

No grupo dos ciliados, os tratamentos FA e CT foram iguais entre si ($P \geq 0,05$), porém, diferiram ($P < 0,05$) de FT e ML. Os ciliados são organismos que se alimentam de nanoplâncton, bactérias e material em suspensão na água (PEREIRA e SOARES-GOMES, 2002).

MISCHKE e ZIMBA (2004) observaram maiores concentrações de cladóceros e copépodos e menores densidades de rotíferos em viveiros de “catfish” fertilizados com farelos orgânicos (farelos de arroz, semente de algodão e pélete de alfafa).

A densidade fitobentônica dos tratamentos FA, FT, ML e CT foi de 480.709, 1.108.126, 764.945 e 750.938 cél.L⁻¹, respectivamente, não havendo diferença estatística entre os tratamentos ($P \geq 0,05$). Entretanto, no grupo das euglenas foi observada diferença ($P < 0,05$) entre o tratamento FA e os demais. O fitobentos foi representado principalmente por cianobactérias (236.295, 462.877, 352.895 e 288.010 cél.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT, respectivamente), diatomáceas (59.979, 47.002, 461.472 e 87.121 cél.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT), clorofíceas (176.612, 341.980, 133.491 e 136.509 cél.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT) e euglenas (7.822, 256.267, 217.086 e 239.299 cél.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT) (Figura 1C).

A densidade zoobentônica dos tratamentos FA, FT, ML e CT foi de 17.110, 23.111, 46.622 e 19.866 org.L⁻¹, respectivamente, não havendo diferença estatística entre os tratamentos ($P \geq 0,05$). O zoobentos foi representado principalmente por copépodos (5.000, 2.089, 3.734 e 1.866 org.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT, respectivamente), rotíferos (11.277, 2.711, 9.200 e 3.778 org.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT), ostrácodos (1.166, 311, 1.466 e 534 org.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT), nematódios (3.944, 12.222, 28.222 e 9.334 org.L⁻¹ em FA, FT, ML e CT) e ciliados (5.778, 4.000 e 4.355 org.L⁻¹ em FT, ML e CT). Entre os representantes zoobentônicos, registrou-se predominância dos rotíferos e nematóides, havendo diferença ($P < 0,05$) no grupo dos rotíferos no tratamento ML, quando comparado com FT e CT. Os nematóides diferiram em FA, quando relacionado com FT e ML (Figura 1D).

Esses resultados estão de acordo com os reportados por CAMPOS (2005), que registrou a abundância de *Oscillatoria* sp. e *Chroococcus* sp. no fitobentos e de nematódios e rotíferos no zoobentos, utilizando como tratamento o farelo de trigo. O mesmo autor relata que o farelo de trigo incrementa a comunidade zooplancônica.

A densidade mesobentônica dos tratamentos FA,

FT, ML e CT foi de 8,7, 14,36, 14,62 e 10,33 ind.m⁻², respectivamente, não havendo diferença estatística entre os tratamentos ou grupos mesobentônicos. Esta comunidade foi caracterizada por oligoquetas, poliquetas e foraminíferos (< 1 ind.m⁻² em todos os tratamentos), copépodos (1,7, 1,7, 1,3 e 1 ind.m⁻² em FA, FT, ML e CT, respectivamente), nematódios (1,7, 6,4, 9,0 e 3,1 ind.m⁻² em FA, FT, ML e CT); turbelários (1,7, 3,3, 1,7 e 2,4 ind.m⁻² em FA, FT, ML e CT), rotíferos (1,4, 1,3, 1,1 e 1,2 ind.m⁻², em FA, FT, ML e CT) e outros (1, 1, 1 e 1 ind.m⁻² em FA, FT, ML e CT) (Figura 1E).

Mesmo não apresentando diferença estatística entre os grupos, houve uma maior ocorrência dos nematódios no tratamento ML. Os nematódios são o maior e mais comum grupo de organismos que se alimentam de fungos e bactérias e têm grande importância na cadeia alimentar liderada pelos decompositores (RUPPERT e BARNES, 1996).

Os organismos bentônicos desempenham função importante nos processos de decomposição da matéria orgânica e como fonte de nutrientes indispensáveis ao bom desenvolvimento dos camarões (VALENTI, 1998). A menor disponibilidade de organismos do alimento natural pode estar relacionado ao baixo nível de produtividade primária, em consequência da menor insolação no período experimental.

CONCLUSÃO

Os resultados encontrados demonstraram que o efeito dos fertilizantes orgânicos (farelos de arroz e trigo, e melaço) é similar aos inorgânicos (uréia e MAP) quanto à indução do alimento natural. Entretanto, recomenda-se a realização de novos experimentos com diferentes níveis de fertilizantes orgânicos, e em períodos de maior insolação.

REFERÊNCIAS

- A.P.H.A./AW.W.A./W.E.F. 1995 *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 19^a ed. Washington, A.P.H.A.
- ALONSO-RODRIGUES, R. e PÁEZ-OSUNA, F. 2003 Nutrients, phytoplankton and harmful algal blooms in shrimp ponds: a review with special reference to the situation in the Gulf of California. *Aquaculture*, v. 219, p.317-336.
- BARBIERI JR., R.C. e OSTRENSKY NETO, A. 2002 *Camarões marinhos*: Engorda. Viçosa, Aprenda Fácil, 370 p.

- BOLTOVSKOY, D. 1981 Atlas del zooplankton Del Atlântico sudoccidental y métodos de trabajo com el zooplancton marino. Mar Del Plata: INIDEP, 791p.
- BOYD, C.E. s.d. *Manejo da qualidade da água na aquicultura e no cultivo do camarão marinho*. Trad. Josemar Rodrigues. Recife: ABCC, 157p.
- BOYD, C.E. 1997 *Manejo do solo e da qualidade da água em viveiros para aquicultura*. Departamento de Aquicultura Mogiana Alimentos, S.A. Campinas, SP. 55p.
- BRUSCA, R. and BRUSCA, G. 2003 *Invertebrates*. 2ed. Sunderland: Sinauer Associates, Inc., 936p.
- CAMPOS, S.S. 2005 *Influência do farelo de trigo na disponibilidade do alimento natural e no crescimento do camarão *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931)*. Recife. 101p. (Dissertação de Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura, Departamento de Pesca - UFRPE)
- CORREIA, E.S. 1998 *Influência da alimentação natural no cultivo semi-intensivo do camarão de água doce *Macrobrachium rosenbergii* (De Man, 1879)*. São Paulo. 136p. (Tese de Doutorado em Ciências - UFSCar).
- FELFÖDY, L.; SZABO, E.; TOTH, L. 1987 *A biológiai vizminőség*. Budapest: Vizugyi Hidrobiológia Vizdok, v. 160, 258p.
- GOLTERMAN, H.J.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. 1978 *Methods for physical and chemical analysis of freshwaters*. London: Blackwell Sci. Pub. p. 214.
- KLEEREKOPER, H. 1990 *Introdução ao estudo da limnologia*. 2 ed. Porto Alegre: Ed. da UFRGS. p. 329.
- KOROLEFF, F. 1976 Determinations od nutrientes. In: Grasshoff, K. (ed.) *Methods of seawater snalysis*. Verlag Chemie Weinhein. p. 117-187.
- MADRID, R.M. 2005 A crise econômica da carcinicultura. *Panorama da Aquicultura*, v.15, n. 90, p. 22-29, julho/agosto.
- MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.F. 1978 *Water analysis: some revised methods for limnologists*. Scient. Public., London, n. 36. 121p.
- MENDES, P.P. 1999 *Estatística aplicada à aquicultura*. Recife: Bagaço. 265p.
- MISCHKE, C.C. e ZIMBA P.V. 2004 Plankton community responses in earthen channel catfish nursery ponds under various fertilization regimes. *Aquaculture*, v. 233, p. 219-235.
- NEWELL, G.E. e NEWELL, R.C. 1963 *Marine plankton a practical guide*. London: London Hutchison Educational, 221p.
- NUSCH, E.A. 1988 Comparasion of diferent methods for chlorophyll and phaepigment determination. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, n. 14, p. 14-36.
- NUNES, A.J.P.; GODDARD, S.; GESTEIRA, T.C.V. 1996 Feeding activity patterns of the Southern brown shrimp *Penaeus subtilis* under semi-intensive culture in NE Brazil. *Aquaculture*, v. 144, p. 371-386.
- NUNES, A.J.P.; GESTEIRA, T.C.V.; GODDARD, S. 1997 Food ingestion and assimilation by the Southern brown shrimp *Penaeus subtilis* under semi-intensive culture in NE Brazil. *Aquaculture*, v. 149, p. 121-136.
- NUNES, A.J.P. 2001 Alimentação para camarões marinhos - Parte II. *Panorama da Aquicultura*, Rio de Janeiro, v. 11, n. 63, p.23-33.
- PEREIRA, R.C. e SOARES-GOMES, A. 2002 *Biologia marinha*. Rio de Janeiro: Interciência, 380p.
- RUPPERT, E.E. e BARNES, R.D. 1996 *Zoologia dos invertebrados*. 6 ed. São Paulo: Roca, 1030 p.
- SILVA, L.O.B. 2004 *Utilização de nitrato de sódio em viveiros de camarão marinho*. Recife. 45p. Dissertação de Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aquicultura, Departamento de Pesca- UFRPE).
- STREBLE, H. e KRAUTER, D. 1987 *Atlas de los microorganismos de água dulce*. Barcelona: Ediciones Omega, 357 p.
- VALENTI, W.C. 1998 *Carcinicultura de Água doce*. Tecnologia para produção de camarões. Brasília: IBAMA/FAPESP, 383 p.
- WURTS, W.A. 2002 Alkalinity and hardness in production ponds. *World Aquaculture*, Baton Rouge, v. 33, n. 1, p.16-17.
- ZAR, J.H. 1996 *Biostatistical analysis*. New Jersey: Prentice Hall. 622p.

QUALIDADE DA ÁGUA E COMPOSIÇÃO FITOPLANCTÔNICA DE UM VIVEIRO DE PISCICULTURA UTILIZADO PARA FINS DE PESCA ESPORTIVA E IRRIGAÇÃO *

Giuliana Berchieri LACHI¹ e Lucia Helena SIPAÚBA-TAVARES^{2,3}

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar a qualidade da água com base em algumas variáveis limnológicas e a composição fitoplanctônica de um viveiro de piscicultura para fins de pesca esportiva e irrigação. Foram pesquisados quatro pontos do viveiro durante o período de um ano, sendo P₁=entrada de água no viveiro, P₂=entrada de água proveniente da carcinicultura, P₃=local de retirada de água para irrigação e P₄=saída de água (desaguamento diretamente em outro viveiro). Os dados ambientais mostram que o viveiro apresentou elevada carga de nutrientes, altos teores de clorofila-*a* e valores elevados de condutividade elétrica, dureza total e sólidos totais solúveis provenientes da descarga do viveiro anterior, influenciando, portanto, a dinâmica de variáveis biológicas, como clorofila-*a* e fitoplâncton. Em P₃, a classe Zygnematophyceae foi a de maior riqueza em número de indivíduos, contribuindo com 34,01%, porém a classe Chlorophyceae, que apresentou o maior número de gêneros, teve uma representatividade de 33,52% sobre o total de indivíduos registrados. A utilização deste viveiro para fins de irrigação deve ser reavaliada, em razão das condições eutróficas da água, presença de cianobactérias potencialmente tóxicas e do próprio manejo empregado.

Palavras-chave: aquíicultura; qualidade da água; composição fitoplanctônica; variáveis limnológicas; fluxo contínuo de água

WATER QUALITY AND PHYTOPLANKTON COMPOSITION IN A SPORTSFISHERY AND IRRIGATION POND

ABSTRACT

Water quality of a fish pond used by UNESP, at Jaboticabal, SP, Brazil, for both fishing and irrigation has been evaluated according to certain limnological parameters and to its phytoplankton composition. During the year, four sampling sites were assigned at the pond: P₁=inlet water in the pond; P₂=inlet water from a shrimp pond; P₃=irrigation spot; and P₄=outlet water (water flowing directly into another pond). The collected data show a water pond with high concentration of nutrients and chlorophyll-*a*, and high values of electrical conductivity, total hardness and total dissolved solids, proceeding from the above pond. These factors affected substantially some biological parameters, such as chlorophyll-*a* and phytoplankton. In P₃, whereas class Zygnematophyceae showed the highest specimens richness, with 34.01%, the Chlorophyceae, that had the highest number of genera, comprehended 33.52% of the total number of individuals. The use of the water fish pond for irrigation must be re-evaluated, due to eutrophic conditions of the water, the presence of potentially toxic cyanobacteria, so as the proper management employed.

Key words: aquaculture; water quality; phytoplankton composition; limnological parameters; water exchange

Artigo Científico: Recebido em 15/5/2006 - Aprovado em 15/3/2007

¹ Pós-graduanda da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Programa de Pós-graduação em Microbiologia Agropecuária

² Prof. Dr. da Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Centro de Aquíicultura e-mail: sipauba@caunesp.unesp.br

³ Endereço/Address: Universidade Estadual Paulista (UNESP), Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias Centro de Aquíicultura, Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane s/n, Jaboticabal, SP, Brasil – CEP: 14884-900

* Parte da dissertação de mestrado do primeiro autor. Programa de Pós-graduação em Microbiologia Agropecuária da Universidade Estadual Paulista

INTRODUÇÃO

Com o crescente desenvolvimento da piscicultura, a qualidade da água vem tomando impulso de grande interesse nesta linha de atuação, visto que, em um ambiente, água em condições inadequadas acarretará problemas no cultivo, levando os peixes à morte. Os impactos negativos gerados pela aqüicultura podem promover, dentre outras agravantes, a formação de florações de algas, afetando diretamente a biota aquática e, assim, promovendo rápidas alterações na qualidade da água (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2003a).

Segundo MATSUZAKI *et al.* (2004), o manejo inadequado em piscicultura geralmente acelera o processo de eutrofização, deteriorando a qualidade da água, principalmente pela administração de altas doses de ração e pela fertilização (orgânica ou inorgânica).

Os viveiros e tanques de criação de peixes são ecossistemas dinâmicos que apresentam baixa profundidade e fluxo contínuo de água, afetando diretamente as variáveis limnológicas ao longo do dia e resultando em um balanço contínuo entre os processos fotossintéticos e respiratórios das comunidades aquáticas presentes no meio (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 1994).

Os viveiros de peixes possuem uma comunidade biótica composta por diversos organismos altamente dependentes da qualidade da água e do equilíbrio entre organismos planctônicos e meio ambiente, o que torna o monitoramento dos parâmetros limnológicos imprescindível para a produção de peixes.

O viveiro objeto do presente estudado faz parte de um conjunto de seis viveiros que recebem água de outros viveiros e tanques menores de criação de peixes, camarões e rãs. A escolha do viveiro para este estudo deve-se ao fato de ser utilizado pelos funcionários da UNESP (Universidade Estadual de Paulista), Campus de Jaboticabal - SP, para fins de pesca esportiva e irrigação.

A utilização da água desse viveiro sem tratamento prévio, para fins diversos, pode trazer conseqüências negativas, visto que os sistemas de criação de peixes são geralmente eutróficos, contendo densidades razoáveis de algas, com tendência ao predomínio de cianobactérias (SIPAÚBA-TAVARES e COLLUS, 1997).

Para maior entendimento da ecologia dos sistemas de criação de peixes é indispensável o estudo da qualidade da água e sua inter-relação com

a produtividade aquática. A existência de flutuações da densidade de populações fitoplanctônicas em sistemas de criação de peixes indica a dependência desses organismos pelas condições físicas e químicas do meio, os quais, particularmente nesses ambientes, estão sujeitos a grandes oscilações determinadas pelo próprio dinamismo dos viveiros (SANTEIRO, 2005).

A estrutura e dinâmica do plâncton respondem rapidamente às mudanças do ambiente, podendo funcionar como indicadores ecológicos e, assim, auxiliar no entendimento da dinâmica do ecossistema (NOGUEIRA e MATSUMURA-TUNDISI, 1996).

O objetivo da presente pesquisa foi estudar alguns aspectos bióticos e abióticos de um viveiro de piscicultura, avaliando a qualidade da água para uso múltiplo.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado durante o período de julho 2003 a junho 2004 em um viveiro de cultivo semi-intensivo de peixes, localizado no Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista, Campus de Jaboticabal, SP, a 21°15'22" S e 48°18'58" W, apresentando área de 5.671 m² e tempo de residência ao redor de 29,5 m³/hora.

As amostras de água foram colhidas com garrafa de Van Dorn (5 L) às 9 horas da manhã, na superfície, em quatro pontos: P₁ = entrada de água no viveiro; P₂ = entrada de água proveniente da carcinicultura; P₃ = local de retirada de água para irrigação de áreas de plantio da Universidade; e P₄ = saída de água (desaguando diretamente em outro viveiro).

As variáveis limnológicas condutividade elétrica, pH e temperatura foram medidas utilizando-se sonda Horiba U-10. Oxigênio dissolvido, carbono inorgânico e alcalinidade foram determinados segundo GOLTERMAN *et al.* (1978) e MACKERETH *et al.* (1978). Amônia, nitrito, nitrato, fósforo total e ortofosfato foram determinados de acordo com KOROLEFF (1976) e GOLTERMAN *et al.* (1978). A clorofila-*a* foi avaliada segundo NUSH (1980), e os sólidos totais solúveis e demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), segundo metodologias descritas, respectivamente, em BOYD e TUCKER (1992) e GREENBERG *et al.* (1992).

Amostras de fitoplâncton foram colhidas somente no ponto P₃, local de retirada de água para fins de irrigação. Para amostragem de fitoplâncton, 5 L de água do viveiro foram filtrados em rede de 25 µm de

abertura de malha, sendo as amostras preservadas em lugol. As algas foram quantificadas em câmara de Sedgewick-Rafter. Para avaliação da densidade numérica dos organismos fitoplanctônicos, a quantidade das algas filamentosas foi avaliada através da contagem do número de células por filamento; já as algas coloniais e unicelulares foram consideradas como um único indivíduo. Os dados de densidade foram expressos em número de indivíduos/m³ e porcentagem de abundância. A identificação dos táxons fitoplanctônicos foi baseada em BICUDO e MENEZES (2006).

Para a realização da análise estatística das variáveis limnológicas foi aplicado o teste de análise de variância (ANOVA) com dois critérios: um, ao longo do período de experimento (temporal), e outro, entre os pontos investigados (espacial), utilizando o programa computacional Bio-Estat 4.0. O nível estabelecido para significância dos testes utilizados foi $P < 0,05$.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A variação dos parâmetros limnológicos foi influenciada pelo teor de matéria orgânica e de nutrientes na água provida de outros viveiros que deságuam diretamente no viveiro estudado, gerando valores médios anuais de oxigênio dissolvido (6 mg/L), condutividade (124 $\mu\text{S}/\text{cm}$), dureza (37 mg/L), fósforo total (51 $\mu\text{g}/\text{L}$), alcalinidade (93 mg/L), bicarbonato (112 mg/L), CO₂ livre (124 mg/L) e clorofila-*a* (90 $\mu\text{g}/\text{L}$) mais elevados no ponto P₁ = entrada de água no viveiro (Tabela 1).

A DBO₅ foi a única variável cujos valores não apresentaram diferença significativa ($P > 0,05$) tanto temporal quanto espacial. Ao longo do período experimental, as diferenças entre os valores de nitrito, nitrato, alcalinidade e condutividade não foram significativas ($P > 0,05$). Já em relação aos pontos de coleta, os valores de fósforo total, sólidos totais solúveis e ortofosfato não apresentaram diferenças ($P > 0,05$) significativas (Tabela 1). As Figuras 1 e 2 mostram os valores das características ambientais cujas diferenças foram significativas ($P < 0,05$) ao longo do experimento e entre os pontos investigados.

Em geral, o ponto P₁ apresentou-se mais oxigenado, com concentrações acima de 5 mg/L, porém o maiores picos de concentração de oxigênio dissolvido, com 8 mg/L, foram observados em P₁ e P₄, respectivamente em maio e julho. Nos pontos P₂, P₃ e P₄, de janeiro a junho, houve uma

tendência de decréscimo do oxigênio dissolvido, com concentrações abaixo de 4 mg/L. A menor concentração de oxigênio dissolvido foi observada no ponto P₃, em maio, com 1,89 mg/L (Figura 1).

O pH variou de 6 a 7, com médias anuais de 6,3 (P₁), 6,6 (P₂) e 6,7 (P₃ e P₄) (Figura 1; Tabela 1). A DBO₅ manteve-se abaixo de 6,0 mg/L, com as menores concentrações registradas em P₄, variando de 0,3 a 5 mg/L ao longo do período experimental (Tabela 1).

A temperatura sofreu influência direta das condições ambientais, com maiores índices no verão e menores no inverno (Figura 1). Os maiores valores de condutividade elétrica foram observados em P₁ (124,2 $\mu\text{S}/\text{cm}$) e os menores, em P₂ (100,4 $\mu\text{S}/\text{cm}$), variando de 94 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 107 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabela 1).

SIPAÚBA-TAVARES e MORENO, S.Q. (1994) verificaram um padrão similar de flutuação da condutividade em viveiros de piscicultura: período de seca e período de chuva, variando de 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com os maiores valores, obtidos no período de seca.

Os teores de sólidos totais solúveis foram maiores em P₁ (23,7 mg/L) e P₂ (22,1 mg/L) e menores em P₃ (17,1mg/L) e P₄ (17,5mg/L), formando dois grupos distintos, sendo o maior teor, 53 mg/L, registrado em P₂, em maio. Os maiores valores de dureza foram observados na entrada de água do viveiro, isto é, em P₁ (37,3 mg/L), e em geral os menores valores ocorreram nos pontos P₂ e P₃, sendo o menor valor mensal, 28 mg/L, registrado em P₂ (Figura 1; Tabela 1).

Os valores de sólidos totais solúveis obtidos neste estudo foram, em geral, inferiores aos de SILAPAJARN *et al.* (2004) em viveiros de criação de "channel catfish", variando de 4 a 340 mg/L, (média de 64 mg/L). Em geral, o procedimento de secagem antes da produção permite a formação de solos mais agregados, com menor dispersão de partículas finas para a água.

Em relação aos compostos nitrogenados, os valores médios anuais de nitrito e nitrato foram mais elevados em P₂, com 218,9 $\mu\text{g}/\text{L}$ e 15.406 $\mu\text{g}/\text{L}$ respectivamente, sendo o oposto observado para amônia: o menor valor médio, 9,7 $\mu\text{g}/\text{L}$, foi registrado em P₂, e o maior, 265,6 $\mu\text{g}/\text{L}$, em P₃ (Tabela 1). Neste caso, o setor de carnicultura (P₂) contribuiu com elevada carga de nutrientes, principalmente nitrato, para o viveiro e em P₃ (ponto de retirada de água para irrigação), de maneira que cuidados devem ser tomados quanto à utilização da

água, em razão da elevada concentração de amônia neste local (Figura 1).

Segundo McINTOSHI (2000), LEE e LAWRENCE (2001) e SIPAÚBA-TAVARES *et al.* (2003b), altas concentrações de compostos nitrogenados estão associadas aos processos de excreção dos peixes e à matéria orgânica oriunda de alimento não digerido

e da própria biota aquática. Baixas concentrações de amônia e elevadas de nitrato aumentam a disponibilidade de nitrogênio para o fitoplâncton, aumentando, conseqüentemente, a biomassa fitoplanctônica, expressa pela concentração de clorofila-*a*, e influenciando a concentração de fósforo na água (KARJALAINEN *et al.*, 1998).

Tabela 1. Valores médios, mínimos e máximos (entre parênteses) das variáveis limnológicas da água nos quatro pontos do viveiro, durante o período de experimento e o resultado do teste ANOVA de dois critérios (* $P < 0,05$; ** $P < 0,001$; ns = não significativo)

Variável	Ponto				F (temporal)	F (espacial)
	P ₁	P ₂	P ₃	P ₄		
Temperatura (°C)	23,6 (20 - 27)	23,9 (20 - 27)	23,8 (19 - 28)	24,0 (19 - 28)	390,15*	3,44*
Condutividade (µS/cm)	124,2 (107 - 135)	100,4 (94 - 107)	104,2 (96 - 112)	103,1 (96 - 108)	1,14 ^{ns}	15,31**
pH	6,3 (6 - 7)	6,6 (6 - 7)	6,7 (6 - 7)	6,7 (6 - 7)	5,83**	11,52**
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	6,3 (6 - 8)	4,8 (3 - 7)	3,9 (2 - 6)	4,7 (3 - 8)	5,17**	10,72**
Dureza Total (mg/L)	37,3 (32 - 46)	32,3 (28 - 41)	31,0 (29 - 43)	31,3 (29 - 34)	3,19*	22,34**
Sólidos Totais Solúveis (mg/L)	23,7 (3 - 42)	22,1 (3 - 53)	17,1 (6 - 35)	17,5 (4 - 38)	4,81**	1,80 ^{ns}
DBO ₅ (mg/L)	3,0 (2 - 6)	3,2 (1 - 6)	2,9 (1 - 6)	2,4 (0,3 - 5)	1,24 ^{ns}	0,95 ^{ns}
Alcalinidade (mg/L)	93,4 (84 - 108)	79,5 (62 - 87)	79,3 (64 - 85)	74,9 (74 - 87)	1,51 ^{ns}	15,40**
Bicarbonato (mg/L)	112,4 (103 - 131)	95,8 (76 - 106)	95,6 (78 - 104)	97,9 (87 - 104)	2,34*	16,54**
CO ₂ Livre (mg/L)	124 (33 - 495)	64 (33 - 120)	40 (29 - 97)	39 (8 - 75)	3,77*	6,73*
Nitrato (µg/L)	560 (172 - 2.200)	15.406 (106 - 17.700)	378 (33 - 2.200)	197,3 (28 - 416)	1,25 ^{ns}	2,80*
Nitrito (µg/L)	12,4 (1 - 22)	218,9 (50 - 432)	11,4 (0,4 - 19,4)	11,6 (0,6 - 21)	1,28 ^{ns}	47,95**
Amônia (µg/L)	231,4 (23 - 291)	9,7 (0,8 - 18)	265,6 (144 - 432)	257,3 (17 - 466)	3,74*	20,00**
Fósforo Total (µg/L)	50,8 (2 - 132)	35,7 (1 - 46)	44,0 (23 - 84)	43,3 (1 - 93)	3,26*	1,07 ^{ns}
Ortofosfato (µg/L)	17,6 (2 - 30)	11,2 (5 - 20)	11,3 (1 - 20)	17,10 (5 - 53)	9,19**	1,23 ^{ns}
Clorofila- <i>a</i> (µg/L)	90 (64 - 118)	68,0 (22 - 134)	67,7 (6 - 134)	68,8 (17 - 128)	6,50**	3,22*

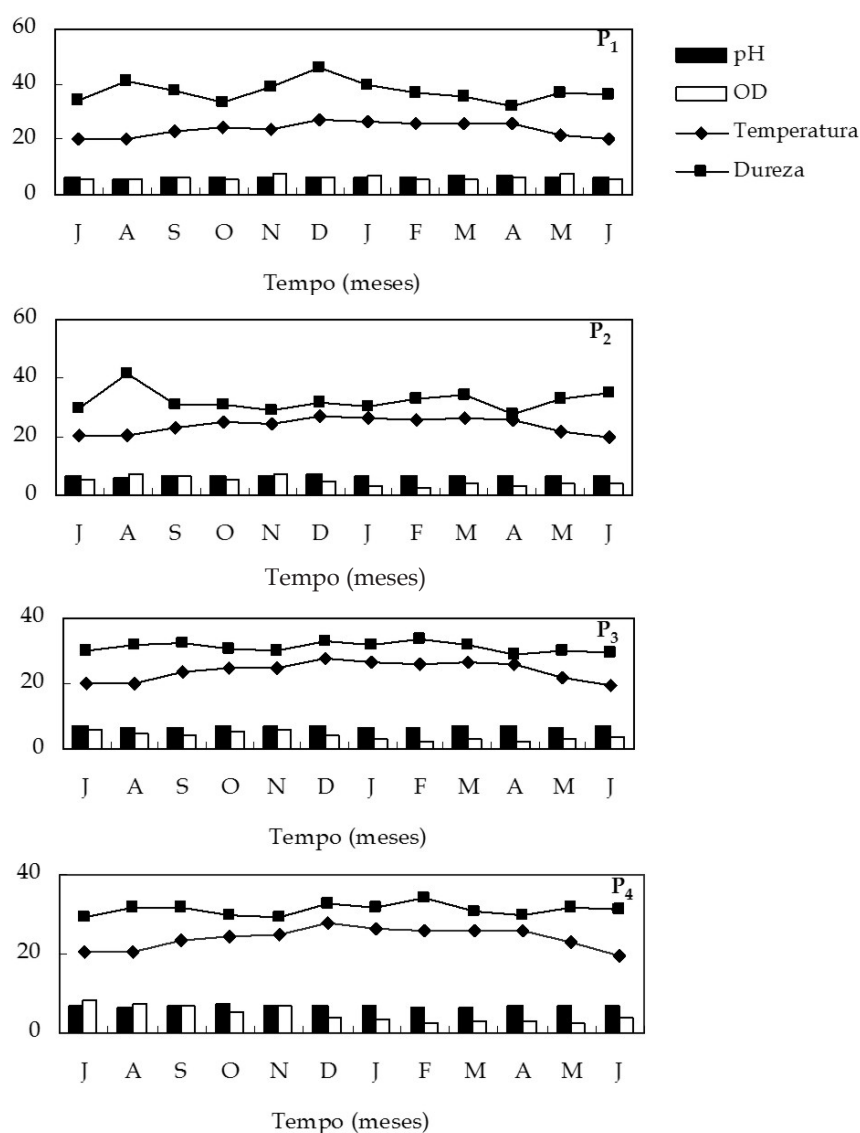


Figura 1. Variação sazonal do pH, oxigênio dissolvido (OD, mg/L), temperatura (°C) e dureza (mg/L), cujos valores foram significativamente diferentes ($P < 0,05$) em relação ao tempo e aos pontos investigados ao longo do período experimental

As concentrações de fósforo foram bem mais baixas que aquelas dos compostos nitrogenados, apresentando brusco decréscimo entre os meses de novembro e janeiro, posteriormente ao pico de clorofila-*a* e em todos os pontos pesquisados. A clorofila-*a* também decresceu após este pico, com tendência a diminuir até o final do experimento, exceto em P₁. As maiores concentrações de clorofila-*a* ao longo dos meses estudados foram observadas no ponto P₁ (90 µg/L), em que variou de 64 a 118 µg/L. O fósforo total e o ortofosfato apresentaram comportamentos similares, com tendência a elevar-se a partir do mês de fevereiro e com ligeira queda a

partir de maio. Em geral, as maiores concentrações de fósforo total foram observadas entre julho a outubro (período de estiagem), à exceção do pico no mês de fevereiro no ponto P₁, com 132 µg/litro. Os teores de fósforo total e ortofosfato foram mais elevados em P₁, com 50,8 e 17,6 µg/L, respectivamente, e mais baixos em P₂: 35,7 e 11,2 µg/litro respectivamente (Figura 2; Tabela 1). O ponto P₄, local de saída de água que escoava para o viveiro subsequente, apresentou valores consideráveis de nutrientes, condutividade e sólidos em suspensão, indicando o efeito direto da contribuição de matéria orgânica e inorgânica que ocorre em viveiros dispostos seqüencialmente.

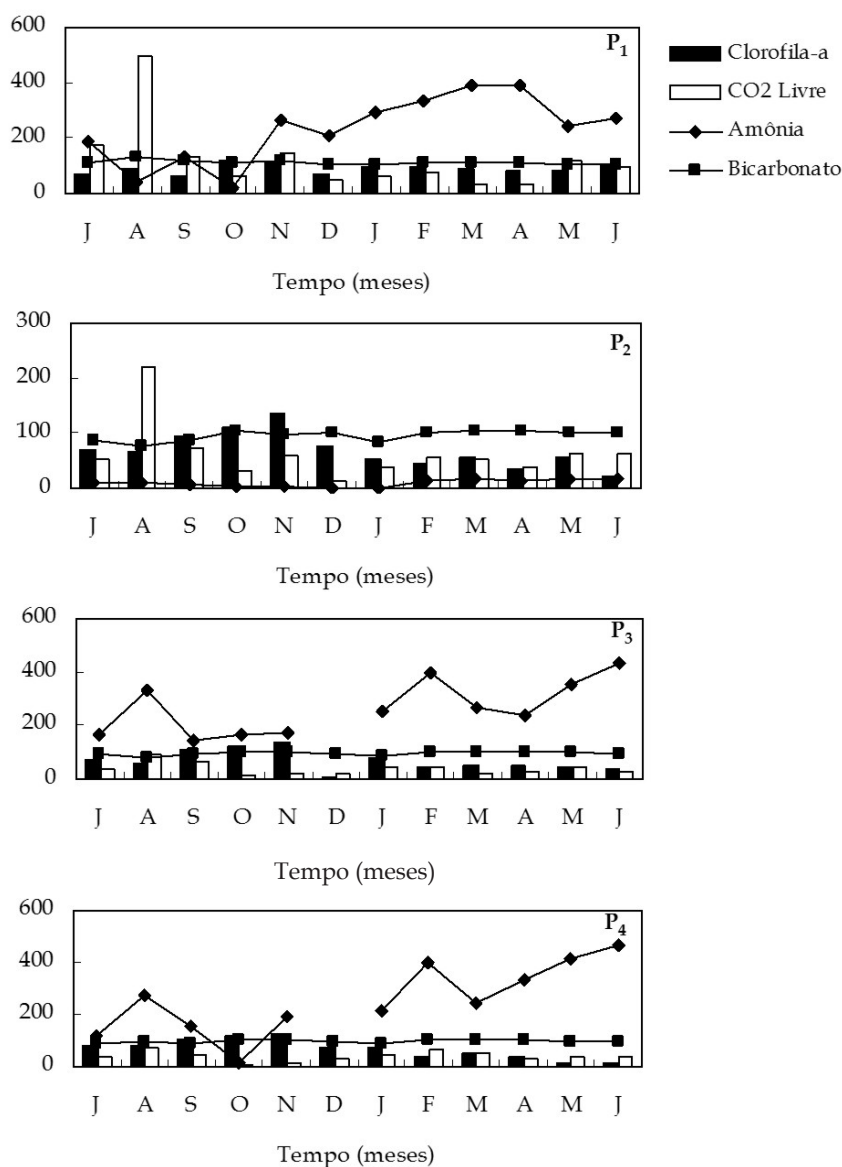


Figura 2. Variação sazonal da amônia ($\mu\text{g/L}$), clorofila-*a* ($\mu\text{g/L}$), bicarbonato (mg/L) e CO_2 livre (mg/L), cujos valores foram significativamente diferentes ($P < 0,05$) em relação ao tempo e aos pontos investigados ao longo do período experimental

Os meses de maiores concentrações de fósforo na água foram os do período de chuva, que promoveu o aumento do fluxo de água, acelerando a liberação de fósforo do sedimento e, assim, disponibilizando-o para a coluna d'água.

A limitação da produção primária é estabelecida pela quantidade de fósforo e nitrogênio disponível no ambiente. Os teores de nitrogênio e fósforo são frequentemente relacionados como os principais fatores que influem no crescimento e estrutura da comunidade fitoplanctônica, ligados à acumulação da biomassa. O fósforo é considerado fator limitante

nos viveiros de cultivo, sendo imediatamente incorporado à cadeia alimentar via fitoplâncton (AZIM *et al.*, 2004).

Os teores de carbonos inorgânicos foram mais elevados em P_1 : 124 mg/L de CO_2 livre e 112 mg/L de bicarbonato, este último, dominante nos pontos P_2 a P_4 . A alcalinidade também foi elevada no ponto P_1 (93,4 mg/L), tendendo a diminuir nos outros pontos (Figura 2; Tabela 1).

Em relação aos organismos fitoplanctônicos, registrou-se a ocorrência de 33 gêneros, sendo 21 pertencentes à classe Chlorophyceae. As classes

Euglenophyceae e Chlamydomphyceae foram representadas, respectivamente, pelos gêneros *Trachelomonas* sp e *Chlamydomonas* sp. Destes, o primeiro gênero ocorreu somente nos meses de

outubro e abril, com, respectivamente, 1,3% e 0,9% do total de indivíduos observados. Já *Chlamydomonas* sp foi constante ao longo de todo o experimento, porém em baixa abundância (Figuras 3 e 4).

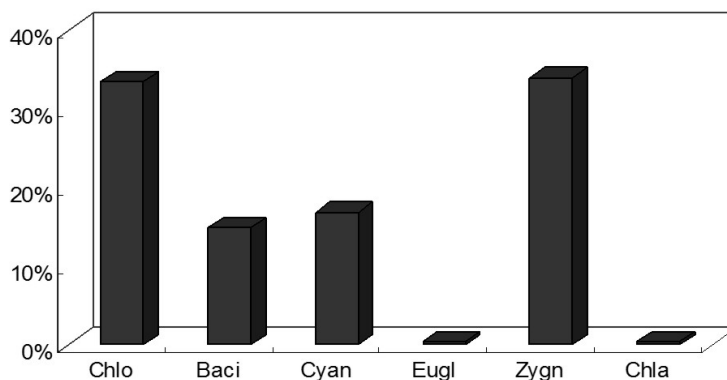


Figura 3. Percentagem de abundância de algas das diferentes classes fitoplanctônicas registradas na água do viveiro ao longo do período experimental. Chlo=Chlorophyceae; Baci=Bacillariophyceae; Cyan=Cyanophyceae; Eugl=Euglenophyceae; Zygn=Zygnematophyceae; Chla=Chlamydomphyceae

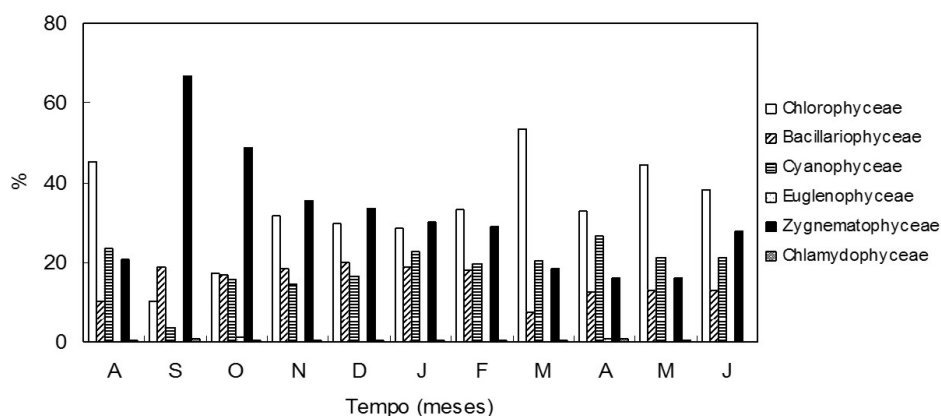


Figura 4. Abundância relativa de algas, por táxon fitoplanctônico, observada no viveiro, no ponto P3: retirada de água para irrigação, ao longo do período experimental

A presença do gênero *Trachelomonas* sp caracteriza ambiente rico em matéria orgânica e contribui de forma efetiva para a degradação biológica das substâncias orgânicas, sendo, portanto, um indicativo das condições eutróficas deste viveiro (SIPAÚBA-TAVARES e COLLUS, 1997).

Alguns autores (ALVAIN *et al.*, 2005; FERRIER *et al.*, 2005; THOMAS *et al.*, 2005) têm observado que gêneros de Chlorophyceae exigem maiores intensidades de luz que as Chrysophyceae. É provável que isto também tenha influenciado a diminuição das algas verdes no meio, visto que Bacillariophyceae e Cyanophyceae tenderam a aumentar no período de chuva, quando ocorre maior revolvimento da água e ressuspensão do sedimento, devido à baixa profundidade dos viveiros de criação

de peixes (SIPAÚBA-TAVARES *et al.*, 2003a).

Da classe Cyanophyceae foram registrados três gêneros, com *Anabaena* sp ocorrendo somente em outubro e correspondendo a 0,2% do total de organismos observados. De Bacillariophyceae foram registrados dois gêneros, com dominância de *Melosira* sp (95,1%). A classe Zygnematophyceae, representada principalmente por *Hyalotheca* sp (72,43%), foi abundante no período de chuva (setembro-janeiro), após o qual, o predomínio foi de Chlorophyceae (Figuras 3 e 4). Estas duas classes foram dominantes ao longo do experimento, com 34,01% e 33,52% respectivamente, seguidas de Cyanophyceae (16,86%), Bacillariophyceae (14,87%), Chlamydomphyceae (0,41%) e Euglenophyceae (0,33%) (Figura 3; Tabela 2).

Tabela 2. Densidade (nº indivíduos/m³) e porcentagem de organismos fitoplanctônicos registrados no ponto P₃=local de retirada de água para irrigação

Táxon	Gênero	Nº ind./m ³	%
Chlamydomonadales	<i>Chlamydomonas</i> sp	98	
Chlorophyta	<i>Actinastrum</i> sp	24	0,31
	<i>Ankistrodesmus</i> sp	321	4,12
	<i>Asterococcus</i> sp	112	1,44
	<i>Botryococcus</i> sp	163	2,09
	<i>Chlorella</i> sp	492	6,31
	<i>Coelastrum</i> sp	1.001	12,83
	<i>Crucigenia</i> sp	430	5,51
	<i>Dictyosphaerium</i> sp	310	3,97
	<i>Dimorphococcus</i> sp	25	0,32
	<i>Gloeocystis</i> sp	1.844	23,64
	<i>Golenkinia</i> sp	109	1,40
	<i>Kirchneriella</i> sp	193	2,47
	<i>Monoraphidium</i> sp	18	0,23
	<i>Pediastrum</i> sp	1.078	13,82
	<i>Scenedesmus</i> sp	782	10,03
	<i>Selenastrum</i> sp	14	0,18
	<i>Sphaerocystis</i> sp	629	8,07
	<i>Tetraëdron</i> sp	218	2,80
<i>Tetrallantos</i> sp	31	0,40	
<i>Tetrastrum</i> sp	5	0,06	
Zygnematales	<i>Closterium</i> sp	259	3,17
	<i>Cosmarium</i> sp	167	2,04
	<i>Euastrum</i> sp	370	4,53
	<i>Hyalotheca</i> sp	5.922	72,43
	<i>Mougeotia</i> sp	924	11,30
	<i>Staurastrum</i> sp	534	6,53
Bacillariophyta	<i>Melosira</i> sp	3.399	95,10
	<i>Navicula</i> sp	175	4,90
Cyanophyta	<i>Anabaena</i> sp	8	0,20
	<i>Microcystis</i> sp	3.891	96,00
	<i>Nostoc</i> sp	155	3,80

A classe Cyanophyta, que ficou entre as três mais abundantes, foi representada, principalmente, por *Microcystis* sp (96%), indicando, assim, a necessidade de especial cuidado quando a água de sistemas de criação de peixes é utilizada para fins de irrigação, devido ao potencial tóxico destas algas. Diante disso, esta água só deverá ser reutilizada para irrigação de canteiros agrícolas cuja produção não se destine ao consumo humano.

A presença de Cyanophyta no viveiro pode

estar associada ao fato de o ambiente (eutrófico) conter elevadas concentrações de nitrogênio, como também à capacidade de flutuação da alga, resistência à luminosidade e absorção do nitrogênio atmosférico, realizado através de uma organela especializada para este fim, denominada heterocisto (JAYATISSA *et al*, 2006).

A maior porcentagem de abundância de fitoplâncton foi registrada em outubro, e a menor, em maio, sendo que o período de abril a junho foi aquele

em que se observaram as menores porcentagens de organismos fitoplanctônicos. Em geral, no período de engorda de peixes, que ocorre entre os meses de outubro e fevereiro, as porcentagens de abundância de organismos fitoplanctônicos foram mais elevadas (Figura 4). De acordo com ALMEIDA e GIANI (2000), a pluviosidade desempenha papel fundamental dentre os fatores ambientais que possivelmente influem nas variações da composição do fitoplâncton de reservatório. Neste estudo, durante o período de chuva (novembro-março) foi observado aumento da concentração de material particulado em suspensão e de nutrientes. Além dos fatores ambientais, o fluxo de água e o manejo em sistemas de criação de peixes têm papel fundamental nas características físicas, químicas e biológicas da água.

PEREIRA *et al.* (2004) e SIPAÚBA-TAVARES *et al.* (2003b) verificaram que o fluxo de água afetou diretamente as concentrações de clorofila-*a* e de nutrientes da água.

Muitos autores têm estudado o comportamento da comunidade fitoplanctônica e suas etapas de sucessão sazonal. Embora essa atividade de pesquisa venha gerando uma quantidade sempre crescente de artigos, o progresso no entendimento e previsão destes processos tem sido lento.

Viveiros e tanques de criação de peixes têm a tendência de permanecer entre sistema mesotrófico e sistema eutrófico, devido à adubação orgânica ou inorgânica, que ocorrem antes do processo de permanência do peixe nos tanques ou durante o mesmo, dependendo do tipo de manejo empregado, como também ao constante aporte de alimento, pois parte dele não é assimilado pelos peixes, disponibilizando nitrogênio, via excreção, e fósforo, via urina, para a água. O viveiro estudado mostrou-se com tendência a eutrofia, encontrando-se em condições para manutenção de peixes. Porém, a utilização direta da água deste viveiro de piscicultura para irrigação de plantação para fins de consumo humano deve passar por um tratamento prévio, visto que a biomassa algal e a concentração de nutrientes estiveram em níveis não recomendados, principalmente, no período de engorda dos peixes (novembro-março). Além disso, ao longo do período experimental, a presença de cianobactérias, muitas vezes em concentrações que podem torná-las potencialmente tóxicas à biota aquática, é outro fator a ser levado em consideração, principalmente em ambientes que apresentam forte instabilidade em razão do manejo empregado.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Silvia R. L. de Laurentiz e Tatiana Betioli Fiorese, pelo auxílio nos trabalhos de campo e laboratório.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALMEIDA, L.R. e GIANI, A. 2000 Fitoplâncton do reservatório de Ibitité (MG), com ênfase na taxonomia das espécies. *Rev. BIOS, Belo Horizonte*, 8(8): 75-87.
- ALVAIN, S.; MOULIN, C.; DANDONNEAU, Y.; BRÉAON, F.M. 2005 Remote sensing of phytoplankton groups in case of water from global WIFS imagery. *Oceanography Research*, 52(11): 1989-2004.
- AZIM, M.E.; RAHAMAN, M.M.; WAHAB, M.A.; ASAEDA, T.; LITTLE, D.C.; VERDEGEM, M.C.J. 2004 Periphyton based pond polyculture system: a bioeconomic comparison of on-farm and on-station trials. *Aquaculture, Amsterdam*, 242: 381-396.
- BICUDO, C.E. e MENEZES, M. 2006 *Gêneros de algas de águas continentais do Brasil: Chave para identificação e descrições*. São Carlos: Rima Editora. 498p.
- BOYD, C.E e TUCKER, C.S. 1992 *Water quality and pond soil analyses for aquaculture*. Alabama: Auburn University Press. 183p.
- FERRIER, M.D.; BUTLER, B.R.; TERLIZZI, D.E.; LACOUTURE, R.V. 2005 The effects of barley straw (*Hordeum vulgare*) on the growth of freshwater algae. *Bio-resource Technology*, 96(16): 1788-1795.
- GOLTEMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. 1978 *Methods for physical and chemical analysis of freshwater*. London: Blackwell Sci. Publ. 213p.
- GREENBERG, A.E.; CLESCERI, L.S.; EATON, A.D. 1992 Microbiological examination. In: *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 18. ed. Washington: American Public Health Association. p.32-39.
- JAYATISSA, L.P.; SILVA, E.I.J.; McELHINEY, J.; LAWTON, L.A. 2006 Occurrence of toxigenic cyanobacterial blooms in freshwater of Sri Lanka. *Systematic and Applied Microbiology*, 29: 156-164.
- KARJALAINEN, H.; SEPPALA, S.; WALLS, M. 1998 Nitrogen, phosphorus and *Daphnia* grazing

- in controlling phytoplankton biomass and composition: an experimental study. *Hydrobiologia*, 363: 309-321.
- KOROLEFF, F. 1976 Determination of nutrients. In: GRASHOF, E. e KREMLING, E. (Ed.). *Methods of seawater analysis*. New York: Verlag Chemie Weinheim. p.117-181.
- LEE, P.G e LAWRENCE, A.L. 2001 Feed management for recirculation of aquaculture system. *Advocate*, 4(1): 27-28.
- MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.F. 1978 *Water analysis: some revised methods for limnologist*. Kendal: Titus Wilson and Sons LTDA. Freshwater Biological Association Scientific Publication, n.36. 121p.
- MATSUZAKI, M.; MUCCI, J.J.N.; ROCHA, A.A. 2004 Comunidade fitoplanctônica de um pesqueiro na cidade de São Paulo. *Rev. Saúde Pública*, 38(5): 679-686.
- McINTOSHI, R.P. 2000 Changing paradigms in shrimp farming: IV - Low proteins and feeding strategies. *Advocate*, 3(2): 44-50.
- NOGUEIRA, MG. e MATSUMURA-TUNDISI, T. 1996 Limnologia de um ecossistema artificial raso (Represa do Monjolinho - São Carlos, SP) - Dinâmica das populações planctônicas. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 8: 149-168.
- NUSH, E.A. 1980 Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigments determination. *Archiv Für Hydrobiologie*, 14: 14-36.
- PEREIRA, R.H.G.; ESPINDOLA, E.L.G.; ELLER, M.N. 2004 Limnological variables and their correlation with water flow in fishponds. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 16(3): 263-271.
- SANTEIRO, R.M. 2005 *Impacto ambiental da piscicultura na qualidade da água e na comunidade planctônica*. Jaboticabal. 93p. (Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Centro de Aqüicultura).
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; BACHION, M.A.; ROCHA, O. 1994 Estudo do crescimento populacional de três espécies zooplanctônicas em laboratório e o uso de plâncton na alimentação de alevinos de *Oreochromis niloticus* (tilapia) e *Astyanax scabripinis paranae* (lambari). *Revista UNIMAR*, 16(3): 189-201.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H. e MORENO, S.Q. 1994 Variação dos parâmetros limnológicos em um viveiro de piscicultura nos períodos de seca e chuva. *Revista UNIMAR*, 16(4): 229-242.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H. e COLLUS, D.S. de O. 1997 Estrutura da comunidade fitoplanctônica e zooplanctônica em dois viveiros de cultivo semi-intensivo de peixes (Jaboticabal, Brasil). *Bol. Lab. Hidrobiol.*, 10: 51-64.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; GOMES, J.P.F.; BRAGA, F.M. de S. 2003a Effect of liming management on the water quality in *Colossoma macropomum* ("Tambaqui") ponds. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 15(3): 95-103.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H.; BARROS, A.F. de; BRAGA, F.M. de S. 2003b Effect of floating macrophyte cover on the water quality in fishpond. *Acta Scien. Biol. Sci*, 25(1): 101-106.
- THOMAS, C.M.; PERISSINOTO, R.; KIBIRIGE, I. 2005 Phytoplankton biomass and size structure in two South African eutrophic, temporarily open/closed estuaries. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 65(1-2): 223-238.

RECUPERATION OF *Nodipecten nodosus* SCALLOP SPATS (LINNAEUS, 1758) AFTER DIFFERENT PERIODS OF PERMANENCE IN LABORATORY AND IN THE SEA

Simone SÜHNEL; Francisco José LAGREZE Squella; Jaime Fernando FERREIRA ¹

SUMMARY

The spats recuperation rate of *Nodipecten nodosus* scallop was analyzed in three different settlement times, in the laboratory and with respect to permanence in the sea. Two experiments were carried out in the Santa Catarina region, South of Brazil: the first from August to October of 2000 and the second from March to May of 2001. The eyed larvae obtained from the LMM-UFSC, were placed to be settled in collectors and remained in the laboratory for 15, 25 and 35 days. When transferred to the sea the collectors remained in the sea 10, 20 and 30 days. Regarding the recuperation in the laboratory, the highest value was obtained after 15 days of settlement in both experiments 1 and 2 (1.34 % and 1.30 % respectively). For recuperation of the spats in the sea there was no significant difference between the different times of permanence. However, when analyzing and comparing results of both the recuperation in the laboratory and that carried out in the sea, it was observed that there is a significant decrease in the recuperation of the animals in the different permanence times in the sea for spats with 15 days in the laboratory. For spats with 20 and 30 days of permanence in the sea, there was no significant difference in the recuperation rate they remained 15, 20 and 35 days in the laboratory. This study shows that for the recuperation of spats the best results were those which remained in the laboratory for 15 to 25 days and in the sea for 20 days.

Key words: *Nodipecten nodosus*; Recuperation; Spats

RECUPERAÇÃO DE PRÉ-SEMENTES DA VIEIRA *Nodipecten nodosus* (LINNAEUS, 1758) APÓS DIFERENTES PERÍODOS DE PERMANÊNCIA NO LABORATÓRIO E NO MAR

RESUMO

A recuperação de pré-sementes da vieira *Nodipecten nodosus* foi analisada em três diferentes tempos de assentamento em laboratório e de permanência no mar. Foram realizados dois experimentos, sendo o primeiro de agosto a outubro de 2000 e o segundo experimento de março a maio de 2001 na região de Santa Catarina/Brasil. No mar, os experimentos foram realizados no município de Porto Belo/SC-Brasil. As larvas "olhadas" obtidas no LMM-UFSC foram colocadas para assentamento e permaneceram no laboratório durante 15, 25 e 35 dias. Após cada período de assentamento, as pré-sementes foram transferidas para o mar, nos coletores dentro de bolsas, as quais permaneceram no mar 10, 20 e 30 dias. Para a recuperação em laboratório o maior valor foi obtido para 15 dias de assentamento nos experimentos 1 e 2 (1,34% e 1,30 % respectivamente). Na recuperação das pré-sementes do mar não houve diferença significativa entre os diferentes tempos de permanência. Entretanto, com uma análise da interação dos resultados de recuperação do laboratório e do mar, observou-se que para pré-sementes com 15 dias de laboratório há uma diminuição significativa na recuperação dos animais nos diferentes tempos de permanência no mar. Para pré-sementes com 20 e 30 dias de permanência no mar não houve diferença significativa se estas permaneceram 15, 25 ou 35 dias no laboratório. Com a realização deste estudo, pôde-se concluir que os melhores resultados de recuperação de pré-sementes foram para aquelas que permaneceram 15 a 25 dias no laboratório e 20 dias no mar.

Palavras chave: *Nodipecten nodosus*; Recuperação; pré-sementes

Artigo Científico: Recebido em: 30/06/2006; Aprovado em: 17/01/2008

¹ Laboratório de moluscos marinhos da Universidade Federal de Santa Catarina

Rua: Servidão dos Coroas s/n, Barra da Lagoa, Florianópolis /SC-Brasil cep 88061-600, e-mail jff@cca.ufsc.br

INTRODUCTION

The main critical point in the cultivation of pectinids, as well as other marine mollusks, is the obtainment of larvae and seeds (AVENDAÑO and CANTILLANEZ, 1989; HARDY, 1991). Research on the obtainment of *Nodipecten nodosus* seeds through artificial collectors placed in a natural environment, demonstrated that this species had a low collection rate (OSTINI and POLI, 1990; MANZONI e RUPP, 1993; MANZONI e POLI, 1996). LOOSANOFF and DAVIS (1963) developed techniques which benefited the production of bivalve mollusk larvae in laboratory. Currently, specific techniques are used for pectinids, such as those of CHEW *et al.* (1987), BOURNE *et al.* (1989) and ILLANES (1990).

According to URIBE (1989), for *Argopecten purpuratus* the survival of eyed larvae, up to spats with 2.5 mm, is around 12% to 20%. The settlement and spats phases are also critical stages for the cultivation of bivalves (SASTRY, 1965; BOURNE *et al.*, 1989), in particular for species with little tradition in larvae cultivation such as *Nodipecten nodosus*. In the settlement, the mortality of larvae can be due to the substratum and the sensibility to changes in the physical and chemical parameters of the environment (YAMAMOTO, 1964).

After the settlement phase, the animals denominated as spats or young can be transferred to the sea or remain in the laboratory for some time (BOURNE and HODGSON, 1991). It is important to highlight, however, that in these phases the animals are very vulnerable to various factors such as, dehydration, predation, suffocation, or any other environmental stresses (LAINING, 2002). Therefore, the way the animals are transported to the sea can affect their survival. Guaranteeing sufficient water and adequate and constant temperature are procedures that can diminish stress during transportation. In addition, the maintenance of the structures at the cultivation locale, from the removal of the incrustated organisms to the periodic inspection of the sustaining system can guarantee a higher chance of survival in this phase (LAINING, 2002).

The studies about aspects of larvae and settlement in *Nodipecten nodosus* have been developed in southern Brazil since 1994, and included in many experiments like RUPP (1994), RUPP and POLI (1994), RUPP (1996), RUPP and PARSONS (2004), RUPP *et al.* (2004a), RUPP *et al.* (2004b), RUPP *et al.* (2005) and ZANETTI (2007). However, none of them

establishes solve the decision of how many times we have to keep the larvae in laboratory and in the sea after detachment to improve the survival and grow.

Therefore, with the objective of contributing to the cultivation techniques in the settlement phase of *Nodipecten nodosus*, and to the viability of the commercial production of this pectinid, this study analyzed the recuperation, in the settlement phase, of *Nodipecten nodosus* spats after different time periods in laboratory and in the sea

MATERIAL AND METHODS

The experiment for the study of spats recuperation in laboratory settlements was carried out in the Laboratório de Moluscos Marinhos (Marine Mollusk Laboratory) (LMM), at the Federal University of Santa Catarina (UFSC), located in Florianópolis/SC-Brazil. A surface long line was used to maintain the spats and the collectors in the sea, located in the municipality of Porto Belo/SC-Brazil (5 meters deep).

Egg laying inducement / larvae culture

The reproducers of *Nodipecten nodosus* were maintained in the laboratory, in tanks with circulating sea water, at a temperature of 17 °C and with constant ventilation, daily feeding constituted of micro-algae *Isochrysis galbana* variety Tahiti and *Chaetoceros calcitrans*, to a final concentration of 2×10^4 cel.mL⁻¹, remaining at least 15 days in this system before egg laying inducement.

The LMM used the technique for egg laying inducement and fertilization according to RUPP (1994) and RUPP (1996), with high phytoplankton density and water temperature variation (from 17 °C to 26 °C) in the inducement tanks. In the larval cultivation the techniques RUPP (1994) and RUPP *et al.* (1997) were also used, which basically consist of: transference of the embryos to the larvae-culture tanks; daily tank water changes; filtering with different meshes; daily feeding with micro-algae (*Isochrysis galbana* variety Tahiti, *Chaetoceros calcitrans* and *Nannochloropsis oculata*); antibiotic (Chloranphenicol) addition in the food and controlled water temperature, varying from 23 °C to 25 °C.

Experiment 1: Settlement carried out between August and October, 2000

In each settlement tank containing settling stage larvae, with a volume of 100 liters, 45 polypropylene collectors were placed as substratum for larvae

settlement. In this experiment, nine tanks were used. In each tank 200,000 settling stage larvae were placed (an approximate density of 1.9 larvae.mL⁻¹), totalizing 1,800,000 individuals. The daily food of the larvae was constituted of a combination of three micro-algae: *Isochrysis galbana*, *Chaetoceros calcitrans* and *Nannochloropsis oculata*, in final concentrations of 4,000 to 5,000 cells.mL⁻¹ in the settlement tanks.

Experiment 2: Settlement carried out between March and May, 2001

In each settlement tank containing settling stage larvae, with a volume of 300 liters, 48 polypropylene collectors were placed as substratum for larvae settlement. In this experiment 3 tanks were used. In each tank 400,000 settling stage larvae were placed (an approximate density of 1.3 larvae.mL⁻¹), totalizing 1,200,000 individuals. The daily food of the larvae was constituted of a combination of three algae: *Isochrysis galbana*, *Chaetoceros calcitrans* and *Nannochloropsis oculata*, in final concentrations of 3,000 to 5,000 cells.mL⁻¹ in the settlement tanks.

In both experiments, the water temperature was maintained at 25 ± 0.5 °C, the ventilation was constant, the tank water changes were carried out daily and the spats remained under settlement conditions, in the laboratory for three time periods: 15 days; 25 days and 35 days. To minimize the bacterial growth during the settlement process in laboratory, an antibiotic (Chloramphenicol) was added to the micro-algae, in a concentration of 5 mg.L⁻¹. At the end of each settlement time in the laboratory, an allotment was transferred to the sea, represented by nine nitex mesh bags, with mesh aperture of 500 µm, in each of which four collectors from the settlement tanks were placed. Each transferred allotment remained in the sea for three different time periods: 10 days; 20 days and 30 days, in both experiments. For each time period they remained in the sea, triple samples were used.

Samplings

Before transferring each allotment to the sea an initial sampling was carried out to quantify the spats settled in the collectors. The sampling number was three collectors/tank for experiment 1, and four collectors/tank for experiment 2. Using a brush, the seeds were detached from the collectors and a total count was carried out for each of the collectors. In the sea, the collectors were placed inside the bags and suspense in surface long lines at depths of

two meters. The bags were brushed once a week to remove incrusting organisms to maintain the structures.

In each allotment, three bags of each permanence time in the sea were returned for sampling. In the laboratory, the samplings were carried out with a brush. After removing the collectors, all the spats were counted with the help of a microscope and/or magnifying glass.

RESULTS

Settlement of spats in laboratory

Both in experiment 1 and 2, the number of spats recuperated in laboratory from the quantity of settling stage larvae placed for settlement, showed significant differences ($p < 5\%$) among the different times of settlement, after the multiple variance analysis and comparison test among measurements, according to the test Tukey (HSD).

The best result in experiment 1 was obtained after 15 days of settlement in laboratory with an average recuperation of 178.7 individuals per collector (Table 1) ($F = 15.98129$; < 0.0001 ; $df = 2$). In experiment 2, the best result was also obtained after 15 days of settlement in laboratory with an average recuperation of 108 individuals per collector (Table 1) ($F = 4.357312$. $\alpha < 0.0209$; $df = 2$). In experiment 1, the standard deviation of the results presented very high values; in experiment 2, these values were lower.

Recuperation of spats from the sea

According to the results obtained in the recuperation of spats from the sea, neither experiment 1 (Table 2) nor experiment 2 (Table 2) showed significant differences ($p > 5\%$) among the different times of settlement in the laboratory that were returned to the sea, after a non-parametric analysis of the data using the Kruskal-Wallis test.

Interaction analysis of the laboratory and sea effects

With the objective of analyzing the interaction between the recuperation of spats in laboratory and in the sea, the multiplication of spats recuperation percentage in laboratory by the spats recuperation percentage in the sea, was carried out for all time periods tested.

When these two effects are analyzed together ($p = 5\%$), in both experiments 1 and 2, a significant difference can be observed, after the Qui-square test, for spats after 15 days in laboratory. For experiment 1,

the highest recuperation value was obtained after 10 days in the sea, and the lowest value after 30 days in the sea, respectively, 13.89 and 4.51 (Figure 1A) ($Q_2 = 4.789853$; $p < 0.05$ and $df = 1$). For experiment 2, the highest recuperation value was obtained after 20 days in the sea, and the lowest value after 30 days,

respectively 37.16 and 11.43 (Figure 2B) ($Q_2 = 13.61912$; $p < 0.01$ and $df = 1$). For samples with 25 and 30 days in laboratory there was no significant difference, after the Qui-square test, in the joined affect analysis, in both experiments 1 and 2 (Figure 1A and 1B).

Table 1. Average number of *N. nodosus* spats recovered per collector in the different time periods of settlement in laboratory, and survival percentage (N = 9) for experiments 1 and 2

Time of settlement (days)	Average \pm divergence	Survival (%)
<i>Experiment 1</i>		
15	178.7 \pm 91.59 ^a	1.34
25	60.8 \pm 41.82 ^b	0.46
35	25.6 \pm 26.50 ^b	0.19
<i>Experiment 2</i>		
15	108.0 \pm 39.43 ^a	1.30
25	59.9 \pm 14.43 ^b	0.72
35	51.4 \pm 16.06 ^b	0.62

Table 2. Recuperation of *N. nodosus* spats from the sea, for each settlement time in the laboratory (N = 3) for experiments 1 and 2, expressed in percentage

Time of permanence in the sea (days)	15 days of settlement in laboratory (%)	25 days of settlement in laboratory (%)	35 days of settlement in laboratory (%)
<i>Experiment 1</i>			
10	10.35 \pm 4.75	23.05 \pm 11.31	16.67 \pm 14.23
20	8.11 \pm 3.82	11.52 \pm 5.50	12.75 \pm 9.74
30	3.36 \pm 1.65	12.89 \pm 9.83	9.48 \pm 5.08
<i>Experiment 2</i>			
10	18.72 \pm 9.72	39.44 \pm 14.26	38.31 \pm 16.44
20	28.09 \pm 16.45	32.04 \pm 7.61	27.49 \pm 6.33
30	8.54 \pm 4.84	32.02 \pm 3,02	23.59 \pm 8.57

Also, a significant difference was observed after the Qui-square test, in the recuperation of spats that remained in the sea for 10 days after all the settlement times, 15, 25 and 35 days in the laboratory, in both experiments. For experiment 1, the highest recuperation time obtained was 13.89 for 15 days of laboratory, and the lowest 3.25 for 35 days (Figure 1A) ($Q_2 = 6.608767$. $p < 0.01$ and $df = 1$); and for experiment 2, the highest recuperation value was of 24.91 for 15 days of laboratory, the lowest being 6.84 for 35 days (Figure 1B) ($Q_2 = 10.28489$; $p < 0.01$ and $df = 1$).

In experiment 1, after 20 days in the sea, there was also a significant difference, after the Qui-square test, for the joined effect of spats that remained in the

laboratory for 15 and 35 days, the highest value being 10.89 for 15 days, and the lowest 2.49 for 35 days (Figure 1A) ($Q_2 = 5.281491$. $p < 0.05$ and $df = 1$).

In experiment 2, after 20 days in the sea, the significant difference obtained after the Qui-square test, was for the three time periods 15, 25 and 35 days of settlement in laboratory, the highest value being 37.16 for 15 days and the lowest 4.87 for 35 days (Figure 1B) 1 ($Q_2 = 24.80943$; $p < 0.01$ and $df = 1$).

For the effect of spats that remained in the sea for 30 days, there was no significant difference, after the Qui-square test, in the settlement times tested in laboratory for both experiments 1 and 2 (Figure 1A and 1B).

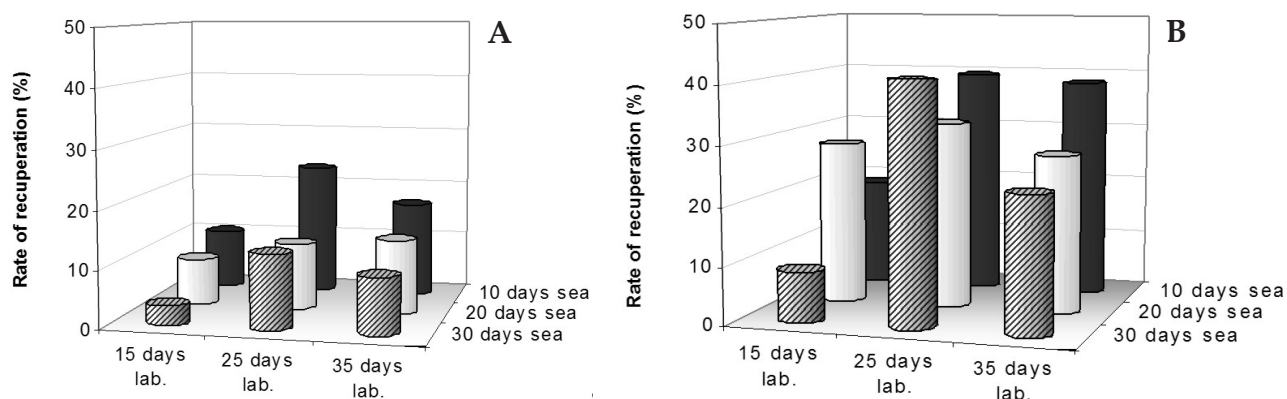


Figure 1. Analysis of the joined effect of recuperation percentages of *Nodipecten nodosus* spats maintained for different time periods in the laboratory and in the sea; A) for experiment 1; and B) for experiment 2

DISCUSSION

In this study, the minimum period of permanence (15 days) in laboratory was tested of the larvae of *Nodipecten nodosus* to guarantee a higher percentage of their metamorphosis. According to SASTRY (1965), and HODGSON and BOURNE (1988), the development period of pectinid larvae depends mainly on the species cultivated and the temperature.

According to SASTRY (1965), the metamorphosis process does not occur instantaneously in the settlement phase. URIBE (1989), for *Argopecten purpuratus*, mentions that this process generally is completed within 48 hours and that the settlement phase takes an average of 15 days. During this period, many larvae after settling, detach from the substrates, float in water column until settling again later (SASTRY 1965; URIBE 1989).

Another factor that helped in determining the minimum time of 15 days was the size of the spats. According to URIBE (1989), the pectinid spats of *Argopecten purpuratus* reached an average size of 450 μm , after this settling time. The bags used in this experiment to transfer the collectors to the sea have a minimum mesh size of 500 μm , since a smaller mesh than this makes difficult the passage and circulation of water inside the bags.

The results of the present study showed that in both experiments 1 and 2, the recuperation of the *Nodipecten nodosus* spats after settling in laboratory is higher in the first 15 days of settlement, decreasing throughout days after that, with the lowest values recorded at 35 days of settlement.

In the phase of settlement and during metamorphosis, the survival of the pectinid larvae can

be affected by the water temperature, salinity, cultivation density, quantity and quality of food, abundance of predators and by natural mortality occurring in this phase (YAMAMOTO, 1964). Also, the collector position and orientation (PEARCE and BOURGET 1996, HARVEY *et al.*, 1997, TAYLOR *et al.*, 1998, DE LA ROCHE *et al.*, 2005), the water current, in relationship to the collector deep installation (HODGSON and BOURNE 1988, PEARCE *et al.*, 1994, MANUEL *et al.*, 2000, ROBERT and NICOLAS 2000) has been described to interfere in this phase survival.

In this study, the decrease in the spats average recuperation during the period in laboratory or in the sea can be related, among other factors, to the natural mortality of pectinids which occurs in this phase. This fact has also been described by PAUL *et al.* (1981) for *Chlamys opercularis* and *Pecten maximus*.

Many food sources can be found in the sea including, different species of microalgae and organic material in suspension. On the other hand, in the laboratory, the food sources are restricted to two, three, or in some cases four species of microalgae, which can affect the survival of the spats during this time. BOURNE and HODGSON (1991) mention that, for *Patinopecten yessoensis* in initial phase, a diet with three or four species of microalgae does not supply a complete nutritional diet. Not only the quality but also the amount of food can effect the spats survival as described by NICOLAS and ROBERT (2001).

Another important aspect in the quality and nutritional value of the food is the relationship between the presence of lipids and fatty acids (PUFAS) and larval survival, as described by MILKE *et al.* (2004) for *Placopecten magellanicus*. The density

of the larvae in the settlement is an important factor that influences the success of the metamorphosis. In the present study a density of 1.3 and 1.9 larvae mL⁻¹ was which is close to that recommended for other species. As an example, according to BOURNE and HODGSON (1991), for *Patinopecten yessoensis* with a density of 2 larvae mL⁻¹, 81.5% of the metamorphosis was obtained.

When analyzing the interaction of recuperation percentages in the laboratory and in the sea, the joined effect, it can be observed that for spats with 35 days in laboratory, as well as those with 30 days in the sea, the recuperation in the different times tested did not vary. This probably occurs because the older spats are bigger, and more resistant to predators, suffocation, handling, fouling and variations in environmental conditions.

Referring to predators, AVENDAÑO and CANTILLANEZ (1989), attribute the loss of *Argopecten purpuratus* spats to the presence of crustaceans in the collectors. BRAND *et al.* (1980) also mention the decrease of *Chlamys opercularis* and *Pecten maximus* spats, in the sea, due to the presence of different species of predator crustaceans in the collectors. According to DISALVO *et al.* (1984), the larvae of predator crustaceans enter the bags and complete their development inside the bags, feeding on *Argopecten purpuratus* spats. This was proven by the authors above, through the presence of a great quantity of shells found at the bottom of the bags. Data showing the presence of predators were not collected in the present study, however, small crustaceans were found inside the bags with the collectors, which were possibly predators. Therefore, it is recommended that a new study be carried out, with the objective of studying the presence of predators in the bags with the collectors for *Nodipecten nodosus*.

According to TOWNSEND *et al.* (1991), after a certain period of time in the sea, the bivalve spats liberate their bissus and accumulate at the bottom of the bag, which can cause their death. This probably occurs due to the "bite" phenomenon, where the valves of an animal close down together with those of another animal damaging the soft areas of the spats. Besides this, the survival of the spats that are at the bottom of the bag can be affected by possible suffocation. In this way, it is recommended that studies are carried out to determine the moment in which *Nodipecten nodosus* liberates its bissus; this

might help producers to avoid the damage described above.

CLAEREBOUDT *et al.* (1994) mention that the presence of fouling reduces the water flow inside of the bags which decreases the entrance of food. The organisms that generally compose the fouling serve as filters, which generates competition for food between the spats and the fouling. In the same way, its presence can reduce the supply of oxygen (WALLACE and REISNES 1985). Therefore, studies with the presence of fouling in the initial phase for the *Nodipecten nodosus* are recommended.

With the joined effect analysis, it was possible to observe that for spats with 15 days of settlement in laboratory, a great mortality rate occurred in the sea along 30 days. This fact was not observed for spats with 25 and 35 days of settlement in the laboratory, for which the mortality in the sea did not vary throughout 30 days. URIARTE *et al.* (1996) also observed a higher mortality with time for younger *Argopecten purpuratus* spats, with average size smaller than 1 mm. According to BOURNE *et al.* (1989), during the settlement phase a high mortality rate occurs, and after this period as the animals grow there's a decrease in mortality.

Another important point that needs to be considered is the comparison between the two experiments which, in spite of some variations in methodology and in environmental factors, presented the same pattern of results.

For example, the recuperation average of spats throughout the time in the laboratory was similar for both experiments 1 and 2, something which is expected in light of the fact that in the laboratory the environmental conditions are controlled.

For recuperation of spats in the sea, the same pattern of results was observed along the time periods, however, it is important to highlight that the data for recuperation averages of spats in the sea obtained in experiment 2 (Table 2) are higher than those of experiment 1 (Table 3). This can be attributed to various factors, such as the fact that the collectors used in experiment 1 were new and those of experiment 2 had already been used before, something which probably interfered in the settling because of the presence of biofilm in the collectors used.

This aspect can be supported by many results from different authors (FOIGHIL *et al.*, 1990, PARSONS *et al.*, 1993, HARVEY *et al.*, 1995, PEARCE

and BOURGET 1996, AVENDAÑO HERRERA *et al.*, 2002, AVENDAÑO HERRERA *et al.*, 2003), who states that the biofilm has an important role in the settlement induction and metamorphosis of scallop larvae.

Also, these values can be attributed to the food supplied in the settling phase, as well as to physical-chemical factors of the sea water, such as sea water temperature which presented average values of 18.5°C in experiment 1 and 25.1°C in experiment 2.

As can be seen in RUPP and PARSONS (2004) and RUPP *et al.* (2005), the total seston presented low values with 25% organic material and the chlorophyll *a* values indicates an energetically rich place to keep scallops spats. Thus, this study supports the conclusion that spats with between 15 and 25 days of settlement in laboratory present better results from the biological and economic view point.

After 15 days of settlement there is a higher recuperation of spats in laboratory, and for 25 days of settlement there is no variance along the time of recuperation of the animals in the sea. Regarding expenses, the best scenario is to keep the animals the shortest time possible in the laboratory. Despite the advantages of a laboratory with controlled environmental conditions for production, it demands the cultivation of microalgae in great quantities, as well as good asepsis of the local environment, which turns the process onerous and demands intensive labor.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are grateful to CAPES, for the graduate scholarship, and to the BMLP Project (CIDA) and INCO Project (European Union) for the financial contribution to the Project. We would like also to thank Dr. Guilherme Sabino Rupp and the MSc Micheline Mendes de Bem, for their support and advice during the course of the work.

REFERENCES

- AVENDAÑO, M.D. and CANTILLANEZ, M. S. 1989 Observaciones sobre captación de semillas de *Argopecten purpuratus* (Lamarck, 1819) en la Bahía de Mejillones del Sur, Chile. *Estud. Oceanol.* 8: 51-59.
- AVENDAÑO HERRERA, R.; RIQUELME, C.; SILVA, F., 2002 Utilización de biopelículas bacterianas em el asentamiento de larvas de *Argopecten purpuratus* (LAMARK, 1819) en un hatchery comercial. *Rev. Biol. Mar. Ocean.*, 37: 35-41.
- AVENDAÑO HERRERA, R.; RIQUELME, C.; SILVA, F.; AVENDAÑOD, M.; IRGANG, R., 2003 Optimization of settlement of larval *Argopecten purpuratus* using natural diatom biofilms. *J. Shellfish. Res.*, 22: 393-399.
- BOURNE, N.; HODGSON, C.A.; WHYTE, J.N.C. 1989 A manual for Scallop Culture in British Columbia. Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences, No. 1694, 215pp.
- BOURNE, N. and HODGSON, C.A. 1991 Development of a viable nursery system for scallop culture. In: S.E. Shumway and P.A. Sandifer (Editors), An International Compendium of Scallop Biology and Culture. World Aquaculture Workshop, No 1. *The World Aquaculture Society*, Baton Rouge, pp. 273-280.
- BRAND, A.R.; PAUL, J.D.; HOOGESTEGER, J.N. 1980 Spat settlement of the scallop *Chlamys opercularis* (L.) and *Pecten maximus* (L.) on artificial collector. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, 60: 379-390.
- CHEW, K.K.; BEATTIE, J.H.; DONALDSON J.D. 1987 Bivalve mollusc hatchery techniques, maturation and triggering of spawning. In: International Seminar on Shellfish Culture Development and Management. France: La Rochelle, pp. 1-22.
- CLAERBOUDT, M.R.; BUREAU, D.; CÔTE J.; HIMMELMAN, J.H. 1994 Fouling development and its effect on the growth of juvenile giant scallops (*Placopecten magellanicus*) in suspended culture. *Aquaculture*, Amsterdam, 121: 327-342.
- DISALVO, L.; ALARCON, E.; MARTINEZ, E.; URIBE E. 1984 Avances en el cultivo masivo de *Chlamys (Argopecten) purpuratus* (Lamarck, 1819) y notas sobre su historia natural. *Revista Chilena de Historia Natural*, 57: 35-45.
- DE LA ROCHE, J. P.; LOURO, A.; ROMAN, G. 2005 Settlement of *Chlamys sp.* (L.) in the hatchery. *Journal of Shellfish Research*, 24 (2): 363-368.
- FOIGHIL, D.O.; KINGZETT, B.; FOIGHIL, G.O.; BOURNE, N. 1990 Growth and survival of Japanese scallop, *Patinipecten yessoensis*, in nursery culture. *J. Shellfish. Res.* 9: 135-144.
- HARDY, D. 1991 Scallop farming. Fishing news books, Oxford, England.

- HARVEY, M.; MIRON, G.; BOURGET, E. 1995 Resettlement of Iceland scallop (*Chlamys islandica*) spat on dead hydroids: response to chemical cues from the protein-chitinous perisarc and associated microbial film. *Journal of Shellfish Research*, 14: 383-388.
- HARVEY, M.; BOURGET, E.; GAGNÉ, N. 1997 Spat settlement of the giant scallop, *Placopecten magellanicus* (GMELIN, 1791), and other bivalve species on artificial filamentous collector coated with chitinous material. *Aquaculture*, 148: 277-298.
- HODGSON, C.A. and BOURNE N. 1988 Effect of temperature on larval development of the spiny scallop, *Chlamys hastata* Sowerby, with a note on metamorphosis. *Journal of Shellfish Research*, 7 (3): 349-357.
- ILLANES, J.E. 1990 Cultivo del ostion del norte *Argopecten purpuratus*. In: Hernandez, R. A., 1990 Cultivo de moluscos en America Latina. Bogotá: CIID, p. 211-230. Memorias Segunda Reunion Grupo de trabajo Tecnico.
- LAING, I. 2002 Scallop Cultivation in the UK: a guide to site selection. Centre for environment, fisheries and aquaculture science CEFAS, 26p.
- LITTLEPAGE, J.L. 1998 Oceanografia: manual de técnicas oceanográficas para trabalhos em laboratório e a bordo. Fortaleza: EUFC, 100 pp.
- LOOSANOF, V.L. and DAVIS, H.C. 1963 Rearing of bivalve mollusks. In: Russel, F.S.. Advances in marine biology 1. London: Academic Press, 136pp.
- LORENZEN, C.S. 1967 Determination of chlorophyll and pheo-pigments: spectro photometric equations. *Limnol. Oceanogr.*, 12: 343-346.
- MANUEL, J. L.; PEARCE, C.M.; MANNING, D.A.; O'DOR, R.K. 2000 The response of sea scallop (*Placopecten magellanicus*) veligers to a weak thermocline in 9-m deep mesocoms. *Mar. Biol.*, 137: 169-175.
- MANZONI, G.C. and RUPP G.S. 1993 Estudo da biologia reprodutiva e viabilidade de cultivo de *Lyropecten nodosus* (Linnaeus, 1758) (Molusca: Pectinidae) na Ilha do Arvoredo - SC. Florianópolis: UFSC, 35pp.
- MANZONI, G.C. and POLI, C.R. 1996 Asentamiento del pectinideo (Mollusca: Bivalvia) en sistemas de captación submerso en la Isla do Arvoredo (27°17'S - 48°22'W) Santa Catarina - Brasil. Associação Latino Americana de Acuicultura, Coquimbo, Chile.
- MILKE, L.M.; BRICELJ, V.M.; PARRISH, C.C., 2004 Growth of postlarval sea scallops, *Placopecten magellanicus*, on microalgal diets, with emphasis on the nutritional role of lipids and fatty acids. *Aquaculture*, 234: 293-317.
- NICOLAS, L. and ROBERT, R., 2001 The effect of food supply on metamorphosis and post-larval development in hatchery-reared *Pecten maximus*. *Aquaculture* 192: 347-359.
- OSTINI, S. and POLI, C.R. 1990 A situação do cultivo de moluscos no Brasil. In: Hernandez, R. A., 1990. Cultivo de moluscos en America Latina. Bogotá: CIID, pp. 311-325. (Memorias Segunda Reunion Grupo de trabalho Tecnico).
- PARSONS, G.J.; DADSWELL, M.J.; ROFF, J.C. 1993 Influence of biofilm on settlement of sea scallop, *Placopecten magellanicus* (GMELIN, 1791), in Passamaquoddy Bay, New Brunswick, Canadá. *Journal of Shellfish Research*, 12 (2): 279-283
- PAUL, J.; BRAND A.R.; HOOGESTEGER, J.N. 1981 Experimental cultivation of the scallop *Chlamys opercularis* (L.) and *Pecten maximus* (L.) using naturally produced spat. *Aquaculture*, Amsterdam, 24: 31-44.
- PEARCE, C.M.; O'DOR, R.K.; GALLAGER, S.M.; MANUEL, J.L.; MANNING, D.A.; BOURGET, E. 1994 Settlement and metamorphosis of sea scallop (*Placopecten magellanicus*) larvae in 9-m deep mesocoms. *Bull. Aquac. Assoc. Canada*, 94 (2): 12-14.
- PEARCE, C.M. and BOURGET, E. 1996 Settlement of larval of the giant scallop, *Placopecten magellanicus* (GMELIN, 1791), on various artificial and natural substrata under hatchery-type conditions. *Aquaculture*, 141: 201-221.
- ROBERT, R. and NICOLAS, L. 2000 The effect of seawater flow and temperature on metamorphosis and post larval development in the great scallop. *Aquaculture International*, 8: 513-530.

- RUPP, G.S. 1994 *Obtenção de reprodutores, indução à desova e cultivo larval e pós-larval de Nodipecten nodosus* (Linnaeus, 1758) (Bivalvia: Pectinidae). Florianópolis. 132pp. (Dissertação de Mestrado em Aquicultura. Universidade Federal de Santa Catarina)
- RUPP, G.S. and POLI, C.R. 1994 Spat production of the sea scallop *Nodipecten nodosus* (Linnaeus, 1758), in the hatchery: initial studies in Brazil. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, 2: 91-96.
- RUPP, G.S. 1996 Desenvolvimento de tecnologia de produção de sementes de *Nodipecten nodosus* (Linnaeus, 1758) (Bivalvia: Pectinidae). Relatório Final. Projeto RHA/E/PIBIO. UFSC. 57pp.
- RUPP, G.S.; VÉLEZ A.; DE BEM, M.M.; POLI, C.R. 1997 Effect of temperature on conditioning and spawning of the tropical scallop *Nodipecten nodosus* (Linnaeus, 1758). 10th International Pectinid Workshop - La Paz, México.
- RUPP, G.S. and PARSONS, G.J. 2004 Effects of salinity and temperature on the survival and byssal attachment of the lion's paw scallop *Nodipecten nodosus* at its southern distribution limit. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 309: 173-198.
- RUPP, G.S.; PARSONS, G.J.; THOMPSON, R.J.; BEM, M.M. 2004a Effect of depth and stocking density on growth and retrieval of the postlarval lion's paw scallop, *Nodipecten nodosus* (Linnaeus, 1758). *Journal of Shellfish Research*, 23: 473-482.
- RUPP, G.S.; PARSONS, G.J.; THOMPSON, R.J.; BEM, M.M. 2004b Influence of food supply on post-metamorphic growth and survival of hatchery produced lion's paw scallop, *Nodipecten nodosus* (Linnaeus, 1758). *Journal of Shellfish Research*, 23: 5-13.
- RUPP, G.; PARSONS, G.J.; THOMPSON, R. J.; BEM, M.M. 2005 Influence of environmental factors, season and size at deployment on growth and retrieval of postlarval lion's paw scallop *Nodipecten nodosus* (Linnaeus, 1758) from a subtropical environment. *Aquaculture*, Amsterdam, 243: 195- 216.
- SASTRY, A.N. 1965 The development and external morphology of pelagic larval and post-larval stages of the bay scallop, *Aequipecten irradians concentricus* say, reared in the laboratory. *Bulletin of Marine Science*, 15 (2): 417-435.
- STRICKLAND, J.D.H. and PARSONS T.R. 1972 A practical handbook of seawater analysis. 2. Ed. Ottawa: Queen's Printer. 310 pp. (F.R.B.Can. Bulletin, 167).
- TAYLOR, J.J.; SOUTHGATE, P.C.; ROSE, R.A. 1998 Assessment of artificial substrate for collection of hatchery-reared silver-lip pearl oyster (*Pinctada maxima, jameson*) spat. *Aquaculture*, 162: 219-230.
- TOWNSEND, L.D.; KINGZETT B.C.; BOURNE N. 1991 An improved method for handling large numbers of juvenile scallop. *Aquaculture*, Amsterdam, 92: 389-392.
- URIBE, E.T. 1989 Actualidad de la producción de semilla del ostín del norte en sistemas de ambiente controlado (hatchery). Universidad Católica del Norte, Coquimbo, Chile, pp. 87-93.
- WALLACE, J.C. and REISNES, T.G. 1985 The significance of various environmental parameters for growth of the iceland scallop, *Chlamys islandica* (Pectinidae) in hanging culture. *Aquaculture*, Amsterdam, 44: 229-242.
- YAMAMOTO, G. 1964 Studies on the propagation of the scallop *Patinopecten yessoensis* (Jay) in Mutsu Bay. *Fish. Res. Board Can. Trans. Ser.*, 1054, 68pp.
- ZANETTE, G.B. 2007 Influência do tipo de coletor e do tempo de larvicultura na taxa de assentamento da vieira *Nodipecten nodosus* (L.) em laboratório. Florianópolis. 33 pp. (Dissertação de Mestrado em Aquicultura. Universidade Federal de Santa Catarina)

BACTERIAL DENSITY AND COLIFORM ORGANISMS IN WATERS AND OYSTERS OF PARANAGUÁ ESTUARINE COMPLEX, PARANÁ, BRAZIL

Hedda Elisabeth KOLM¹ and Theresinha Monteiro ABSHER²

ABSTRACT

The objective of the present research was to evaluate quantitatively the total coliforms and *E. coli* in oysters and adjacent waters of the Paranaguá Estuarine Complex and its interrelation with biotic and abiotic factors, as well as evaluate the contamination from coliforms of oysters sold in the Paranaguá market. Water and oysters were collected from April of 1997 to February of 1998, in the Paranaguá Estuarine Complex and oysters were bought from the same three merchants in the market through-out the research. Temperature, salinity and seston of the water and total heterotrophic bacteria, bacterial biomass, total coliforms and *Escherichia coli* in the water and in the oysters were analyzed. Temperature was higher in summer, salinity and seston in the winter. Total heterotrophic bacteria and bacterial biomass in the water were heigher in Ostras River in July and January and total coliforms in July. The highest values of total coliforms in oysters were observed in Rasa Island, in January. In the water the number of *E. coli* was larger than 2,419 MPN.100 ml⁻¹ in Cobras' Island in April and in Puruquara, in July. In relation to the oysters from the market of Paranaguá, the largest values of total coliforms were registered in April and December, and *E. coli* in December, both from merchant 2. The results show that oysters collected in the environment as well as the ones from the Municipal Market of Paranaguá cannot be consumed raw without previous purification and that there is a need of an urgent re-form of the legislation, including the analysis of *E. coli* in the oysters to be marketed.

Key words: Oysters, water, coliform bacteria, Paranaguá Estuarine Complex

DENSIDADE BACTERIANA E ORGANISMOS COLIFORMES EM ÁGUAS E OSTRAS DO COMPLEXO ESTUARINO DE PARANAGUÁ, PARANÁ, BRASIL

RESUMO

Foram objetivos da presente pesquisa avaliar quantitativamente os coliformes totais e *E. coli* em ostras do Complexo Estuarino de Paranaguá, sua inter-relação com fatores bióticos e abióticos, assim como avaliar a contaminação por coliformes de ostras comercializadas no Mercado Municipal de Paranaguá. Foram feitas coletas de água e ostras, entre abril de 1997 e fevereiro de 1998, e foram compradas ostras ao longo do período amostral dos mesmos três comerciantes do mercado municipal homônimo. Analisaram-se a temperatura, salinidade e seston da água, além de bactérias heterotróficas totais, biomassa bacteriana, coliformes totais e *Escherichia coli* na água e nas ostras. A temperatura foi mais elevada no verão, a salinidade e o seston no inverno. As bactérias heterotróficas totais e biomassa bacteriana na água foram mais elevadas no Rio das Ostras em julho e janeiro e coliformes totais em julho. Nas ostras, os maiores valores de coliformes totais ocorreram na Ilha Rasa em janeiro. Na água o número de *E. coli* foi maior que 2.419 NMP.100 ml⁻¹ na Ilha das Cobras em abril e no Puruquara, em julho. Com relação às ostras adquiridas no mercado de Paranaguá, os maiores valores de coliformes totais foram registrados em abril e dezembro, e de *E. coli* em dezembro, ambas do comerciante 2. Os resultados mostram que, tanto as ostras coletadas no ambiente, quanto as do Mercado Municipal de Paranaguá não podem ser consumidas cruas sem prévia depuração e que há necessidade de uma reformulação urgente da legislação, incluindo a análise de *E. coli* nas ostras a serem comercializadas.

Palavras-chave: ostra; água; coliformes; Complexo Estuarino de Paranaguá

Artigo Científico: Recebido em 30/06/2006; Aprovado em: 26/10/2007

^{1,2} Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná.

Endereço/Address: Av. Beira Mar, s/no. Caixa Postal 50.002. 83.255-000 Pontal do Sul, PR - Brasil.

e-mail: hedda@ufpr.br ; tmabsheher@ufpr.br

INTRODUCTION

In the Brazilian coast, the species of oysters of higher economic interest belong to the genus *Crassostrea*, of the family Ostreidae. The species of this genus are euryhaline, adapted to the estuarine environment. They are gonochoric, the gametes are spawned in the water, where fertilisation takes place. The planktonic larvae at the end of the larval phase settle in hard substrata and metamorphose (GALTSOFF, 1964). During its life cycle, from larva to adult, they feed on phytoplankton from the surrounding seawater.

Although Brazilians are not a great oysters consumer, oysters have a good acceptance in the market, mainly in coastal areas, where they are also consumed by the local population.

Due to the high commercial value, the species of oysters have been explored indiscriminately along the last decades in the Paraná coast. Now they are found, in commercial sizes, mainly in the bays of Pinheiros (Figure 1) and of Guaratuba. The merchants of the Municipal Market of Paranaguá always say that they are original of these places or of cultivations. However it is very difficult to detect its true origin. At the Paranaguá market they are marketed in amounts that vary along the year. The largest harvest happens during the summer, time of larger affluence of tourists to the coast. Still, according to the merchants above mentioned, as oysters may stay alive, out of the water for some days, the ones not sold during the day are maintained, during the night, in the nearby waters of Paranaguá city, to return to the market the following day.

Due to the efficient filtration mechanism, oysters are able to accumulate, from the adjacent seawater, big amounts of microorganisms and, consequently, to store a bacterial flora exceptionally rich (KINNE, 1983). Thus, in spite of being free of bacterial diseases, the mollusks can act as carriers of human pathogenic microorganisms (BRISOU, 1974; METCALF *et al.*, 1979; RIPPEY, 1994; VILLALOBOS and ELQUEZABAL, 2000; SILVA *et al.*, 2003; CLAYTON, 2006; PEREIRA *et al.* 2006r). Consequently these organisms accumulate, among others, big amounts of coliform bacteria, when maintained in polluted waters (BURKHADT and CALCII, 2000). Such fact is even worse when we consider that those organisms are consumed raw. As the system of sewers treatment of Paranaguá city is deficient, in the cities of Antonina and Guaraqueçaba

is nonexistent, and appropriate registrations of contamination of the estuary from domestic effluents are lacking, the waters in which the oysters are maintained, until sold, should be contaminated. Neither registration of contamination, for total and fecal coliform bacteria (and/or *Escherichia coli*), of the areas of origin of those bivalves is known.

The objective of the present research was to evaluate quantitatively the total coliforms and *E. coli* in oysters and adjacent waters of the Paranaguá Estuarine Complex and its interrelation with biotic and abiotic factors, as well as evaluate the contamination from coliforms of oysters sold in the Paranaguá market.

STUDY AREA

The Paranaguá Estuarine Complex (25°16'34"S; 48°17'42"W) is formed, to west, by the Bays of Paranaguá and Antonina, and to the north, by the bays of Laranjeiras, Guaraqueçaba and Pinheiros and the inlets of Itaqui and Benito. The entrance of the estuary is flanked by Mel and Galheta islands (Figure 1).

Along the whole estuarine complex sandbanks and islands of medium and small size can be found. The whole border of the estuary, as well as the rivers and tidal-creeks are marginated by mangroves constituted by *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* and *Avicennia schaueriana*. In the more sheltered areas of the estuary banks of *Spartina alterniflora* occurs. According to REBELLO and BRANDINI (1990) these floristic formations favors the enrichment of the area by organic detritus.

Along the whole estuary oysters of the genus *Crassostrea* can be found fastened in the intertidal region of rocky coasts and/or in the trunk and roots of the mangrove trees. In the 1990-decade the firsts experimental studies of oyster's cultivation for commercialization were made at Rasa Island of Guaraqueçaba. Nowadays small oyster cultivation is spread in the bays.

The most important city of the area is Paranaguá, with approximately 148.000 inhabitants (sensus of 2006). Great part of the city is located in the continent, however there is an occupation of low-income population in Valadares Island. In this same city is located the third largest port of Brazil. Besides Paranaguá the cities of Antonina and Guaraqueçaba can still be mentioned, with approximately 21,000 and 9,000 inhabitants respectively (sensus of 2006). Until 1998 none of the referred cities had systems of sewer

treatment and all the served waters were thrown in rivers and tidal creeks or directly in the sea.

Along the whole margin of the estuary and in several islands, smaller towns and sparse inhabitants

still exists. As the freatic sheet, of all these areas, is very superficial, thus hindering the construction of aseptic tanks and drains, most of these sewers are also thrown in the estuary.

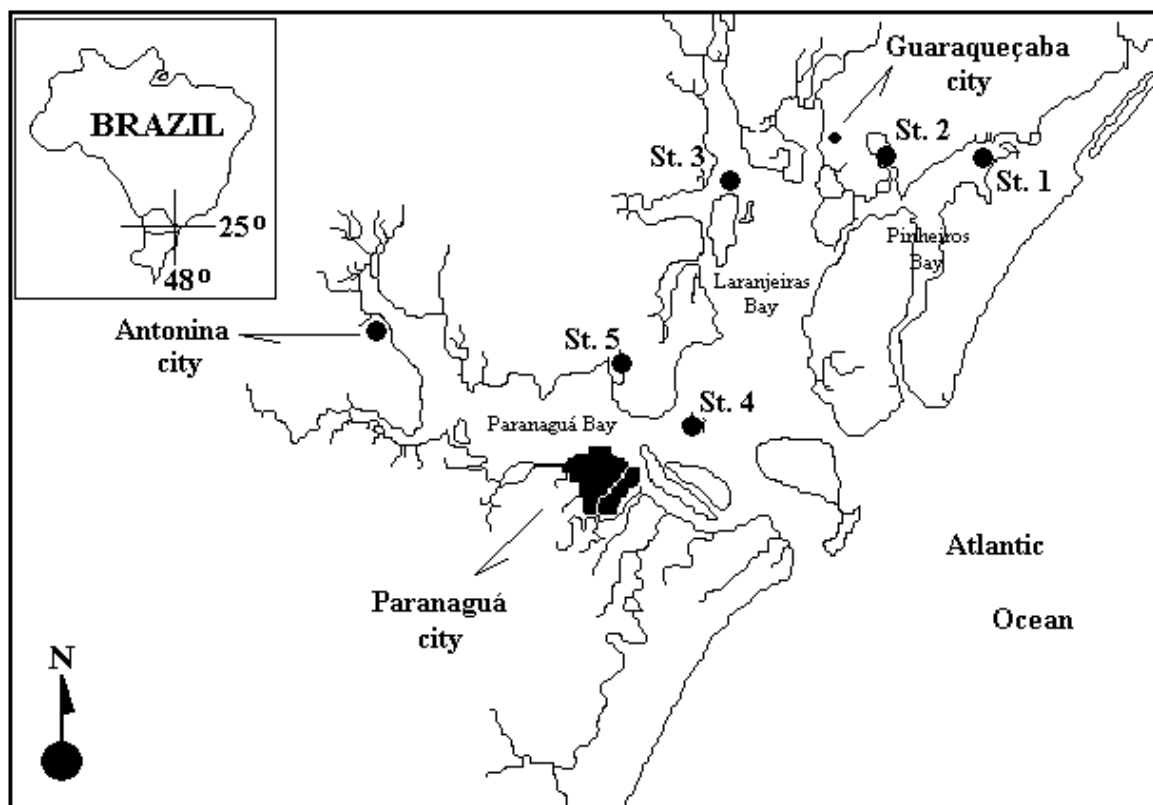


Figure 1. Map of the Paranaguá Estuarine Complex with location of the following collection points: 1 - Pinheirinho Island; 2 - Puruquara; 3 - Rasa Island; 4 - Cobra Island; 5 - Oyster River

MATERIAL AND METHODS

Between April of 1997 and February of 1998 collections of water (n=2) and oysters (n=2) in the following five stations of the Paranaguá Estuarine Complex were made: 1 - Pinheirinho Island - Pinheiros Bay (25°21'17.61"S - 48°13'54.50"W); 2 - Puruquara - Pinheiros Bay (25°19'45.13"S - 48°15'36.03"W); 3 - Rasa Island of Guaraqueçaba - experimental oyster cultivation - Laranjeiras Bay (25°19' 48.95"S - 48°23'59.34"W); 4 - Cobras Island - Laranjeiras Bay (25°29' 13.82"S - 48°25'55.03"W) and 5 - Oysters River - Paranaguá Bay (25°28'25.70"S - 48°30'01.74"W) (Figure 1). All sampling were made during syzygy low water. At the same time, temperature (standard thermometer) and salinity (Atago refractometer) of the water were measured. Water samples collected for the other analyses were properly conditioned and brought in ice to the

Laboratory of Marine Microbiology of the Centro de Estudos do Mar/UFPR. Simultaneously oysters were collected, conditioned in plastic bags and brought to the laboratory.

Three merchants (1, 2, 3) from Paranaguá market were initially selected and sampled during the whole period of the study. Oysters (n=2) of different sizes and positions inside the commercial boxes were bought and conditioned in plastic bags and brought to the laboratory for the analysis

Seston of the water was analyzed by filtration with GF/C filters. In the stations and months that were not possible to obtain the seston values (Pinheirinho in 01/14/1998, Cobras and Ostras in 02/19/1998) the average values of the other months were used in the statistical analysis.

The pluviosity data was obtained from the Laboratory of Marine Physics of the Centro de

Estudos do Mar/UFPR. For the present research, the sum of the values of the six days previous to day of sampling added to the value of the day of the collection was used.

For the quantification of total heterotrophic bacteria, 15 ml of water samples were preserved "in loco" to a final concentration of approximately 5% of formaldehyde. Water aliquots between 0.5 and 1.0 ml were stained with acridine orange and the bacteria counted in the epifluorescence microscope, according to the methodology described by PARSONS *et al.* (1984). For the calculation of the bacterial biomass, the biovolume of the bacteria were determined from approximate geometric figures, and the conversion factor of $0.4 \text{ pgC} \cdot \mu\text{m}^{-3}$ was used (BJØRNSSEN and KUPARINEN, 1991).

For the analyses of total coliforms and *Escherichia coli* the technique of the cromogenic substratum Colilert of the Idexx Laboratories Inc. (Most Probable Numbers) was used. For the analysis, the water coming from the field was not diluted. The oysters (native and acquired in the market) were very well scrubbed, rinsed with distilled water, opened axenically and a total of 50 grams of meat and intervalvar liquid were diluted with 450 ml of distilled water (dilution of 1:10) and beaten in a blender for 10 minutes. The amount of oysters needed to comprise 50 grams varied depending on the size of the oysters. For the quantitative verification of the total coliforms and *E. coli* additional dilutions of 1:100 and 1:1000 with distilled water were made. Of each sample coming from the field (or of the market) two replicates were made. In the graphic representation the coliformes values for gram of humid weight were plotted.

Analysis of Variance (ANOVA) and Principal Component Analysis (PCA) were used for the statistical evaluation of the results. For PCA the data was logarithm transformed.

RESULTS

The results of the abiotic values of the surface water from the five stations are presented in Figure 2.

The largest temperature values, with a maximum of 32°C in Rasa Island of Guaraqueçaba, were registered in the summer (December of 1997 to January of 1998). The smallest temperatures were observed in the winter, with a minimum of 21°C in July of 1997 in Pinheirinho and in the Cobras islands (Figures 2A). Inverse relationship was observed

in relation to the salinity. Its higher values, with a maximum of 31 in Cobras Island in July of 1997, were observed in the winter and the smallest ones, with a minimum of 0 in Ostra River in February of 1998, in the summer (Figure 2B). In the same way, more elevated values of seston were registered in the months of autumn, winter and spring and the smallest ones in the summer. The maxima and minima of $65.13 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ and $1.18 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ were registered in Puruquara (Figure 2C). The smallest pluviosity values were registered in July of 1997 (1.6 mm in seven days), and the highest ones (141.9 mm in seven days) in October of 1997 (Figure 2D).

ANOVA shows that there was significant variation along the period studied in relation to the temperature ($F(5,24) = 24.64$; $p < 0.0000$) with values significantly larger in the summer (Figure 3A), to the salinity ($F(5,24) = 7.38$; $p < 0.0003$), with larger values in the autumn and in the winter (Figure 3B) and to the seston ($F(5,21) = 3.20$; $p < 0.0265$), with larger values in the winter and decreasing gradually in the summer (Figure 3C). Along the stations significant variations of the abiotic data could be verified only in relation to salinity ($F(4,25) = 2.82$; $p < 0.0467$) with the largest values registered in Cobra Island (Figure 3D).

The results of the biotic data in the five stations, along the studied period, can be observed in Figure 4.

The lowest values of total heterotrophic bacteria ($603.10^3 \text{ cel} \cdot \text{ml}^{-1}$) and of bacterial biomass ($21.01 \mu\text{gC} \cdot \text{l}^{-1}$) in the water were observed in April of 1997 in Pinheirinho. The highest values of these ($5.10^6 \text{ cel} \cdot \text{ml}^{-1}$ and $169.83 \mu\text{gC} \cdot \text{l}^{-1}$) could be observed, respectively, in Ostras River, in July of 1997 and January of 1998 (Figures 4A and 4B).

The lowest values of total coliforms in the water ($180 \text{ MPN} \cdot 100 \text{ ml}^{-1}$) were registered in Cobras Island, and the highest ones ($6,701 \text{ MPN} \cdot 100 \text{ ml}^{-1}$) in Ostras River, both in July of 1997 (Figure 4C). In the oysters values of total coliforms were consistent higher than 4,838 MPN per gram and the lowest 644 MPN per gram (Figure 4D).

In the water the number of *E. coli* was highest than $2,419 \text{ MPN} \cdot 100 \text{ ml}^{-1}$ in Cobras Island, in April of 1997 and in Puruquara, in July of the same year. The lowest value ($18 \text{ MPN} \cdot 100 \text{ ml}^{-1}$) was registered in Cobras Island in December of 1997. *E. coli* of the oysters was consistent higher than 4,838 MPN $\cdot \text{g}^{-1}$. The lowest value ($4 \text{ MPN} \cdot \text{g}^{-1}$) was registered in Cobras Island in January of 1998 (Figure 4E).

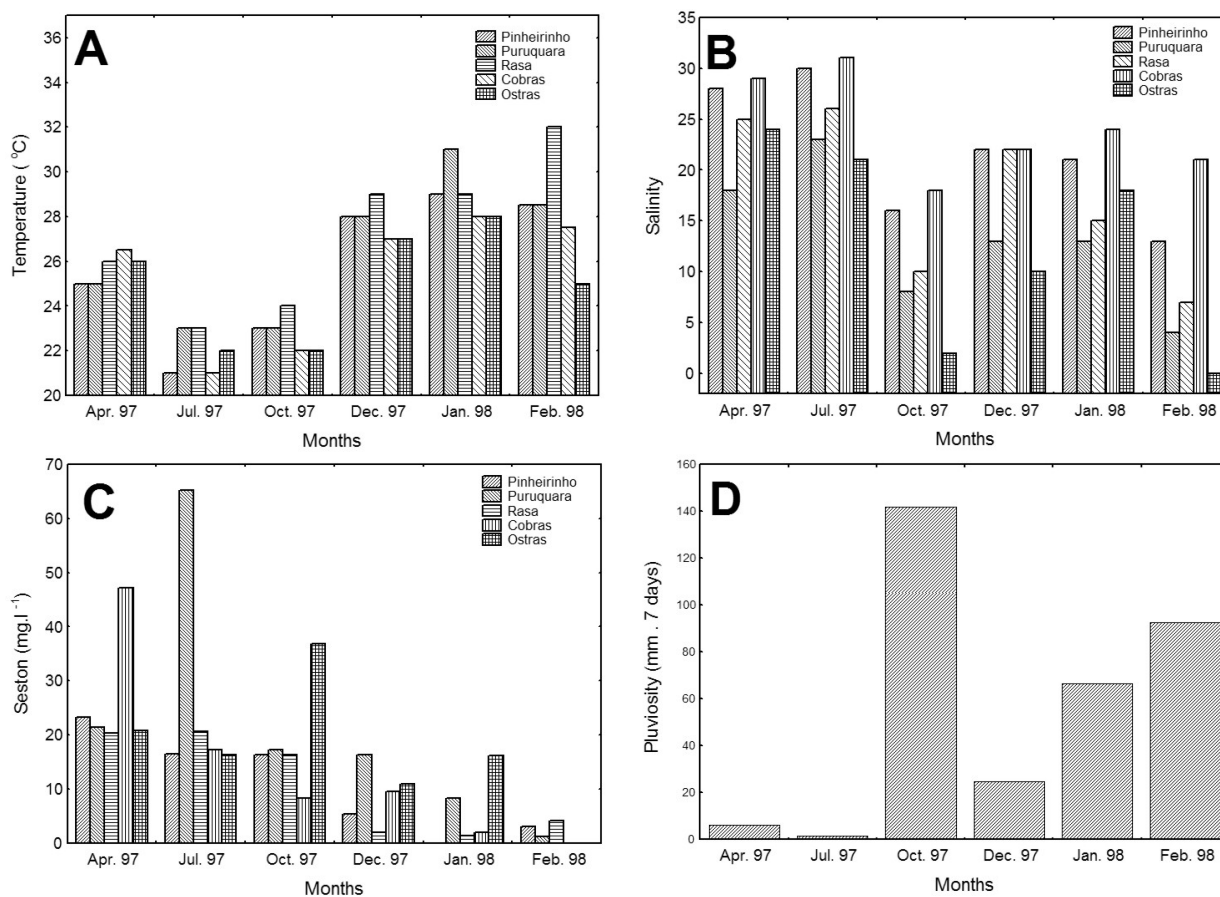


Figure 2. Absolute values of: A) Temperature; B) Salinity; C) Seston and D) Pluviosity

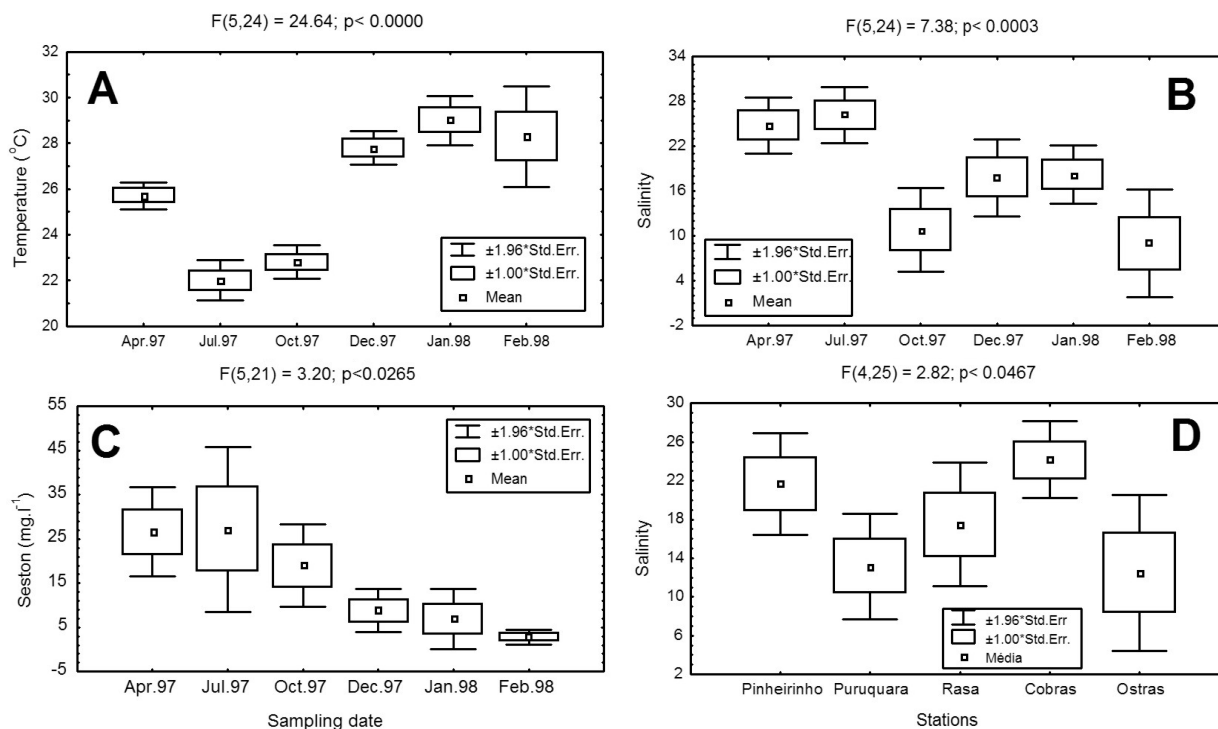


Figure 3. ANOVA results in relation to: A) Temperature; B) Salinity along the stations; C) Seston and D) Salinity in the sampling period

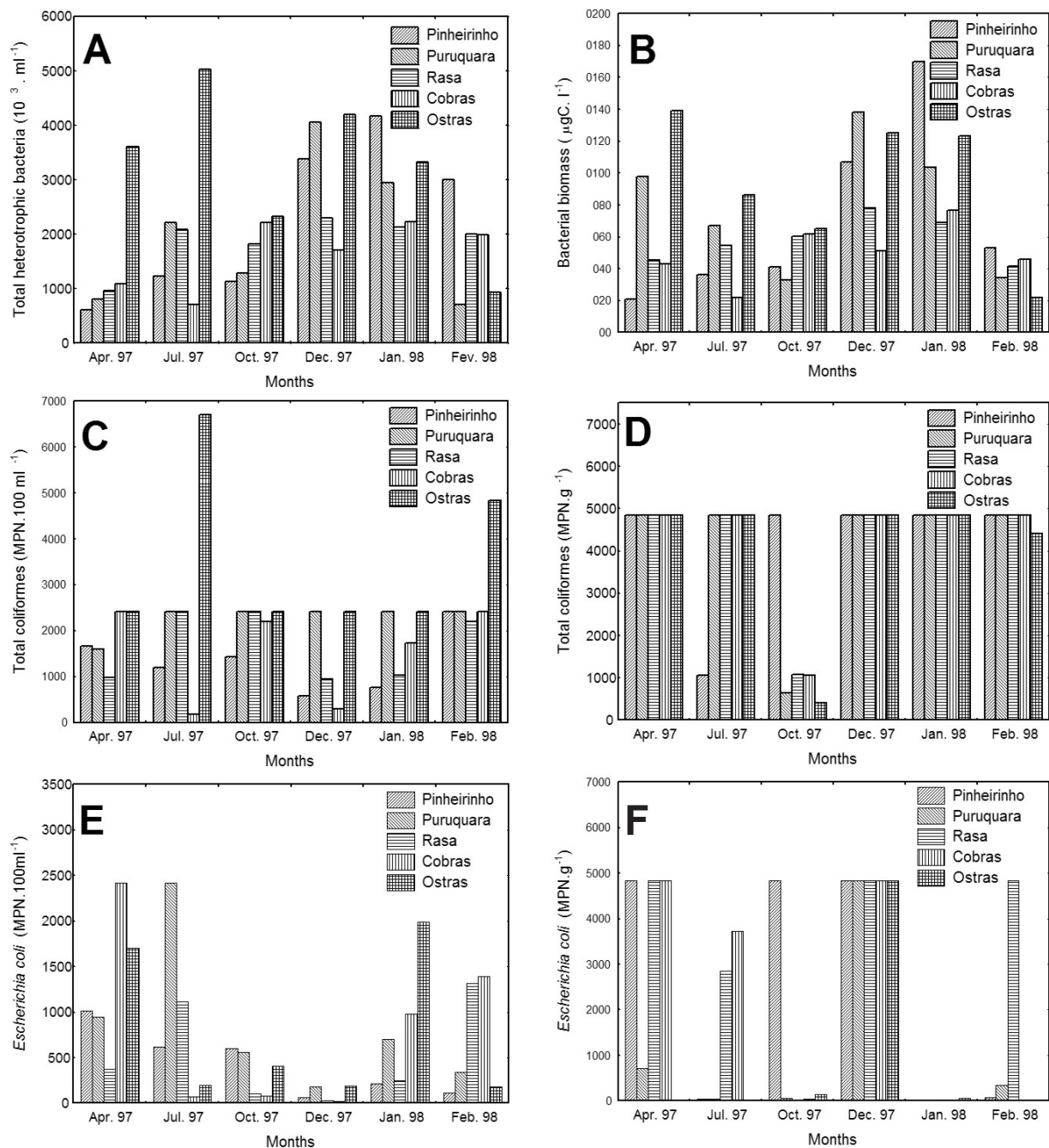


Figure 4. Absolute values, in the period and in the studied stations of: A) Total heterotrophic bacteria in the water; B) Bacterial biomass in the water; C) Total coliforms in the water; D) Total coliforms in the oysters; E) *Escherichia coli* in the water and F) *Escherichia coli* in the oysters

While the variation of the total heterotrophic bacteria in the water was not significant during the period, bacterial biomass, was significantly different ($F(5,24) = 3.78$; $p < 0.0115$) with higher values in the beginning of summer (Figure 5A).

The amount of total coliforms in the water presented values significantly higher ($F(4,25) = 4.13$; $p < 0.0105$) in Ostras River (Figure 5B). In the other stations and along the sampled period the variation

of total coliforms was not significant. There was significant variation of *E. coli* in the water.

In the oysters, the variation of total coliforms was not significant during the studied period and neither along the stations. In relation to *E. coli* the variation was significant along the studied period ($F(5,24) = 4.99$; $p < 0.0029$), with higher values in the beginning of the summer (Figure 5C) and not significant among the sampling stations.

The first component of the Principal Component Analysis (Figure 6) explained 26% of the data variability and shows positive correlation among the seston, total coliforms and *E. coli* in the water, in Puruquara, in the winter, in Cobra Island in February (summer) and in Ostras River in the four seasons. The same component had positive correlation among salinity of the water, total coliforms and *E. coli* in the oysters, in the stations Pinheirinho, Rasa and Cobras

in December, Rasa in January and Puruquara and Rasa in February.

The second component explained 25% of the variability and showed positive correlation with temperature, pluviosity, total heterotrophic bacteria and bacterial biomass, in the stations Puruquara and Ostras in December, Pinheirinho, Puruquara, Cobras and Ostras in January and Pinheirinho in February, all in summer.

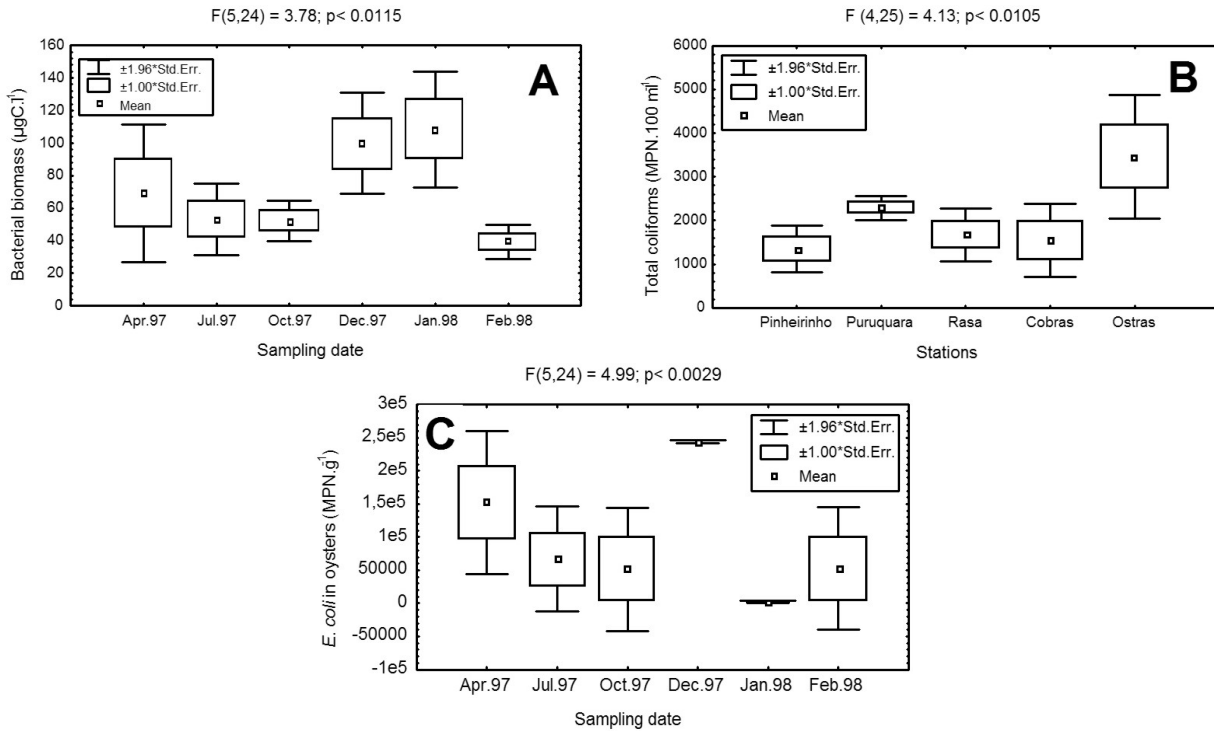


Figure 5. Results of the following variance analyses: A) Bacterial biomass in the water along the sampled period; B) Total coliforms in the water along the sampling stations and C) Fecal coliforms in the oysters along the sampling stations

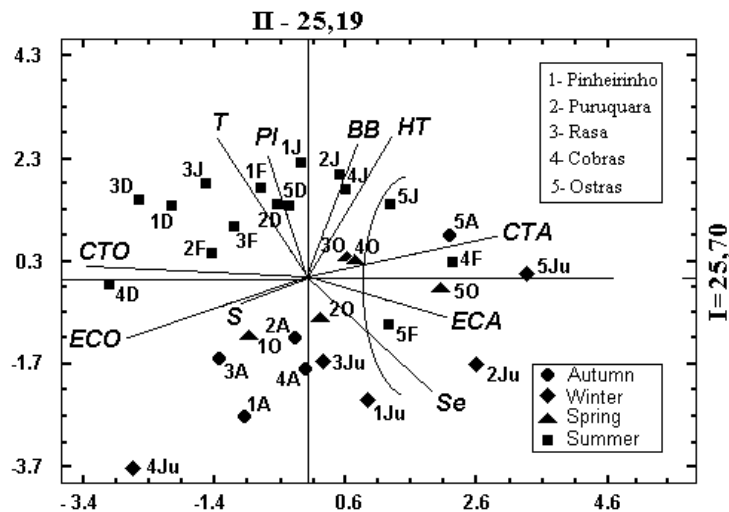


Figure 6. Results of Principal Component Analysis considering the sampling places and season

In relation to the oysters acquired in Paranaguá market, the highest value of total coliforms ($>48,384$ MPN.g⁻¹) was registered in April and December of 1997, and belonged to the merchant 2. The lowest value was 1,250 MPN by gram of humid weight in the merchant 3 in July of 1997 (Figure 7A).

The values of *E. coli* of these oysters were lower in April of 1997 (5 MPN.g⁻¹) and the highest in

December of the same year (2,880 MPN.g⁻¹), both acquired from the merchant 2 (Figure 7B).

The Analysis of Variance showed that only the variation of *E. coli* in relation to the time of the year ($F(5,12) = 11.97$; $p < 0.0003$) was significant with higher values in December of 1997, big variability in January, and low during the other months (Figure 7C).

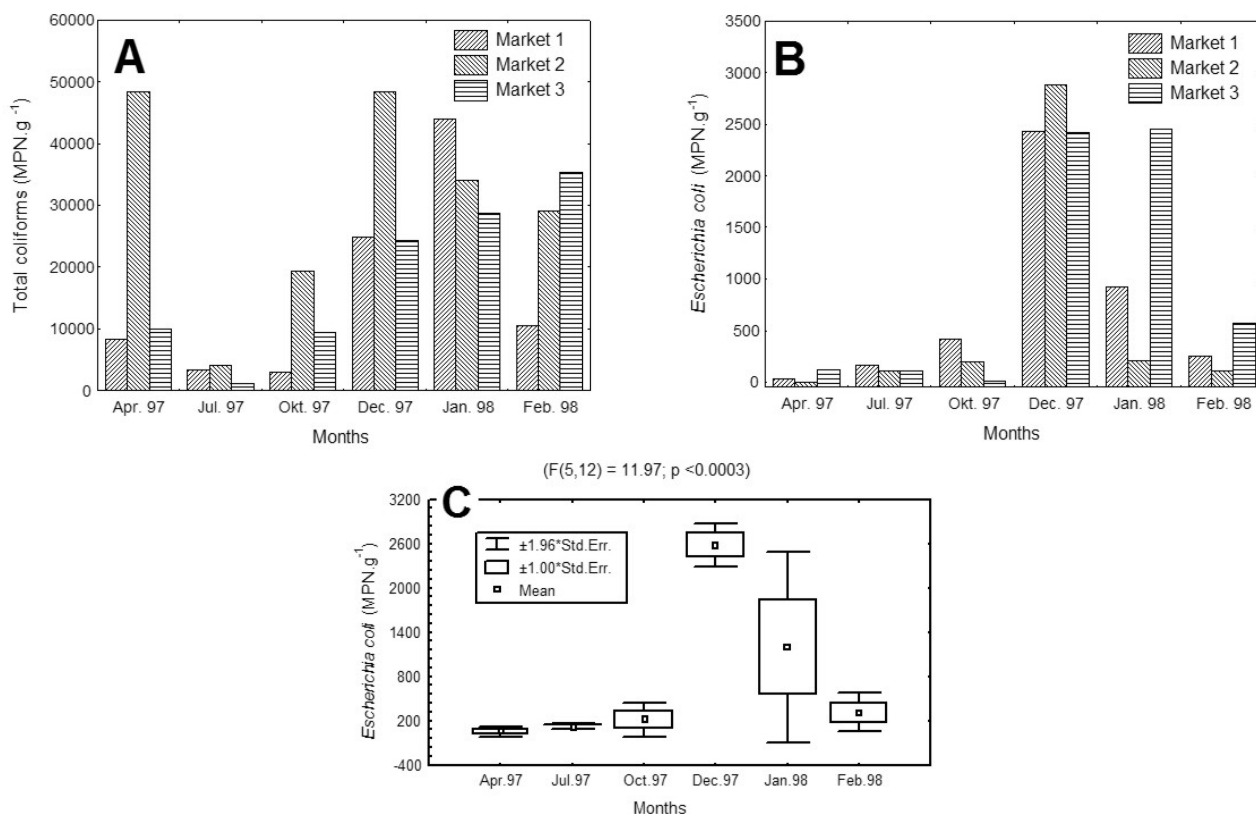


Figure 7. Graphic representation, in absolute values, of the variation of total coliforms and *E. coli* (B), and of the Analysis of Variance of *E. coli* in relation to the studied period (C)

DISCUSSION

The present research showed that the elevated values of total heterotrophic bacteria and bacterial biomass in the water occurred in summer, period of higher temperature and pluviosity. Similar results were observed by SIQUEIRA and KOLM (2005) who studied the temporary variability of these microorganisms in the water column at a fixed point of the Maciel's tidal-creek, in Paranaguá Bay. There are indications that through the increase of the pluviosity organic matter is washed from the mangroves to the water column propitiating the increase of bacteria at this time of the year. However, the present research didn't show, in the water, correlation between the total heterotrophic bacteria and the coliforms.

In agreement with the Article. 18th of the Resolution number 357/05, of CONAMA (2005) the geometric average concentration of the density of fecal coliforms (termotolerants) from a minimum of 15 saline water samples collected in the same place, in which natural or intensive cultivation of organisms that are to be consumed by humans, cannot exceed 43 in 100 ml and the percentil 90% cannot exceed 88 termotolerants coliforms in 100 milliliters. Those indexes should be maintained in a minimum of 5 samples during an annual monitoring. *E. coli* could be used in substitution of the thermotolerant coliforms but in agreement with the limits established by the competent environmental organ. Only in the waters samples analyzed from Cobras Island, in July

and October, Rasa and Cobras Islands in December the values were lower than those required by the legislation.

However direct correlation can be observed between the total coliform bacteria and *E. coli* in the water and in oysters but, in the months with higher coliforms in the oysters (summer), the values in the water were lower. Similar results were observed by MAYERLE FARIA (2002) in the studies with *Crassostrea gigas* cultivated in Babitonga Bay of Santa Catarina. This author observed higher values of *E. coli* in the water in the autumn and winter and in the oysters in the summer. As *C. gigas* is an organism from the Pacific Ocean that prefers low temperatures and high salinities, and therefore is not adapted to the local climatic conditions, the author suggested that the results could reflect the faulty physiologic conditions of the animals in the summer. However, the oysters in the present study are native of the area and therefore very well adapted to local environmental conditions. According to ABSHER (1989) they reproduce in this period. Therefore it is probable that in order to accumulate reserves for reproduction, the oysters filter more water in the summer than in the winter, thus accumulating more coliforms in this time of the year. On the other hand, according to HOOD and NESS, 1982, the survival of coliforms in marine waters depends on saline concentration, predation and competition with autochthonous microflora, heavy metals and nutrients. The present research shows that in the summer, besides temperatures and higher pluviosity also occurred higher values of salinity and total heterotrophic bacteria. The competition of these bacteria with the coliforms for the food may have contributed for the low values of coliforms found in the water. POMMEPUY *et al.* (1996) suggested that *E. coli* and others enterobacteria may survive inside the mollusks longer than when exposed to the ultraviolet rays incident on the water. As the Paranaguá Estuarine Complex is located below the Tropic of Capricorn and therefore subject to sazonalidad, could also explain the results of this research.

The highest values of total coliforms, *E. coli* and of seston in the water were registered in the Oyster River, located in front of the Paranaguá Port. As the sewers system of Paranaguá city is extremely deficient, and as this tidal creek is subject to great tide variations, the high coliform values should be coming from the city sewers. On the other hand low

values of total coliforms and *E. coli* were observed in the oysters of this area. Due to the proximity of the urban center, the extraction of these oysters is extremely intense and individuals are of very small size and located in areas of difficult access by earth and water (due to the mud banks in the area). Thus, it is probable that the tides only occasionally, during the high spring tides, poor in coliforms, reach this animals and, due to their reduced size, have difficulty in filtering particles bigger than 45µm of the seston.

ESCOBAR NIEVES (1988) suggests that the coliform numbers detected in the water do not represent a reliable measure for the oyster quality. The results obtained in this research confirm such observation. The results show that in the beginning of December of 1997 the values of *E. coli* found in the water of the Rasa and Cobras islands were under that of the legislation but in the oysters the maximum values in all the stations were registered during this period.

Similar results obtained in oysters collected from the natural environment were observed in the Municipal Market of Paranaguá. In the summer there is a considerable population increase in Paranaguá due to tourism, thus larger amounts of oysters are commercialized than in the winter. There are also indications that in order to increase the surviving time of the animals, those not sold are maintained in waters in the proximities of the city during the night, and commercialized in the next day. As these waters are polluted, this strategy of maintenance of the mollusks can cause an increase in coliforms. Besides this, the merchants rarely know the origin of the mollusks, turning it difficult to analyze the local water from where the oyster were collected.

However the resolution RDC number 12 of the ANVISA (2001) does not refer to total coliforms, fecal and/or *E. coli* allowed in raw consumed mollusks. The Resolution number 274 of the National Environmental Council (CONAMA) refers only to patterns of swimming waters and the Resolution number 357/05 should also consider coliforms values in waters from where the bivalve mollusks will be extracted and/or cultivated. Thus we suggest that urgent alterations should be made in the Brazilian legislation that refers to the organisms studied in the present research, so guarantying to the sanitary surveillance organizations the possibility of a more rigid control of the bivalves that will be consumed raw.

REFERENCES

- ABSHER, T.M. 1989 *Populações naturais de ostras do gênero Crassostrea do litoral do Paraná – Desenvolvimento larval, recrutamento e crescimento*. São Paulo. 185p. (Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, Instituto Oceanográfico).
- ANVISA (Agência Nacional de Vigilância Sanitária). 2001 Resolução - RDC nº 12, de 2 de janeiro de 2001. Disponível em: http://www.anvisa.gov.br/legis/resol/12_01rdc.htm. Acesso em: 10 de jul. de 2007.
- BJØRNSSEN, P.K.; KUPARINEN, J. 1991 Determination of bacterioplankton biomass, net production and growth efficiency in the Southern Ocean. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 71: 185-194.
- BRISOU, J. 1974 Infections et intoxications transmises par les coquillages. *Quest. Méd.*, 27: 1321-1329.
- BURKHADT, W.; CALCII, K.R. 2000 Selective accumulation may account for shellfish-associated viral illness. *Appl. Environ. Microbiol.*, 66(4): 1375-1378.
- CLAYTON, W.E.L. 2006 Microbial Source Tracking- The use of new research tools for the identification and tracking of bacterial pollution sources affecting shellfish culture opportunities. Published- Aquaculture Update # 97, August 2007. Marine Ecosystems and Aquaculture Division, Fisheries and Oceans Canadá. Disponível em: <http://www.ieccorporate.com/publications.html>.
- CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal). 2005 Resolução nº. 357/05 de 17 de março de 2005. Livro de resoluções do CONAMA. p. 274. Disponível em: <http://mma.gov.br/port/conama/index.cfm>. Acesso em: 10 de jul 2007.
- ESCOBAR NIEVES, A. 1988 Condicion bacteriológica de las ostras del manglar (*Crassostrea rhizophorae* Guilding) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe Colombiano. *An. Inst. Inv. Mar. Punta de Betín.*, 18: 137-151.
- GALTISOFF, P.S. 1964 American Oyster, *Crassostrea virginica* (Gmelin). *Fishery Bull. natn. mar. Fish Serv., U.S.*, 64: 1-430.
- HOOD, M.A.; NESS, G.E. 1982 Survival of *Vibrio cholerae* and *Escherichia coli* in Estuarine Waters and Sediments. *Appl. Environ. Microbiol.*, 43(3): 578-584.
- KINNE, O. 1983 *Diseases of marine animals*. Vol. II. Biologische Anstalt Helgoland. Hamburg. 1038p.
- MAYERLE FARIA, J. 2002 *Estudo da qualidade bacteriológica das águas e das ostras (Crassostrea gigas) cultivadas na Baía da Babitonga e sua adequação para fins de comercialização e consumo*. Joinville. 68p. (Dissertação de Mestrado. Universidade da Região de Joinville).
- METCALF, T.G.; MULLIN, B.; ECKERSON, D.; MOULTON, E.; LARKIN, E.P. 1979 ioaccumulation and depuration of enteroviruses by the soft-shelled clam, *Mya arenaria*. *Appl. Environ. Microbiol.*, 38: 275-282.
- PARSONS, T.R.; MAITA, Y.; LALLI, C.M. 1984 Direct Counting of Bacteria by Fluorescence Microscopy. In: *A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis*. Pergamon Press. 173p.
- PEREIRA, M.A.; NUNES, M.M.; NUERNBERG, L.; SCHULZ, D.; BATISTA, C.R.V. 2006 Microbiological quality of oysters (*Crassostrea gigas*) produced and commercialized in the coastal region of Florianópolis – Brazil. *Braz. J. Microbiol.* 37: 159-163.
- POMMEPUY, M.; UTIN, M.B.; DERRIER, A.; GOURMELON, M.; COLWELL, R.R.; CORMIER, M. 1996 Retention of enteropathogenicity by variable but nonculturable *Escherichia coli* exposed to seawater and sunligh. *Appl. Environ. Microbiol.*, 62(12): 4621-4626.
- REBELLO J., BRANDINI F.P. 1990 Variação temporal de parâmetros hidrográficos e material particulado em suspensão em dois pontos fixos da Baía de Paranaguá, Paraná (junho/87-fevereiro/88). *Nerítica*, 5: 95-111.
- RIPPEY, S.R. 1994 Infectious diseases associated with molluscan shellfish consumption. *Clin. Microbiol. Rev.* 7: 419-425.
- SILVA, A.I.M.; VIEIRA, R.H.S.F.; MENEZES, F.G.R.; FONTELES-FILHO, A.A.; TORRES, R.C.O.; SANT'ANA, E.S. 2003 Bacteria of fecal origin in mangrove oysters (*Crassostrea rhizophorae*) in the Cocó river estuary, Ceará state, Brazil. *Braz. J. Microbiol.* 34: 126-130.

- SIQUEIRA, A.; KOLM, H.E. 2005 Bacterioplâncton na desembocadura da Gamboa do Maciel, Baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Revista Saúde e Ambiente*, 6(1): 20-28.
- VILLALOBOS, L.B.; ELQUEZABAL, L. 2000 Detección de posible *Escherichia coli* enteropatógena en el bivalvo *Pinctada imbricata* comercializado en Cumaná, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*. 39: 17-23.

EFICÁCIA DO PARATHION METÍLICO E DO EXTRATO AQUOSO DE FOLHAS SECAS DE NIM NO CONTROLE DE *Anacanthorus penilabiatus* (MONOGENOIDEA) EM PACU (*Piaractus mesopotamicus*)

Claudinei da CRUZ¹; Joaquim Gonçalves MACHADO NETO¹; Rodrigo YUDI FUJIMOTO²; Matheus Nicolino Peixoto HENARES¹; Daniela Avilez DUÓ¹

RESUMO

O objetivo do trabalho foi avaliar a eficácia do inseticida parathion metílico e do pesticida natural azadiractina contido no extrato aquoso de folhas secas de nim (EAFSN) no controle do *Anacanthorus penilabiatus* (Monogenoidea) em pacu (*Piaractus mesopotamicus*). A eficácia do parathion metílico foi avaliada em um experimento com seis tratamentos (0,0; 3,0; 4,0; 5,0; 6,0; e 7,0 mg de parathion metílico/L de água) e cinco tempos de exposição (2; 4; 8; 16; e 24h). A eficácia da azadiractina contida no EAFSN foi avaliada em um experimento com sete tratamentos (0,0; 25; 50; 75; 100; 125; e 150 mL de extrato aquoso de nim/L) e cinco tempos de exposição (24; 48; 72; 96; e 120h). A eficácia do parathion metílico foi maior com o aumento da concentração e do tempo de exposição. No tratamento com 7 mg/L de parathion metílico ocorreu a maior eficácia de controle em todos os tempos de exposição. Neste tratamento, as maiores eficácias ocorreram nos tempos de 16 e 24 horas de exposição, com 96,2 e 97,0% de controle. Para o EAFSN, a maior eficácia de controle (89,2%) foi com a concentração de 2,9 mg/L, após 120h de exposição. A eficácia nos tratamentos com 1,47 mg/L foi de 83,9% de controle e com 1,18 mg/L, 82,5% após 120h de exposição. O parathion metílico apresentou maior eficácia de controle do *A. penilabiatus* que o EAFSN. O EAFSN foi moderadamente efetivo no controle do parasito.

Palavras Chaves: *Piaractus mesopotamicus*, tratamento, eficácia, parasitos, parathion metílico, nim

EFFICACY OF THE METHYL PARATHION AND THE AQUEOUS EXTRACT OF DRY NEEM LEAVES IN THE CONTROL OF *Anacanthorus penilabiatus* (MONOGENOIDEA) IN PACU (*Piaractus mesopotamicus*)

ABSTRACT

This work determined the efficacy of the insecticide methyl parathion and the natural pesticide azadirachtin present in the aqueous extract of dry neem leaves (AEDNL) to *Anacanthorus penilabiatus* (Monogenoidea) control in pacu (*Piaractus mesopotamicus*). The efficacy of methyl parathion was evaluated in an experiment consisting of six treatments (0.0, 3.0, 4.0, 5.0, 6.0 and 7.0 mg methyl parathion/L water) and five exposure times (2, 4, 8, 16 and 24 h). The efficacy of azadirachtin present in AEDNL was assessed in an experiment consisting of seven treatments (0,0; 25; 50; 75; 100; 125; e 150 mL/L water) and five exposure times (24, 48, 72, 96 and 120 h). The efficacy of methyl parathion increased with increasing concentration and exposure time. The highest control efficacy was obtained with a concentration of 7 mg methyl parathion/L at all exposure times. In this treatment, the highest efficacies were observed at 16 and 24 h of exposure, with a control rate of 96.2 and 97.0%, respectively. For the AEDNL, the highest control efficacy (89.2%) was obtained with a concentration of 2.9 mg/L after 120 h of exposure. The efficacy in the treatments employing 1.47 and 1.18 mg/L was 83.9 and 82.5%, respectively, after 120 h of exposure. Methyl parathion presented a higher efficacy in the control of *A. penilabiatus* than the AEDNL. The AEDNL was moderately effective in the control of the parasite.

Key words: *Piaractus mesopotamicus*, treatment, efficacy, parasites, methyl parathion, neem.

Artigo Científico: Recebido em: 30/06/2006; Aprovado em: 04/05/2007

¹ Laboratório de Ecotoxicologia dos Agrotóxicos e Saúde Ocupacional, do Departamento de Fitossanidade da UNESP - Campus de Jaboticabal e Centro de Aqüicultura da UNESP/CAUNESP, Campus de Jaboticabal.

² Universidade Federal do Pará, UFPA, Campus de Bragança-PA

Endereço/Address: Depto de Fitossanidade da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias/UNESP, Jaboticabal.
Via de Acesso Paulo Donato Castellane, s/n, CEP 14870-000, Jaboticabal, São Paulo.
e-mail: cruzcl@yahoo.com

INTRODUÇÃO

O aumento da produtividade aquícola ocorrida nos últimos anos no país, devido ao desenvolvimento de novas tecnologias de produção, resultou no aparecimento de muitas enfermidades nos peixes. Estas enfermidades ocorrem devido ao regime de cultivo intensivo com alta densidade populacional que provoca estresse nos animais, tratamentos químicos, transporte, reprodução artificial, má qualidade da água de cultivo e a não execução de medidas preventivas na introdução de novos peixes nos criatórios ou pelo contato dos animais de cultivo com peixes silvestres parasitados (MARTINS, 1998).

Entre os parasitos de peixes, os monogenéticos estão entre os de maior ocorrência e frequência na piscicultura brasileira, ectoparasitos do filo Platyhelminthes, que apresentam grande diversidade em número, morfologia e ecologia.

Os monogenéticos ocorreram em 63,1% dos animais de 21 espécies de sete famílias de peixes de água doce estudadas (KOHN *et al.*, 1985). Em pisciculturas de pacus (*Piaractus mesopotamicus*) e tambaquis (*Colossoma macropomum*) estes parasitos ocorreram em 100% dos animais (EIRAS *et al.*, 1995); e em 58,0% de peixes provenientes de pisciculturas (MARTINS e ROMERO, 1996). Existem vários relatos de ocorrência de infestação de monogenéticos em peixes: *Osteoglossum bicirrosom* (KRITSKY e BOEGER, 1983); *Anguilla anguilla* (CRUZ-SILVA *et al.*, 1990/91); *Cyprinus carpio* (MOLNAR, 1994); *Salminus maxillosus* (BOEGER *et al.*, 1995a); *Piaractus mesopotamicus* (BOEGER *et al.*, 1995b; MARTINS, 1998); *Salmo salar* (APPLEBY e MO, 1997); e *Pimelodus maculatus* (GUTIERREZ e MARTORELLI, 1999).

Para o controle desses parasitos, muitos agentes químicos são empregados, de forma profilática ou terapêutica. Entre as substâncias químicas destacam-se: o mebendazol/triclorfon em associação (GOVEN e AMEND, 1982); o paration metílico (NOGA, 1996); o bitionol (KIM e CHOI, 1998); o praziquantel e o levamisol (HIRAZAWA *et al.*, 2000); a formalina e o verde malaquita (PIRONET e JONES, 2000); o mebendazol (MARTINS *et al.*, 2001); triclorfon (STEPHENS *et al.*, 2003); a formalina e o triclorfon (CECCHINI e COGNETTI-VARRIALE, 2003); o praziquantel (HIRAZAWA *et al.*, 2004); formalina e mebendazol (KATHARIOS *et al.*, 2006); e o permanganato de potássio, cloreto de sódio, azul de metileno e triclorfon (UMEDA *et al.*, 2006).

Entre os produtos que podem apresentar eficácia

no controle de parasitos e resultar em menor impacto negativo ao meio ambiente está o pesticida natural nim, que possui a azadiractina como principal agente natural isolado da planta *Azadirachta indica* (Meliaceae) (SCHAAF *et al.*, 2000), porém, não há relatos na literatura sobre a eficácia do nim para o controle de parasitos de peixes.

Segundo a OIE (2006), entre as doenças de peixes de notificação obrigatória, apenas o monogenético (*Gyrodactylus salaris*), tem obrigatoriedade de notificação, porém, no Brasil outras espécies de monogenéticos ocorrem em uma grande diversidade de peixes com importância comercial e ornamental. Assim, o pacu é uma espécie muito cultivada por apresentar carne saborosa, fácil obtenção de alevinos no mercado e ampla adaptação aos sistemas de cultivo, sendo uma espécie muito atacada por parasitos, principalmente as ectoparasitoses, como os monogenéticos (COHEN e KOHN, 2006). O objetivo desse trabalho foi avaliar a eficácia do inseticida organofosforado paration metílico e do extrato aquoso de folhas secas de nim (EAFSN) no controle de parasitos monogenéticos *Anacanthorus penilabiatus* (Monogenoidea, Dactylogyridae) em pacu (*P. mesopotamicus*).

MATERIAL E MÉTODOS

Os experimentos foram conduzidos na Universidade Estadual Paulista (UNESP), na Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, campus de Jaboticabal, no Laboratório de Ecotoxicologia e Saúde Ocupacional do Departamento de Fitossanidade.

A intensidade média de infestação de monogenéticos foi realizada para se estimar a carga parasitária inicial presente nos peixes. Para tanto, foram amostrados 20 animais dos 390 animais que foram utilizados nos experimentos. Estes animais foram mortos por excesso de anestésico (benzocaína a 0,1 g/L). As brânquias foram coletadas e colocadas em formaldeído (1:4000; v/v) por 1 hora, para o distendimento dos parasitos. Após este procedimento, as brânquias foram fixadas em formaldeído a 10%, por 24 horas. Posteriormente, as brânquias foram raspadas para a retirada dos parasitos e contados *en totum*. A intensidade média de infestação de parasitos presentes nas brânquias amostradas antes e depois do experimento foi realizada em estereomicroscópio de campo claro (Coleman®).

A determinação da eficácia de controle dos monogenéticos presentes nas brânquias foi calculada

por porcentagem simples de eficácia de acordo com o Guidelines for the Testing of Veterinary Medicinal Products (1994). O nível de aceitabilidade de eficácia dos produtos testados foi de $90 \pm 10\%$ de controle, de acordo com as normas da ANVISA (2004) para produtos desinfetantes e a classificação do MERCOSUL (2004).

As variáveis ambientais de temperatura, pH, amônia total, oxigênio dissolvido, turbidez e condutividade elétrica da água foram monitoradas em cada unidade experimental e posteriormente avaliadas.

A determinação da eficácia no controle dos monogenéticos com paration metílico foi realizado em experimento com delineamento inteiramente casualizado (DIC) em esquema fatorial (6x5) sendo seis concentrações (0,0; 3,0; 4,0; 5,0; 6,0; e 7,0 mg de paration metílico/litro de água) e cinco tempos de exposição (2; 4; 8; 16; e 24 horas), com três repetições. Foram utilizados 10 animais por repetição pesando 100 ± 10 g, na densidade de 16,6 g/L de água. As parcelas experimentais foram caixas plásticas com capacidade de 60 L, com aeração constante da água, durante o período experimental.

Para a utilização do EAFSN foi preparado uma suspensão contendo 10 g de folhas secas e moídas de *Azadirachta indica* por litro de água. A seguir, foi realizada a homogeneização da suspensão com auxílio de bastão de vidro, que permaneceu em repouso por 24 horas. Após este período, a suspensão foi filtrada em papel de filtro comum.

A determinação da eficácia no controle dos monogenéticos com o EAFSN foi realizada em experimento com o delineamento inteiramente casualizado (DIC) em esquema fatorial (7x5), com sete concentrações (0,0; 25; 50; 75; 100; 125; e 150 mL de extrato aquoso de nim/L de água) equivalente a 0,0; 0,29; 0,59; 0,88; 1,18; 1,47; e 2,9 mg de azadiractina/L de água e cinco tempos de exposição (24; 48; 72; 96; e 120 horas), com três repetições. Foram utilizados 10 animais por repetição pesando $115,5 \pm 15$ g, na densidade de 19,1 g/L. As parcelas experimentais foram caixas plásticas com capacidade de 60 L, com aeração constante da água, durante o período experimental. As concentrações de azadiractina contidas no EAFSN utilizadas neste experimento foram determinadas por cromatografia líquida de alta eficiência (CLAE) seguindo a metodologia desenvolvida por MENEZES *et al.*, (2004).

Posteriormente a aquisição dos dados estes

foram submetidos a análise de variância, sendo significativo utilizou-se o teste de Tukey a 5% de probabilidade para comparação das médias.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A intensidade média de infestação de parasitos monogenéticos na contagem inicial foi de 320 ± 23 parasitos/peixes. Número similar de parasitos também foi utilizado por HIRAZAWA *et al.*, (2000) para avaliação de eficácia do anti-helmíntico praziquantel. O número de parasitos obtidos na contagem inicial pode ser considerado como uma infestação parasitária muito elevada de acordo com (MARTINS, 1998).

Durante o experimento de eficácia do paration metílico para o controle dos parasitos monogenéticos a temperatura da água permaneceu entre 25,5 e 26,6 °C. O aumento da concentração do paration metílico provocou aumento na condutividade elétrica da água e diminuição no oxigênio dissolvido e no pH da água (Tabela 1). SOLENG *et al.*, (1999) verificaram que a diminuição do pH da água em associação com solução aquosa de alumínio reduziu a infestação de *Gyrodactylus salaris* no salmão do atlântico. A concentração de amônia total (NH_3^+) aumentou nos tratamentos com 4, 5, 6 e 7 mg paration metílico/L, com valores variando de 320,8 a 350,4 $\mu\text{g/L}$ (Tabela 1), porém, abaixo do limite aceitável para a criação da espécie em cativeiro (SIPAUBA-TAVARES, 1994).

Os resultados dos efeitos da concentração e tempo de exposição ao paration metílico, mostra que ocorreu interação significativa entre estes dois fatores. A eficácia do paration metílico foi maior com o aumento da concentração e do tempo de exposição (Tabela 2).

A maior diminuição do número de parasitos monogenéticos em todos os tempos de exposição foi na concentração com 7 mg de paration metílico/L, que não diferiu significativamente entre os tempos de exposição (Tabela 2). Neste tratamento, as maiores eficácias ocorreram nos tempos 16 e 24 horas de exposição, com 96,2 e 97,0% de controle, respectivamente (Figura 1). A partir de 4 horas de exposição, o tratamento com 6 mg/L também apresentou eficácia de controle (88,6%) dos parasitos monogenéticos. Neste tratamento não ocorreu diferenças significativas entre os tempos de exposição de 4, 8, 16 e 24 horas, com o número médio de parasitos variando de 37,2, em 4h de exposição para 12,7 em 24h (Tabela 2). A eficácia nesta concentração variou de 91,7 a 96,0% (Figura 1).

Tabela 1. Médias e desvio padrão das variáveis de qualidade de água durante a 24 horas de tratamento com paration metílico no controle de *Anacanthorus penilabiatus*

	Concentrações de paration metílico (mg/L)					
	0,0	3,0	4,0	5,0	6,0	7,0
Temperatura da água (°C)	25,8 ± 2,0	25,7 ± 1,5	26,6 ± 1,4	25,0 ± 2,0	25,4 ± 2,0	26,0 ± 1,8
pH	7,33 ± 0,5	7,26 ± 0,8	7,07 ± 0,6	7,40 ± 0,5	6,99 ± 0,8	6,99 ± 0,6
Oxigênio dissolvido (mg/L)	8,42 ± 1,3	8,41 ± 1,2	7,72 ± 0,8	7,44 ± 0,6	7,24 ± 0,9	7,17 ± 1,0
Condutividade Elétrica (µS/cm)	0,298 ± 5,0	0,263 ± 2,9	0,332 ± 2,0	0,479 ± 6,0	0,562 ± 9,0	0,598 ± 4,0
Amônia Total (µg/L)	201,8 ± 5,0	283 ± 6,0	320,8 ± 9,0	322,0 ± 7,0	344,0 ± 9,0	350,4 ± 5,0

Tabela 2. Intensidade média de infestação, desvio padrão e valores de F para número de *Anacanthorus penilabiatus*, após o tratamento com paration metílico

Tempo	Concentração de paration metílico (mg/L)						F
	0,0	3,0	4,0	5,0	6,0	7,0	
2h	328 Aa ± 26	114,2 Ab ± 13	90,2 Abc ± 12	74,7 Ac ± 11	70,0 Ac ± 14	35,2 Ad ± 8,7	248,77**
4h	327 Aa ± 22	113,7 Ab ± 12	50,5 Bc ± 20	58,7 Ac ± 26	37,2 Bc ± 15	31,5 Ac ± 7,1	285,53**
8h	329 Aa ± 15	70,5 Bb ± 11	51,5 Bbc ± 6,2	51,5 Abc ± 10	27,2 Bc ± 0,9	30,0 Ac ± 11	301,03**
16h	325 Aa ± 14	62,0 Bcb ± 25	19,7 Cc ± 8,9	19,2 Bc ± 11	12,7 Bc ± 5,3	12,2 Ac ± 2,6	341,26**
24h	325 Aa ± 3,6	36,7 Cb ± 3,9	15,7 Cb ± 6,3	12,2 Bb ± 6,4	12,7 Bb ± 6,0	9,5 Ab ± 1,7	352,10**
F	0,68 ^{ns}	25,45**	20,00**	15,71**	12,91**	3,13*	4,27**

Médias seguidas por letras maiúsculas iguais comparadas nas colunas e letras minúsculas iguais comparadas nas linhas não diferenciam entre si pelo teste de Tukey. ** significativo em nível de 1% de probabilidade; * significativo em nível de 5% de probabilidade e ^{ns} não significativo.

Nos tratamentos com 4 e 5 mg/L são verificadas as maiores eficácias (94,0 e 96,2%) nos tempos de 16 e 24 horas de exposição. Não ocorreu diferença nestes tempos de exposição em relação aos tratamentos com 6 e 7 mg/L. O tratamento com 3 mg/L de paration metílico foi o mais eficaz (88,7%) no controle de *A. penilabiatus* apenas após 24 horas de exposição (Figura 1).

Para a comercialização, um produto técnico anti-helmíntico deve apresentar eficácia acima de 80% (MERCOSUL, 2004). O paration metílico apresentou excelente eficácia acima de 90% no controle de *A. penilabiatus*, nas concentrações de 6,0 e 7,0 mg/L

nos tempos de exposição de 8, 16 e 24h e de 94 a 96% na concentração 5,0 mg/L nos tempos de 16 e 24h. Portanto, estes tratamentos podem ser classificados como eficientes no controle do *A. penilabiatus* em pacu, de acordo com os critérios de aceitabilidade de controle estabelecidos na norma de teste de eficácia do MERCOSUL (2004).

As concentrações de 6,0 e 7,0 mg/L de paration metílico também atendem ao critério de aceitabilidade de eficácia para produtos desinfetantes para o controle de organismos alvos estabelecidos pela ANVISA (2004), que é de 90 ± 10% de controle.

A utilização do paration metílico entre 8 e 24 horas

para o tratamento de parasitos monogenéticos pode ser considerado seguro, pois segundo CRUZ *et al.* (2004) a concentração de 7,5 mg/L não causou mortalidade em juvenis de pacu no teste de toxicidade aguda, com a concentração letal 50% (CL (I)_{50-96h}) do paration metílico para pacu juvenis estimada em 9,89 mg/L, podendo ser classificado como moderadamente tóxico (ZUCKER, 1985).

O aumento das concentrações e dos tempos de exposição a azadiractina contida no EAFSN provocou diminuições no pH da água, que variou de 7,33 no tratamento controle para 6,96 no tratamento com 2,9 mg/L de azadiractina, após 120 h (Tabela 3).

A concentração de oxigênio dissolvido também diminuiu com o aumento da concentração e do tempo de exposição. Por outro lado, os valores de condutividade elétrica da água aumentaram com os aumentos das concentrações e dos tempos de exposição (Tabela 3). A concentração da amônia total (NH₃⁺) na água também aumentou em todas as concentrações de azadiractina, variando de 283,0 µg/L no tratamento com 0,29 mg/L, para 370 µg/L no tratamento com 2,9 mg/L, após 120 horas de experimento (Tabela 3), porém abaixo do limitante para a criação de *P. mesopotamicus* em cativeiro segundo SIPAUBA-TAVARES (1994).

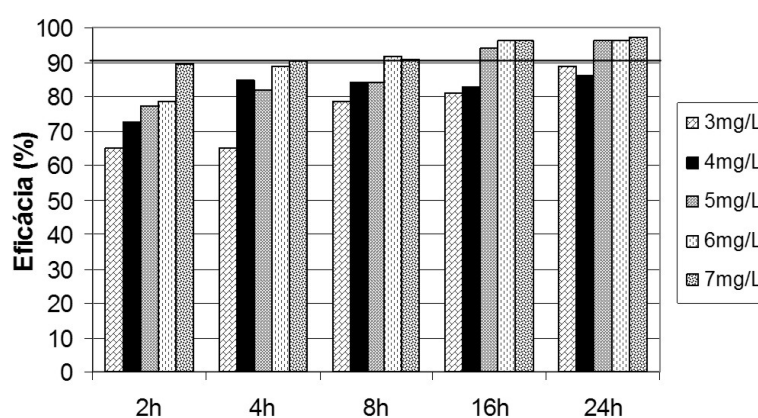


Figura 1. Eficácia dos tratamentos com paration metílico no controle do *Anacantrorus penilabiatus* em pacu. (– 90 ± 10%) nível de aceitabilidade de eficácia estabelecido pela ANVISA (2004)

Tabela 3. Médias e desvio padrão das variáveis de qualidade de água durante a 120 horas de tratamento com EAFSN no controle de *A. penilabiatus*

	Concentrações de EAFSN (mL/L)						
	0,0	25	50	75	100	125	150
Temperatura d água (°C)	25,7 ± 2,0	25,8 ± 1,3	26,6 ± 1,6	25,0 ± 1,0	25,4 ± 0,8	26,0 ± 1,5	26,6 ± 0,9
pH	7,33 ± 0,5	7,26 ± 0,3	7,07 ± 0,7	7,40 ± 0,9	6,99 ± 0,4	6,96 ± 0,3	6,96 ± 0,6
Oxigênio dissolvido (mg/L)	8,42 ± 1,0	8,41 ± 1,3	7,43 ± 1,2	7,37 ± 1,5	7,19 ± 1,3	7,06 ± 1,6	6,82 ± 1,2
Condutividade Elétrica (µS/cm)	0,290 ± 2,0	0,477 ± 3,0	0,403 ± 2,5	0,471 ± 4,0	0,592 ± 4,6	0,598 ± 3,0	0,630 ± 2,5
Amônia Total (µg/L)	201,8 ± 2,9	283,0 ± 3,0	320,8 ± 1,9	322,0 ± 3,5	344,0 ± 2,8	350,4 ± 2,9	370,0 ± 4,0

Os resultados dos efeitos dos fatores concentração e tempo de exposição à azadiractina mostraram interação significativa entre os fatores (Tabela 3).

Na concentração de 2,9 mg/L e após 120h de exposição é verificado a maior eficácia de controle (89,2%), com intensidade média de 34 ± 6,05 parasitos

(Tabela 4). No tratamento com 1,47 mg/L a eficácia foi de 83,9% após 120h (Figura 2). No tratamento com 1,18 mg/L o controle foi de 82,5% após 120h de exposição. Nos tratamentos com 0,29, 0,59 e 0,88 mg/L de azadiractina a eficácia foi de 33, 62 e 63%, respectivamente, após 120h de exposição.

Nos tratamentos com 1,47 e 2,90 mg/L a eficácia foi de 70,9 e 74,3% após 96h de exposição (Figura 2), com intensidade média de $91,7 \pm 11,1$ e $80,7 \pm 11,7$ parasitos, respectivamente. Os demais tratamentos não apresentaram eficácia de controle satisfatória (Tabela 4).

O EAFSN, baseado na concentração de azadiractina, foi moderadamente efetivo no controle de *A. penilabiatius* (MERCOSUL, 2004), porém ainda serão necessários novos estudos sobre a concentração utilizada e o tempo de exposição, para se adequar

a sua utilização em sistemas de cultivo de peixes, pois segundo CRUZ et al. (2004) a concentração letal 50% da azadiractina para alevinos e juvenis de pacu foi de 1,30 e 1,18 mg/L. O tempo de exposição ao EAFSN para se obter eficácia moderada de controle dos parasitos monogenéticos foi maior que às 96 horas de exposição da estimativa da (CL_{50-96h}) , indicando que a utilização desta substância pode ser considerada insegura para o pacu e outros organismos não-alvos, mesmo sendo considerado moderadamente tóxico (ZUCKER, 1985).

Tabela 4. Número médio, desvio padrão e valores de F para *A. penilabiatius*, após o tratamento com EAFSN

Tempo	Concentrações de EAFSN (mg/L)							F
	0,0	25	50	75	100	125	150	
24h	328 Aa ± 10,4	236,5 Ab ± 11,2	232,5 Ab ± 12,5	210,0 Ac ± 7,5	181,2 Ad ± 7,6	174 Ade ± 3,7	160± Ae ± 7,5	168,6**
48h	322 Aa ± 14,1	231,2 Ab ± 6,2	227,5 Ab ± 6,4	200 Ac ± 2,9	164 Bd ± 4	151 Bde ± 7,1	134 Be ± 10,2	212,4**
72h	315 Aa ± 4,5	221 ABb ± 7,5	224,2 Ab ± 6,5	163,7 Bc ± 11	147,7 Bc ± 6,8	122,5 Cd ± 7,1	114,5 Cd ± 5,8	266,8**
96h	317 Aa ± 13,4	220 ABb ± 7,6	170,7 Bc ± 7,5	161 Bc ± 8,6	103,5 Cd ± 6,6	91± Dde ± 11,1	80,7 De ± 11,7	365,2**
120h	315 Aa ± 7,5	212 Bb ± 6,7	120 Cc ± 13,5	114,5 Cc ± 11,3	55,5 Dd ± 10,2	51± Ede ± 14,6	34 Ee ± 6,0	549,9**
F	1,5 ^{ns}	4,86**	124,5**	75,01**	135,6**	123,7**	126,1**	23,5**

Médias seguidas por letras maiúsculas iguais comparadas nas colunas e letras minúsculas iguais comparadas nas linhas não diferenciam entre si pelo teste de Tukey. ** significativo em nível de 1 % de probabilidade; * significativo em nível de 5 % de probabilidade e ^{ns} não significativo.

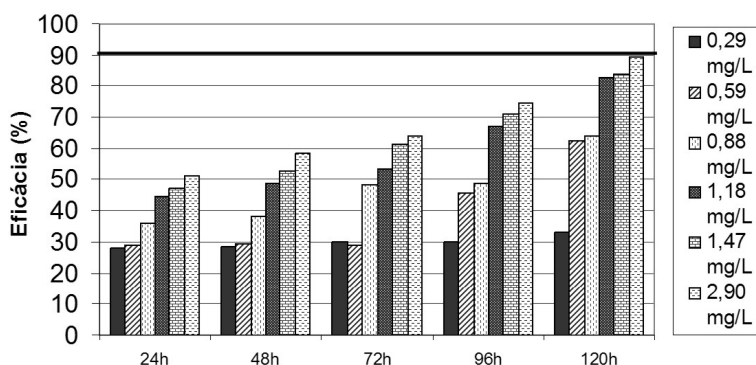


Figura 2. Eficácia dos tratamentos com EAFSN no controle do *A. penilabiatius* em *P. mesopotamicus*. ($-90 \pm 10\%$) nível de aceitabilidade de eficácia estabelecido pela ANVISA (2004).

Com base na norma do MERCOSUL (2004) a azadiractina do EAFSN pode ser considerada moderadamente efetiva no controle dos monogenéticos *A. penilabiatius*, com eficácia variando entre 80 e 89%, após 120h de exposição, similar aos resultados de SHARP et al., (2004), para a formalina (250 e 400 mg/L) para

o tratamento dos monogenéticos *Benedenia seriolae* e *Zeuxapta seriolae*.

Para o EAFSN foi necessário tempo de exposição maior para ocorrer controle de monogenéticos. Com outros produtos foi verificada em condições de cultivo, a necessidade de tempo de exposição maior para se

obter os mesmos resultados de controle de parasitos monogenéticos. BUCHMANN e BJERREGAARD (1990) verificaram que o mebendazol controlou 100% da infestação por *Pseudodactylogyryrus anguillae* e *P. bini* na enguia européia (*Anguilla anguilla*) após 72 horas de exposição. SZÉKELY e MOLNAR (1987) observaram a eliminação dos *Pseudodactylogyryrus* sp. entre 5 e 6 dias após banho em mebendazol.

Segundo GOVEN e AMEND (1982) o tempo mínimo para o controle dos parasitos monogenéticos foi entre 12 e 24h com a combinação de 0,2 mg/L de mebendazol com 0,9 mg/L de triclorfon. Esta variação no tempo também foi verificada no tratamento com paration metílico, onde as maiores porcentagens ocorreram a partir de 16h.

A eficácia do paration metílico foi superior aos 78% de controle verificado com a utilização de 300 mg/L de formalina por 30 minutos para o controle de *Haliotrema* sp em *Litjanus johni* (SENG e SENG, 1992); aos 79% com 100 mg/L de mebendazol por 10 minutos e aos 81,4% com 10 mg/L por 24 horas, no controle de *A. penilabiatatus* do pacu (MARTINS *et al.*, 2001). Por outro lado, a eficácia proporcionada pela azadiractina foi similar à observada por estes autores.

A eficácia do paration metílico foi similar aos 95,4% de controle de *Gyrodactylus* sp. em *Oncorhynchus mykiss* com a utilização de 25 mg/L de mebendazol, por 12 horas de exposição (TOJO *et al.*, 1992); aos 100% de controle de *Microcotyle* sp. em *Pagrus pagrus* com a utilização de 200 mg/L de formalina por uma hora de tratamento (KATHARIOS *et al.*, 2006). Segundo TREVES-BROWN (2000) e STEPHENS *et al.*, (2003), apesar de não remover 100% dos monogenéticos, o trichlorfon deveria ser utilizado em baixas concentrações por longos períodos de exposição para se obter maior eficácia.

Esse método de tratamento poderia ser adotado para a utilização de extrato aquoso de folhas secas de nim (EAFSN). Porém, sua ação tóxica sobre os organismos do zooplâncton (GOKTEPE e PLHAK, 2002), macro invertebrados aquáticos (DUNKEL e RICILARDS, 1998) e nas variáveis ambientais da água devem ser avaliadas, pois o impacto negativo no ambiente aquático poderia ser alto.

Assim, é possível concluir que o paration metílico proporcionou maior eficácia de controle de *A. penilabiatatus* em pacu que o EAFSN. O EAFSN foi moderadamente efetivo no controle do parasito. O tempo de exposição para se obter a eficácia da

azadiractina foi muito longo (120h), o que pode inviabilizar sua utilização terapêutica e considerando estes resultados, também foi concluído que o paration metílico pode ser utilizado no controle de *A. penilabiatatus* tanto em profilaxia quanto em terapêutica em peixes, desde que sejam realizados testes de toxicidade crônica e avaliação de segurança da utilização desta substância química para a piscicultura e os possíveis impactos ambientais.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq (Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico) pelo auxílio financeiro: Processos: 142151/2001-7 (bolsa de doutorado do primeiro autor) e 477882/2003-0 (edital universal 2002).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANVISA. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. 2004 *Manual de protocolos para testes de eficácia em produtos desinfestantes* Ed. Anvisa, 1º edição, Brasília, DF, 33p.
- APPLEBY, C. MO, T.A. 1997 Populations dynamics of *Gyrodactylus derjavini* (Monogenea) infecting atlantic salmon, *Salmo salar*, parr in the river batnfjorselva. *J. Parasitol*, Lawrence, 83(6): 23-30.
- BOEGER, W.A. DOMINGUES, M. PAVANELLI, G.C. 1995a Neotropical monogenoidea. 24. *Rhinoxenus bulbovaginatus* (Dactylogyridae) from the nasal cavity of *Salminus maxillosus* from Rio Paraná, Paraná, Brazil. *Mem. Inst. Oswaldo. Cruz*, Rio de Janeiro, 90(6): 695-698.
- BOEGER, W.A. HUSACK, W.S. MARTINS, M.L. 1995b Neotropical monogenoidea. 25. *Anacanthorus penilabiatatus* (Dactylogyridae: Anacanthorinae) from *Piaractus mesopotamicus*, cultivated in the State of São Paulo, Brazil. *Mem. Inst. Oswaldo. Cruz*, Rio de Janeiro, 90(6): 699-701.
- BUCHMANN, K. e BJERREGAARD, J. 1990 Mebendazole treatment of Pseudodactylogyrosis in the intensive eel-culture system. *Aquaculture*, Amsterdam, 86: 139-153.
- CECCHINI, S. e COGNETTI-VARRIALE, A.M. 2003 Dehydration is more effective for control of embryonic development and larval hatching of *Diplectanum aequans* (Monogenoidea, Diplectanidae) than formalin and trichlorfon. *Aquacult. Intern*, London, 11: 261-265.

- COHEN, S.C. e KOHN, A. 2005 A new species of *Mymarothecium* and new host and geographical records for *M. viatorum* (Monogenea: Dactylogyridae), parasites of freshwater fishes in Brazil. *Folia Parasitologica, Prague*, 52: 307-310.
- CRUZ, C. MACHADO-NETO, J. G. MENEZES, M.L. 2004 Toxicidade aguda do insetida parathion metílico e do biopesticida azadiractina de folhas de neem (*Azadirachta indica*) para alevino e juvenil de pacu (*Piractus mesopotamicus*). *Pesticas: R. Ecotoxicol. e Meio Amb. Curitiba*, 14, 93-102.
- CRUZ-SILVA, M.P. CARVALHO-VARELLA, M. CARVALHO, S.P. GRAZINA-FREITAS, S. 1990/1991 Parasitas e parasitoses dos animais aquáticos em estuário e maricultura em Portugal. Resultados preliminares. *An. Fac. Medic. Vet, Lisboa*, 27/28: 223-236.
- DUNKEL, F.V. e RICILARDS, D.C. 1998 Effect of an azadirachtin formulation on six non target aquatic macroinvertebrados. *Environ. Entomol, College Park*, 27(3): 667-673.
- EIRAS, J.C. RANZANI-PAIVA, M.J.T. ISHIKAWA, C.M. ALEXANDRINO, A.C. EIRAS, A.C. 1995 Ectoparasites of semi intensively farmed tropical freshwater fish *Piaractus mesopotamicus*, *Prochilodus lineatus* and *Colossoma macropomum* in Brazil. *Bull. Eur. Ass. Fish. Pathol*, 15(5): 148-151.
- Guidelines for the Testing of Veterinary Medicinal Products.* 1994 The rules governing medicinal products in the European Union. v. 7.
- GOKTEPE I. e PLHAK L. 2002 Comparative toxicity of two *Azadirachtin*-based neem pesticides to *Daphnia pulex*. *Environ. Toxicol. Chem, New York*, 21(1): 31-36.
- GOVEN, B.A. e AMEND, D.F. 1982 Mebendazole/trichlorfon combination: a new anthelmintic for removing monogenetic trematodes from fish. *J. Fish. Biol, London*, 20: 373-378.
- GUTIERREZ, P.A. e MARTORELLI, S.R. 1999 The structure of the monogenean community on the gills of *Pimelodus maculatus* in rio de la plata. *Parasitol, Cambridge*, 119: 177-182.
- HIRAZAWA, N. OHTAKA, T. KAZUHIKO, H. 2000 Challenge trials on the anthelmintic effect of drugs and natural agents against the monogenean *Heterobothrium okamotoi* in the tiger puffer *Takifugu rubripes*. *Aquaculture, Amsterdam*, 188: 1-13.
- HIRAZAWA, N. MITSUBOSHI, T. HIRATA, T. SHIRASU, K. 2004 Susceptibility of spotted halibut *Verasper variegatus* (Pleuronectidae) to infection by the monogenean *Neobenedenia girellae* (Capsalidae) and oral therapy trials using praziquantel. *Aquaculture, Amsterdam*, 238: 83-95.
- KATHARIOS, P. PAPANDROULAKIS, N. DIVANACH, P. 2006 Treatment of *Microcotyle* sp. (Monogenoidea) on the gills of cage-cultured red porgy, *Pagrus pagrus* following baths with formalin and mebendazole. *Aquaculture, Amsterdam*, 251: 167-171.
- KIM, K.H. e CHOI, E.S. 1998 Treatment of *Microcotyle sebastis* (Monogenea) on the gills of cultured rockfish (*Sebastes schelegeli*) with oral administration of mebendazole and bitrionol. *Aquaculture, Amsterdam*, 167: 115-121.
- KOHN, A. FERNANDES, B.M.M. MACEDO, B. ABRAMSON, B. 1985 Helminths parasites of freshwater fishes from Pirassununga, SP. *Mem. Inst. Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro*, 80(3): 327-336.
- KRITSKY, D.C. e BOEGER, W.A. 1983 Neotropical monogenea. Five new species form the aruanã *Osteoglossum bicirrosus*, a freshwater teleost from the Brazil, with proposal of *Gonocleithrum* n. gen. (Dactylogyridae, Ancyrocephalinae). *Proc. Biol. Soc. Was. Washington, Washington*, 96: 581-597.
- MARTINS, M.L. 1998 Evaluation of the addition of ascorbic acid to the ration of cultivated *Piaractus mesopotamicus* (Characidae) on the infestation of *Anacanthorus penilabiatus* (Monogenoidea). *Bras. J. Med. Biol. Ver, Ribeirão Preto*, 31: 655-658.
- MARTINS, M.L. e ROMERO, N.G. 1996 Efectos del parasitismo sobre el tejido branquial em peces cultivados: estudio parasitologico e histopatologico. *Rev. Bras. Zool, São Carlos*, 13(2): 489-500.
- MARTINS, M.L. ONAKA, E.M. MORAES, F.R. FUJIMOTO, R.Y. 2001 Mebendazole treatment against *Anacanthorus penilabiatus* (Monogenea, Dactylogyridae) gill parasite of cultivated *Piaractus mesopotamicus* (Osteichthyes, Characidae) in Brazil. **Efficacy and hematology.** *Acta. Parasitol, Warsaw*, 46(4): 332-336.

- MENEZES, M.L. DALBERTO, A. C. CRUZ, C. MACHADO-NETO, J. G. 2004 Determination of biopesticide azadirachtin in samples of fish and in samples of water of fish ponds, using chromatography liquid of high performance. *Salusvita*, Bauru, 23: 401-414.
- MERCOSUL. 2004 *Normas mercosul para registro de produtos parasiticidas*. Regulamento técnico para licenciamento e/ou renovação de licença de produtos antiparasitários de uso veterinário. Portaria 048.h. 3p. Disponível em: <http://www.rr.ameicas.oie.int>. Acesso em: 01 jul 2004.
- MOLNAR, K. 1994 Effect of decreased water oxygen content on common carp fry with *Dactylogyrus* evacuator (Monogenea) infection of varying severity. *Diseas. Aquat. Organ*, Oldendorf, 20: 153-157.
- NOGA, E.J. 1996 *Fish disease: diagnosis and treatment*. Mosby, North Carolina State University, College of Veterinary Medicine, 367p.
- OIE, World Organization for Animal Health. 2006 Animal diseases data. OIE listed diseases. Disponível em: www.oie.int/eng/maladies/en_classification.htm. Acesso em: 19 fev. 2007.
- PIRONET, F.N. e JONES, J.B. 2000 Treatments for ectoparasites and diseases in captive western Australian dhufish. *Aquacult. Intern*, London, 8: 349-361.
- SCHAAF, O. JARVIS, A. P. ESCH, A.V.D. GIAGNACOVO, G. OLDHAM, N.J. 2000 Rapid and sensitive analysis of azadirachtin and related triterpenoids from neem (*Azadirachta indica*) by high-performance liquid chromatography-atmospheric pressure chemical ionization mass spectrometry. *J. Chromat. A*, Amsterdam, 886: 89-97.
- SHARP, N.J. DIGGLES, B.K. POORTENAAR, C.W. WILLIS, T.J. 2004 Efficacy of Aquil-S formalin and praziquantel against the monogeneans, *Benedenia seriola* and *Zeuxapta seriola*, infecting yellowtail kingfish *Seriola lalandi* in New Zealand. *Aquaculture*, Amsterdam, 236: 67-83.
- SENG, L.K. e SENG, L.T. 1992 Treatment of cultured golden snapper, *Litjanus johni*, infected with monogeneans. *Aquaculture*, Amsterdam, 106:1-8.
- SIPAUBA-TAVARES, L.H. 1994 *Limnologia aplicada à aquicultura*, Jaboticabal: Funep. 70p.
- SOLENG, A. POLÉO, A.B.S. ALSTAD, N.E.W. BAKKE, T.A. 1999 Aqueous aluminium eliminates *Gyrodactylus salaris* (Platyhelminthes, Monogenea) infections in Atlantic salmon. *Parasitol. Cambridge*, 119: 19-25.
- STEPHENS, F.J. CLEARY, J.J. JENKINS, G. JONES, J.B. RAIDAL, S.R. THOMAS, J.B. 2003 Treatments to control *Haliotrema abaddon* in the west Australian dhufish, *Glaucosoma hebraicum*. *Aquaculture*, Amsterdam, 215: 1-10.
- SZÉKELY, C. e MOLNAR, K. 1987 Mebendazole is an efficacious drug against pseudo dactylogyrosis in the European eel (*Anguilla anguilla*). *J. Appl. Ichthyol*, Berlin, 3: 183-186.
- THATCHER, V.E. e BRITES-NETO, J. 1994 Diagnóstico, prevenção e tratamento das enfermidades de peixes neotropicais de água doce. *Rev. Bras. Med. Vet*, Ribeirão Preto, 16(3): 111-128.
- TREVES-BROWN, K.M. 2000 *Applied fish pharmacology*. Aquaculture Series, v. 3. Ed. Kluwer Academic Plishers, Dordrecht, 309p.
- TOJO, J.L. SANTAMARIA, M.T. UBEIRA, F.M. ESTEVEZ; J. SANMARTIN, M.L. 1992 Anthelmintic activity of benzimidazoles against *Gyrodactylus* sp. Infecting rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Diseas. Aquat. Org*, Oldendorf, 12: 185-189.
- UMEDA, N. NIBE, H. HARA, T. HIRAZAWA, N. 2006 Effects of various treatments on hatching of eggs and viability of oncomiracidia of the monogenean *Pseudodactylogyrus anguillae* and *Pseudodactylogyrus bini*. *Aquaculture*, Amsterdam, 253: 148-153.
- Zucker E. 1985 Hazard Evaluation Division. Standard Evaluation Procedure - Acute Toxicity Test for Freshwater Fish. U. S. EPA Publication 540/9-85-006. Washington, 17p.

CRESCIMENTO DA PRODISSOCONCHA DE OSTRAS DO GÊNERO *CRASSOSTREA* SACCO, 1897 (BIVALVIA, OSTREIDAE)

Susete Wambier CHRISTO¹ e Theresinha Monteiro ABSHER²

RESUMO

Foi realizado o acompanhamento do crescimento larval de três espécies de ostras do gênero *Crassostrea*. As espécies *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) e *C. brasiliana* (Lamarck, 1819) são ostras nativas do litoral do Paraná e são comercializadas nos principais mercados da região e a ostra japonesa *Crassostrea gigas* (Thunberg, 1795) é uma espécie exótica introduzida no Brasil com a finalidade de cultivo. A semelhança no tamanho e na morfologia externa das conchas larvais de espécies de *Crassostrea* dificulta a identificação das larvas a partir de amostras planctônicas. Neste trabalho, analisaram-se as modificações da prodissoconcha ao longo do crescimento de larvas cultivadas em condições controladas de laboratório. As amostras coletadas durante o cultivo em laboratório foram fixadas em álcool 70% e as dimensões das larvas, a duração do período larval e o crescimento da prodissoconcha nos três estágios de desenvolvimento larval: larva D, umbo e pedivéliger foram observados. Os resultados demonstraram uma semelhança no crescimento larval entre *C. brasiliana* e *C. gigas*. As menores larvas observadas foram as de *C. rhizophorae*, que apresentaram um período de crescimento larval maior quando comparada com as demais espécies.

Palavras-chave: Ostras, *Crassostrea*, Prodissoconcha, Crescimento larval

PRODISSOCONCH GROWTH OF OYSTERS *CRASSOSTREA* SACCO, 1897 (BIVALVIA, OSTREIDAE)

ABSTRACT

Larval growth of three species of *Crassostrea* oysters was studied in laboratory conditions. *Crassostrea rhizophorae* and *Crassostrea brasiliana* are native species of the Paraná coast and are commercialized at local market. *Crassostrea gigas*, the Japanese oyster, is an exotic specie and was introduced in Brazilian waters for aquaculture. Due to morphological and size similarities among *Crassostrea* larval shells, larvae identification in plankton samples are extremely difficult. In this paper we analyze prodissoconch modifications during larval growth. Samples collected from hatchery tanks preserved in 70% ethanol. Larval dimension (height and length), duration of larval period, and prodissoconch growth in larval stages: D, Umbo and Pediveliger larvae were studied. Results showed similarities in larval growth patterns between *C. brasiliana* and *C. gigas*. The longest larval growth period, from fertilization to metamorphosis, and the smallest larvae dimensions were observed in *C. rhizophorae*.

Key words: oysters, *Crassostrea*, prodissoconch, larval growth

Artigo Científico: Recebido em:03/07/2006; Aprovado em: 10/10/2007

¹ Universidade Estadual de Ponta Grossa, Departamento de Biologia Geral CEP 84010-330 - Ponta Grossa, PR.
e-mail: wambchristo@yahoo.com.br

² Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, C.P. 50002 Av Beira Mar s/n, CEP 83255-000 Pontal do Sul, Pontal do Paraná PR

INTRODUÇÃO

As ostras são moluscos bivalves, pertencentes à família Ostreidae, com ampla distribuição geográfica e cultivadas de maneira crescente em vários países do mundo. São economicamente importantes, devido ao alto valor nutricional da "carne", sendo consideradas um alimento ideal pelos altos teores de proteínas, vitaminas e sais minerais existentes, e do uso da concha como matéria prima na fabricação de produtos industriais e medicinais (WAKAMATSU, 1973).

Os adultos sésseis de *C. rhizophorae* e *C. brasiliiana* são encontrados no litoral brasileiro formando bancos naturais na região entre-marés e infralitoral, fixados tanto em substratos rochosos como em raízes do mangue, ocupando um lugar destacado nas comunidades estuarinas naturais do Estado do Paraná (ABSHER, 1989; SILVA e ABSHER, 1997). A presença de duas espécies distintas de ostras foi confirmada por ABSHER (1989) e IGNÁCIO *et al.* (2000), através de análises eletroforéticas de isoenzimas. Devido à facilidade de captura, a exploração das ostras torna-se atrativa, especialmente, pela população litorânea, onde seus bancos foram intensamente explorados, ocasionando atualmente dificuldade em encontrar indivíduos com tamanho comercial satisfatório em torno de 7 cm. Essa exploração indiscriminada ameaça a produção com a sobrepesca e requer medidas de proteção aos estoques naturais ou implantação de cultivo (ABSHER, 1989). Por outro lado, a maricultura tende a desenvolver-se em torno da experiência prática, sem um adequado conhecimento científico. O estudo dos padrões de comportamento frente às variações ambientais e às interações biológicas é indispensável para uma produção eficiente. Em consequência, a associação dos resultados obtidos em ambiente natural e em laboratório, permite um melhor embasamento para as atividades de ostreicultura (NASCIMENTO, 1983; ABSHER, 1989).

Os estudos do desenvolvimento larval de organismos marinhos bênticos, em condições controladas de laboratório, são importantes por fornecerem informações sobre o tamanho das larvas, comportamento, morfologia, crescimento e estimativas do período larval entre a fertilização e a fixação (LOOSANOFF *et al.* 1951; LOOSANOFF *et al.* 1966; CHANLEY e ANDREW, 1971; DINAMANI, 1973; LE PENNEC, 1980).

A primeira técnica segura de cultivo de larvas de bivalves em laboratório foi introduzida por

LOOSANOFF e DAVIES (1963). Desde então, considerável progresso tem se verificado neste campo, com o desenvolvimento de muitas variantes do método (BREESE e MALOUF, 1974; MUNIZ, 1983).

Devido à semelhança na dimensão e na morfologia externa das conchas larvais de bivalves, características com muitas sobreposições em espécies congêneras, há dificuldades na identificação das espécies a partir das larvas coletadas no plâncton (LOOSANOFF *et al.*, 1966; CHANLEY e ANDREW, 1971; LE PENNEC, 1980; FULLER *et al.*, 1989). Portanto, este trabalho teve como objetivo comparar o desenvolvimento das larvas de *C. rhizophorae*, *C. brasiliiana* e *C. gigas*, desde a formação da larva D até o final do período planctônico caracterizado pela larva pedivéliger, sob condições controladas de laboratório.

MATERIAL E MÉTODOS

As matrizes e as amostras larvais de *C. gigas* foram fornecidas pelo Laboratório de Moluscos Marinhos da UFSC, enquanto as matrizes de *C. rhizophorae* foram coletadas na região entre-marés e *C. brasiliiana* no infralitoral, da Baía de Paranaguá. Ambas foram levadas para a Câmara de Cultivo de Moluscos do CEM/UFPR, onde foram limpas com escovas para retirada de detritos e epizoontes, mantidas em aquários com temperatura e salinidade controladas para o procedimento de cultivo e acompanhamento do crescimento das larvas das 3 espécies. A metodologia empregada foi baseada em MUNIZ (1983) e ABSHER *et al.* (2000).

Nas fertilizações utilizou-se somente exemplares de ostras que apresentavam gônadas completamente maduras. A retirada dos gametas foi feita mecanicamente através da abertura das valvas pela secção do músculo adutor e a identificação dos machos e das fêmeas foi feita, em microscópio ótico, pelo exame do extrato das gônadas. Para a fertilização, foi usada a proporção de duas fêmeas para cada macho. O extrato das gônadas femininas foi diluído em 1 L de água do mar. O extrato das gônadas masculinas foi diluído em 60 mL de água do mar. Posteriormente, 2 mL desta última solução foi utilizada para a fertilização dos ovócitos. Em todas as fases do experimento usou-se água do mar filtrada em filtros de 5, 3 e 1 μm , e a salinidade ajustada para 26 ‰ e a temperatura da câmara de cultivo mantida em 27°C ($\pm 1^\circ$).

Depois de verificada a fertilização, pelo exame da suspensão ao microscópico óptico, a água foi trocada, usando-se peneiras com abertura de malha

75 μm para reter as impurezas e 25 μm para reter as larvas. Estas, então, foram transferidas para um recipiente com 10 L de capacidade contendo água do mar filtrada e com aeração. Diariamente, a água foi trocada, usando-se peneiras com aberturas de malhas de 50 a 200 μm para retenção das larvas, à medida que estas cresciam.

As microalgas *Isochrysis galbana* e *Chaetoceros* sp., utilizadas para a alimentação das larvas, foram fornecidas uma vez ao dia numa concentração de 30.000 céls/ml a 50.000 céls/ml, respectivamente de acordo com BREESE & MALOUF (1974) e MUNIZ (1983).

Por ocasião da troca de água, foram retiradas amostras de 30 larvas ao longo do cultivo e fixadas em álcool 70%, para a observação das medidas das conchas larvais (altura e comprimento) em microscópio óptico, totalizando ao final do experimento 360 larvas de *C. rhizophorae*, 300 larvas de *C. brasiliana* e 240 larvas de *C. gigas*.

A variabilidade morfométrica foi comparada através de análises de variância ao nível de significância de $\alpha = 0,05$.

RESULTADOS

Período larval

Vinte e quatro horas após a fecundação, as larvas trocóforas das três espécies atingiram o estágio de larva D da fase de véliger, caracterizada pela

presença da primeira concha larval - prodissoconcha I (PI). Neste estágio ambas as valvas apresentaram-se simétricas com charneira reta, ausência de linhas de crescimento e uma coroa ciliar denominada velum. A média da altura foi menor que a do comprimento para todas as espécies. As menores larvas observadas neste estágio inicial do desenvolvimento foram de *C. rhizophorae* que variaram de 47 a 55 μm (DP \pm 4,03) na altura e 55 a 63 μm (DP \pm 4,03) no comprimento; seguida de *C. brasiliana* com uma variação de 55 a 56 μm (DP \pm 0,46) na altura e 67 a 69 μm (DP \pm 0,46) no comprimento. *C. gigas* apresentou as maiores larvas no início do desenvolvimento variando de 71 μm a 79 μm (DP \pm 3,68) na altura e 73 a 87 μm (DP \pm 4,66) no comprimento (Figura 1, 2 e 3). A altura alcançou o comprimento quando as larvas atingiram as dimensões de 87 μm (DP \pm 0) de altura e comprimento em *C. rhizophorae*; 85 μm (DP \pm 3,72) de altura x 84 μm (DP \pm 3,72) de comprimento em *C. brasiliana* e 100 μm (DP \pm 3,39) de altura x 99 μm (DP \pm 3,98) de comprimento em larvas de *C. gigas*, o que torna as larvas arredondadas nessa fase. Após este estágio, a altura passou a ser maior que o comprimento {95 μm (DP \pm 0) x 88 μm (DP \pm 3,25) em *C. rhizophorae*, 96 μm (DP \pm 7,67) x 83 μm (DP \pm 4,06) em *C. brasiliana* e 130 μm (DP \pm 8,98) x 116 μm (8,83) em *C. gigas*}, devido ao início da formação do umbo (Figura 1, 2 e 3). Paralelamente, ocorreu o desenvolvimento da prodissoconcha II P(II), caracterizada pelas linhas de crescimento.

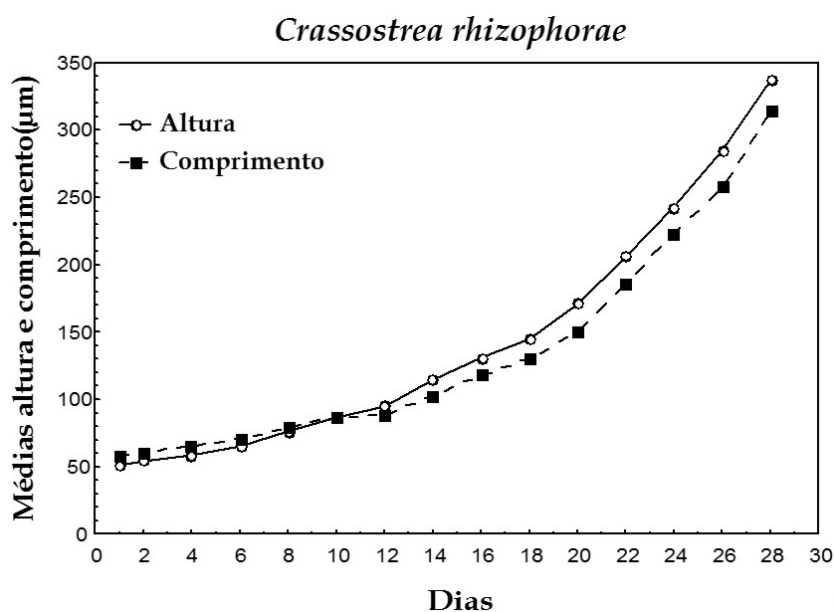


Figura 1. Altura e comprimento médios de *Crassostrea rhizophorae* ao longo do período estudado. N = 360

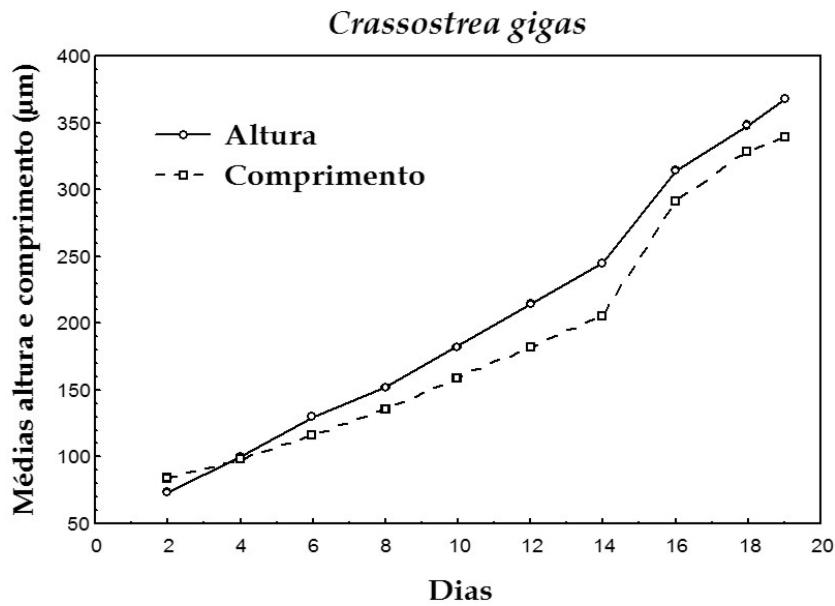


Figura 2. Altura e comprimento médios de *Crassostrea gigas* ao longo do período estudado. N = 240

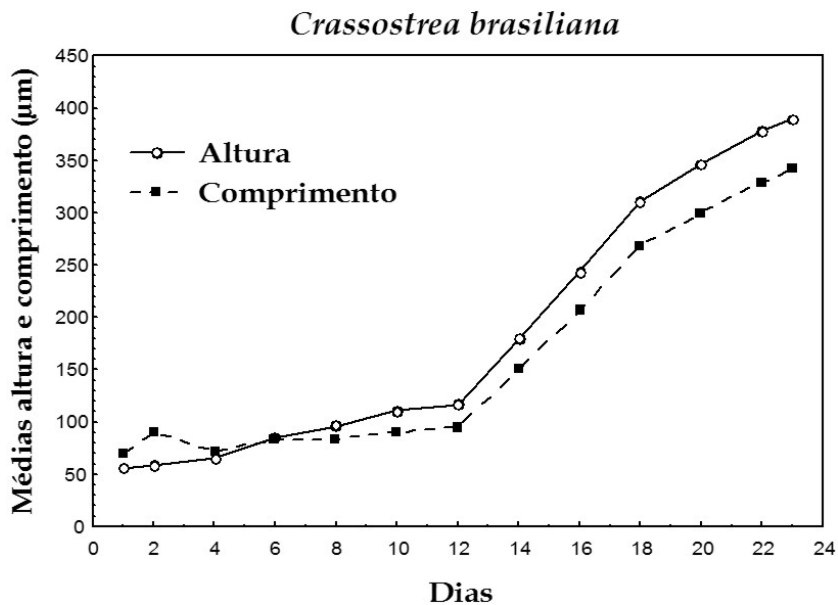


Figura 3. Altura e comprimento médios de *Crassostrea brasiliana* ao longo do período estudado. N = 300

A formação da larva umbo apresentou um crescimento assimétrico do umbo da valva esquerda acima da charneira em direção ao plano antero-posterior da concha em larvas com altura superior a 100 µm, tornando a concha esquerda mais pesada para a fixação no final do período planctônico. Este estágio surgiu quando a altura média e o comprimento médio das larvas atingiram, respectivamente, 115 µm (DP±3,72) e 102 µm (DP±6,5) em *C. rhizophorae*, 116 µm (DP±4,40) e 94 µm (DP±8,33) em *C. brasiliana* e 152 µm (DP±10,03) e 136 µm (DP±5,11) em *C. gigas* (Figura 1, 2 e 3).

O crescimento continuou até o umbo da valva esquerda tornar-se acentuadamente mais proeminente do que o da valva direita em larvas com altura média de 145 µm (DP±7,70) para *C. rhizophorae*, 211 µm (DP±1,26) em *C. brasiliana* e 245 µm (DP±13,44) para *C. gigas*.

O final do período planctônico foi identificado pelo surgimento da larva pedivéliger com altura acima de 300 µm. Esta larva foi caracterizada pela presença de um grande pé ciliado, uma mancha ocular visível através da concha larval e um umbo extremamente desenvolvido na valva esquerda em

larvas com altura média de 337 μm (DP \pm 16,04), 390 μm (DP \pm 7,19) e 379 μm (DP \pm 11,93) (Figura 1, 2 e 3). As maiores larvas observadas neste estágio foram de *C. brasiliiana*.

O resultado da análise estatística mostrou uma diferença menor entre as médias de altura e comprimento em *C. rhizophorae*. A análise evidenciou

uma diferença significativa entre as medidas de altura e comprimento das três espécies estudadas, representada na Tabela 1. O teste LSD usado para verificar as diferenças significativas *a posteriori* indicou o tamanho das larvas como segue: *C. brasiliiana*>*C. gigas*> *C. rhizophorae*.

Tabela 1. Resultado da ANOVA da comparação entre a altura e comprimento das 3 espécies estudadas ($\alpha = 0,05$)

Fonte de variação	GL	F	P
Espécies	2	20,09	0,000
Réplicas	897		

DISCUSSÃO

A criação de técnicas artificiais de cultivo permite auxiliar na identificação de larvas de bivalves de diferentes espécies. Entre as espécies de ostras congêneras, as semelhanças observadas são bastante acentuadas como verificado para *C. virginica*, *C. gigas*, *C. angulata* e *C. iredalei* amplamente estudadas (PASCUAL, 1971; DINAMANI, 1973; TANAKA, 1980; HU *et al.*, 1993; KENNEDY, 1996) e para as espécies nativas *C. rhizophorae* e *C. brasiliiana*, como constatadas por ABSHER (1989), ABSHER *et al* (2000) e IGNÁCIO *et al* (2000).

Neste trabalho, as características básicas verificadas no desenvolvimento larval, desde o estágio de larva D até o estágio de pedivéliger, em *C. rhizophorae*, *C. brasiliiana* e *C. gigas*, coincidem com as já descritas para outras espécies de ostras do gênero *Crassostrea* (PASCUAL, 1971; DINAMANI, 1973; BREESE e MALOUF, 1974; VER, 1986). Porém, detalhes morfológicos importantes na identificação das larvas foram observados nas diferentes fases do desenvolvimento.

O desenvolvimento larval de *Crassostrea*, observado neste trabalho, é caracterizado pela formação de uma larva D quando surge a primeira concha larval (PI). As características morfológicas observadas nestas larvas correspondem aos resultados obtidos em trabalhos anteriores com espécies deste gênero (CHANLEY e ANDREWS, 1971; PASCUAL, 1971; DINAMANI, 1973). Após alguns dias, ressalta-se o aparecimento da prodissoconcha II. A relação altura - comprimento se altera, e as larvas adquirem forma arredondada, quando altura e comprimento se igualam em torno de 84 - 100 μm , como já constatado em *C. virginica*, *C. angulata*, *C. gigas* e *C. iredalei*

(PASCUAL, 1971; DINAMANI, 1973; VER, 1986; QUAYLE, 1988).

Após este período, as larvas atingem o estágio de larva umbo, onde a altura passa a ser maior que o comprimento. A partir desta fase observou-se a maior variação entre altura e comprimento, o que pode ser atribuído ao crescimento irregular das larvas à medida que estas se aproximam do final da fase larval.

As medidas de altura e comprimento, observadas neste trabalho, mostram a inflexão da curva em torno de 90 - 100 μm para *C. rhizophorae* e *C. brasiliiana* e 150 μm em *C. gigas* devido ao rápido crescimento do umbo. Esta característica foi constatada por LOOSANOFF *et al.* (1966) para *C. virginica* e *C. gigas*, e VER (1986) para *C. iredalei* em larvas com tamanho entre 105 e 130 μm ; sendo considerada uma característica no desenvolvimento de ostras do gênero *Crassostrea* (ABSHER 1989). Nesta fase, em torno do 10º dia do desenvolvimento das ostras nativas, foi observada uma alta taxa de mortalidade, provavelmente decorrente de mudanças ontogenéticas das larvas. Este fenômeno coincide com o início da formação e crescimento do umbo; sendo este considerado um período crítico durante o desenvolvimento larval destas espécies (ABSHER *et al.*, 2000).

As relações morfométricas das conchas larvais traduzem as diferenças entre as formas das larvas das três espécies estudadas, nos diferentes estágios do desenvolvimento, podendo ser consideradas como referência para diferenciação das espécies no plâncton. *C. brasiliiana* apresenta um crescimento entre altura e comprimento semelhante a *C. gigas*, porém o tamanho das larvas em *C. gigas* é maior que nas demais espécies até os últimos estágios de

larva umbo. *C. brasiliiana*, também apresenta uma diferenciação nas larvas a partir do surgimento do umbo, passando a desenvolver larvas com altura superior ao comprimento, quando comparadas com *C. rhizophorae* e *C. gigas*. Estes resultados também foram observados por ABSHER (1989) e ABSHER *et al.* (2000). O crescimento de *C. rhizophorae* pode ser considerado "lento" em relação às demais espécies estudadas. Esta espécie apresenta também larvas com dimensões menores em todos os estágios larvais e uma menor diferença entre as medidas de altura e comprimento, quando comparada com as demais espécies estudadas. O crescimento observado nas larvas das espécies citadas é semelhante à forma geral do adulto, sendo *C. brasiliiana* uma ostra com tamanho maior e concha mais alongada, como constatado em exemplares no infralitoral da Baía de Paranaguá (ABSHER 1989). *C. rhizophorae* é uma ostra de dimensões reduzidas e aspecto geralmente arredondado devido a pouca variação entre altura e comprimento, e *C. gigas* com tamanho intermediário quando comparada com as demais espécies.

Neste trabalho, o cultivo de larvas em laboratório teve duração de 20 dias para *C. gigas*; enquanto que para as espécies nativas *C. rhizophorae* e *C. brasiliiana* foram de 28 e 23 dias respectivamente, à temperatura de 27°C (± 1), sendo este um indicativo da duração do período larval em ambiente natural.

A duração do período larval em laboratório está diretamente relacionada à temperatura da água. Porém, outros fatores como salinidade, turbidez, quantidade e qualidade do alimento podem inibir o crescimento ou causar mortalidade das larvas. LOOSANOFF *et al.* (1966) manteve larvas de *C. virginica* a 23°C por 28 dias; MUNIZ (1983) manteve larvas de *C. gigas* a 25°C por 21 dias e VER (1986), larvas de *C. iredalei* por 22 dias a 26-30°C.

Os resultados do estudo comparativo do crescimento da prodissoconcha de *C. rhizophorae*, *C. brasiliiana* e *C. gigas* permitem concluir que: o período de desenvolvimento larval nas condições controladas de laboratório utilizadas é semelhante entre *C. brasiliiana* e *C. gigas*; *C. rhizophorae* apresenta um período de desenvolvimento larval mais longo em relação às outras duas espécies; a partir da fase de umbo, as larvas de *C. brasiliiana* são mais alongadas em relação à altura que as larvas de *C. rhizophorae*, podendo ser diferenciadas em amostras planctônicas e o tamanho e a forma das larvas a partir do estágio umbo é semelhante aos adultos nas espécies estudadas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à colaboração dos integrantes do Laboratório de Moluscos Marinhos - UFSC, a CAPES e ao curso de Pós-graduação em Zoologia - UFPR, pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABSHER, T.M. 1989 *Populações naturais de ostras do gênero Crassostrea do litoral do Paraná- Desenvolvimento larval, recrutamento e crescimento*. São Paulo. 185p. (Tese de Doutorado, Instituto Oceanográfico, USP).
- ABSHER, T.M.; VERGARA, E.M.; CHRISTO, S.W. 2000 Growth and allometry of the larval shell of the Brazilian oyster *Crassostrea brasiliiana* (Lamarck, 1819) (BIVALVIA: OSTREIDAE). *Ophelia*, 53(2):105-112.
- BREESE, W.T.; MALOUF, R.E. 1974 *Hatchery Manual for the Pacific Oyster*. Corvallis, Oregon State University, Sea Grant College, Program, 22p. Publ. No ORESU-H-75- 002.
- CHANLEY, P.; ANDREWS, J.D. 1971 Aids for identification of bivalve larvae of Virginia. *Malacologia*, 11(1): 45-119.
- DINAMANI, P. 1973 Embryonic and larval development in the New Zealand rock oyster, *Crassostrea glomerata* (Gould, 1850). *Veliger*, 15: 295-299.
- FULLER, S.C.; LUTZ, R.A.; POOLEY, A. 1989 Procedures for accurate documentation of shapes and dimensions of larval bivalve shells with scanning electron microscopy. *Transactions of American Microscopical Society* 108: 58-63.
- HU, Y.P.; FULLER, C.S.; CASTAGNA, M.; VRISSENHOEK, R.C.; LUTZ, R.A. 1993 Shell morphology and identification of early life history stages of congeneric species of *Crassostrea* and *Ostrea*. *J. Mar. Biol. Ass. UK*.73: 471- 496.
- IGNÁCIO, B.L.; ABSHER T.M.; LAZOSKI, C.; SOLÉ-CAVA, A.M. 2000 Genetic evidence of the presence of two species of *Crassostrea* (Bivalvia: Ostreidae) on the coast of Brazil. *Marine Biology*. 136: 987-991.
- KENNEDY, V.S. 1996 Biology of Larvae and Spat. In KENNEDY, V.S., NEWELL, R.L.E., e EBLE, A.F. *The eastern oyster Crassostrea virginica*. Maryland, Maryland Sea Grant College. p. 371-421.

- LE PENNEC, M. 1980 The larval and post-larval hinge of some families of bivalve molluscs. *J. Mar. Biol. Ass. UK*, 60: 601-617.
- LOOSANOFF, V. L.; DAVIS, H.C. 1963 Rearing of bivalve mollusks. In F.S. Russel (ed.): *Advance in marine biology*. London: Academic Press, 1: 1-136
- LOOSANOFF, V. L.; DAVIS, H.C.; CHANLEY, P. 1966 Dimensions and shapes of larvae of some marine bivalve molluscs. *Malacologia*. 4(2): 351-435.
- LOOSANOFF, V.L.; MILLER, W.S.; SMITH, P.B. 1951 Growth and setting of larvae of *Venus mercenaria* in relation of temperature. *J. Mar. Res.* 10(1): 59-81.
- MUNIZ, E.M.C. 1983 Cultura artificial de larvas de ostras. In: BRASIL, MINISTÉRIO DA MARINHA. *Manual de maricultura*. Rio de Janeiro, Instituto Nacional de Estudos do Mar, p.165-192
- NASCIMENTO, I.A. 1983 Cultivo de ostras no Brasil: problemas e perspectivas. *Ciencia e Cultura*, São Paulo, 35(7): 871-876.
- PASCUAL, E. 1971 Morfologia de la charnela larvaris de *Crassostrea angulata* (Lmk.) en diferentes fases de su desarrollo. *Inv. Pesq.*, 35(2): 549-563.
- QUAYLE, D.R. 1988 Pacific oyster culture in British Columbia. *Can. Bull. Fish. Aquat. Sci.*, 218: 1-124.
- SILVA, G.B. e ABSHER, T.M. 1997 Distribuição de larvas de ostras do gênero *Crassostrea* SACCO, 1897 (OSTREOIDA: OSTREIDAE) na Baía de Paranaguá. *Arq. Biol. Tecnol.* 40(1): 39-45.
- TANAKA, Y. 1980 Identification of bivalve larvae. *Aquabiology*, 2: 289-291.
- VER, L.M.M. 1986 Early development of *Crassostrea iredalei* (Faustino, 1932) (BIVALVIA: OSTREIDAE), with notes on the structure of the larval hinge. *Veliger* 29: 78-85.
- WAKAMATSU, T. 1973 *A ostra de Cananéia e seu cultivo*. São Paulo, Superintendência do Desenvolvimento do Litoral Paulista/Instituto Oceanográfico USP, 141p.

PRODUÇÃO DA TILÁPIA TAILANDESA *Oreochromis niloticus*, ESTOCADA EM DIFERENTES DENSIDADES EM TANQUES-REDE DE PEQUENO VOLUME INSTALADOS EM VIVEIROS DE PISCICULTURA POVOADOS OU NÃO COM A MESMA ESPÉCIE

Patrícia de PAIVA ^{1*}; Cleide Schmidt Romeiro MAINARDES-PINTO ²;
José Roberto VERANI ³; Alexandre Livramento da SILVA ²

RESUMO

O trabalho avaliou o desempenho produtivo da tilápia tailandesa em tanques-rede instalados em viveiros povoados ou não com a mesma espécie. O experimento foi conduzido em Pindamonhangaba-SP, de fevereiro a abril de 2001, sendo utilizados dois viveiros de 2400m² (V₁ e V₂) e em cada um instalados seis tanques-rede de 1m³ (TRV₁ e TRV₂), povoados com machos de tilápia tailandesa, nas densidades de 200, 250 e 300 peixes/m³, com uma réplica por tratamento. O V₂ foi povoado ainda com 4800 exemplares machos dessa espécie. O comprimento e peso médio inicial das tilápias foram de 15,9cm e 79,6g. Após 76 dias de cultivo, os valores médios dos pesos dos exemplares do TRV₁, nas respectivas densidades de estocagem, foram de 612,5, 581,5 e 533,3g, significativamente superiores (p<0,05) aos dos exemplares do TRV₂, onde somente aqueles submetidos à densidade de 200peixes/m³ atingiram peso de 500g. O incremento diário em peso variou de 6,0 a 7,0g/dia (TRV₁) e de 5,2 a 5,7 g/dia (TRV₂ e peixes livres). A conversão alimentar aparente foi ao redor de 1,0:1 para os peixes confinados e de 1,3:1 para os livres e a taxa de sobrevivência, superior a 90% para todos os tratamentos. A produção final no V₁ foi de 809,20 kg/6m³ e no V₂ de 2.444,60 kg/2400m², com receita líquida total 2,7 vezes superior à do V₁, entretanto, a receita líquida/kg de peixe produzido foi superior para as tilápias do TRV₁. Os resultados indicam a viabilidade da utilização de tanques-rede em viveiro povoado no sistema de produção de tilápia tailandesa.

Palavras-chave: Tilápia tailandesa, tanque-rede, viveiro povoado, viveiro não povoado, densidade de estocagem, crescimento

PRODUCTION OF THAILAND TILAPIA *Oreochromis niloticus*, STOCKED AT DIFFERENT STOCKING DENSITIES IN SMALL CAGES PLACED IN FISH FARM PONDS POPULATED WITH THE SAME SPECIE AND NOT POPULATED

ABSTRACT

The objective of this study was to assess the growth performance of the Thai tilapia in net cages placed in populated or not populated ponds. The study was carried out in Pindamonhangaba, São Paulo, Brazil, from February to April 2001 (summer / fall). Two 2400 m² ponds (V₁ and V₂) were used and six 1m³ cages (TRV₁ and TRV₂) with Thai tilapia males at densities of 200, 250 and 300 fish/, with one replication by the treatment, were provided for each pond. V₂ was also populated with 4800 free male units of Thai tilapia. Initial mean length and weight were 15.90cm and 79.60g. After 76 days of culture, the final mean weight of the TRV₁ units was 612.5; 581.5 and 533.3 g, respectively to the employed fish densities, which was significantly higher (p<0.05) than the values exhibited by the fish from TRV₂, where only the units kept at the density of 200/m³ reached 500g. The mean weight increase ranged from 6.0 to 7.0g/day (TRV₁) and from 5.2 to 5.7g/day (TRV₂ and free fish). The apparent feed conversion was around 1.0:1 for the confined fish and 1.3:1 for the free ones; survival rate was over 90% for all the treatments. The final biomass was 809.20 kg/6m³ (V₁) and 2,444.60 kg/2400m² (V₂), representing a total net yield 2.7 times higher than in V₁. However, the net yield per kilogram of produced fish was a little higher for the tilapias from TRV₁ than for the units from TRV₂ and the free fish in V₂. The results indicate the feasibility of the utilization of cages in populated pond in production system.

Key-words: Thai tilapia, cage, populated pond, not populated pond, stocking density, growth performance

Artigo Científico: Recebido em: 16/8/2006; Aprovado em 07/10/2007

¹ Instituto de Pesca – APTA – São Paulo – SP – Brasil

² APTA - Polo Regional Vale do Paraíba – Pindamonhangaba – SP – Brasil – cleide.s1@itelefonica.com.br

³ Departamento de Hidrobiologia – UFSCar – São Carlos – SP – Brasil

* Parte da Tese de Doutorado apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais do Centro de Ciências Biológicas e da Saúde da Universidade Federal de São Carlos

INTRODUÇÃO

O cultivo de peixes em tanques-rede faz parte de uma categoria chamada de cultivo intensivo, tendo apresentado alto grau de desenvolvimento em várias partes do mundo e poderá ser uma importante opção disponível aos piscicultores brasileiros para a criação de espécies economicamente viáveis. Neste tipo de cultivo, é indispensável à utilização de rações balanceadas para se obter um crescimento dos peixes adequado e lucrativo. Apesar dos gastos com ração, este cultivo é hoje um método de crescente aceitação popular, pois envolve custos iniciais relativamente baixos, maior facilidade de manejo, melhor conversão alimentar, maior taxa de sobrevivência pelo controle do ataque por predadores e métodos de manejo e tecnologia muito simples (SCHMITTOU, 1997).

A capacidade suporte do tanque-rede diminui à medida que o seu tamanho aumenta. O cultivo em tanques-rede de menor volume (1 a 4 m³) densamente estocados (400 a 500 peixes/m³) e que alcança alta produtividade (150 a 250 kg/m³) é mais eficiente e mais vantajoso do ponto de vista produtivo e econômico, pois a renovação completa de água em tanques menores é maior (SCHMITTOU, 1997).

De acordo com BEVERIDGE (1984, 1987), existem vários fatores que influenciam a capacidade suporte, o desempenho e a sobrevivência dos peixes em tanques-rede, sendo que a escolha da espécie, qualidade da água, dimensões dos tanques-rede, alimentação e densidade de estocagem, são os principais itens que afetam o sucesso da criação de peixes neste sistema. KUBITZA (1997) salienta que em viveiros com baixa renovação de água a capacidade suporte é determinada pela quantidade, qualidade nutricional e física do alimento, níveis críticos de oxigênio dissolvido, concentração de substâncias tóxicas como amônia ou nitrito e que a capacidade suporte dos tanques-rede tende a ser menor do que em viveiros, pois os peixes confinados têm sua movimentação restrita, o que os impede de explorar o alimento natural e de se dirigirem para áreas com maior disponibilidade de oxigênio.

Uma densidade de estocagem ótima é representada pela maior quantidade de peixes produzida eficientemente por unidade de volume de um tanque-rede. Produção eficiente é o peso que pode ser produzido com uma conversão alimentar adequada, num período razoavelmente curto e com peso final aceito pelo mercado consumidor. Com o aumento da densidade de estocagem, a biomassa total

também aumenta, porém o peso individual tende a diminuir, diminuindo também o valor comercial (SCHMITTOU, 1969).

ROUBACH *et al.* (2003) ressaltam que a aqüicultura, na região sudeste do Brasil, caracteriza-se pelo cultivo de diferentes espécies, criadas em regime semi-intensivo ou intensivo, em pequenas propriedades, com a finalidade de consumo humano ou para a pesca esportiva. A produção de tilápias em tanques-rede, assim como de outras espécies como o cachara (*Pseudoplatystoma fasciatum*) e o dourado (*Salminus maxillosus*) está aumentando, principalmente, devido à crescente demanda proveniente do setor de pescadores, que está se tornando o mais importante segmento da aqüicultura na região (LOVSHIN e CYRINO, 1998).

Segundo KUBITZA (2003) a intensificação do cultivo de tilápias no estado de São Paulo começou a partir de 1996, quando a espécie começou a conquistar a preferência dos pescadores. Representam 40% da produção paulista de pescado, ou seja, 5.800 toneladas e grande parte da produção é proveniente do cultivo em viveiros. Ressalta ainda que, em virtude do alto custo da terra e do conflito e restrições quanto ao uso da água em diversas regiões do estado, a expansão da tilapicultura, deverá ocorrer através do cultivo em tanques-rede.

A maior parte dos trabalhos vêm sendo realizados utilizando tanques-rede, de pequeno ou grande volume, instalados em represas ou lagos. Na literatura, são escassos os trabalhos referentes à utilização de tanques-rede de pequeno volume, instalados em viveiros povoados com peixes (YI *et al.*, 1996; YI e LIN, 2001; MAINARDES-PINTO *et al.*, 2003 a, b, MAINARDES-PINTO, 2006).

Na expectativa de atender à demanda, principalmente do pequeno produtor rural que busca respostas para a utilização de sistemas eficientes, na criação de tilápias que combinem o aproveitamento do alimento natural disponível nos viveiros com o uso de rações granuladas suplementares (cultivo semi-intensivo), associado com a intensificação do cultivo através da utilização de tanques-rede, desenvolveu-se o presente trabalho.

O objetivo foi avaliar o desempenho produtivo e os aspectos econômicos do cultivo da tilápia tailandesa, no período de verão/outono, submetida a diferentes densidades de estocagem, em tanques-rede de pequeno volume, instalados em viveiros de piscicultura povoados e não povoados com a

mesma espécie, visando um melhor aproveitamento e, conseqüentemente, a otimização da área inundada.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Setor de Aqüicultura do Pólo Regional de Desenvolvimento Tecnológico dos Agronegócios do Vale do Paraíba, em Pindamonhangaba - SP, no período de 01/02 a 17/04/2001. Foram utilizados dois viveiros com 2400m² cada (V₁ e V₂), com profundidade média de 1,60m, vazão de 120L /minuto e taxa de renovação diária da água de 5%. Em cada viveiro foram instalados seis tanques-rede de 1m³ de volume submerso, povoados com exemplares machos revertidos de tilápia do Nilo da linhagem tailandesa, nas densidades de 200, 250 e 300 peixes/m³, com uma réplica para cada densidade. O viveiro V₂ foi povoado ainda com 4800 exemplares, na densidade de 2 peixes/m². O comprimento e o peso médio inicial foram de 15,90 ± 0,90cm e 79,60 ± 13,50g, respectivamente.

Os peixes receberam ração extrusada, os dos tanques-rede com 36% PB, sendo que no primeiro mês a proporção foi de 4% do peso vivo/dia e, a partir do segundo mês, 3%. Os peixes livres receberam ração com 28% PB, na proporção de 2% do peso vivo/dia. A ração foi fornecida às 8:00, 13:00 e 17:00 horas. Os peixes foram alimentados sete dias por semana, com exceção daqueles em que foram efetuadas as biometrias.

Semanalmente, às 8:00 e 16:00 h foram registrados, para a água dos viveiros e de cada tanque-rede, os dados de temperatura (°C), pH e oxigênio dissolvido (mg/L) com o aparelho digital HORIBA -U-10, submerso a 20cm abaixo da superfície da água e para os viveiros V₁ e V₂ a transparência (cm), com auxílio do Disco de Secchi. A amônia total (mg/L), pelo método de NESSLER (APHA,1989), foi analisada a cada quinze dias.

No período entre 17 de março a 17 de abril, foi instalado um aerador elétrico de pás de 1HP em cada viveiro, próximo aos tanques-rede, que permanecia ligado das 2:00 às 8:00h para aumentar a circulação da água e, conseqüentemente, a concentração de oxigênio dissolvido.

A cada 20 dias, 20% dos exemplares de cada tanque-rede, bem como, daqueles livres no V₂, foram amostrados e submetidos à biometria, realizando-se

então o ajuste da quantidade de ração fornecida. O experimento foi encerrado quando os exemplares, de pelo menos um dos tratamentos, alcançaram peso médio de 500 g, considerado como porte comercial. Os peixes foram despescados, contados, pesados e medidos, para obtenção dos dados de crescimento, sobrevivência, conversão alimentar e fator de condição relativo.

Foram calculados os valores médios iniciais e finais de comprimento (L_T) e peso total (W_T) e o coeficiente de variação do peso. Gráficamente, foram analisadas as variações dos valores médios do peso total em relação às datas das biometrias.

Aplicou-se o teste de Kruskal-Wallis (ANOVA não paramétrica) complementado pelo teste de Dunn às séries de dados de peso final dos peixes nos diferentes tratamentos. Todos os testes estatísticos (ZAR, 1999) foram aplicados em nível de 95% de confiança (p=0,05).

Para avaliação dos aspectos econômicos dos cultivos, o custo de produção foi calculado considerando-se apenas os gastos com a aquisição dos juvenis, ração e mão de obra. O preço unitário do juvenil de tilápia tailandesa foi de R\$ 0,23*. O custo médio do quilograma da ração com 36% PB foi de R\$ 0,98* e com a de 28% PB foi de R\$ 0,85*. A mão de obra foi calculada considerando um funcionário permanente, para alimentação dos peixes e manejo em geral, trabalhando 1h/dia no V₁ e 1h30/dia no V₂, totalizando 76 horas para o V₁ e 114 h para o V₂, a um custo de R\$ 1,60/h* e três funcionários eventuais, para auxiliar na instalação do experimento, nas biometrias e na despesca final, totalizando 3dias/funcionário para o V₁ e 12 dias/funcionário para o V₂, a um custo de R\$ 12,00/dia*. A receita bruta foi obtida pelo produto do preço médio do quilograma da tilápia (R\$ 3,50*) e a produção final alcançada, enquanto que a receita líquida pela diferença entre a receita bruta e o custo de produção.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Figura 1, observa-se que com 40 dias de cultivo ocorreu uma superioridade do peso médio dos exemplares estocados nos tanques-rede instalados no viveiro sem peixes livres (TRV₁) em relação àqueles do TRV₂, e livres no V₂, refletindo uma provável interferência do aumento da biomassa total do viveiro no crescimento destes peixes.

No final do experimento (Tabela 1), os exemplares

* Preço do mercado no Vale do Paraíba em dezembro/2005

dos TRV₁ atingiram peso médio de 612,5; 581,5 e 533,3g, respectivamente, para as densidades de 200, 250 e 300 peixes/m³, significativamente superior ($p < 0,05$) aos dos TRV₂. No V₁ não foi significativa a diferença de peso entre os exemplares nas densidades de 200 e 250 peixes/m³ ($p \geq 0,05$). No V₂, apesar de somente as tilápias estocadas na densidade de 200 peixes/m³ terem atingido peso médio de 500,0g, as demais obtiveram peso próximo ao comercial, ou seja, em torno de 480,0g.

O ganho diário em peso foi mais elevado para

os peixes do TRV₁, variando entre 6,0 e 7,0g/dia, comparativamente ao dos TRV₂ e aos livres no V₂ que variaram entre 5,2 e 5,7g/dia provavelmente devido ao menor número de peixes naquele viveiro. A conversão alimentar aparente entre 0,97:1 e 1,11:1 para os peixes confinados nos tanques-rede foi melhor que a de 1,31:1 apresentada pelos peixes livres (Tabela 1). Segundo CYRINO *et al.* (1998), o confinamento dos peixes em tanques-rede favorece a otimização da utilização da ração, melhorando a conversão alimentar.

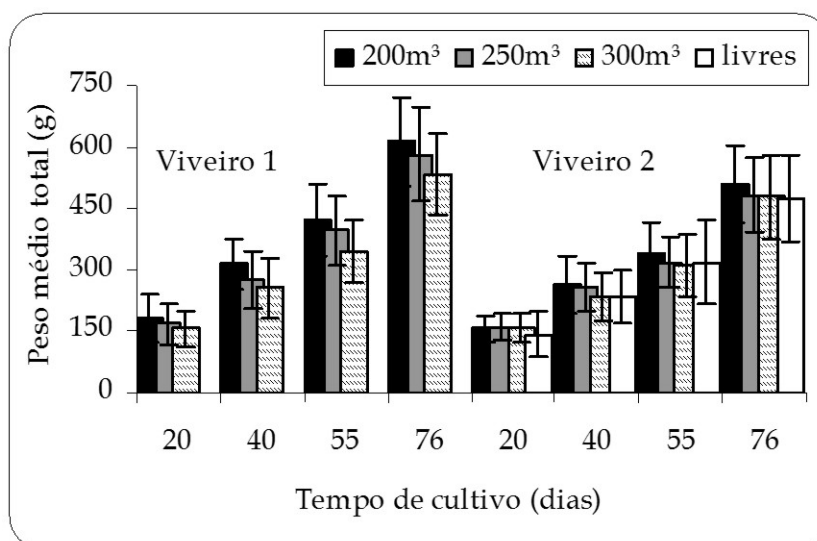


Figura 1. Valores médios do peso total \pm desvio-padrão, por período de cultivo, para a tilápia tailandesa, nas diferentes densidades de estocagem em tanques-rede e livres

Tabela 1. Resultados finais do desempenho de produção da tilápia tailandesa cultivada em diferentes densidades de estocagem em tanques-rede instalados em viveiro não povoado (TRV₁) e povoado com peixes (TRV₂) e para os exemplares livres no viveiro (V₂)

Densidade de estocagem (peixes/m ³)	TRV ₁			TRV ₂			V ₂
	200p/m ³	250p/m ³	300p/m ³	200p/m ³	250p/m ³	300p/m ³	2p/m ²
W _T inicial (g)	79,6	79,6	79,6	79,6	79,6	79,6	79,6
L _T inicial (cm)	15,9	15,9	15,9	15,9	15,9	15,9	15,9
W _T final (g)	612,6 ^a	581,5 ^a	533,3 ^b	509,6 ^c	482,9 ^d	477,5 ^d	473,5 ^d
L _T final (cm)	29,9	29,4	28,7	28,4	27,9	27,9	27,9
CV do peso (%)	21,6	22,9	22,9	21,0	19,7	22,2	27,3
GPD (g/dia)	7,0	6,6	6,0	5,7	5,3	5,2	5,2
B _T inicial (kg/m ³)	15,9	19,9	23,9	15,9	19,9	23,9	382,3*
B _T final (kg/m ³)	119,2	138,1	146,9	93,8	112,0	130,1	1.772,8*
Ganho de B _T (kg/m ³)	103,3	118,2	123,0	77,9	92,1	106,2	1.390,5*
Ração (kg/m ³)	100,0	117,2	125,5	78,1	99,9	117,6	1.817,5*
CAA	0,97:1	0,99:1	1,02:1	1,00:1	1,10:1	1,11:1	1,31:1.
S (%)	97,3	95,0	91,8	92,0	92,8	90,8	78,0
Dias de Cultivo	76	76	76	76	76	76	76

Obs: * (kg/2400m²); Os valores assinalados com a mesma letra não diferem significativamente entre si ($p \geq 0,05$).

Os resultados obtidos no presente estudo foram superiores aos encontrados por outros autores que também trabalharam com a tilápia do Nilo (linhagem tailandesa) em tanques-rede de pequeno volume instalados em viveiros, como YI e LIN (2001) que constataram em um período de 90 dias, um peso médio final de 478g, ganho de peso de 4,27g/dia e conversão alimentar de 1,46:1, para os exemplares mantidos em uma densidade de 50peixes/m³. GODOY *et al.* (2005), trabalhando com exemplares com peso médio inicial entre 28,2g e 31,4g na densidade de 300peixes/m³ obtiveram em um período de 77 dias, exemplares com peso médio entre 366,17 e 458,83g com conversão alimentar aparente de 1,04:1. MAINARDES-PINTO *et al.* (2003c) em condições semelhantes às deste experimento, mas com temperatura média da água ao redor de 23,0°C, obtiveram em 126 dias de cultivo, peso médio variando de 455,0 a 505,0g e o ganho de peso diário de 3,3 a 3,8g.

Para a tilápia do Nilo em tanques-rede instalados em represa, AYROZA *et al.* (2000) trabalhando com peixes estocados na densidade de 300peixes/m³, em 90 dias de cultivo, obtiveram exemplares com peso de 573,50 e 536,70g e conversão alimentar de 1,45:1 e 1,61:1. MARENGONI e BUENO (2005) em 135 dias de cultivo, com conversão alimentar variando durante o período de 1,30:1 a 2,30:1, produziram exemplares com peso médio de 529,70g e obtiveram ganho de peso médio de 3,34g/dia. Os autores afirmam que estes valores podem estar relacionados ao manejo alimentar e a qualidade da ração. Rações de alta qualidade nutricional e manejo alimentar adequado possibilitam a obtenção de melhores índices de conversão alimentar e reduzem o impacto poluente (KUBITZA, 1999).

A taxa de sobrevivência dos exemplares no TRV₁ foi mais alta do que no TRV₂ variando, respectivamente de 91,8 a 97,3% e de 90,8 a 92,8%, valores estes semelhantes aos encontrados por MAINARDES-PINTO *et al.* (2003c), mas inferiores aos 98,75% obtidos por GODOY *et al.* (2005), entretanto, superiores aos relatados por AYROSA *et al.* (2000) e por BARBOSA *et al.* (2000).

A biomassa final, após 76 dias de cultivo, para as densidades de 200, 250 e 300 peixes/m³, foi respectivamente de 119,2; 138,1 e 146,9kg/m³ para os tanques-rede instalados no V₁, superior aos 93,8; 112,0 e 130,1kg/m³ para aqueles instalados no V₂ (Tabela 1), resultados mais expressivos que aqueles relatados

por Yi *et al.* (1996) e por BARBOSA *et al.* (2000). ONO (2005) afirma que a produção de peixes em tanques-rede pode variar de 20 a 250kg/m³, dependendo da taxa de renovação e da qualidade da água dentro do tanque-rede, da qualidade do alimento fornecido e da espécie de peixe cultivada.

Apesar dos peixes livres no viveiro terem recebido ração com teor de proteína e em proporção inferiores à daquela fornecida aos peixes dos tanques-rede, apresentaram peso médio final semelhante aos exemplares mantidos nos tanques-rede instalados no mesmo viveiro ($p \geq 0,05$). Entretanto a taxa de sobrevivência (78%) foi menor que aquela dos peixes nos tanques-rede, provavelmente devido a predação (Tabela 1). A biomassa final de 1,77t/2400m² e a conversão alimentar aparente de 1,31:1 sugerem que, provavelmente, além da ração, as tilápias livres também aproveitaram o alimento natural disponível nos viveiros. KUBITZA (1999) afirma que no cultivo de tilápias em viveiros de baixa renovação de água, cerca de 30 a 40% do crescimento deste peixe pode ser atribuído ao alimento natural e uma maior disponibilidade deste alimento contribui para a redução dos valores da conversão alimentar. Salienta ainda, que o uso de sistemas que combinem o aproveitamento do alimento natural disponível com rações granuladas suplementares, será um dos caminhos para a produção anual contínua de tilápias com qualidade, a um baixo custo e em volumes suficientes para os mercados interno e externo.

Pela distribuição de frequência por classe de peso médio dos exemplares na despesca final, pode-se observar que atingiram peso médio acima de 500g, respectivamente nas densidades de 200, 250 e 300 peixes/m³, 82,4%; 70,9% e 61,9% dos exemplares do TRV₁ e 51,3%; 42,1% e 44,9% do TRV₂, 47,7% dos peixes livres no V₂, valor próximo aos dos estocados nos tanques-rede, neste mesmo viveiro (Figura 2).

As variáveis abióticas aferidas, de modo geral, estiveram dentro de amplitudes consideradas ideais para o cultivo, contribuindo para o bom desempenho produtivo da espécie em estudo (Figuras 3 e 4; Tabela 2).

Como não ocorreu variação da temperatura da água entre os 2 viveiros e também entre os 12 tanques-rede, foi calculado o valor médio para os viveiros V₁ e V₂ por coleta (Figura 3). Apesar do experimento ter sido realizado no verão/outono, a temperatura da água apresentou pequena oscilação entre os dados obtidos pela manhã e à tarde, com valores médios de

27,6±1,1 pela manhã e de 29,7±1,3°C à tarde , ficando portanto, dentro da faixa de conforto térmico para a espécie (KUBITZA, 2000).

A transparência da água variou de 125 a 30cm no V₁ e de 65 a 25cm, no V₂ (Figura 4). No final de fevereiro ocorreu no V₁ um aumento da turbidez da água provocada, provavelmente, pelo carreamento

de sólidos em suspensão, devido a uma pequena erosão ocasionada em uma das margens desse viveiro em decorrência de fortes chuvas ocorridas na região, provocando uma diminuição nos valores da transparência. MASSER (1997) afirma que a grande quantidade de sólidos em suspensão são levados aos tanques em decorrência de chuvas pesadas.

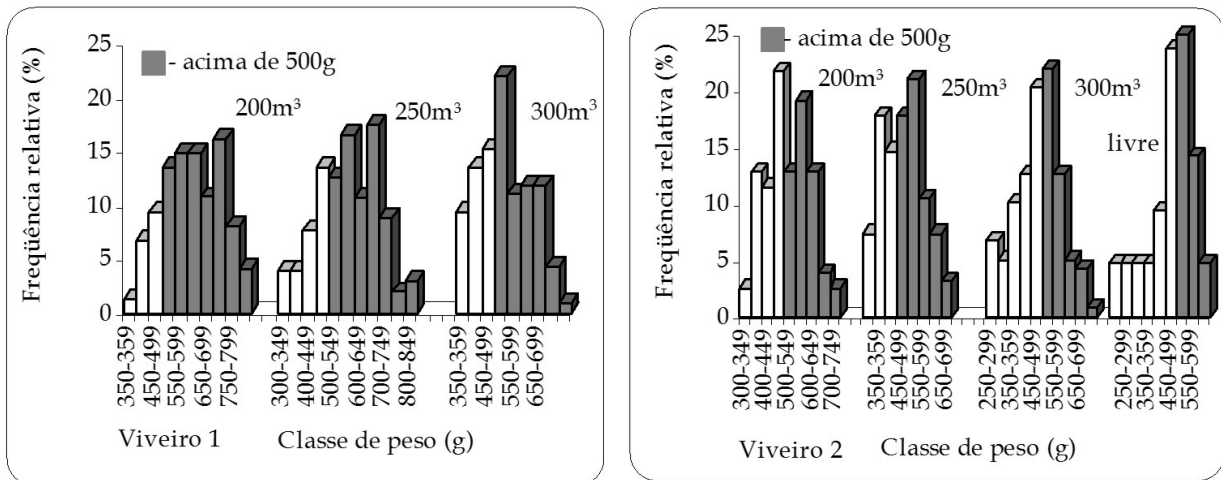


Figura 2. Distribuição de freqüência por classe de peso, após 76 dias de cultivo, para a tilápia tailandesa estocada em diferentes densidades em tanques-rede instalados no V₁ e V₂ e para os peixes livres no V₂

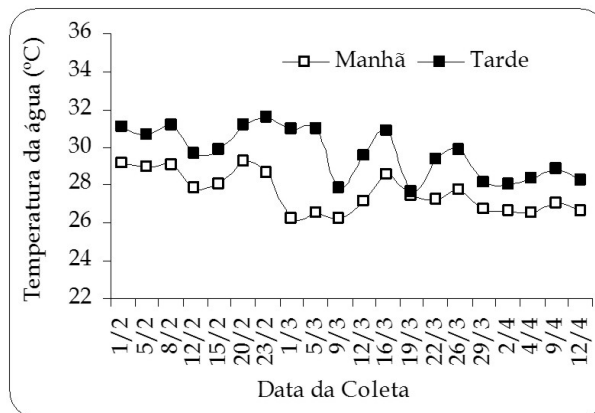


Figura 3. Variação dos valores da temperatura da água (manhã e tarde) dos viveiros V₁ e V₂, por coleta

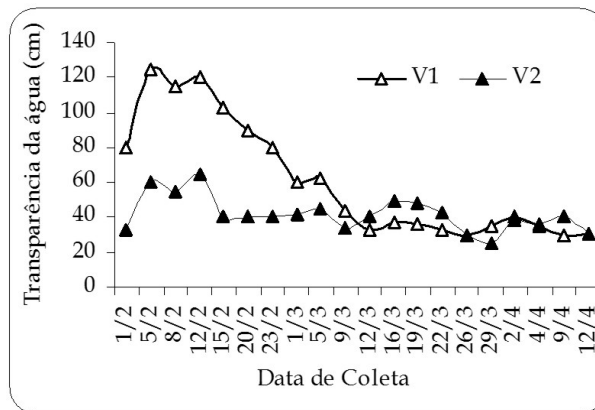


Figura 4. Variação dos valores da transparência da água dos viveiros V₁ e V₂, por coleta

Tabela 2. Valores médios \pm desvio-padrão, por período de cultivo, da temperatura, do pH, da amônia total e do oxigênio dissolvido da água dos viveiros e dos tanques-rede, estocados com tilápia tailandesa

Período de Cultivo		T (°C)		pH		NH ₄ (mg/L) Tarde	O ₂ (mg/L)	
		Manhã	Tarde	Manhã	Tarde		Manhã	Tarde
01/2 - 20/2/01	V ₁	28,9 \pm 0,6	30,7 \pm 0,7	7,0 \pm 0,3	7,5 \pm 0,1	-	4,2 \pm 0,6	6,4 \pm 0,3
	TRV ₁	28,9 \pm 0,6	30,8 \pm 0,5	7,1 \pm 0,4	7,5 \pm 0,2	-	4,0 \pm 0,4	6,0 \pm 0,4
	V ₂	28,6 \pm 0,6	30,5 \pm 0,7	6,8 \pm 0,5	7,1 \pm 0,5	-	3,5 \pm 1,0	5,3 \pm 0,7
	TRV ₂	29,1 \pm 0,6	30,8 \pm 0,7	6,5 \pm 0,4	7,0 \pm 0,3	-	3,3 \pm 0,7	5,4 \pm 0,8
21/2 - 12/3/01	V ₁	27,1 \pm 1,2	30,1 \pm 1,8	7,3 \pm 0,7	7,7 \pm 1,1	0,62	4,6 \pm 0,9	5,9 \pm 1,0
	TRV ₁	27,2 \pm 1,0	30,2 \pm 1,6	7,3 \pm 0,5	7,9 \pm 1,0	-	4,5 \pm 0,8	6,3 \pm 1,0
	V ₂	27,2 \pm 0,9	30,3 \pm 1,2	6,7 \pm 0,2	7,9 \pm 0,5	0,76	3,5 \pm 0,8	6,3 \pm 1,2
	TRV ₂	27,2 \pm 0,8	30,3 \pm 1,1	6,8 \pm 0,3	7,7 \pm 0,4	-	3,2 \pm 0,8	6,1 \pm 1,2
13/3 - 26/3/01	V ₁	27,5 \pm 0,6	29,3 \pm 1,3	7,0 \pm 0,2	7,2 \pm 0,5	1,06	4,2 \pm 0,5	4,3 \pm 1,3
	TRV ₁	27,4 \pm 0,5	29,7 \pm 0,5	7,0 \pm 0,3	7,3 \pm 0,3	-	3,7 \pm 0,4	4,5 \pm 1,1
	V ₂	27,9 \pm 0,6	30,2 \pm 0,9	7,0 \pm 0,1	7,8 \pm 0,4	1,88	3,2 \pm 0,7	7,5 \pm 0,4
	TRV ₂	27,7 \pm 0,4	30,2 \pm 0,7	6,9 \pm 0,1	7,6 \pm 0,4	-	2,9 \pm 0,6	7,3 \pm 0,7
27/3 - 17/4/01	V ₁	26,5 \pm 0,2	28,0 \pm 0,3	6,1 \pm 0,4	6,9 \pm 0,3	2,95	3,3 \pm 1,1	4,1 \pm 1,0
	TRV ₁	26,4 \pm 0,4	27,8 \pm 0,3	6,2 \pm 0,5	6,9 \pm 0,2	-	3,2 \pm 1,0	3,5 \pm 0,6
	V ₂	27,0 \pm 0,2	28,6 \pm 0,4	6,3 \pm 0,5	7,3 \pm 0,3	3,52	2,6 \pm 0,4	6,7 \pm 1,3
	TRV ₂	27,0 \pm 0,2	28,6 \pm 0,3	6,3 \pm 0,4	7,2 \pm 0,4	-	2,4 \pm 0,6	6,1 \pm 1,2

No viveiro V₂, onde foram também colocados os peixes livres, a diminuição da transparência pode ter sido devida à presença de fitoplâncton, que conferiu à água uma tonalidade esverdeada. Este aumento da produtividade primária, avaliada indiretamente pela transparência da água, pode ter sido estimulado pelos resíduos que foram produzidos neste viveiro devido ao maior número de peixes e maior quantidade de ração fornecida, que contribuíram para aumentar o teor de nutrientes. KUBITZA (1997) salienta que o aumento dos níveis de arraçoamento proporciona um aumento de nutrientes, principalmente N e P, que levam ao aumento da população fitoplanctônica

Os valores do pH foram semelhantes entre os viveiros e os tanques-rede neles instalados, variando pela manhã de 6,3 a 7,0 para o V₁ e de 6,1 a 7,3 para o V₂, sendo um pouco mais elevados à tarde, principalmente no V₂, mas próximos da neutralidade, portanto adequados à produção de peixes tropicais (KUBITZA, 2000).

A amônia total apresentou um aumento gradativo durante o experimento, com valores para o V₁ entre 0,62 e 2,95 mg/L e para o V₂ entre 0,76 e 3,52 mg/L. Os valores mais altos encontrados no V₂ podem estar associados ao maior número de peixes estocados neste viveiro, sendo que a variação temporal dos valores da amônia coincide com o progressivo

aumento da biomassa em ambos os viveiros. No entanto, esse aumento da amônia total no final do cultivo parece não ter afetado o crescimento dos peixes, pois o pH da água permaneceu em torno de 7,0 e a temperatura máxima neste período foi de 27°C, valores estes que segundo DURBOROW *et al.* (1997) asseguraram níveis praticamente nulos de amônia tóxica (NH₃) no meio.

Nos dois primeiros períodos de cultivo ocorreu nos dois viveiros uma variação diária dos valores da concentração de oxigênio, entretanto nos dois últimos, os valores pela manhã e à tarde, tanto no V₁ como no TRV₁, foram bem próximos, coincidindo com a diminuição da transparência da água (Tabela 2 e Figura 4). HARGREAVES (1999) afirma que a turbidez, por partículas em suspensão, reduz a magnitude da oscilação diária da concentração de oxigênio dissolvido que não atinge valor nem muito alto nem baixo. Já no V₂ e TRV₂, a oscilação manteve-se com os menores valores pela manhã e os maiores à tarde, provavelmente em decorrência da produção de plâncton neste viveiro.

Segundo BOYD (1990) a produção fitoplanctônica contribui para um aumento do teor do oxigênio à tarde e redução destes valores pela manhã. O excessivo crescimento desta população resulta na ocorrência mais freqüente de níveis críticos de

oxigênio durante o período noturno. BOYD (1998) afirma que se a taxa de alimentação exceder a 60 kg/ha/dia é freqüente que ocorram períodos onde a concentração de oxigênio dissolvido no início da manhã caia abaixo de 2 ou 3mg/L e a aeração mecânica deverá ser utilizada. Assim, neste experimento, no último período de cultivo, utilizou-se das 2:00 às 8:00 h aeração suplementar nos dois viveiros. YI e LIN (2001) constataram que a utilização de aeradores durante um período de cinco horas durante a noite fez com que melhorasse o crescimento das tilápias cultivadas em tanques-rede instalados em viveiros e que fosse aumentada a capacidade suporte do ambiente.

A quantidade de ração fornecida aos peixes do viveiro V_1 foi de 685,4kg/6m³, com taxa média de alimentação de 9,0kg/dia, levando a uma produção final de 808,4kg/peixe/6m³. Já no viveiro

V_2 , considerando a ração fornecida aos peixes confinados e livres, a taxa média de alimentação foi bem mais elevada, 32,0kg/dia (Tabela 3). No entanto esta quantidade de alimento está abaixo do limite sustentável (48,0kg/dia), para as condições do cultivo e não prejudicou a taxa de sobrevivência e o ganho de peso dos peixes que chegou próximo ao tamanho comercial de 500g, obtendo-se, em um período de 76 dias, uma produção final de 2,4t/peixe/2400m². KUBITZA (2000) afirma que com taxa de renovação diária da água de 5 a 10% e aeração suplementar, o nível máximo de arraçoamento diário a ser sustentado na produção de tilápias é de 200 a 350 kg/ha/dia.

A Tabela 4 mostra o custo de produção, baseado somente nos gastos com a aquisição dos peixes juvenis, ração e mão de obra, bem como a receita bruta e a líquida produzida durante os 76 dias de cultivo.

Tabela 3. Valores da biomassa inicial e final, do ganho de biomassa e da quantidade total de ração fornecida, para os exemplares de tilápia tailandesa confinada nos tanques-rede e livres no viveiro

	TRV ₁	TRV ₂	livre(V ₂)	TRV ₂ +livre
Biomassa inicial	119,4	119,4	382,3	501,7
Biomassa final	808,4	671,8	1.772,8	2.444,6
Ganho de biomassa	689,0	552,3	1.390,5	1.942,8
Ração total fornecida	685,4	591,2	1.817,5	2.408,7

Tabela 4. Custo de produção, receita bruta e líquida do cultivo de tilápia tailandesa confinadas nos tanques-rede e livres no viveiro

	Valor Total (R\$)			
	TRV ₁	TRV ₂	Livres V ₂	TRV ₂ +V ₂
Juvenil	345,00	345,00	1.104,00	1.449,00
Ração	671,70	579,40	1.544,80	2.124,20
Mão de obra permanente	121,60	121,60	60,80	182,40
Mão de Obra eventual	108,00	108,00	324,00	432,00
Custo	1.246,30	1.154,00	3.033,60	4187,60
Receita bruta	2.832,90	2.351,30	6.204,80	8.556,10
Receita líquida total	1.585,60	1.197,30	3.171,20	4.368,50
Receita líquida/ kg peixe	1,96	1,78	1,79	1,79

A receita líquida obtida com a venda dos exemplares do V_2 foi 2,7 vezes superior àquela do V_1 , entretanto a receita líquida por quilograma de peixe produzido foi de R\$1,96 para as tilápias confinadas no TRV₁ um pouco maior do que os R\$ 1,78 e R\$ 1,79 para aquelas do TRV₂ e V_2 , respectivamente. Estes

dados podem contribuir para que o piscicultor, baseado na infra-estrutura disponível em sua propriedade, possa dimensionar a sua produção.

Os resultados obtidos com a combinação de tanques-rede e peixes livres no V_2 foram promissores, e extrapolando-se os dados obtidos para três

ciclos/ano tem-se uma estimativa de produção de pelo menos 7t/ano produção esta significativa no caso do cultivo ser uma atividade complementar da propriedade e, ainda, se a propriedade tiver um caráter familiar, o que não implicaria em dispêndio com mão de obra, podendo-se obter uma redução dos custos de produção.

CONCLUSÕES

O cultivo da tilápia tailandesa em tanques-rede durante o verão/outono na região Sudeste do Brasil é recomendado pela sua produtividade e pelo seu rendimento econômico. A produção final e a receita líquida do viveiro com tanques-rede e peixes livres foram três vezes superiores às do viveiro onde estavam somente os peixes confinados, indicando que na criação da tilápia do Nilo da linhagem tailandesa é viável a utilização daquele sistema de produção, com um melhor aproveitamento da área inundada.

AGRADECIMENTOS

À EMBRAPA e ao CNPq pelo financiamento de parte dos recursos. Ao pessoal de apoio do Setor de Aqüicultura-Pólo de Desenvolvimento Regional do Agronegócios do Vale do Paraíba, pelo auxílio nos trabalhos de campo.

REFERÊNCIAS

- APHA-American Public Health Association. 1989 *Standard methods for the examination of water and wastewater*, 14 ed., Washington, DC. p.412-415.
- AYROZA, L. M. S.; ROMAGOSA, E.; SCORVO FILHO, J.D.; FRASCÁ-SCORVO, C.M.D. 2000 Desempenho da tilapia do Nilo *Oreochromis niloticus*, em tanques-rede, em represa rural. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 11., Florianópolis, 28 nov-01 dez./2000. *Anais...* Florianópolis: ABRAq. CD -ROM.
- BARBOSA, A.C.B.; ALMEIDA, L.D. L.; MEDEIROS, P.A.A.; FONSECA, R.B. 2000 Cultivo de tilápia Nilótica em gaiolas flutuantes na barragem do Assu - RN. In: INTERNATIONAL SIMPOSIUM ON TILÁPIA AQUACULTURE, 5., Rio de Janeiro., 3-7/sept./2000. *Proceedings...*Rio de Janeiro: American Tilapia Association, ICLARM. v.2, p.400-406.
- BEVERIDGE, M.C.M. 1984 *Cage and pen fish farming: carrying capacity models and environment impact*. FAO Fisheries Technical Paper, Rome, Italy, 255. 131p.
- BEVERIDGE, M.C.M. 1987 *Cage Culture*. 1ª ed. England: Fishing News Books Ltd, Surrey. 351p
- BOYD, C.E. 1990 *Water quality in ponds for aquaculture*. 2ed. Alabama: Birmingham Publishing Co. 482p.
- BOYD, C.E. 1998 *Water and bottom quality management in freshwater aquaculture ponds*. In: AQUICULTURA BRASIL'98., Recife. 02-06/set./1998. *Anais...*Recife: ABRAq. v.1, p.303-331.
- CYRINO, J.E.P.; CARNEIRO, P.C.F.; BOZANO, G.L.N.; CASEIRO, A.C. 1998 Desenvolvimento da criação de peixes em tanque-rede. In: AQUICULTURA BRASIL'98. Recife, 02-06 set. 1998, Recife. *Anais ...* ABRAq, 1998. v1, p.409-433.
- DURBOROW, R.M.; CROSBY, D.M.; BRUNSON, M.W. 1997 *Ammonia in fish ponds*. SRAC, *Special Publication* Auburn, 463. Disponível em: <http://srac.tamu.edu/463fs.pdf>. Acesso em: 30 mar. 2004.
- GODOY, C.E.M. de; SOARES, M.C.F.; COSTA, F.J.C.B.; LOPES, J.P. 2005 Produção da tilápia do Nilo *Oreochromis niloticus* em tanques-rede visando o atendimento de comunidade carente. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 14., Fortaleza, 12-18/out./2005. *Resumo Expandido...*Fortaleza: Associação dos Engenheiros de Pesca do Estado do Ceará. p.1229-1230.
- HARGREAVES, J.A. 1999 Control of clay turbidity in ponds. SRAC - *Special Publication* Auburn, 460. Disponível em: <http://srac.tamu.edu/tmppdf/7440905/460fs.pdf>. Acesso em: 29 ago. 2005/
- KUBITZA, F. 1997 Qualidade do alimento, qualidade da água e manejo alimentar na produção de peixes. In: SIMPÓSIO SOBRE MANEJO E NUTRIÇÃO DE PEIXES. Piracicaba, 24-25/ julho/1997. *Anais...* Piracicaba: Colégio Brasileiro de Nutrição Animal. p.63-101.
- KUBITZA, F. 1999 Nutrição e alimentação de tilápias - Parte 1. *Panorama da Aqüicultura*, São Paulo, 9(52): p.42-50.
- KUBITZA, F. 2000 *Tilapia: tecnologia e planejamento na produção comercial*. Jundiaí - SP: Fernando Kubitza. 285p.

- KUBITZA, F. 2003 A evolução da tilapicultura no Brasil: produção e mercados. *Panorama da Aqüicultura*. São Paulo, 13(76):25-35.
- LOVSHIN, L.L.; CYRINO, J.E.P. 1998 Status of commercial fresh water fish culture in Brazil. *World Aquaculture*, Baton Rouge, 29(3):23-39.
- MAINARDES-PINTO, C.S.R.; PAIVA, P. de; ANDRADE-TALMELLI, E.F.; VERANI, J.R.; SILVA, A.L. 2003a Viabilidade do cultivo da tilápia Tailandesa *Oreochromis niloticus* em tanques rede de pequeno volume instalados em viveiros povoados. In: ENCONTRO BRASILEIRO DE ICTIOLOGIA, 15., São Paulo, 27-30/jan.2003. *Resumos...* São Paulo: Sociedade Brasileira de Ictiologia, Universidade Presbiteriana Mackenzie. CD-ROM)
- MAINARDES-PINTO, C.S.R.; PAIVA, P. de; ANDRADE-TALMELLI, E.F.; VERANI, J.R.; SILVA, A.L. 2003b Viability of Thailand tilapia *Oreochromis niloticus* culture raised in small volume net cages placed in populated ponds. In: WORLD AQUACULTURE 2003, Salvador, Bahia, 9-23/may./2003. *Book of Abstracts ...*Salvador: World Aquaculture Society. p.442.
- MAINARDES-PINTO, C.S.R.; VERANI, J.R.; SCORVO FILHO, J.D.; SILVA, A.L. 2003c Productive development of red tilapia from Florida *Oreochromis u. hornorum* x *O. mossambicus* and Thailand tilapia *O. niloticus* in small capacity net cages, submitted to different stocking densities. In: WORLD AQUACULTURE 2003, Salvador, Bahia, 9-23/may./2003. *Book of Abstract...* Salvador: World Aquaculture Society. p.443.
- MAINARDES-PINTO, C.S.R. 2006 *Tanques-rede de pequeno volume instalados em viveiros de piscicultura: uma alternativa para a tilapicultura na região sudeste do Brasil*. São Carlos. 99p. (Tese de Doutorado. Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. UFSCar).
- MARENGONI, N.G. e BUENO, W.G. 2005 Avaliação do desenvolvimento da tilápia do Nilo *Oreochromis niloticus* (Linhagem Chitralada) em tanques-rede de pequeno volume. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 14., Fortaleza, 12-18 out./2005. *Anais...*Fortaleza: Associação dos Engenheiros de Pesca do Estado do Ceará. CD-ROM.
- MASSER, P.M. 1997 Cage culture - Site selection and water quality. SRAC, Auburn: *Special Publication*, 161. Disponível em: <http://srac.tamu.edu/tmppdf/7440905/161fs.pdf>. Acesso em: 29 ago. 2005.
- ONO, E.A. 2005 Criação de peixes em tanques-rede. In: ZOOTEC 2005 Campo Grande, 24-27/mai./2005. *Anais...* Campo Grande. 24p. CD-ROM.
- ROUBACH, R.; CORREIA, E.S.; ZAIDEN, S.; MARTINO, R.C.; CAVALLI, R.O. 2003 Aquaculture in Brazil. *World Aquaculture*, Baton Rouge, 34(1):28-34.
- SCHMITTOU, H.R. 1969 The culture of channel catfish *Ictalurus punctatus* (Rafinesque) in cages suspended in ponds. In: ANNUAL CONFERENCE OF THE SOUTHEASTERN ASSOCIATION OF GAME AND FISH COMMISSIONERS, 23., Auburn, USA, 1969. *Proceedings...* Auburn University. p 226-244.
- SCHMITTOU, H.R. 1997 *Produção de peixes em alta densidade em tanques-rede de pequeno volume*. Campinas: Silvio Romero Coelho, Mogiana Alimentos S.A., ASA - Associação Americana de Soja. Tradução de Eduardo Ono. 78p.
- YI, Y.; LIN, C.K. 2001 Effects of biomass of caged Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) and aeration on the growth and yields in an integrated cage-cum-pond system. *Aquaculture*, Amsterdam, v.195, p.253-267.
- YI, Y.; LIN, C.K.; DIANA, J.S. 1996 Influence of Nile Tilapia (*Oreochromis niloticus*) stocking density in cages on their growth and yield in cages and in ponds containing the cages. *Aquaculture*, Amsterdam, 146(3,4):205-215.
- ZAR, J.H. 1999 *Biostatistical Analysis*. 4ed. New Jersey: Prentice-Hall, USA. 718p.

POPULATION DYNAMIC AND REPRODUCTION OF *Artemesia longinaris* (DECAPODA, PENAEIDAE) IN RIO DE JANEIRO STATE, SOUTH-EASTERN BRAZIL

Ximena Ester Guajardo SEMENSATO¹ and Ana Paula Madeira DI BENEDITTO²

ABSTRACT

During 2004, the length-frequency data of *Artemesia longinaris* (Decapoda, Penaeidae) were analyzed in Rio de Janeiro State, south-eastern Brazil, to provide information on the growth, reproduction and mortality. Monthly samples were collected from January to December 2004 during the local shrimp fishery operations. The specimens were sexed, checked for maturity and their carapace length (CL) and wet weight were measured. The size at first maturity ($CL_{50\%}$) and the breeding period was also verified. The FiSAT II program package routines were used to identify the Von Bertalanffy growth function (VBGF) ($CL_t = CL_\infty (1 - \exp - K (t - t_0))$) that best fits the size class, to estimate the mortality rates and the size at first capture ($CLC_{50\%}$), and to predict the relative yield-per-recruit (Y/R). The mean CL of immature and mature specimens was 10 and 13 mm for males, and 14 and 17 mm for females. The carapace length-weight relationship for both sexes indicated a strong allometry, where females were greater than males. The VBGF parameters differ between sexes: $CL_\infty = 18.9$ mm and $K = 0.69$ year⁻¹ (males) and $CL_\infty = 28.4$ mm and $K = 0.58$ year⁻¹ (females). The $CL_{50\%}$ (12.5 mm for males and 16.4 mm for females) and the $CLC_{50\%}$ (9.6 mm for males and 10.7 mm for females) indicate that the shrimps are usually recruited to the fisheries before producing new recruits. Breeding occur year-round, but ripe females were most abundant in May (autumn) and September (late winter-early spring). The total mortality was 2.88 for males and 1.88 for females and these differences could be related to the natural mortality and distinct growth rates. The Y/R analysis indicated that the actual exploration rate in the region is still lower than the predicted maximum values. The local actions, the community-based management and the educational campaigns could be more suitable to this shrimp population sustainability. They can include alternative management related to the trawl-net fishery, changes in the mesh size selection and even temporal change in the official closure of this fishery. The present results have to be considered with caution to management proposes and the continuous and long term monitoring is still require to better understand the *A. longinaris* population dynamic and its fishery scenario in the study region.

Key words: *Artemesia longinaris*, growth, reproduction, mortality, stock maintenance, South-eastern Brazil

DINÂMICA POPULACIONAL E REPRODUÇÃO DE *Artemesia longinaris* (DECAPODA, PENAEIDAE) NO ESTADO DO RIO DE JANEIRO, SUDESTE DO BRASIL

RESUMO

Durante 2004, dados referentes à distribuição de frequência de tamanho de *Artemesia longinaris* (Decapoda, Penaeidae) foram analisados no Estado do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil, para fornecer informações sobre crescimento, reprodução e mortalidade. Amostras mensais foram realizadas entre Janeiro e Dezembro de 2004 durante operações de pesca locais. Os espécimes foram sexados, checados quanto à maturidade e o comprimento da carapaça (CC) e o peso úmido foram medidos. O tamanho da primeira maturação ($CC_{50\%}$) e o período reprodutivo também foram verificados. Os procedimentos do programa FiSAT II foram utilizados para identificação da função de crescimento de Von Bertalanffy (FCVB) ($CC_t = CC_\infty (1 - \exp - K (t - t_0))$) com melhor ajuste para a classe de tamanho, para estimar as taxas de mortalidade e o tamanho da primeira captura ($CCC_{50\%}$),

Artigo Científico: Recebido em: 21/08/2006; Aprovação: 30/10/2007

¹ Universidade Estadual do Norte Fluminense, Laboratório de Ciências Ambientais, CBB. Av. Alberto Lamego, 2.000, Campos dos Goytacazes, RJ, 28013-602, Brasil. e-mail: anapaula@uenf.br

e para prever o rendimento por recruta. A média do CC de espécimes imaturos e maturos foram de 10 e 13 mm para machos e de 14 e 17 mm para fêmeas. A relação entre comprimento da carapaça-peso para ambos os sexos indicou forte alometria, onde fêmeas são maiores que machos. Os parâmetros da FCVB diferiram entre os sexos: $CC_{\infty} = 18,9$ mm e $K = 0,69$ ano⁻¹ (machos) e $CC_{\infty} = 28,4$ mm e $K = 0,58$ ano⁻¹ (fêmeas). O $CC_{50\%}$ (12,5 mm para machos e 16,4 mm para fêmeas) e da $CCC_{50\%}$ (9,6 mm para machos e 10,7 mm para fêmeas) indicam que os camarões são geralmente recrutados pela pesca antes de produzirem novos recrutas. A reprodução ocorre ao longo do ano, mas fêmeas ovadas foram abundantes principalmente em maio (outono) e setembro (final do inverno-início da primavera). A mortalidade total foi de 2,88 para machos e 1,88 para fêmeas e as diferenças podem estar relacionadas à mortalidade natural e as taxas de crescimento. A análise de rendimento por recruta indicou que a taxa de exploração na região ainda é inferior aos valores máximos preditos. As ações locais, o manejo envolvendo as comunidades e as campanhas educacionais poderiam ser mais adequadas a sustentabilidade desta população de camarão. Isso pode incluir manejo alternativo relacionado à pesca com rede de arrasto, alterações na seletividade da malha da rede e até mesmo mudança no período oficial de suspensão dessa pescaria. Os resultados apresentados devem ser considerados com cautela para fins de manejo e o monitoramento contínuo e de longo prazo ainda é requerido para melhor entendimento da dinâmica populacional de *A. longinaria* e do seu cenário de pesca na região estudada.

Palavras-chave: *Artemesia longinaria*, crescimento, reprodução, mortalidade, manutenção do estoque, Sudeste do Brasil

INTRODUCTION

Shrimp fisheries along the Brazilian coast (2°N-33°S) are typically artisanal, although the industrial fisheries have been also practiced. In the south-eastern and southern Brazil (23°S-33°S) these fisheries are largely practiced, but the landings are concentrated only in some harbours. The shrimp fisheries were mono-species, but due to the stocks decline they are becoming multi-species catches (D'INCAO *et al.*, 2002). According to the Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA, the average annual landing of shrimps between 2000 and 2004 was around 47,000 tons and the main target species are seabob shrimp (*Xyphopeneaus kroyeri*) (40-50%), pink shrimp (*Farfantepenaeus brasiliensis*, *F. paulensis* and *F. subtilis*) (20-30%), Argentine stiletto shrimp (*Artemesia longinaria*) (10-20%), Argentine red shrimp (*Pleoticus muelleri*) (5-10%) and southern white shrimp (*Litopenaeus schmitti*) (1-5%). These data are available at the site www.ibama.gov.br.

The penaeid *A. longinaria* is endemic to the marine coastal waters of the Western South Atlantic, from Rio de Janeiro State (Brazil) (22°S) to Puerto Rawson (Argentina) (43°S) (BOSCHI, 1997; D'INCAO, 1999). Studies have suggested that temperature, salinity and photoperiod might influence not only the *A. longinaria* distribution, but also its development (LOPÉZ and FENUCCI, 1988; PETRIELLA and BRIDI, 1992; COSTA *et al.*, 2005). The species body

length shows an increment towards higher latitudes. In Argentinean coast, for instance, the specimens are larger than that of Uruguayan and southern Brazilian waters (BOSCHI and MISTAKIDIS, 1966; RUFFINO and CASTELLO, 1992).

In general, the tropical shrimp species should have continuous reproduction due to the relatively stable environmental conditions, allowing year-round breeding (SARTRY, 1983). However, the females do spawn within identifiable breeding seasons and the penaeid species generally have two spawning peaks per year (PAULY *et al.*, 1984; PAULY, 1987), which is also verified in *A. longinaria* (SCELZO, 1991; DUMONT and D'INCAO, 2004). Shrimps are not long lived crustaceans and the short life spans imply in high mortalities rates that could be varying between sexes (CHA *et al.*, 2002).

The population dynamic and reproduction of *A. longinaria* in northern limit of its distributional range have never been studied. In this context, the aim of the present paper is to provide the first information on the growth, reproduction and mortality of this shrimp in Rio de Janeiro State, comparing with other areas along its occurrence.

MATERIAL AND METHODS

The present study was conducted in the Farol de São Thomé harbour (22°05'S), where *A. longinaria* is the main target species, followed by *X. kroyeri*. In general, the annual catch ratio between these

species is 3:1, respectively, but monthly variation can occur. This harbour encloses 240 trawlers measuring 10-12 m in length and having load capacity of approximately 4-5 tons. Throughout the

entire fishing ground (22°00'S-22°21'S) the trawlers operations are conducted from less than one to six nautical miles from shore and from 10 to 30 m of depth (Figure 1).

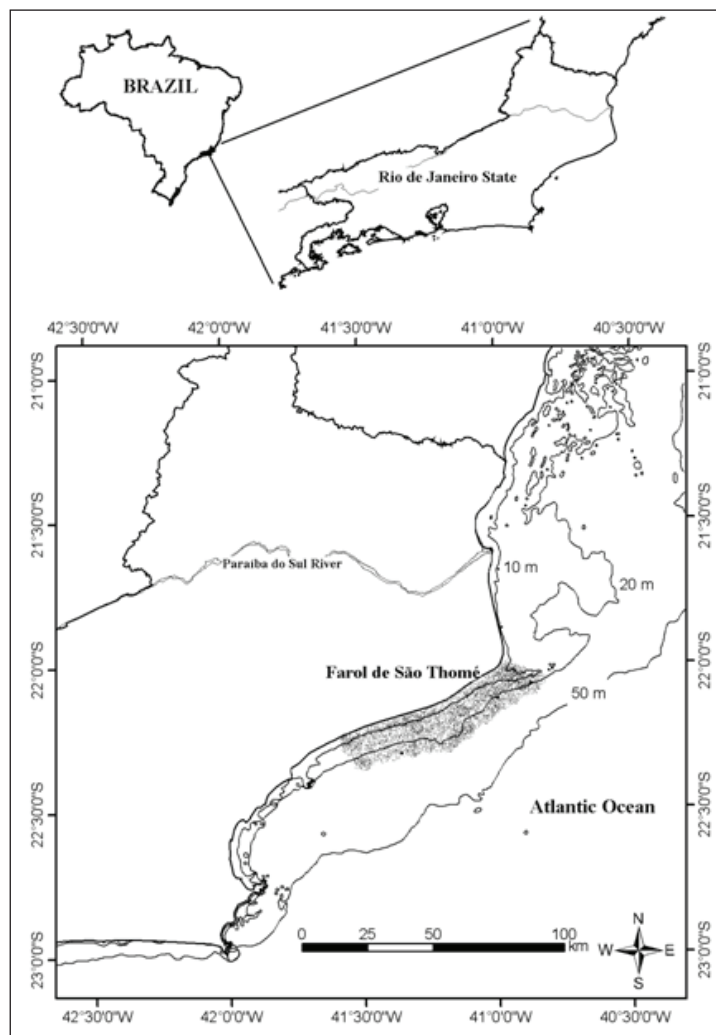


Figure 1. Map of northern Rio de Janeiro State indicating the Farol de São Thomé fishing harbour and the fishing ground where shrimps were collected

Monthly samples of *A. longinaris* were collected from January to December 2004 during the local fishing operations. The net measured about 10 m in length with a horizontal opening of about 6 m and a cod-end mesh size of 15 mm from knot to knot.

Fresh specimens of *A. longinaris* were sexed and males and females were checked for maturity by the petasma fusion level and the gonadal maturation state, respectively. Males without fused petasma were considered as "immature", and with fused petasma as "mature". The maturity stages of the ovaries were recorded macroscopically, according to the chromatic scale

proposed by DUMONT and D'INCAO (2004). Females at stages I (immature - white/translucent gonads) and II (developing - neutral green gonads) were considered as "immature", while those at stages III (mature - dark green gonads) and IV (spawning - white/translucent gonads, but with the larger body length) as "mature".

Carapace length was measured to the nearest 1 mm, from the posterior rim of the eye socket to the posterior lateral edge of the carapace. The wet weight of each specimen was measured to the nearest 0.01 g. The carapace length-weight relationships were described by the equation: $W = aCL^b$, where W is the

weight (g), CL the carapace length (mm) and a , b the constants for each sex separately.

Size class distributions of males and females (1 mm intervals) were recorded for each month. In December, however, only four specimens of *A. longinarius* were collected (one male and three females) and the data were not considered in the present study.

The electronic length-frequency analysis (ELEFAN I) of the FiSAT II program package (GAYANILO *et al.*, 2005) was used to identify the Von Bertalanffy growth function (VBGF) that best fits the size class: $CL_t = CL_\infty (1 - \exp - K (t - t_0))$, where CL_∞ is the asymptotic carapace length, CL_t the carapace length at time t , K the growth coefficient (year^{-1}) and t_0 the theoretical age at zero length (with no biological significance). The R_n value (ranging from 0 to 1) calculated by the ELEFAN I is the index of goodness of fit, indicating the fitting of the data to the growth model. The estimates of CL_∞ and K were used for comparison of growth performance index (ϕ') (PAULY and MUNRO, 1984) between sexes using the equation: $\phi' = \log_{10}K + \log_{10}CL_\infty$.

In the present study, the t_0 value for males and females was not considered in the FiSAT II routines. This value is not necessary to estimate total mortality (Z) from steady-state sample through the length-converted catch curve for cases where growth does not exhibit annual oscillations (GAYANILO *et al.*, 2005), as expected in a tropical area. Moreover, the *A. longinarius* carapace length at hatching, which could be applied to calculate the t_0 value using the relation described by LOPES VEIGA (1979), is not available in the literature to the study area or even to the surrounding regions. In this way, the authors preferred do not use the available data from colder areas, as southern Brazil (DUMONT, 2003) and Argentina (BOSCHI, 1969a).

The proportions of mature shrimps at each size class were adjusted to a logistic model to estimate the size at first maturity ($CL_{50\%}$) for both sexes: $PM = a/1 + b \exp(-cCL)$, where PM is the percentage of mature shrimps and a , b , c the constants for each sex separately. Monthly relative frequency of mature (stage III) and spawning (stage IV) females were also calculated in order to infer about the breeding period.

Total mortality (Z) was estimated by the length-converted catch curve method (PAULY, 1980), separately for males and females. As an extension of

this method in the FiSAT II routines, the instantaneous natural mortality (M) was computed using the empirical model of PAULY (1980): $\log M = -0.006 - 0.27 \log CL_\infty + 0.654 \log K + 0.463 \log T$, where T is the mean water temperature in degree centigrade (in the study area around 20°C); the fishery mortality (F) was calculated as: $F = Z - M$; and the exploration rate (E) as: $E = F/Z$.

The probability of capture of each size class was obtained from length-converted catch curve, by backward extrapolation of the catch curve and comparison of the numbers actually sampled with those that were expected to have been sampled. By plotting the cumulative probability of capture against the class interval, it was obtained a logistic curve from which the size at first capture ($CLC_{50\%}$) was taken.

The relative yield-per-recruit (Y'/R) using the Beverton and Holt model modified by PAULY and SORIANO (1986) was applied to predict the exploration rate at which the Y'/R is highest (E_{\max}).

RESULTS

A total number of 5,033 specimens of *A. longinarius* was analysed between January and November 2004. The mean CL of immature and mature males was 10 mm (± 2 S.D.) and 13 mm (± 2 S.D.), respectively. Females were significantly greater than males ($t = -29.6$, $p < 0.001$), and the mean CL was 14 mm (± 2 S.D.) for the immature specimens and 17 mm (± 2 S.D.) for the mature ones. The minimum and maximum CL and the corresponding wet weight recorded were 6 mm/0.20 g and 24 mm/3.81 g for males, and 7 mm/0.39 g and 27 mm/10.42 g for females.

The size-frequency distribution of males and females from January to November is illustrated in Figure 2 and the differences between sexes size-structure can be noted.

The carapace length-weight relationship is represented by: $W = 0.0016CL^{2.677}$ ($r^2 = 0.84$; $n = 2,493$) (males) and $W = 0.0015CL^{2.685}$ ($r^2 = 0.91$; $n = 2,540$) (females). The regressions were highly significant ($p < 0.001$) and the slope (b) indicated a strong allometric growth for both sexes. The parameters (CL_∞ , K) of the VBGF estimated by ELEFAN I for each sex are given in Table 1. The analysis of modal progression showed that males had lower CL_∞ and higher K than females, reaching the adult stage earlier. However, the difference of the growth performance index of both sexes was not great (2.392 for males and 2.669 for females).

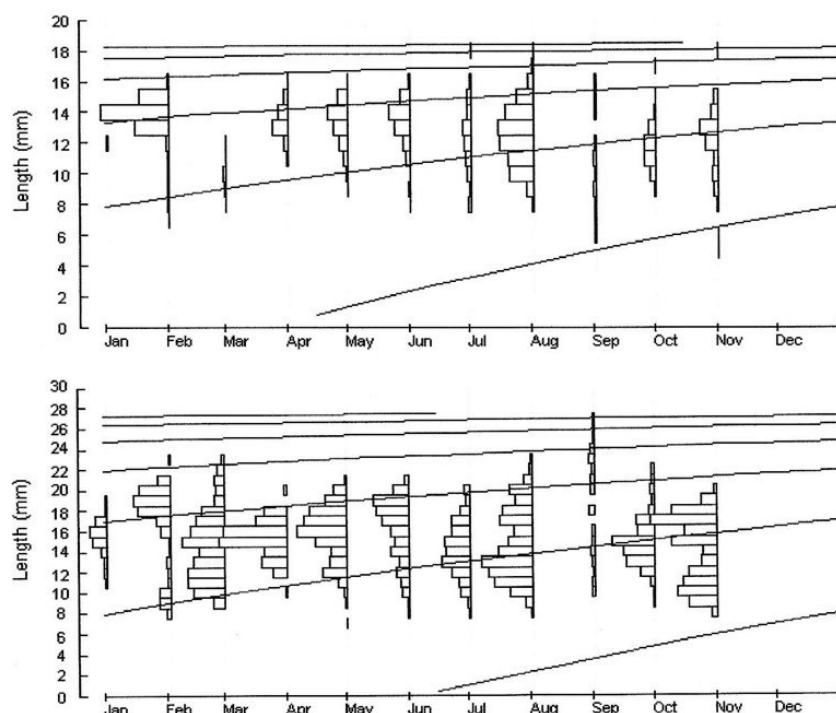


Figure 2. Size-frequency distribution of males (above) and females (below) of *Artemesia longinaris* in northern Rio de Janeiro State, south-eastern Brazil, during 2004

Table 1. Growth, maturity and mortality estimatives for *Artemesia longinaris* in northern Rio de Janeiro State, southeastern Brazil

Parameters	Males	Females
CL_{∞}	18.9	28.4
K	0.69	0.58
R_n	0.283	0.266
ϕ'	2.392	2.669
$CL_{50\%}$	12.5	16.4
Z	2.88	1.88
M	1.36	1.09
F	1.52	0.79
E	0.53	0.42
$CLC_{50\%}$	9.6	10.7
E_{\max}	0.81	0.61

CL_{∞} : asymptotic carapace length (mm); K : growth coefficient (year^{-1}); R_n : index of goodness of fit of the 'best' growth curve; ϕ' : growth performance index; $CL_{50\%}$: size at first maturity (mm); Z : total mortality; M : instantaneous natural mortality (at 20°C); F : fishery mortality; E : exploration rate; $CLC_{50\%}$: size at first capture (mm); E_{\max} : exploration rate at which yield-per-recruit is highest.

The $CL_{50\%}$ was estimated as 12.5 mm for males and 16.4 mm for females and the difference is reflecting the sexes' growth rates (Figure 3). The mature females (stages III and IV) were observed year-round, but the higher values were recorded in May (74.1%) and September (68.9%) (Figure 4).

The Z value was 2.88 ($2.01 < Z < 3.75$) for males and 1.88 ($1.58 < Z < 2.19$) for females (Table 1). The values of M , F and E are also presented in

Table 1 and all of them were highest for males. The Figure 5 showed the mortality estimation through the length-converted catch curve. The probability of capture indicated that the $CLC_{50\%}$ was similar between the sexes: 9.6 and 10.7 mm for males and females, respectively. According to the Y'/R analysis, the E value for both sexes in the study area is still lower than the predicted maximum values of E_{\max} (Table 1).

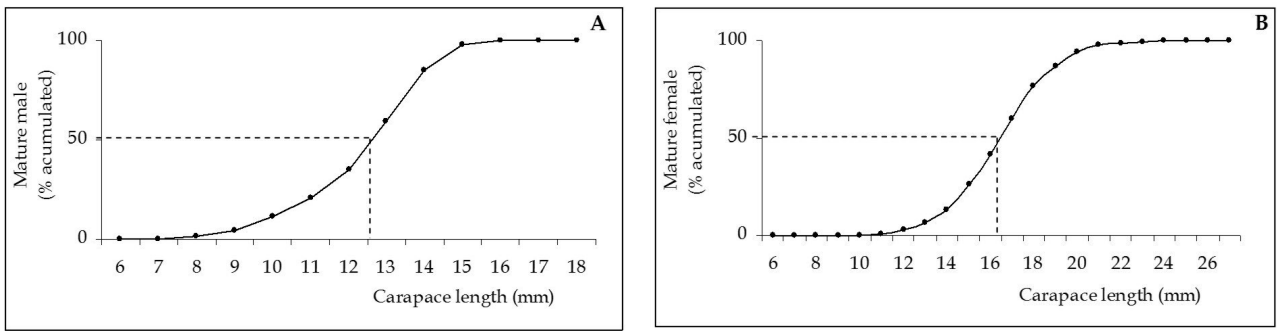


Figure 3. Size of first mature ($CL_{50\%}$) for males (A) and females (B) of *Artemesia longinaris* along northern Rio de Janeiro State coast, south-eastern Brazil

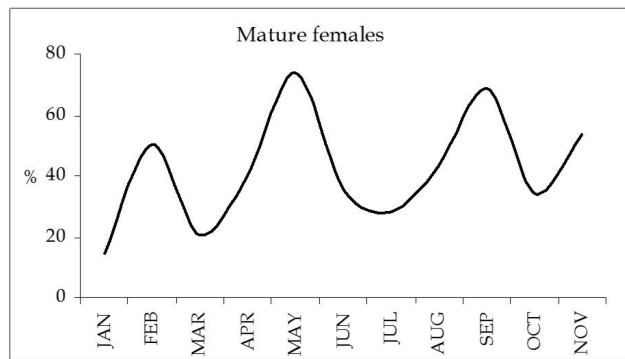


Figure 4. Relative frequency of mature females (III and IV stages) of *Artemesia longinaris* along northern Rio de Janeiro State coast, south-eastern Brazil, during 2004

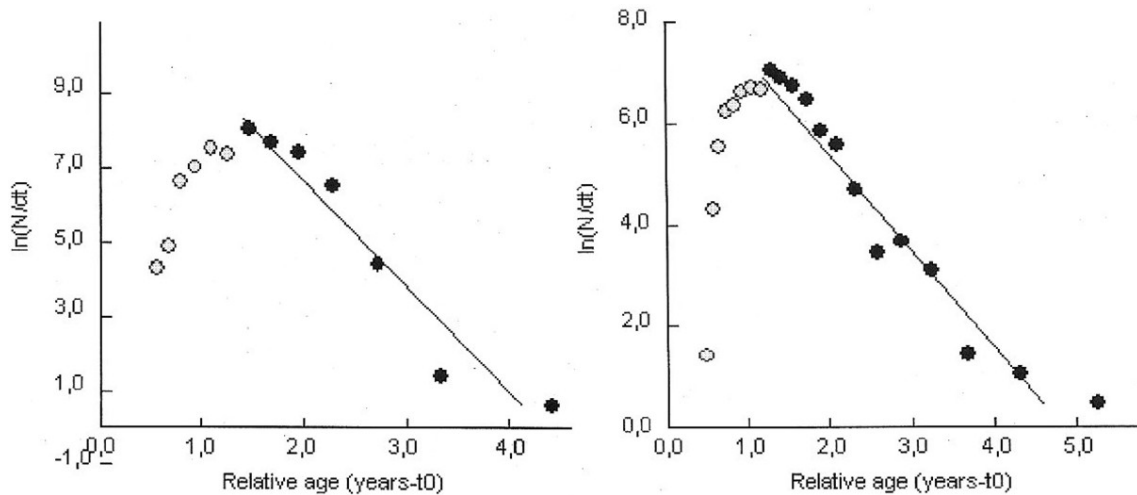


Figure 5. Length-converted catch curve for males (left) and females (right) of *Artemesia longinaris* along northern Rio de Janeiro State coast, south-eastern Brazil

DISCUSSION

The *A. longinaris* body length shows an increment towards higher latitudes. In Argentinean coast, the specimens are larger than that of Uruguayan and southern Brazilian waters (BOSCHI and MISTAKIDIS, 1966; RUFFINO and CASTELLO, 1992). As expected, the shrimps from northern

distribution limit presented the species' lowest size. Penaeids shrimps show a size dimorphism, where females are greater than males (HARTNOLL, 1982). In the present study, the carapace length-weight relationship indicated a strong allometry in both sexes where females were larger and heavier than males. *A. longinaris* specimens from Argentina and

southern Brazil presented the same characteristics (BOSCHI, 1969b; DUMONT, 2003).

The analysis of length-frequency data is a reliable way of obtaining shrimp population and fisheries parameters (PAULY, 1987). The results showed that estimates of growth parameters for *A. longinaris* are in agreement with the short longevity of the penaeid species (PAULY *et al.*, 1984; CHA *et al.*, 2002; DUMONT, 2003), but some differences are recorded along its distribution. DUMONT (2003) analyzed this species in southern Rio Grande do Sul State, southern Brazil, and the $CL_{50\%}$ for males is greater than in northern Rio de Janeiro State (21.0 mm vs. 18.9 mm), while for females it can be considered rather similar (28.8 mm vs. 28.4 mm). However, the K value is lower (0.37 and 0.29 for males and females, respectively) when compared to the present investigation (0.69 and 0.58 for males and females, respectively). In Argentina, BOSCHI (1969a) also recorded greater values for the body length and lower values for the growth rate, in comparison with the Rio de Janeiro State coast.

Studies have suggested that temperature and salinity might play important role in determining the ecological distribution of *A. longinaris* (COSTA *et al.*, 2005), as well as in its development (LOPÉZ and FENUCCI, 1988; HARÁN *et al.*, 1992; PETRIELLA and BRIDI, 1992). Moulting frequency varies with temperature changes and in high temperatures (around 20°C) the inter-moulting period is shorter and the growth is faster, whereas opposite pattern is verified in low temperatures (below 14°C) (PETRIELLA and BRIDI, 1992). HARÁN *et al.* (1992) verified that in low salinities (below 16) the shrimp *A. longinaris* reduces its growth rate and in waters above 25 better rates were recorded. DALLEY (1980) and CHAMBERLAIN and LAWRENCE (1981) also verified that the photoperiod is directly related to the moult cycle and growth in shrimps.

The northern Rio de Janeiro State is situated in a tropical region, where the photoperiod extends over 10-12 hours and there is little seasonal variation. The water temperature can varies from 15 to 28°C, according to year season and hydrological influences (rivers' discharges and water mass), but values around 20°C or higher are normally found. The salinity usually varies from 33 to 37 and lower values can be recorded only around river mouths (PETROBRAS, 1993; MUEHE and VALENTINI, 1998). These characteristics could be favouring a

faster growth of *A. longinaris* in the study area, when comparing to southern populations (Argentina and southern Brazil) where temperatures are lower and photoperiod is shorter, especially in autumn-winter months.

The $CL_{50\%}$ estimated in this study was 12.5 mm for males and 16.4 mm for females, while the $CLC_{50\%}$ was 9.6 and 10.7 mm. In northern Rio de Janeiro State, most part of *A. longinaris* shrimps is being recruited by fisheries before reaching the sexual maturity and, consequently, before producing new recruits. Thus, it could be considered as a potential risk to the local resource sustainability.

Generally, tropical shrimp species should have continuous reproduction because the relatively stable and elevated water temperatures in this region allow year-round breeding (SARTRY, 1983). However, the bulk of the females do spawn within identifiable breeding seasons, even in tropics, and penaeid shrimps generally have two spawning peaks per year (PAULY *et al.*, 1984; PAULY, 1987). The species *A. longinaris* has multiple spawning during the inter-moulting period, resulting from a unique insemination event (SCELZO, 1991; PETRIELLA and BRIDI, 1992; DUMONT and D'INCAO, 2004). The same pattern was verified to other penaeid species, as *Penaeus kerathurus* and *P. latisulcatus* (PENN, 1980; RODRIGUEZ, 1981). Although breeding occur year-round in the study area, ripe females were most abundant in May (autumn) and September (late winter-early spring). So, we can infer that in 2004 the autumn spawning was the most important to the local stock maintenance. In Argentina and southern Brazil, the most representative cohort is resulting from the spring spawning (PETRIELLA and BRIDI, 1992; DUMONT, 2003). These differences could be related to environmental conditions, as already described above.

Shrimps are not long lived crustaceans and the short life spans imply high mortalities rates. Natural mortality could be varying between sexes (CHA *et al.*, 2002) and the faster growth resulting in higher mesh size selection. Thus, this could explain the differences in Z values between males (2.88) and females (1.88). RUFFINO (1991), investigating the *A. longinaris* population dynamic in southern Brazil, presented the same Z values recorded in the present study for males and females. Meanwhile, DUMONT (2003), which also worked in southern Brazil, recorded higher values ($Z = 6.48$ and 6.36 and $M = 3.48$ and

4.47 for males and females, respectively). These differences can be related to temporal variations between the authors' studies, but differences in the methodological procedures can not be discharged.

Since the beginning of 2006, no specific management measures have been adopted for *A. longinarius* in Brazil. As the Brazilian shrimp fisheries have become a multi-species practice, *A. longinarius* is now indirectly protected by management measures for *X. kroyeri* and *Farfantepenaeus* species along their sympatric areas. Nowadays, the shrimp catches in south-eastern and southern Brazil are closed from March to May in areas where *Farfantepenaeus* species are largely present and from October to December in areas where *X. kroyeri* is dominant. In northern Rio de Janeiro State (21°18'S-22°30'S), the official closure of the shrimp fishery is based on *X. kroyeri*.

As the current management measure to the *A. longinarius* population maintenance along the Brazilian coast is indirect and, probably, ineffective, the local actions involving the community-based management, as well as educational campaigns, could be more suitable. These actions can include the alternative management related to the trawl-net fishery, as a better utilization of the shrimp fishery by-catch or even the shrimp exoskeleton, improving the fishermen profit and favouring the fishing effort reducing. Changes in the mesh size selection, especially in the net cod-end, could be another suggestion, but in this case a financial subsidy to the fishery community will be necessary. Finally, in order to propose a regional temporal change in the official closure of this shrimp fishery, a long time series study is needful.

CONCLUSIONS

In the study region, *A. longinarius* is the main fishery resource for the community located at Farol de São Thomé harbour. Although the actual fishery pressure is lower than the exploitation level which maximizes the relative yield-per-recruit, the middle-long term stock sustainability would warrants concern. As the present results include only one-year monthly samples, they have to be considered as preliminary and treated with caution to management proposes. A continuous and long term monitoring is require to confirm the present findings and to better understand the *A. longinarius* population dynamic and its fishery scenario in northern Rio de Janeiro State.

ACKNOWLEDGEMENTS

Thanks to the fishermen from Farol de São Thomé harbour who provided us with the shrimps specimens and permitted the onboard procedures, and to the biologists W.C. Lima and B.P. Masi for helping the monthly samples. We also thank the IBAMA for the fishing license (License IBAMA n° 85/2003) during the shrimp closed season in 2004. X.E.G. Semensato received a student fellowship from Universidade Estadual do Norte Fluminense and A.P.M. Di Benedetto received support from the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq 305160/06-0). **This manuscript is a contribution of the Graduate Program of Ecology and Natural Resources/UENF.**

RERERENCES

- BOSCHI, E.E. 1969a Crecimiento, emigración y ecología del camarón commercial *Artemesia longinarius* Bate. *FAO Fish. Rep.*, Rome, 57(3): 833-846.
- BOSCHI, E.E. 1969b Estudio biológico-pesquero del camarón *Artemesia longinarius* Bate de Mar del Plata. *Bol. Inst. Biol. Mar.*, Mar del Plata, 18: 1-47.
- BOSCHI, E.E. 1997 Las pesquerías de crustáceos decápodos en el litoral de la Republica Argentina. *Invest. Mar. Valparaíso*, Valparaiso, 25: 19-40.
- BOSCHI, E.E. and MISTAKIDIS, M. 1966 Resultados preliminares de las campañas de pesca exploratoria del lagostino y el camarón en Rawson. *Carpas Doc. Téc.* 6, 15p.
- CHA, H.K.; OH, C.W.; HONG, S.Y.; PARK, K.Y. 2002 Reproduction and population dynamics of *Penaeus chinensis* (Decapoda: Penaeidae) on western coast of Korea, Yellow Sea. *Fish. Res.*, Amsterdam, 56: 25-36.
- CHAMBERLAIN, G.W. and LAWRENCE, A.L. 1981 Effects of light intensity and male and female ablation on reproduction of *Penaeus stylirostris* and *P. vannamei*. *J. World Maric. Soc.*, Baton Rouge, 12(2): 357-372.
- COSTA, R.C.; FRANSOZO, A.; CASTILHO, A.L.; FREIRE, F.A.M. 2005 Annual, seasonal and spatial variation of abundance of the shrimp *Artemesia longinarius* (Decapoda: Penaeoidea) in south-eastern Brazil. *J. Mar. Biol. Ass. U.K.*, Plymouth, 85: 107-112.

- D'INCAO, F. 1999 Sudordem Dendrobranchiata (camarões marinhos). In: BUCKUP, L. and BOND-BUCKUP, G. *Os camarões do Rio Grande do Sul*, Rio Grande: FURG. p. 271-299.
- D'INCAO, F.; VALENTINI, H.; RODRIGUES, L.F. 2002 Avaliação da pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul do Brasil: 1965-1999. *Atlântica*, Rio Grande, 24(2): 49-62.
- DALLEY, R. 1980 Effects of non circadian light-dark cycles on the growth and moulting of *Palaemon elegans*, reared in laboratory. *Mar. Biol.*, Berlin, 56; 71-78.
- DUMONT, L.F.C. 2003 *Biologia e pesca artesanal do camarão barba-ruça (Artemesia longinaris Bate 1888) no litoral do Rio Grande do Sul*. Rio Grande. 157p. (Dissertação de mestrado. Departamento de Oceanografia, FURG).
- DUMONT, L.F.C. and D'INCAO, F. 2004 Estágios de desenvolvimento gonadal de fêmeas do camarão-barba-ruça (*Artemesia longinaris* - Decapoda: Penaeidae). *Iheringia Sér. Zool.*, Porto Alegre, 94(4): 389-393.
- GAYANILO, F.C. JR.; SPARRE, P.; PAULY, D. 2005 *FAO-ICLARM Stock Assessment Tools II (FiSAT II)*. Revised version. User's Guide. FAO Computerized Information Series (Fisheries). N° 8, Revised version. Rome: FAO. 168p.
- HARÁN, N.S.; FENUCCI, J.L.; DÍAZ, A.C. 1992 Efectos de la temperatura y la salinidad sobre el crecimiento y la supervivencia de camarón (*Artemesia longinaris*) y el lagostino (*Pleoticus muelleri*). *Frente Marítimo*, Mar del Plata, 11: 79-84.
- HARTNOLL, R.G. 1982 Growth. In: BLISS, D. *The Biology of Crustacea*, v. 2. New York: Academic Press, p. 111-185.
- LOPES VEIGA, E.G. 1979 Fitting von Bertalanffy growth curves, a new approach. *Investigación Pesquera*, Barcelona, 43: 179-186.
- LÓPEZ, A.V. and FENUCCI, J.L. 1988 Acción de la temperatura y algunos contaminantes en el crecimiento del camarón *Artemesia longinaris* Bate. *Rev. Latinoam. Acuic.*, Lima, 38: 109-116.
- MUEHE, D. and VALENTINI, E. 1998 *O litoral do Estado do Rio de Janeiro: uma caracterização físico-ambiental*. Rio de Janeiro: FEMAR. 99p.
- PAULY, D. 1980 On the interrelationships between natural mortality, growth parameters and mean environmental temperature in 175 fish stocks. *J. Cons. Inter. Explor. Mer.*, Netpune City, 39(3): 175-192.
- PAULY, D. 1987 A review of the ELEFAN system for the analysis of length-frequency data in fish and aquatic invertebrates. In: PAULY, D. AND MORGAN, G.R. *Length-Based Methods in Fisheries Research*. Manila: ICLARM. p. 7-34.
- PAULY, D. and MUNRO, J.L. 1984 Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. *Fishbyte*, Manila, 2(1): 21-33.
- PAULY, D.; INGLES, J.; NEAL, R. 1984 Application to shrimp stocks to objective methods for the estimation of growth, mortality and recruitment-related parameters from length-frequency data (ELEFAN I and II). In: GULLAND, J. AND ROTHSCHILD, B. *Penaeid Shrimp, Their Biology and Management*. Great Britain: New Books. p. 220-234.
- PAULY, D. and SORIANO, M.L. 1986 Some practical extensions to Beverton and Holt's relative yield-per-recruit model. In: MACLEAN, J.L.; DIZON, L.B.; HOSILLO, L.V. *The First Asian Fisheries Forum*. Manila: Asian Fisheries Society. p. 491-496.
- PENN, J.W. 1980 Spawning and fecundity of the western king prawn, *Penaeus latisulcatus* in Western Australian waters. *Aust. J. Mar. Fresh. Res.*, Melbourne, 31: 21-35.
- PETRIELLA, A.M. and BRIDI, R.J. 1992 Variaciones estacionales del ciclo de muda y la maduración ovárica del camarón *Artemesia longinaris* Bate. *Frente Marítimo*, Mar del Plata, 11: 85-92.
- PETROBRAS 1993 *Programa ambiental da bacia de Campos*. Rio de Janeiro: PETROBRAS. 169p.
- RODRIGUEZ, A. 1981 Growth and sexual maturation of *Penaeus kerathurus* (Forsk., 1775) *serratus* (Pennant) in salt ponds. *Aquaculture*, Amsterdam, 24: 257-266.
- RUFFINO, M.L. 1991 *Dinâmica populacional do camarão Artemesia longinaris Bate, 1888 (Decapoda, Penaeidae)*

do sul do Brasil. 96p. (Dissertação de Mestrado. Departamento de Oceanografia, FURG).

RUFFINO, M.L. and CASTELLO, J.P. 1992 Dinâmica poblacional del camarón (*Artemesia longinaris*) del sur de Brasil. *Frente Marítimo*, Mar del Plata, 12: 71-81.

SARTRY, A.N. 1983 Ecological aspects of reproduction. In: VERNBERG, F.J. AND VERNEBERG, W.B. *The Biology of Crustacea*, v. 8. New York: Academic Press. p. 179-210.

SCELZO, M.A. 1991 Copula em cautiverio y desove del camaron *Artemesia longinaris* Bate, 1888 (Decapoda, Penaeidae). *Inf. Tec. Ciencia Mar.*, Barcelona, 164: 1-16.

CONTROLE BIOLÓGICO DE *Dolops carvalhoi* (CRUSTACEA:BRANCHIURA) EM JUVENIS DE PACU (*Piaractus mesopotamicus*)

Lara Wichr GENOVEZ¹; Fabiana PILARSKI^{1,3}; Róberson SAKABE¹;
Maurício Pires do Amaral MARQUES¹; Flávio Ruas de MORAES^{1,2}

RESUMO

Este ensaio avaliou a eficiência de juvenis de piaçu (*Leporinus macrocephalus*) no controle de *Dolops carvalhoi* em pacus (*Piaractus mesopotamicus*) artificialmente infestados. Trinta pacus foram igualmente distribuídos em seis aquários e aclimatados durante sete dias. Após esse período, os pacus foram artificialmente infestados por *Dolops carvalhoi*, num total de 20 parasitos por peixe, permanecendo nestas condições durante quatro dias. No quinto dia, quatro aquários foram acrescentados com cinco piaçus por aquário isentos de parasitos. Durante o período após a adição dos piaçus, os peixes foram observados para verificar o número de parasitos na superfície corporal dos pacus e também na parede dos aquários. Após 24 horas de observações, nos aquários onde os piaçus foram acrescentados, os números de *D. carvalhoi* foi significativamente menor que nos aquários somente com pacus, constatando-se que estes foram predados pelos piaçus. Este número foi reduzido 15 minutos após a adição dos piaçus chegando à eliminação total do parasito da superfície corporal dos peixes e também das paredes dos aquários após 24 horas, recomendando a utilização de alevinos de piaçu para controlar branquiúros em peixes de outras espécies.

Palavras chave: *Dolops carvalhoi*, *Leporinus macrocephalus*, *Piaractus mesopotamicus*, controle biológico

BIOLOGICAL CONTROL OF *Dolops Carvalhoi* (CRUSTACEA:BRANCHIURA) IN PACU JUVENILES (*Piaractus mesopotamicus*)

ABSTRACT

This work evaluated piaçu juveniles (*Leporinus macrocephalus*) efficiency on the control of *Dolops carvalhoi* in pacu (*Piaractus mesopotamicus*) under artificial infestation. 30 fish were equally distributed in six aquarium and acclimated for seven days. After this period the pacus were unnaturally infested with 20 *D. carvalhoi* per fish to four days. On the fifth day, for aquaria were added with five uninfected piaçus each and the fish were checked eight times to evaluated the total number of parasites in fish body and aquarium wall. After 24 hours in the aquarium with piaçus the total number of Dolops was significant lower than only pacus suggesting that piaçu preyed the parasite. The parasite number was reduced 15 minutes after the addition of piaçus and after 24 hours, no parasites was found in pacu body and aquarium walls, suggesting that piaçu fingerling may be used to branchiurans infestations in other species of fish.

Key words: *Dolops carvalhoi*, *Leporinus macrocephalus*, *Piaractus mesopotamicus*, biological control

Artigo Científico: Recebido em: 22/08/2006; Aprovado em: 02/08/2007

¹ Centro de Aqüicultura, UNESP, Jaboticabal, SP, Brasil

² Departamento de Patologia Veterinária, UNESP, Jaboticabal, SP, Brasil

³ Endereço/Address: Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Centro de Aqüicultura – Caunesp, Rod. de Acesso Paulo Donato Castellane, km 0,5, CEP: 14884-900, Jaboticabal, SP, Brasil. e-mail: fabianap@caunesp.unesp.br

INTRODUÇÃO

Com o avanço da piscicultura no Brasil a partir da década de 80 começaram a surgir novas técnicas de criação e também alternativas quanto às espécies de peixes a serem criadas como o pacu (*Piaractus mesopotamicus*) e o piaçu (*Leporinus macrocephalus*). A região sudeste do Brasil encontra-se em franca expansão, notadamente com o surgimento de pesque-pagues e a possibilidade da criação de peixes em tanques-rede (CECCARELLI *et al.*, 1990; MARTINS *et al.*, 2002).

Analisando a situação das perspectivas da produção comercial de pescado no Brasil, destaca-se o potencial do país em tornar-se um importante fornecedor de pescado mundial de água doce, a partir da criação de espécies nativas, tais como o pacu, o qual é uma das principais espécies da fauna aquática brasileira (FONSECA e SILVA, 2004).

Características como rusticidade, crescimento rápido e facilidade na aceitação de ração, bem como potencial para a pesca e carne muito bem aceita pelo mercado consumidor tornaram esta espécie uma das mais importantes para a aqüicultura brasileira (CASTAGNOLLI, 1992; CEMIG, 2000).

Todavia, a intensificação da produção aquícola contribui a cada ano com a disseminação de várias doenças em peixes, decorrentes de problemas sanitários relacionados ao manejo inadequado e más condições ambientais (ROBERTS e BULLOCK, 1980; PICKERING e RICHARDS, 1980; SCHALCH *et al.*; 2005).

As parasitoses são uma das maiores causas de perdas nas pisciculturas industrial ou esportiva, sendo de maior relevância no neotrópico, pelas características climáticas pertinentes à região, as quais propiciam sua rápida e constante propagação (THATCHER e BRITES NETO, 1994). Também o ambiente aquático facilita a reprodução, dispersão e sobrevivência dos parasitos (CARVALHO *et al.*, 2003).

Dentre as parasitoses, os crustáceos exercem papel relevante no número de prejuízos econômicos e perdas na piscicultura, provocando sérios danos a seus hospedeiros, através de ações espoliadoras e traumatização de tecidos com seus órgãos de fixação, favorecendo o aparecimento de infecções secundárias provocadas por fungos e bactérias oportunistas ou indiretamente, atuando como vetores para enfermidades, principalmente as ocasionadas por vírus (OLDEWAGE-AVENANT, 1994, MARTINS,

1998; MALTA e VARELLA, 2000; EIRAS *et al.*, 2000; CARVALHO *et al.*, 2004).

Existem mais de 2590 espécies de crustáceos parasitos de peixes. Crustáceos da subclasse Branchiura são ectoparasitos pequenos, com 2 a 3 mm de comprimento, facilmente visíveis a olho nu e muito conhecido como “piolho ou carrapato de peixe”. Todas as espécies de branquiúros conhecidas pertencem à família Argulidae e são divididas em três gêneros, *Argulus*, *Dolops* e *Dipteropeltis*. Podem ser encontradas parasitando a superfície corporal, nadadeiras, boca e brânquias de várias espécies de peixes selvagens e de criação (KINKELIN *et al.*, 1985; THATCHER, 1991; EIRAS, 1994).

Dolops carvalhoi (Lemos de Castro, 1949) foi primeiramente descrito na região amazônica. Possui baixa especificidade parasitária e pode ser encontrado parasitando tanto espécies de couro como de escamas. Sua respiração é realizada através de toda superfície corporal, mas principalmente pelas vias respiratórias situadas nos lóbulos da carapaça. Quando fixos sobre os hospedeiros, não cessam os movimentos das patas e flagelos que promovem um fluxo contínuo de água através de seus corpos, facilitando assim as trocas gasosas (MALTA e VARELLA, 1983; ONAKA, 2005).

Os crustáceos parasitos estão amplamente disseminados pelos criatórios de várias regiões do país, causando sérios prejuízos aos produtores, devido seu aparelho bucal, o qual apresenta maxíbulas robustas, dilatadas na base e dotada de forte gancho quitinoso utilizada para fixação, os quais perfuram a pele do hospedeiro e injetam substâncias anti-coagulantes, como as citolíticas e secreções digestivas para se alimentar de sangue e células epiteliais, debilitando o hospedeiro através de anemia, degeneração linfocítica ou por infecções secundárias. A superfície ventral da carapaça e do tórax é frequentemente provida de espinhos retráteis, utilizados como ferramenta adicional de fixação (THATCHER, 1991).

Nos sítios de agressão os peixes apresentam hemorragia puntiforme, produção excessiva de muco e, em algumas espécies, pode ser observado hiperpigmentação da pele e focos de necrose (SHIMURA *et al.*, 1983).

Quando parasitam a cavidade bucal e branquial diminuem a capacidade respiratória, com a retirada de sangue, destruição dos tecidos, interrupção da circulação sanguínea, oclusão dos vasos aferentes,

formação de coágulos e hipertrofia dos filamentos (LEMOS DE CASTRO, 1950; MALTA e VARELLA, 2000).

Índices elevados de parasitismo pelos gêneros *Argulus* sp. e *Dolops* sp. estão relacionados com alta densidade populacional de peixes e condições de água inadequadas (TOMEZ, 1995; CARVALHO *et al.*; 2004).

O tratamento para enfermidades ocasionadas por crustáceos parasitos é constituído basicamente por organofosforados, inseticidas e outras substâncias químicas altamente tóxicas para os peixes, meio ambiente e seres humanos. Deve-se salientar ainda que até o momento nenhuma das drogas utilizadas no tratamento de enfermidades de peixes, principalmente para crustáceos, possui registro ou permissão para utilização no ambiente aquático.

A busca por produtos ecologicamente corretos no tratamento de enfermidades ocasionadas por crustáceos ou o estudo de espécie de peixes ou parasitas que sejam competidores naturais dos crustáceos são alternativas para erradicar a utilização de produtos químicos na aquicultura e minimizar o impacto econômico provocado pela enfermidade.

Devido à escassez de trabalhos relacionados com controle biológico de parasitos de peixes, pelo menos na literatura que foi possível compilar, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a eficácia da utilização de alevinos de piauçu (*Leporinus macrocephalus*) no controle de *D. carvalhoi* em pacu artificialmente infestados.

MATERIAL E MÉTODOS

O ensaio foi conduzido no Laboratório de Patologia de Organismos Aquáticos (LAPOA), do Centro de Aquicultura da Unesp na cidade de Jaboticabal, SP (21°14'495"S, 48°17'751"W). Foram utilizados 30 pacus (*Piaractus mesopotamicus*) provenientes da mesma desova, oriundos do Centro de Aquicultura da Unesp, com comprimento total médio de $11,75 \pm 2,32$ cm e peso médio de $34,12 \pm 4,83$ g. Os peixes foram igualmente distribuídos aleatoriamente em seis aquários com capacidade de 60 L, contendo 40 L de água, em sistema fechado com aeração contínua, sem filtração, com trocas parciais de água (25%) a cada três dias. Antes de serem infestados, os peixes foram mantidos nessas condições durante um período de aclimação, com duração de sete dias. Durante este período, os peixes receberam ração comercial com 32% de proteína

bruta administrada duas vezes ao dia.

Dolops carvalhoi foram obtidos de piauços (*L. macrocephalus*) adultos naturalmente infestados, oriundos de uma piscicultura. Os parasitos jovens, com aproximadamente 3 mm de diâmetro foram separados por meio de raspagem suave com espátula da superfície corporal dos peixes com altas infestações numa vasilha com água rasa, de onde os parasitos foram colhidos com o auxílio de pipeta Pasteur e acondicionados em potes plásticos de 300 mL até serem adicionados aos aquários experimentais.

Após o período de aclimação, os peixes foram artificialmente parasitados pelo crustáceo *Dolops carvalhoi* de diversos tamanhos, em número de 20 parasitos jovens por peixes, ou seja, 100 parasitos por aquário. Os peixes permaneceram parasitados durante quatro dias. No quinto dia, foram acrescentados em cada aquário cinco juvenis de piauçu com comprimento médio total de $6,85 \pm 1,35$ cm e peso médio de $4,8 \pm 2,91$ g.

Os parâmetros físico-químicos da água foram aferidos diariamente e mantiveram-se em: temperatura $28,0 \pm 1,8^\circ\text{C}$; potencial hidrogeniônico $7,6 \pm 0,5$ oxigênio dissolvido $6,24 \pm 0,35$ mg/L.

Durante o período após a adição dos piauços, os peixes foram observados após 15, 30, 45 e 60 minutos, 12, 17 e 24 horas, a fim de verificar o número de parasitos na superfície corporal dos peixes e na parede dos aquários.

Após 24 horas da adição dos piauços, os peixes foram avaliados quanto ao índice de parasitismo pelo crustáceo, através de exame macroscópico e contagem dos mesmos. Os peixes foram previamente anestesiados por imersão em solução de 0,1 g/L de benzocaína para coleta dos parasitos na superfície corporal, os quais foram imediatamente fixados em álcool 70% para serem quantificados.

O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado em esquema de parcela subdividida, com presença e ausência de piauços, com oito tempos de coleta e três repetições.

Após a obtenção dos dados, estes foram submetidos à análise de variância a 1% de probabilidade. Sendo F significativo, realizou-se o teste de Tukey ($P < 0,05$) para comparação das médias. Os dados que não obtiveram distribuição normal foram transformados em $\arcsen \sqrt{x/100}$. As análises estatísticas foram realizadas pelo sistema SAS 6.01 (SAS INSTITUTE, 1989).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise estatística dos valores referentes aos parâmetros da água não revelou diferença entre as variáveis no decorrer dos ensaios, estando de acordo com os valores recomendáveis para manutenção da homeostase, apresentando-se próprio para ambientes de criação de peixes, segundo o preconizado por BOYD (1990) e SIPAÚBA-TAVARES (1994). Desta forma pode-se inferir que as características físico-químicas da água dos aquários não interferiram nos resultados.

Durante o processo de infestação dos pacus, estes se mostraram agitados e debatiam-se constantemente contra a parede dos aquários. Todavia, as patogenias esperadas pela adição dos parasitos não foram expressas, como hemorragias puntiformes e anorexia, em decorrência do curto período de tempo a que os pacus permaneceram em contato com os parasitos e pela eficiência na predação dos mesmos pelos piauçus.

Dados compilados da literatura demonstram que peixes parasitados por crustáceos mostram-se mais agitados, raspam-se freqüentemente contra as paredes dos tanques ou substrato. Na superfície corporal podem ser observadas hemorragias puntiformes, conseqüência da mudança constante de local no mesmo peixe, onde através de afiados estiletos, o parasito espolia e suga o sangue, deixando uma lesão aberta, a qual pode ser foco de uma subseqüente invasão bacteriana e fúngica (NOGA, 1996; MARTINS, 1998;

PAVANELLI *et al.*, 2002). Há ainda vários relatos de perda de peso nos hospedeiros e redução do fator de condição (MARTINS e SOUZA JR, 1995).

Especula-se que este parasito tenha sido introduzido em águas desta região por meio da introdução de matrizes de tambaquis amazônicos nas pisciculturas sem a realização de medidas sanitárias. A sua ampla ocorrência na região sudeste provavelmente deve-se à sua grande capacidade de adaptação aos mais variados ambientes, aliados à sua baixa especificidade parasitária (ONAKA, 2005).

Embora os crustáceos sejam parasitos em potencial de peixes, principalmente no Estado de São Paulo, poucos trabalhos foram encontrados na literatura a respeito da interação parasito-hospedeiro e formas de erradicação do mesmo, principalmente em peixes de criação.

Os resultados da eficácia do piaçu no controle do parasito *Dolops carvalhoi* em alevinos de pacu estão apresentados na Tabela 1.

Através de análise estatística, pode-se verificar que nos aquários onde os piauçus foram acrescentados, o número de *D. carvalhoi* foi significativamente menor que nos aquários somente com pacus (Figura 1). Constatou-se também que este número foi reduzido 15 minutos após a adição dos piauçus chegando à quase que a eliminação total do parasito da superfície corporal dos peixes e também da parede dos aquários ($P < 0,05$) no decorrer das 24 horas de observação (Tabela 2).

Tabela 1. Média do número de parasitos nos dois tratamentos e da porcentagem de permanência de parasitos em decorrência do tempo de atuação dos piauçus

Variáveis	Médias	Valor de F
Com Piau	23,21±31,09 ^B	116,75 ^{**}
Sem Piau	80,58±14,47 ^A	23,31 ^{**}
0'	100,00 ^a	0,00 ^{ns}
15'	62,50 ^b	241,99 ^{**}
30'	54,33 ^{bc}	285,56 ^{**}
45'	48,83 ^{cd}	304,54 ^{**}
60'	43,50 ^{de}	246,93 ^{**}
12 h	40,17 ^{def}	208,82 ^{**}
17 h	35,33 ^{ef}	220,38 ^{**}
24 h	30,50 ^f	190,96 [*]
Com Piaçu (A)		1477,89 ^{**}
Sem Piaçu (B)		108,45 ^{**}
Interação AxB		31,61 ^{**}
Desvio Padrão		5,17
CV		9,96

Letra maiúscula: diferença significativa entre os fatores. Letra minúscula: diferença significativa para tempo ($P < 0,05$).

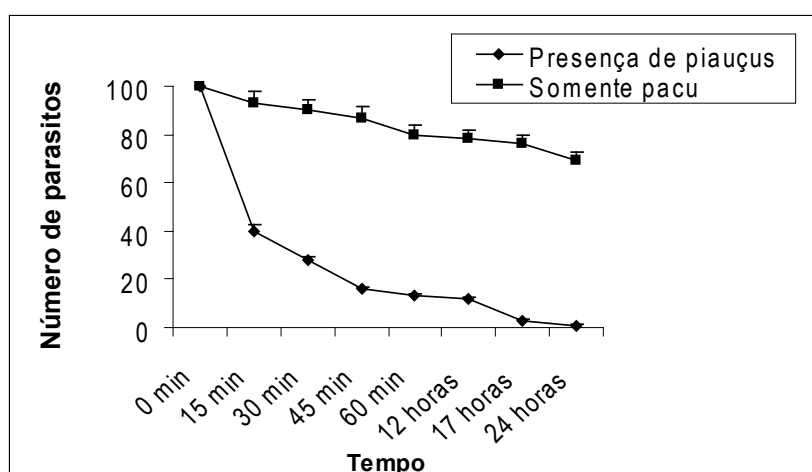


Figura 2. Número de *Dolops carvalhoi* em alevinos de pacu na presença ou ausência de piaçus.

Tabela 2. Efeito da interação entre os tratamentos e os tempos de observação no controle do parasito *Dolops carvalhoi* em pacu

	1	2	3	4	5	6	7	8
Com piaçu	100 ^A	29,66 ^B	18,66 ^B	12,00 ^B	10,33 ^B	9,66 ^B	4,00 ^B	1,33 ^B
Sem piaçu	100 ^A	95,33 ^A	90,00 ^A	85,66 ^A	76,66 ^A	70,66 ^A	66,66 ^A	59,66 ^A

Na mesma linha valores seguidos de letras diferentes diferem entre si pelo teste de Tukey ($P < 0,05$)

Assim nota-se que o crustáceo foi predado pelo piaçu, fato este constatado em observações da predação nos tempos propostos, onde o parasito foi ingerido pelo piaçu diretamente da superfície corporal de um pacu próximo ou da parede do aquário. Sabe-se que o piaçu é uma espécie de peixe de hábito alimentar onívoro, cuja alimentação em ambiente natural consiste basicamente de frutos, vegetais e pequenos crustáceos, o que justificaria a introdução de alevinos de piaçu em viveiros ou tanques de piscicultura para controlar crustáceos parasitos de peixes, como o *Dolops*, evitando a utilização de produtos químicos ou inseticidas, altamente tóxicos e nocivos ao meio aquático, peixes e seres humanos.

Vários pesquisadores sugerem a existência de fatores, como alta densidade de estocagem e grande quantidade de material em suspensão nos viveiros relacionados com a susceptibilidade natural às infecções por diferentes intensidades de parasitismo por crustáceos (MARTINS e SOUZA JR, 1995; ONAKA, 2005).

ONAKA (2005) relatou a susceptibilidade natural de várias espécies de peixes às infestações por diferentes intensidades de parasitismo por *Dolops carvalhoi*, e dentre elas, a susceptibilidade

de juvenis de piaçu, sendo ligeiramente, mas não significativamente mais susceptível do que pacus quando infestados com 20 parasitos/peixe.

CARVALHO *et al.* (2003) estudaram na região do Pantanal o comportamento de piranhas em ambiente natural, e observaram que estas são capazes de remover ectoparasitas da superfície corporal de outras piranhas, resultando em baixa infestação parasitária em rios, o que ainda não foi constatado em peixes de criação, provavelmente pelo fato de que em ambiente de criação a turbidez é elevada o que suprime ou minimiza a predação de parasitas pelos peixes, resultando em alto nível de infestação parasitária.

Outra justificativa para a utilização de juvenis de piaçu no controle de *Dolops carvalhoi* em pacus é que a maioria dos ectoparasitas de peixes tem sido abundantemente relatada em peixes grandes (CLOUTMAN e BECKER, 1977; RAWSON, 1977; BORTONE *et al.*, 1978; HANEK e FERNANDO, 1978, POULIN, 1991), e poucos relatos de infestação por este ectoparasita em peixes menores.

Trabalhos realizados por alguns pesquisadores sugerem que há uma correlação entre o comprimento do peixe e a prevalência e distribuição de branquiúros,

onde um peixe adulto, ou seja, com superfície corporal maior possui maior probabilidade de infestação por este parasito do que alevinos (CARVALHO *et al.*, 2003).

O controle deste parasito através da adição de juvenis de piauçu nos tanques ou viveiros de criação seria capaz de reduzir substancialmente os danos provocados aos peixes durante todo o ano, principalmente pelo fato deste peixe preda o parasito na superfície corporal do pacu e também na coluna d'água, o é que imprescindível em um viveiro de piscicultura, pois em infestações, o mesmo é capaz de nadar e permanecer livre na coluna d'água por um longo período de tempo (PAVANELLI *et al.*, 2002), o que facilitaria a predação do parasito pelo piauçu.

Outra grande vantagem da utilização do controle biológico no tratamento de ectoparasitoses em peixes é a maneira ecologicamente correta, a qual não provoca danos aos peixes e ao meio ambiente. Atualmente, tratamentos à base de produtos químicos como o permanganato de potássio, sulfato de cobre e inseticidas têm sido utilizados. Entretanto, esses produtos quando aplicados de maneira indiscriminada e sem critérios, como vem ocorrendo no Brasil, provocam alterações ambientais catastróficas e muitas vezes irreversíveis (PILARSKI e CECCARELLI, 2004).

Este trabalho é primeiro registro de piauços alimentando-se de *Dolops carvalhoi* diretamente no hospedeiro e também fora dele, o que contribui muito para pesquisas com o objetivo de minimizar os danos provocados por ectoparasitas em peixes de criação através do controle biológico e de maneira ecologicamente correta.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Prof. Dr. Rodrigo Yudi Fujimoto, do Departamento de Aqüicultura da Universidade Federal do Pará, Campus de Bragança, PA, pelo auxílio nas análises estatísticas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BORTONE, S. A.; BRADLEY, W. K.; OGLESBY, J. L. 1978 The host-parasite relationship of two copepod species and two fish species. *J. Fish Biol.*, London, 13: 337-350.
- BOYD, C. E. 1990 *Water Quality in ponds for Aquaculture*. Auburn University: Birmingham Publishing, Birmingham, Alabama. p. 147-153.
- CARVALHO, L.N.; DEL-CLARO, K.; TAKEMOTO, R. M. 2003 Host-parasite interaction between branchiurans (Crustacea: Argulidae) and piranhas (Osteichthyes: Serrasalminae) in the Pantanal wetland of Brazil. *Environm. Biol. of Fishes*, Netherlands, 67: 289-296.
- CARVALHO, L. N.; ARRUDA, R.; DEL-CASTRO, K. 2004 Host-parasite interactions between the piranha *Pygocentrus nattereri* (Characiformes: Characidae) and isopods and branchiurans (CRUSTACEA) in the rio Araguaia basin, Amazônia. *Neotropical Ichth.*, Brasil, 2 (2): 93-98.
- CASTAGNOLLI, N. 1992 *Piscicultura de água doce*. Jaboticabal: FUNEP, 34 p.
- CECCARELLI, P. S.; FIGUEIRA, L. B.; FERRAZ DE LIMA, C. L. B.; OLIVEIRA, C. 1990 Observações sobre a ocorrência de parasitos no CEPTA entre 1983 e 1990. *Bol. Técn. do CEPTA*, Pirassununga, 3:43-54.
- CEMIG 2000. *Guia ilustrado de peixes da bacia do rio grande*. Belo Horizonte, 144 p.
- CLOUTMAN, D. G.; BECKER, D. A. 1977 Some ecological aspects of *Ergasilus centrarchidarum* Wright (Crustacea: Copepoda) on largemouth and spotted bass in Lake Fort Smith, Arkansas. *J. Parasitol.*, Riverdale, 63: 372-376.
- EIRAS, J.C. 1994 *Elementos de ictioparasitologia*. Porto, Portugal:Fundação Eng. Antônio de Almeida, 339p.
- EIRAS, J. C.; TAKEMOTO, R. M.; PAVANELLI, G. C. 2000 Métodos de estudo e técnicas laboratoriais em parasitologia de peixes. Paraná, EDUEM, Nupélia, 171 p.
- FONSECA, M. G.; SILVA, R. J. 2004 Occurrence of *Rondonia rondoni*, Travassos, 1920 (Nematoda: Atractidae) in the pacu, *Piaractus mesopotamicus*, Holmberg, 1887 (Osteichthyes: Characidae) celomatic cavity *Arq. Inst. Biol.*, São Paulo, 71: 279 p.
- HANEK, G.; FERNANDO, C. H. 1978 The role of season, habitat, host age and sex on gill parasites of *Lepomis gibbosus* (L). *Can. J. Zool.*, Ottawa, 56: 1247-1250.
- KINKELIN, P; MICHEL, C; GHITTINO, P. 1985 *Tratado de las enfermedades de los peces*. Acribia, Zaragoza, 353 p.
- B. Inst. Pesca*, São Paulo, 34(1): 99 - 105, 2008

- LEMOS DE CASTRO, A. L. 1950 Contribuição ao conhecimento dos crustáceos argulídeos do Brasil. Descrição de duas novas espécies. *Anais da Academ. Bras. Ciências*, São Paulo, 2(2): 245-252.
- MALTA, J. C. O.; VARELLA, A. M. B. 1983 Os argulídeos (Crustacea:Branchiura) da Amazônia brasileira 3. Aspectos da ecologia de *Dolops striata* Bouvier, 1899 e *Dolops carvalhoi* Lemos de Castro, 1949. *Acta Amazonica*, Manaus, 13(12):299-306.
- MALTA, J. C. O.; VARELLA, A. M. B. 2000 *Argulus chicomendesi* sp. N. (CRUSTACEA: ARGULIDAE) parasita de peixes da Amazônia brasileira. *Acta Amazonica*, Manaus, 30(1): 481-498.
- MARTINS, M. L.; SOUZA JR, F. L. 1995 Infestação experimental em girinos de *Rana catesbeiana* Shaw, 1802 por copepoditos de *Lernaea cyprinacea* Linnaeus, 1758 (Copepoda:Lernaeidae). *Rev. Bra. Zool.*, Curitiba, 13(3): 619-625.
- MARTINS, M. L. 1998 *Doenças infecciosas e parasitárias de peixes*, 2ª ed., Jaboticabal: FUNEP, 65 p.
- MARTINS, M. L.; ONAKA, E. M.; MORAES, F. R.; BOZZO, F. R.; PAIVA, A. M. F. C.; GONÇALVES, A. 2002 Recent studies on parasitic infections of freshwater cultivated fish in the state of São Paulo, Brazil. *Acta Scient.*, Maringá, 24: 981-985.
- NOGA, E. J. 1996 *Fish Disease. Diagnosis and Treatment*. St. Louis: Mosby-Year Book, 367p.
- OLDEWAGE-AVENANT, A. 1994 Integumental damage caused by *Dolops ranarum* (Stuhlmann, 1891) (CRUSTACEA: BRANCHIURA) to *Clarias gariepinus* (Burchell) with reference to normal histology and wound-inflicting structures. *J. Fish Dis.*, Tokyo, 17:641-647.
- ONAKA, E. M. 2005 *Infestação experimental por Dolops carvalhoi* (Crustacea: Branchiura) em peixes tropicais e seu controle com diflubenzuron na ração. Jaboticabal, SP. 64 p. (Tese de Doutorado. Centro de Aqüicultura, Unesp).
- PAVANELLI, G.C. J.; EIRAS, J. C.; TAKEMOTO, R. M. 2002 *Doenças de peixes: profilaxia, diagnóstico e tratamento*. Maringá:EDUEM, 305 p.
- PICKERING, A D.; RICHARDS, R.H. 1980 Factors influencing the structure, function and biota of the salmonid epidermis *Proceedings of the Royal Society Edimburg*, 79: 93-94.
- PILARSKI, F.; CECCARELLI, P. S. 2004 Efeito do polímero do extrato oleoso de mamona (*Ricinus communis*) no controle de *Ichthyophthirius multifiliis* em alevinos de tambaqui (*Colossom macropomum*). *Bol. Técn. do CEPTA*, Pirassununga, 17:13-21.
- POULIN, R. 1991 Group-living and the richness of the parasite fauna in Canadian freshwater fishes. *Oecol.*, Canada, 86:390-394.
- RAWSON, M. W. 1977 Population biology of parasites of striped mullet, *Mugil cephalus* L. *Crustacea. J. Fish Biol.*, London, 10: 441-451.
- ROBERTS, R.J.; BULLOCK, A. M. 1980 The skin surface ecosystem of teleost fishes. *Proceedings of the Royal Society Edimburg*, 79 : 87-91.
- SAS INSTITUTE 1989. *SAS-STAT Users Guide, Version 6*, 4th ed., v. 2. Statistical Analysis Systems Inst., Cary, NC, 846 p.
- SCHALCH, S.H.C.; BELO, M.A.A.; SOARES, V.E.; MORAES, J.R.E.; MORAES, F.R. 2005 Eficácia do diflubenzuron no controle de *Dolops carvalhoi* (Crustacea: Branchiura) em jovens pacus *Piaractus mesopotamicus* (Osteichthyes: Characidae) naturalmente infectados. *Acta Scient.*, Maringá, 27(2):297-302.
- SHIMURA, K.; INOUE, K.; KUDO, M.; EGUSA, S. 1983 Studies on the effects of parasitism of *Argulus coregoni* (Crustacea:Branchiura) on furunculosis of *Oncorhynchus masou* (Salmonidae). *Fish Pathology*, 18 : 37-40.
- SIPAÚBA-TAVARES, L.H. 1995 *Limnologia Aplicada à Aqüicultura*. Boletim Técnico. Jaboticabal: FUNEP, 70p.
- THATCHER, V. E. 1991 Amazon fish parasites. *Amazoniana*, Manaus, 11:263-572.
- THATCHER, V. E.; BRITES-NETO, J. B. 1994 Diagnóstico, Prevenção e Tratamento de Enfermidades de peixes neo tropicais de água doce. *Ver. Bras. Med. Vet.*, Rio de Janeiro, 16(3):111-128.
- TOMEČ, M. 1995 Kvaliteta vode i ektoparazitarni bolesti ciprinidnih riba. *Ribarstvo*, Isplit, 53(4):129-139.

O PAPEL DA MODERNIDADE NO ROMPIMENTO DA TRADIÇÃO: AS POLÍTICAS DA SEAP COMO DISSOLUÇÃO DO MODO DE VIDA DA PESCA ARTESANAL

Sandro Augusto Teixeira de MENDONÇA¹ e Norma Felicidade Lopes da Silva VALENCIO²

RESUMO

Neste artigo foi realizada uma análise sociológica das políticas públicas relativas à pesca cujo objetivo busca transformar o valor tradicional da pesca artesanal em um valor superável pela modernidade. Tais políticas fomentam novos significados, relações e tecnologias para o setor pesqueiro através de um modelo de modernização da pesca que não considera o saber e o fazer tradicional. Para tanto, realizou-se uma análise sociológica, no contexto da *Modernidade Tardia*, como suporte da interpretação de pesquisa documental de registros e discursos oficiais da SEAP. Modernidade e tradicionalidade foram examinadas como categorias essenciais para o entendimento da supressão dos meios e modos de vida da tradição, como da pesca artesanal, no escopo das políticas formuladas para o setor pesqueiro no Brasil. O estudo conclui a existência de grande distância entre o discurso e a prática das políticas anunciadas pela SEAP em 2003, e como o projeto de modernização da pesca em curso supera o valor da tradicionalidade da pesca artesanal.

Palavras-Chave: Modernidade Tardia; Modo de Vida da Pesca; Pesca Artesanal; Políticas Públicas de Pesca; Sociologia Ambiental; Tradição e Modernidade

THE ROLE OF MODERNITY IN THE DISRUPTION OF THE TRADITION: THE POLICIES OF THE SEAP AS DISSOLUTION IN THE WAY OF LIFE OF ARTISANAL FISHERY

ABSTRACT

In this article a sociological analysis of the public policies related to the fishing, whose objective is to transform the value of artisanal fishery in a surmountable value by the modern practice, was performed. Such policies promote new meanings, relationships and technologies for the fishing section through a modernization model of fishing that doesn't consider the knowledge and traditional making. For that, a sociological analysis was performed in the context of the Late Modernity, as a support to the interpretation of documentary research of recordings and official speeches of SEAP. Modernity and tradition were examined as essential categories for understanding suppression of traditional way of life, like artisanal fishery, in the mark of the formulated policies for the fishing section in Brazil. The study concludes the existence of great distance between the speech and the practice of the announced policies by SEAP in 2003, and how the cited project of modernization of the fishing in course overcomes the value of the traditional artisanal fishery.

Key words: Late Modernity; Way of Living of Fishing; artisanal fishery; Public Policies of Fishing; Environmental Sociology; Tradition and Modernity

Artigo Científico: Recebido em 22/08/2007; Aprovado em: 17/05/2007

¹ Sociólogo, Doutorando do Programa de Ciências da Engenharia Ambiental da EESC/USP. Apoio: CNPq.
e-mail: satmendonca@gmail.com

² Docente do Depto de Ciências Sociais da UFSCar e Professora Colaboradora do Programa de Pós Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental/EESC-USP. e-mail: normaf@power.ufscar.br

INTRODUÇÃO

Políticas públicas relativas à pesca objetivam transformar o valor tradicional da pesca profissional artesanal em um valor superável pela modernidade. Para tanto, fomenta novos significados, relações e tecnologias desta atividade que remonta a muitas gerações nos rios e mares do Brasil.

Podemos suspeitar que o limite da fronteira entre a tradição e a modernidade seja bastante nítido, no que indica que as estratégias de suplantação de uma pela outra sejam fáceis e lineares. Mas, ao contrário, são limites tênues. Os riscos intrínsecos desta transformação são pouco considerados uma vez que a matriz de escolha racional e objetiva ainda crê na possibilidade de controlar os resultados das modificações geradas a partir dos benefícios prometidos pela modernidade. Nos discursos que anunciam as soluções técnicas no setor pesqueiro ainda não cabem a dialogicidade com outras racionalidades, nem tampouco as incertezas quanto aos efeitos do progresso. Existe, porém, mais do que a escolha racional entre o ambiente político onde emerge as decisões e o contexto socioambiental onde a pesca se desenrola.

Para a modernidade, a tradição não estaria desempenhando mais nenhum papel eficiente na expansão do desenvolvimento humano incluindo a pesca praticada como trabalho e modo de vida.

A pesca profissional artesanal, por que é uma atividade utilizadora de recursos naturais, ou melhor, exploradora de recursos silvestres, passa a ser representada, por muitos, incluindo políticos e acadêmicos, como uma atividade causadora de alguma forma de degradação ambiental. O fato da atividade não estar associada diretamente à concepção de cadeia produtiva artificializada atua como imagem habilmente manipuladora para tomar o significado de predação isto é, de que a exploração não considera as necessidades de reposição natural dos estoques, o que é um equívoco que o acompanhamento de uma rotina da pesca é capaz de desfazer. Outro equívoco associado é o de que, sem as restrições políticas de fiscalização, a prática de respeito à reposição natural dos estoques pesqueiros não é realizada pelo pescador, ou seja, é um risco que só com os constrangimentos coercitivos do arcabouço legal da modernidade seria possível eliminar, enquadrando o grupo cujas práticas são resquícios da tradição. Somente com o uso de processos e técnicas ditos racionais a sustentabilidade da pesca seria alcançada

e, assim, o futuro da “proteção ambiental” seria mantido sob controle e estaria garantido em termos do que é aceitável pela modernidade.

Entretanto, segundo GIDDENS *et al.* (1997), os riscos se tornaram o estado normal da modernidade e, no uso social da natureza, são ainda maiores e mais marcantes quando derivados da escala industrial em que se dá a exploração do que na base artesanal.

A *organização social* da pesca artesanal, vista através de seus processos e de suas formas de interação, produz um *sujeito social*, o pescador, dotado de conhecimento tradicional que viabiliza não só sua atividade profissional, mas, também, sua reprodução sócio-cultural em bases comunitária. Todavia, a institucionalização da pesca nos remete a outro grupo social – formado pela Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca da Presidência da República (SEAP/PR) –, dotado de outra forma de conhecimento que viabiliza uma estrutura político-burocrática que, por sua vez, conforme dissemos, formula o seu próprio poder, se mantendo nele e nele se reproduzindo. Assim, ao falarmos em políticas de pesca, identificamos os grupos e os valores não endógenos ao processo de trabalho da pesca, mas um outro grupo que representa o espaço macro-envolvente.

A existência da pesca artesanal deixa, então, de ter sua rotina condicionada pelo lugar e passa a se subordinar a um contexto mais amplo no qual são estabelecidas relações assimétricas de poder.

No que concerne à pesca, a caracterização da *estrutura e dinâmica social* em bases *comunitária* não se limita a um contraponto, atrasado, do estilo de vida *societário* impingido pela SEAP. Trata-se de uma outra lógica, na qual o modo de vida elabora outros significados do exercício do trabalho e da interação socioambiental.

Frente a esse contexto, objetiva-se realizar uma sucinta análise sociológica que visa transcender a distinção vulgar entre um estilo de vida simples – *comunidade* – e outro sofisticado – *sociedade*, posto que estão em simultaneidade na construção de identidades e disputas políticas e simbólicas. Quer-se suscitar uma discussão e, portanto, indicar um argumento, dentre os tantos possíveis, para constituir, no interior do debate contemporâneo sobre o futuro da pesca e as relações com o Estado, uma hermenêutica diatópica (SOUSA SANTOS, 2007).

Segundo TONNIES (1973), as *comunidades*

(*Gemeinschaft*) são agrupamentos sociais de regulação simples, compostas de grupos sociais formados à base de interesses e propósitos comuns. Sua organização social é caracterizada por relações de parentesco, relações de vizinhança e relações de compreensão, localizada numa área espacialmente restrita. Pode-se dizer que, na comunidade, todos participam de todos os bens culturais conforme as regras estabelecidas no interior no grupo e que a reprodução social, na garantia dos mínimos vitais e produção simbólica, considera a dinâmica ecossistêmica. Já as *sociedades* (*Gesellschaft*) são agrupamentos de regulação complexa. A organização societária é caracterizada pela multiplicação dos grupos e instituições sociais e estes estabelecem a ordem social. A divisão do trabalho se intensifica e diferenciam-se os segmentos sociais (e seus interesses), instalando-se um sistema de dominação. Aqui, quebra-se a homogeneidade cultural e a cultura é total ou parcialmente monopolizada pelas camadas dominantes. Observa-se que a diferença sociológica entre comunidade e sociedade independe das funções sociais e de cultura peculiares à 'área de vida comum', mas é pressuposto que, em comunidade, tem-se um aspecto *orgânico* ao mesmo tempo que funcional da vida comum. Assim, o conceito de comunidade, do ponto de vista sociológico, é compreendido como processo integrativo de identidade e lugar. Isto é, na comunidade, o grupo se dá conta do território - seus fixos e fluxos naturais, potenciais e limitações de uso - como forma de constituir-se a si próprio, tal como os pescadores artesanais. Segundo FREYRE (1945, p.128-129), "*várias comunidades podem existir dentro de uma comunidade maior. Sirva de exemplo o fato dos jangadeiros do Nordeste existirem, como comunidade, dentro da comunidade de pescadores brasileiros do litoral e da comunidade brasileira, em geral, à qual pertencem tantas outras comunidades (...). Ao mesmo tempo, pode-se falar de uma sociedade brasileira, sempre que se pretenda salientar o que há de simplesmente funcional no conjunto de relações sociais que formam sociologicamente o Brasil, independente do que este significa orgânica e, ao mesmo tempo, sociologicamente, como habitat, como espaço físico-social, como unidade bio-social inter-relacionada e inter-dependentes - a unidade de estudo dos ecologistas sociais, ou dos sociólogos regionais*".

A vivência em *comunidade* e em *sociedade* abrange as *relações sociais* e as formas de *associação* imprescindíveis aos *processos sociais*. Estes são entendidos como as diferentes maneiras pelas quais os *sujeitos sociais* e os grupos atuam uns sobre os outros, isto é, as formas

que eles se relacionam, se associam. Para que ocorra qualquer *associação* humana, seja em *comunidade* ou em *sociedade*, seja o *sujeito social* a *pessoa* ou o *indivíduo*, faz-se necessário o *contato social* - considerado a base da vida social humana (FREYRE, 1945). Dos contatos, derivam a *interação social*, na qual os *sujeitos*, ao estabelecerem comunicação, aprendem e ensinam coisas, modificam e sofrem modificações de comportamento, influenciam e são influenciados a mudar de opinião etc. No caso da interação da categoria do pescador profissional artesanal e a Secretaria de Aquicultura e Pesca da Presidência da República, veremos que prepondera um tipo de *interação não-recíproca*, isto é, não dialógica, na qual o segundo tenta submeter o primeiro, rumando para um processo social básico do tipo dissociativo, isto é, o conflito (FREYRE, 1945).

O *conflito social* pode provocar *mudanças sociais* e isso pode ser bom ou ruim para uma *sociedade* ou *grupos sociais* envolvidos. Tal análise pressupõe a verificação dos interesses, dos acordos ou pactos existentes entre os membros respectivos, o que é algo processual. Assim, quando se caracterizam interações, num certo recorte analítico, designadas como conflitos, entre o pescador profissional artesanal e a SEAP, outros recortes podem tecer avaliações designadas como consensos; e ambas, no entanto, podem apontar para a ocorrência de *mudanças sociais* substantivas.

A questão central de uma análise crítica é saber como o conhecimento e as práticas tradicionais da pesca artesanal são dissolvidos pelo Estado, representado na figura da SEAP, no processo de formulação de políticas públicas para o setor pesqueiro.

MATERIAL E MÉTODOS

Para interpretar a problemática supra, esse estudo parte de questões candentes da teoria sociológica contemporânea - como os liames entre modernidade e tradicionalidade - para, numa abordagem qualitativa de pesquisa das Ciências Sociais:

a) analisar resultados de pesquisa documental que tem como fonte central registros oficiais, como da SEAP e da FAO, além de conferências internacionais e

b) analisar comparativamente discursos de representantes da SEAP e de lideranças pesqueiras, discursos estes colhidos através da observação direta e de apontamentos de campo derivados de reuniões entre os sujeitos supra.

Modernidade e tradicionalidade serão examinadas como categorias essenciais para o entendimento do fenômeno dialético que vimos assistir contemporaneamente, qual seja, o de institucionalização de um segmento da atividade econômica, a pesca, como portador das demandas do grupo social historicamente inserido na atividade, mas que, contraditoriamente, vem sufocar as práticas dos atores a quem discursivamente se comprometem a apoiar.

Vai daí, que a modernidade tardia, no bojo da qual o Estado se fortalece, mostra-se como supressão dos meios e modos de vida da tradição, como da pesca artesanal, revelando-se, assim, como política para *subsunção* do grupo pretensamente representado no aparelho estatal. A análise crítica do discurso institucional, falado e escrito, objetiva identificar nas relações sociais e nas relações de poder o modo como tais relações se dão por meio da comunicação. Práticas discursivas constroem, regulam e controlam a informação para, desqualificando outros saberes e dizeres, produzir um contexto institucional interno e externo de legitimação e, assim, impor-se ideologicamente nas relações de dominação na qual o poder se produz (FAIRCLOUGH, 1989 e 1995).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Segundo GIDDENS (1991, p.44), “nas culturas tradicionais, o passado é honrado e os símbolos valorizados porque contêm e perpetuam a experiência de gerações. A tradição é um modo de integrar a monitoração da ação com a organização tempo-espacial da comunidade. Ela é uma maneira de lidar com o tempo e o espaço, que insere qualquer atividade ou experiência particular dentro da continuidade do passado, presente e futuro, sendo estes por sua vez estruturados por práticas sociais recorrentes”.

Desse modo, o autor afirma que a tradição, nos modos de organizar a ação e a experiências humanas, não é um valor estático ou imutável, já que tem que ser reinventada o tempo todo a cada nova geração. Ela pode resistir à mudança, mas, não é estática.

Na tradição, há também a valorização dos membros do grupo (ou comunidade), diferente da racionalidade moderna cujo incitamento à especialidade e ao individualismo é sua marca (GIDDENS *et al.*, 1997). Além disso, no campo tradicional, a natureza é entendida como sujeito e vista como algo que transcende os membros do grupo tradicional, enquanto que na racionalidade

moderna, acreditam-se no amplo controle social da natureza. O processo de modernização brasileira está associado à idéia de modernidade que avança sem rupturas significativas com o passado, com disputas contingentes entre projetos de desenvolvimento e interesses políticos-econômicos forjados em um contexto globalizado. São configurações econômicas, sociais e políticas experienciadas ao longo da história brasileira que nos levam a uma suposta configuração moderna.

Segundo TAVARES (2000), a evolução econômica, social e política da história brasileira, caracterizada pela oscilação permanente de uma ordem liberal oligárquica e um Estado interventor autoritário, passa por três ordens de fatores político-econômico geradores de conflitos e incongruências no pacto de dominação interna, a saber: “Em primeiro lugar, vêm os conflitos pela concessão de ‘garantias’ para apropriação privada do território na fronteira de expansão do capitalismo como forma patrimonial de acumulação de riqueza e poder. A exploração predatória de recursos naturais, a expulsão e incorporação de populações locais e imigradas submetidas a todas as formas de exploração conhecidas foram e são as regras do capitalismo brasileiro. Seguem-se os conflitos entre as oligarquias regionais em sua relação com o poder central, quando se trata da distribuição dos fundos públicos entre os poderes locais, que alimentam periodicamente a crise do nosso pacto federativo e dos sucessivos ‘pactos de compromisso’ da coalizão das elites territoriais oligárquicas. Finalmente, as relações entre o dinheiro mundial, o dinheiro local e as finanças públicas foram sempre a moldura que enquadrou a formação de nossas elites ‘cosmopolitas’, seu caráter mais ou menos associado com o capitalismo internacional e os conflitos periódicos entre as elites nacionais no processo de validação do dinheiro como forma de valorização geral dos capitais particulares” (TAVARES, 2000, p.19).

Neste contexto, de fatores político-econômico geradores de conflitos e incongruências no pacto de dominação interna, é que se desenvolve a indústria brasileira e, por conseguinte uma dinâmica urbana voltada mais acentuadamente aos valores da modernidade.

O fortalecimento da indústria da pesca e sua participação ativa na política do setor fazem parte do contexto acima.

A partir de 2003, quando da criação da SEAP, o

governo brasileiro deu ênfase a uma política de pesca voltada para a produção em um mercado mundial. A agenda desta Secretaria tem como referência a modernização do setor pesqueiro contemplando discursivamente o desenvolvimento sustentável e a inclusão do país no mercado global para os negócios da pesca. A fim de legitimar a acumulação no setor, adota-se o discurso de que os novos investimentos terão uma estratégia de geração de emprego, renda e inclusão social, como política indutora de equidade social e cidadania.

Tais interpretações visam agregar um conjunto diversificado de trabalhadores para constituir um novo contingente de força de trabalho, entre eles os pescadores profissionais artesanais, que atribuem sentidos diferentes às práticas pesqueiras. A política de pesca que vem sendo pensada e implementada a partir da SEAP tem seu eixo assentado na utilização de recursos tecnológicos e científicos e uma prática produtiva de alta escala para o mercado global e nacional, e sua formulação e operacionalização se dão por meio do uso do poder institucional por elites empresariais do setor.

A construção de um cenário da pesca brasileira configurado pela alta produtividade, eficiência produtiva sustentável, entre outros, articulados numa retórica de obtenção de efeitos sociais positivos, contrasta com a dinâmica extrativa de pequena escala, dos que dependem da pesca não apenas como trabalho, mas como meio de produzir e reproduzir um modo de vida tradicional.

O pescado, desde tempos imemoriais, constituiu-se em uma fonte importante de alimentos para a humanidade proporcionando, no passado tanto quanto no presente, forma de ocupação de força de trabalho e demais benefícios econômicos e fortalecimento cultural e de sociabilidade aos que a ela se dedicam.

De 1974 até 2003, as condições biológicas, geopolíticas, econômicas e sociais da pesca passaram por profundas transformações que impactam na tradicionalidade da pesca. As principais etapas desse processo foram marcadas por uma série de conferências e acordos internacionais.

De 1974 a 1982, a pressão ecológica internacional manifestou-se em todas as conferências internacionais que tratavam dos problemas haliêuticos (arte de pesca). Com o objetivo de influenciar nas decisões e regulamentações – direito ambiental compensatório, ecomarcos, entre outros –, tal pressão conseguiu fazer

surgir novos conceitos que objetivavam a estimulação de práticas de maior empenho na preservação dos recursos naturais, tal como se deu na Conferência do Direito do Mar, em Montego Bay, no ano de 1982.

Neste período, a introdução das Zonas Econômicas Exclusivas - ZEEs¹ e a adoção das deliberações para a Conservação das Nações Unidas sobre o Direito do Mar ofereceram um novo marco para um ordenamento dos recursos marinhos, o que foi um avanço diante das posições políticas deveras enrijecidas até então. Um novo regime jurídico para o oceano passou a regulamentar os direitos e responsabilidades dos Estados Nacionais em matéria de ordenação e aproveitamento dos recursos pesqueiros dentro das suas respectivas zonas econômicas exclusivas (ZEE). A aplicação das jurisprudências nacionais constituiu um passo importante, mas não suficiente, para a ordenação de um desenvolvimento objetivando maior sustentabilidade da pesca.

Em 1991, o Comitê de Pesca (COFI) pediu a elaboração de novos critérios que levassem em conta a *pesca sustentável e responsável*. Em 1992, na Conferência de Cancun (México), adotou-se o princípio da 'pesca responsável', que objetiva a utilização de recursos e métodos de pesca e aquicultura sem efeitos nocivos para os ecossistemas.

Em novembro de 1993, em nova Conferência, a Organização das Nações Unidas para a Agricultura e a Alimentação (FAO), após tomar ciência da continuidade de conflitos em torno da pesca marítima, acabou por formular o chamado *Código Internacional de Conduta para a Pesca Responsável*, que passou a ser tido como documento básico do setor pesqueiro, desde o término de sua confecção, 31 de outubro de 1995.

O *Código de Conduta Para a Pesca Responsável* (1995) atribui à pesca um importante valor do setor pesqueiro para a economia e sociedade global. Por ser o pescado uma importante fonte de alimentos e geração de renda (através do trabalho, comércio e lazer para as populações de todo o mundo), tanto para as gerações atuais como para as futuras, fez-se necessário uma política de ordenamento e gestão do setor que levasse em conta princípios e normas internacionais, previamente estabelecidas, que respeitassem o ecossistema e a biodiversidade aí

¹ A ZEE é a zona marítima situada ao largo das costas que podem atingir 200 milhas náuticas (370 quilômetros) na qual o Estado ribeirinho exerce direitos soberanos sobre os recursos vivos do mar.

presentes (tais como os estabelecidos não apenas na Conferência das Nações Unidas para o Ambiente e Desenvolvimento (CNUAD), mas, também, na Declaração de Viena, de 1993). O referido código reconheceu ainda a importância nutricional e cultural da pesca.

Nos últimos anos, o setor pesqueiro mundial transformou-se em um setor da indústria alimentícia, relevante em certos países (como na Espanha e no Japão, dentre outros), levando-os a investirem em frotas pesqueiras cuja capacidade de exploração começou a impossibilitá-los em honrar os compromissos político-institucionais antes firmados nos fóruns internacionais que faziam menção, direta ou indireta ao setor.

Desde os anos de 1980, nota-se que os recursos pesqueiros marinhos não poderiam sustentar uma exploração tão intensa e, por conseguinte, fez-se necessário formular novos critérios de ordenamento pesqueiro que levassem em conta os aspectos relativos a sua conservação e a do meio ambiente. Assim, a aqüicultura surge, aparente e discursivamente – inclusive na visão de muitos acadêmicos e do Estado –, como alternativa única para a “sustentabilidade da pesca” dado a depleção dos estoques pesqueiros, conforme descrito anteriormente. Daí, a valorização desta atividade em detrimento da pesca em geral e da pesca artesanal, em particular.

Segundo SPERANDIO (1999), o Brasil reúne condições extremamente favoráveis à aqüicultura, apresentando grande potencial de mercado, clima favorável, boa disponibilidade de áreas, disponibilidade de farelos para a fabricação de rações animais e invejável potencial hídrico. São 5,3 milhões de m³ de água doce em reservatórios naturais e artificiais, 8.000 km de zona costeira, além de uma extensa rede hidrográfica que podem ser potencialmente aproveitados na produção de organismos aquáticos. O cultivo de peixes em tanque-rede e gaiolas é a alternativa de investimento de menor custo e maior rapidez de implantação, que possibilitará um adequado aproveitamento destes recursos hídricos e a rápida expansão da piscicultura industrial no país.

Pouco se considera que, no Brasil, as pescarias artesanais são responsáveis por um elevado número de postos de trabalho nas comunidades pesqueiras e, por conseguinte, o meio de sustento de milhares de famílias. Além disso, a pesca artesanal contribui com mais de 50% da produção nacional do pescado, seja

em águas costeiras, litorâneas ou águas interiores (DIEGUES, 1995).

Face ao aumento crescente da poluição doméstica e industrial, à especulação imobiliária e às pequenas possibilidades de um aumento significativo na produção pesqueira, com exceção daquela representada pela pesca oceânica, a aqüicultura surge, aparentemente, como uma possibilidade real de apoio do pescador artesanal. A aqüicultura, discursivamente, surge como uma alternativa viável de produção de proteína nobre, de grande penetração econômica e sendo passível de ao longo de um novo processo de capacitação profissional, aproveitar-se da força de trabalho de pescadores artesanais.

Nesse contexto, a SEAP, criada pelo Governo Lula por meio de Medida Provisória, surge com o objetivo de formular políticas e diretrizes para o desenvolvimento e o fomento da produção pesqueira e aqüícola (MP n°103, de 1º de janeiro de 2003).

Para a SEAP, a aqüicultura não é uma possibilidade real de apoio do pescador artesanal, mas, significa o mecanismo de sua extinção. O governo Lula, na sua primeira gestão, propôs uma política de crédito para o setor pesqueiro incentivando uma progressiva conversão da atividade pesqueira artesanal para a aqüicultura em todo o território nacional. Partiu do argumento que tal política vinha como alternativa aos pescadores artesanais cujas espécies em que se baseiam sua atividade encontram-se, segundo critérios técnicos, sobreexploradas. Mas cabem divergências quanto aos métodos e as interpretações acerca do que se considera sobreexploração no contexto da questão ambiental no Brasil. De qualquer modo, a ausência de participação, ou acompanhamento, do pescador artesanal no processo de avaliação perita dos estoques bem como de consideração perita ao saber tradicional no que concerne ao *status* da pesca ou, numa palavra, de dialogicidade entre tais conhecimentos, é o que inviabiliza que uma alternativa menos radical do que a aqüicultura seja proposta como um elo possível entre tradição e modernidade.

BERKES (1997) discute a importância da participação equitativa do Estado e da sociedade na criação de estratégias comunitárias de co-gerenciamiento das atividades pesqueiras, fundamentando-se em inúmeros casos internacionais para basear sua reflexão. Segundo o autor, as experiências de co-gerenciamiento e descentralização da pesca, nas quais os órgãos do governo implicados

cedem parte de seu poder para o êxito das mesmas.

Entretanto, no caso do Brasil, isso seria ainda mais complexo do que Berkes imagina devido às políticas institucionais de órgãos, e funções dos mesmos, nos níveis federal, estadual e municipal, desencontradas e ou discursivamente muito propaladas, mas, de fato, de pouca efetividade em termos de participação social no processo de elaboração e implementação.

Segundo LIMA e PEREIRA (1997), o analfabetismo entre pescadores artesanais e, por conseguinte, sua fragilidade política, pode colocar em risco a autonomia do grupo, representado pelas colônias ou associações, quando envolvido em processos de gestão discursivamente participativos.

VALENCIO *et al.* (2003), apontam uma demanda originada dos pescadores artesanais para a criação de um ambiente de co-responsabilidade na conservação e manejo sustentáveis dos recursos pesqueiros. Mas, alertam para a importância de analisar a forma como este ambiente está sendo criado e organizado pelo Estado, como nos Comitês de Bacia, na qual a representação de populações tradicionais é mínima numericamente e desqualificada pelos demais atores do espaço e pelo processo decisórios.

Historicamente, os pescadores artesanais sempre tiveram, e continuam tendo, grande conhecimento sobre a estrutura e dinâmica ecossistêmica do que entende como sendo o 'território da pesca'. Eles sabem quais os tipos de ambientes propícios à vida de certas espécies de peixes; conhecem o hábito, o comportamento e a classificação dos peixes; sabem manejar os instrumentos de pesca com propriedade; conseguem identificar os melhores pontos de pesca (identificação dos pesqueiros) (DIEGUES, 1983 e 1995) e reconhecem que a tecnologia utilizada na pesca artesanal é uma forma de intervenção não-predadora se comparada à pesca industrial moderna (VALENCIO e MENDONÇA, 1999; VALENCIO *et al.*, 2003; FURTADO e SIMÕES, 2002).

A tradição no trabalho com a pesca artesanal está refletida nas formas de concepção das coisas do mundo vivido - no tempo e no espaço - pelo pescador, seus pares e sua família. Segundo VALENCIO *et al.* (2003), as características essenciais da pesca estão relacionadas à formulação do conhecimento e habilidades para o exercício da pesca. "O aprendizado da profissão ocorre no âmbito da família, os pais ensinam aos filhos (...)". (VALENCIO, *et al.*, 2003, p.275). Assim, a vida cotidiana possibilita

conhecimento intuitivo e discursivo para o homem e para o profissional da pesca. Tal conhecimento passa de geração a geração, reflete as experiências de vida dos antepassados e dos seus contemporâneos e está presente, vivo. Segundo TOLEDO (1990 e 1991), os atos de conceber, perceber e conhecer constituem operações intelectuais dos usuários de recursos naturais no ato de realizar a apropriação da natureza, durante o contado que se tem com a mesma. O conhecimento tradicional contido na pesca artesanal é altamente refinado e acumulado historicamente e seu valor desconhecido de muitos (CORDELL, 1983).

Segundo VALENCIO (2006), para o pescador profissional artesanal, o trabalho é tido como memória que se transmite quase que como num devaneio, tendo orgulho do fazer dos antigos e continuando a fazê-lo com o mesmo orgulho - isto é, como cultura. Assim, segundo a autora, romper com o passado não seria apenas romper com lembranças dos que já se foram, mas de entendimento sobre si, sobre o que ainda é, referido a um lugar e a outras pessoas.

Do ponto de vista pedagógico, o conhecimento tradicional da pesca artesanal pode ser usado como fonte de informações complementares para estudos ecológicos ou como indicador de processos ou alterações no ecossistema não estudados ou verificados pela ciência (POIZAT e BARAN, 1997). Tal conhecimento, e o que ele pode significar numa nova forma para o ordenamento do setor pesqueiro, poderia e deveria ser reconhecido de fato como um aspecto fundamental no planejamento do setor pesqueiro para a gestão de pesca, entre outros. Assim, o etnoconhecimento, incluindo não apenas o conhecimento etnobiológico e etnoecológico, mas também as diferentes formas de apropriação dos recursos pesqueiros, deveriam ser reconhecidas no momento de implementação de propostas e políticas proclamadas 'mais sustentáveis' dos recursos pesqueiros. Dever-se-ia priorizar o pescador profissional artesanal como agente formulador de um novo modelo, participativo, para o setor.

Porém, segundo o *Plano Estratégico de Desenvolvimento Sustentável da Aqüicultura e Pesca* (SEAP, 2003), a inclusão da aqüicultura nas atividades do pescador artesanal supostamente lhe trariam as seguintes vantagens: complementação da renda familiar; possibilidade de dispor de pescado na entressafra da pesca (águas interiores) e na época

de proteção legal aos estoques (aproveitamento da mão-de-obra familiar); desnecessidade da existência ou independência da *estrutura de frio*, uma vez que o pescado (peixe, molusco, crustáceo, etc.) pode ser mantido vivo em seu meio até o momento da entrega ao comprador; obtenção de renda mensal e fixação do homem do seu meio, gerando menos conflitos. Entende-se, assim, que a aqüicultura não deverá ser uma atividade especializada e nem centralizadora, mas complementar à venda obtida do esforço de pesca nos moldes tradicionais e executada dentro do âmbito familiar.

A aqüicultura, tida como alternativa de emprego e renda ao trabalho autônomo do pescador profissional artesanal, ajusta-se em uma racionalidade industrial que limita a compreensão dos fatores ecossistêmicos imbricados, os quais possibilitam ao pescador uma diversidade de interações com o meio, objetivando manter e recriar seu espaço de trabalho. Ao trabalhar de forma artesanal, o pescador utiliza-se da forma autônoma dos meios de produção e do conhecimento tradicional do saber sobre a natureza e seus ciclos e no manejo das técnicas sustentáveis de captura. Dessa forma, a aqüicultura nega as competências do saber tradicional, desde os elementos cognitivos, as habilidades corporais e técnicas, às relações de solidariedade e partilha, entre outras (VALENCIO, 2006).

Enfim, é um modelo formatado para a desconstrução da forma de trabalho da pesca artesanal que valoriza o trabalho alienado e que, na fala produtivista hegemônica, trata o modo de vida da tradição como descartável.

Durante a I Conferência Estadual de Aqüicultura e Pesca de Minas Gerais, realizada nos dias 18 e 19 de outubro de 2003, o representante da SEAP apresentou dados e questionamentos sobre a contribuição da pesca brasileira para as exportações. Segundo ele: *O Brasil até o ano de 2001 importava mais peixe do que vendia. Só em 2001 que nossa balança comercial foi levemente positiva. (...) Nós importamos muito peixe, ou seja, nos podemos ainda aumentar; há muito mercado para peixes no país.*

Nota-se, na fala do representante da SEAP, grande importância e valorização das possibilidades de exportação de pescado brasileiro e, por conseguinte, o incremento da nossa balança comercial com essa atividade econômica. Quanto aos problemas da sustentabilidade pesqueira brasileira, assunto também tratado, tal representante apresentou um

gráfico mostrando a situação da produção de pescado nos diversos setores da pesca brasileira. Mais uma vez, foi valorizada a performance da aqüicultura: *A aqüicultura é o único setor da pesca no Brasil que tem tido um crescimento constante e vultuoso. Enquanto que a pesca costeira e continental estão estabilizadas, a pesca oceânica cresce lentamente, a aqüicultura cresce em passos largos.*

Continuou sua explanação, argumentando que: *Os Problemas Estruturais da Aqüicultura são aqueles que: não existem políticas com visão dos diversos elos das cadeias produtivas das espécies cultivadas; há conflitos de interesses na gestão das águas; dispersão de esforços; carências de mão-de-obra capacitada de modernas técnicas de manejo alimentar, procedimentos sanitários e ambientais; carência de programas de investimento e financiamento de custeio de produção; e insuficiência de alternativas alimentares necessárias para a engorda.*

Assim, se desafios ainda deveriam ser vencidos, na ótica da SEAP, como desestruturar um modo de vida sem garantias sequer de maior segurança material aos trabalhadores?

Os reflexos deletérios dos projetos da modernidade que se dizem alvissareiros já são visíveis no território e são sentidos pelos pescadores artesanais. Por exemplo, do rio São Francisco. Durante a I Conferência de Aqüicultura e Pesca em Minas Gerais, ocorrida no município de Três Marias, a fala da liderança dos pescadores contemplou os problemas ambientais gerados pela poluição industrial e urbana, os problemas gerados pelos agrotóxicos agrícolas, o assoreamento, o desmatamento, entre outros, provocando o que a categoria entendia como sendo a redução dos estoques pesqueiros e, por conseguinte, a piora do meio e modo de vida do pescador profissional artesanal: *"Eu não vejo nenhuma lei realmente nos expulsando do nosso habitat natural. Mas eu vejo sim todos esses fenômenos citados nos diminuindo a cada dia"* (Presidente da Federação dos Pescadores Artesanais de Minas Gerais, senhor Raimundo Ferreira Marques). O senhor Raimundo representa a Federação dos Pescadores Profissionais do estado de Minas Gerais, congregando as colônias e associações que reúnem contingentes cada vez mais expressivos desses trabalhadores inseridos nos vários rios que cortam aquele estado da federação. Pertencer a uma colônia de pescadores contribui para a criação de um certo sentido de corporação (DIEGUES, 1983). Além de estarem sujeito às mesmas regras, os pescadores quando cadastrados garantem o direito de exercer

legalmente a profissão e, por conseguinte, o acesso e direito à aposentadoria e o seguro-desemprego, na forma do seguro defeso, entre outros, direitos institucionalmente garantidos a outros trabalhadores brasileiros. Assim, é um lugar político desde onde confrontam-se com o Estado que, contudo, traça para os mesmos rumos arbitrários.

O Sr. Raimundo continua, e argumenta sobre a necessidade do Estado e da sociedade agirem com ações concretas além do discurso pronto ou projetos políticos a favor do rio São Francisco: “*Vemos falar em programas de televisão, a mídia sempre está divulgando que no rio São Francisco acabou os peixes. Os peixes não acabaram! O que acabou foi a qualidade da água. E assim também está terminando o seu povo*”. Afirma ele, nenhuma parte do valor que a SEAP vem liberando chegará até o pescador profissional artesanal: “*Nós vemos na realidade, pela cultura que nós temos, que o governo nos colocou um pau-de-sebo com o dinheiro lá em cima. Aquele que conseguir subir realmente vai ter o recurso, mas muitos vão ficar olhando o recurso e não vão ter condições de colar a mão*”.

Logo, o atual projeto de formulação de políticas públicas para o setor pesqueiro no Brasil está imbuído de valores de uma visão de modernidade unidimensional, nos moldes da modernização constituída pelo projeto de desenvolvimento de outros países, o que é distintivo da realidade social, econômica, cultural e política nacional.

Valorizar o conhecimento tradicional no processo de produção de políticas públicas na área da pesca significa a interpenetração do tradicional e do moderno – a relação entre eles não é dicotômica, é dialética. Num pólo, o esforço de harmonização da vida cotidiana aos ritmos e ciclos da natureza; no outro, a racionalidade do mercado e do tempo cronológico ritmados pelas relações sociais e de produção vigentes da sociedade macroenvolvente. Só o tempo dirá quais sínteses foram possíveis realizar desse confronto.

CONCLUSÃO

No discurso oficial da primeira gestão do governo Lula, em 2003, no momento da criação da SEAP, a política nacional para o setor pesqueiro brasileiro deveria se fundamentar em três pontos: a sustentabilidade social, econômica e ambiental.

No que tange a sustentabilidade social, houve desconsideração ao modo de vida da pesca e ao conhecimento complexo do ecossistema aquícola

oriundo dos saberes sociais do trabalho artesanal. A capacitação dos pescadores, adequando-os ao modelo de modernização em curso, emerge na dissolução da sociabilidade fundada na tradição.

A sustentabilidade econômica e ambiental objetivando, no discurso institucional da SEAP, a preservação dos recursos pesqueiros e a qualidade das águas com competitividade dos produtos aquícolas, ainda está por ser confirmada, pois as escalas e riscos que a modernidade impõe trazem novas vulnerabilidades ao setor.

O Estado brasileiro, mesmo com a carga de racionalidade instrumental que possui, ao insistir no projeto de modernização do setor pesqueiro não percebe que esse modelo está tomado por uma visão mutiladora da vida.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BERKES, F. 1997 *Two to tango: the role of government in fisheries co-management*. Manitoba, CA.
- CORDELL, J. 1983 *Locally managed sea territories in Brazilian coastal fishing*. FAO. Roma. 65p.
- CÓDIGO de Conducta para la Pesca Responsable. 1995 *Conferencia da FAO: Outubro de 1995*. Disponível em <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso em 03 mar. 2006.
- DIEGUES, A.C. 1983 *Pescadores, Camponeses e Trabalhadores do Mar*. SP: Ática.
- DIEGUES, A.C. 1995 *Povos e Mares: Leituras em Sócio- Antropologia Marítima*. São Paulo, NUPAUB-USP.
- FAIRCLOUGH, N. 1995. *Critical Discourse Analysis*. Harlow: Longman Group UK Limited.
- FAIRCLOUGH, N 1989 *Language and Power*. Harlow: Longman Group UK Limited.
- FREYRE, Gilberto. 1945 *Sociologia*. RJ, Livraria José Olympio Editora. 275p.
- FURTADO, L. G.; SIMÕES, J. 2002 *Iconografia da Pesca Ribeirinha e Marítima na Amazônia*. Museu Goeldi. 146p.
- GIDDENS, Anthony. 1991 *As Conseqüências da Modernidade*. SP: Ed. Unesp.
- GIDDENS, A.; BECK, U.; LASH, S. 1997 *Modernização Reflexiva: política, tradição e estética na ordem social*

- moderna. São Paulo: Editora da UNESP. 264p.
- LIMA, R. K. de; PEREIRA, L. F. 1997 *Pescadores de Itaipu. Meio ambiente, conflito e ritual no litoral do Estado do RJ*. NiterUi: EDUFF.
- POIZAT, G.; BARAN, E. 1997 Fishermen's knowledge as background information in tropical fish ecology: a quantitative comparison with fish sample results. *Environmental Biology of Fishes*, n.50. p.435-449.
- SEAP. 2003 *Projeto Político-Estrutural*. Disponível em: <http://200.252.165.21/seap/html/projetopolitico.htm>>. Acesso em 02 de jul. 2003.
- SOUSA SANTOS, B. 2007 *Por uma concepção multicultural de direitos humanos*. Disponível em: http://www.dhnet.org.br/direitos/militantes/boaventura/boaventura_dh.htm. Acesso em: 15 fev. 2007.
- SPERANDIO, L. M. *Criação de Tilápias em Tanque-rede*. Disponível em: <http://www.ccinet.com.br>. Acesso em 03 jul. 2003.
- TAVARES, M. C. 2000 Política e economia na formação do Brasil contemporâneo. In: *Revista Teoria de Debate*. Editora Fundação Perseu Abramo. No. 44 abr/maio/junho de 2000. p.19-24.
- TOLEDO, V.M. 1990 *La perspectiva etnoecológica: cinco reflexiones acerca de las "ciencias campesinas" sobre la naturaleza com especial referencia a México*. *Ciencias Especial* 4. p.22-29.
- TOLEDO, V.M. 1991 *El juego de la supervivencia: un manual para la investigación etnoecológica en Latinoamérica*. University of Berkeley, California. 75 p.
- TONNIES, F. 1973 *Comunidade e Sociedade como entidades típico-ideais*. In: FERNANDES, F. (org.) - *Comunidade e Sociedade*. SP: Cia Ed. Nacional. p.96-116.
- VALENCIO, N.F.L.S.; MENDONÇA, S.A T. 1999 Impactos do processo de interiorização do desenvolvimento paulista sobre as condições de vida e trabalho do pescador- barrageiro. São Carlos: *Revista Teoria e Pesquisa*, n 24-27 (Água e Cidadania), dez, 1999. p.109-148
- VALENCIO, N. F. L. S.; MENDONÇA, S. A. T.; MARTINS, R. C. 2003 Da Tarrafa ao Tanque-rede: o Processo Político-institucional de Extinção de uma Categoria de Trabalhadores das Águas. In:

ANÁLISE DE EFLUENTE E HISTOLOGIA DA PELE, FÍGADO E RIM DE PACUS (*Piaractus mesopotamicus*) SUPLEMENTADOS COM CROMO TRIVALENTE

Rodrigo Yudi FUJIMOTO ¹; Claudinei da CRUZ ¹; Flávio Ruas de MORAES ^{1,2}

RESUMO

O objetivo do trabalho foi avaliar histologicamente a pele, o fígado e o rim de pacus jovens submetidos à alimentação suplementada com cromo trivalente e avaliar a presença de resíduo de cromo na água efluente. Para tanto, foram utilizados pacus com peso médio de 100 g distribuídos num delineamento inteiramente casualizado (DIC), em esquema fatorial 4x2, sendo quatro níveis de cromo (0, 6, 12, 18 mg/L), duas densidades de estocagem (4 e 20 kg/m³), com quatro repetições, durante 90 dias. Histologicamente ocorreu aumento do número de células calciformes e células clava na epiderme dos pacus suplementados com 18 mg de cromo/kg, em qualquer densidade de estocagem. No fígado observou-se o mesmo efeito da alta densidade que ocorreu na epiderme, sendo que na densidade mais alta (20 kg/m³) as alterações já ocorreram no nível de 6 mg/kg de inclusão de cromo, inicialmente com congestão do sinusóide e agravando no nível de 18 mg/kg com necrose. O rim não apresentou alterações morfológicas visíveis quando suplementados e submetidos às densidades de estocagem. Porém, a concentração de cromo no efluente produzido estava abaixo do recomendado pelas normas brasileiras. Assim, podemos concluir que o nível de 18 mg/kg de suplementação não se mostrou benéfico e que a densidade de estocagem devido ao possível estresse provocado, acelera o processo de alteração histológica dos tecidos.

Palavras-chave: Suplementação de cromo; efluente; histopatologia; peixes

ANALYSIS OF EFFLUENTS AND HISTOLOGY OF SKIN, LIVER AND KIDNEY THE OF PACUS (*Piaractus mesopotamicus*) SUPPLEMENTED WITH TRIVALENT CHROMIUM

ABSTRACT

The objective of this work was to evaluate the skin, liver and kidney histology of young pacus supplemented in diet with trivalent chromium and to evaluate the residue of chromium in water effluent. Randomised delineation by using factorial scheme 4x2, with four levels of chromium (0, 6, 12, 18 mg/L), two stocking densities (4 and 20 kg/m³), and four repetitions were used. Pacus with 100 g were used, for 90 days. An increase of the number of mucus cells and club cells in the epidermis of the pacus supplemented with 18 chromium mg/kg was observed in any stocking density. The same effect was observed in the liver, and in the highest density (20 kg/m³) the alterations already occurred at the level of 6 mg/kg with the inclusion of chromium, initially with congestion of sinusoids and getting worse at the level of 18 mg/kg with necrosis. The kidney didn't present visible morphologic alterations when supplemented and submitted to the stocking densities. The concentration of chromium in the effluent of pacus was 3.27 µg/L in the higher level of supplementation (18 mg/L). In conclusion the level of 18 supplement mg/kg was not shown beneficial to the growth of pacus and the stocking density, due to the possible stress, accelerated the alteration histology process of tissues.

Key-Words: Supplement of chromium; effluents; histopathology; fish

Artigo Científico: Recebido em 23/08/2006; Aprovado em: 28/06/2007

¹ Centro de Aqüicultura da UNESP, campus de Jaboticabal - SP

² Departamento de Patologia Veterinária da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias da UNESP, campus de Jaboticabal
Endereço/Address: Depto de Fitossanidade da Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias/UNESP, Jaboticabal. Via de Acesso Paulo Donato Castellane, s/n, CEP 14870-000, Jaboticabal, São Paulo. E-mail: cruzcl@yahoo.com

INTRODUÇÃO

O cromo pode ser encontrado em diversas valências, cromo hexavalente, trivalente, divalente e Cr^0 , sendo que dentre estes, o que apresenta grandes riscos à saúde é o cromo hexavalente, considerado carcinogênico (DE FLORA, 2000) e mutagênico (INSTITUTE OF MEDICINE, 2003). O cromo hexavalente atravessa facilmente as membranas celulares e dentro da célula reage com as proteínas e os ácidos nucleicos ocorrendo a sua redução até Cr^{+3} . Esta reação com os ácidos nucleicos é a base da propriedade carcinogênica do cromo (MORDENTI *et al.*, 1997).

O cromo no estado trivalente dificilmente atravessa as membranas das células e é pouco reativo (MORDENTI *et al.*, 1997), sendo considerado de baixa toxicidade ou virtualmente não tóxico, especialmente, na forma orgânica. Sua relação de concentração útil e concentração tóxica são aproximadamente de 1:10000, ou seja, pode ser considerado muito seguro para o uso em nutrição (WHO, 1986).

Segundo ANDERSON (1981), o cromo trivalente tem sido amplamente estudado em humanos porque promove um crescimento e desenvolvimento normal dos indivíduos suplementados.

Muitos estudos comprovam que o cromo na sua forma trivalente, desde que ministrado dentro de níveis de segurança, não causa problemas para a saúde dos homens e animais (ANDERSON, 1981; IPCS, 1988; HERTZ *et al.*, 1989; ANDERSON, 1994; HASTEN *et al.*, 1997; HOSSAIN *et al.*, 1998; DE FLORA, 2000; TAGLIARI *et al.* 2004). Porém, a concentração de cromo trivalente e hexavalente na água é regulada pela reação de oxi-redução, ou seja, a transformação do cromo trivalente em hexavalente ou vice versa, que pode acontecer apenas na presença de outro par redox, no qual recebe ou libera os três elétrons necessários para ocorrer à reação. Em ambientes aquáticos poluídos a concentração de oxigênio é baixa e a redução do cromo trivalente para hexavalente é favorecida, sendo facilmente absorvido por seres constituintes do ecossistema local (RICHARD e BOURG, 1991).

Segundo PAPOUTSOGLU *et al.*, (1998) o estresse de densidade entre outros efeitos, diminui a concentração do oxigênio, que poderiam beneficiar a reação do cromo trivalente em hexavalente. O estresse crônico por alta densidade de estocagem é observado em diversas criações de diferentes espécies de peixes como "red porgy", *Pagrus pagrus*, (ROTLLAND *et al.*,

1997) e "gilthead seabream", *Sparus aurata*, (TORT *et al.*, 1996; MONTERO *et al.*, 1999).

O Conselho Nacional do Meio ambiente (CONAMA, 1986) considerando a saúde e o bem estar humano, bem como, o equilíbrio ecológico aquático estabelece valores limitantes para as concentrações de cromo, indicando valores de 0,05 mg de cromo hexavalente/L de água e 0,5 mg de cromo trivalente/L de água para águas classe 2 que são as destinadas a piscicultura e limites de 0,5 mg de cromo hexavalente/L e 2,0 mg de cromo trivalente/L para seus efluentes.

SHIAU e LIANG (1995) e PAN *et al.*, (2003), observaram que o cromo pode bioacumular em peixes em sistemas de criação com de recirculação de água. Assim, podemos verificar que peixes que são mantidos em alta densidade de estocagem, com baixo fluxo de água e baixa concentração de oxigênio podem ser mais susceptíveis aos efeitos tóxicos do cromo em níveis mais elevados e por maiores períodos. Pois, segundo ALZEMI *et al.*, (1996) *apud* ROBERTS e ORIS (2004) afirmaram que o cromo hexavalente induziu alterações histológicas como hiperplasia de lamelas das brânquias, fusão das lamelas secundárias e aumenta o número de células secretoras de muco no peixe *Gnathonemus petersii*.

Com base no exposto este trabalho teve como objetivo avaliar histologicamente o efeito do cromo na pele, fígado e rim de pacus jovens suplementados com quatro níveis de cromo (0, 6, 12, 18 mg/L) em duas densidades de estocagem (4 e 20 kg/m³).

MATERIAL E MÉTODOS

O ensaio foi conduzido no Núcleo de Pesquisas e Estudos Ambientais em Matologia/NEPEAM e no Laboratório de Patologia de Organismos Aquáticos do Centro de Aqüicultura UNESP, câmpus de Jaboticabal.

Para a realização do experimento foram utilizados 32 tanques com capacidade de 500 L, abastecidos continuamente com água proveniente de poço semi-artesiano. Previamente ao início do experimento, os peixes foram adaptados às condições experimentais por dez dias, quando foram acondicionados e alimentados de acordo com as recomendações usuais de manejo. A duração do período experimental foi de 90 dias.

Os pacus jovens (*P. mesopotamicus*) (n = 1536), utilizados neste experimento, apresentaram peso médio de 100 g, divididos em dois grupos: um

mantido em alta densidade de estocagem (20 kg/m³, D20); e o outro na densidade controle (4 kg/m³, D4), conforme ROTLLAND *et al.*, (1997), distribuídos num delineamento inteiramente casualizado (DIC), no esquema fatorial 4x2, sendo quatro níveis de cromo (0, 6, 12, 18 mg/kg, sendo C0, C6, C12, C18); duas densidades de estocagem (4 kg/m³ e 20kg/m³) com quatro repetições.

Para alimentação foi formulada uma dieta basal contendo 26 % de PB e 4100 kcal de EB, na qual foi adicionado o cromo trivalente de acordo com o delineamento proposto. Devido à quantidade relativamente pequena de mineral que foi adicionada, foi realizada uma pré-mistura com 10 kg da ração basal antes de se homogeneizar com o restante de cada partida. Após homogeneização, as dietas foram peletizadas e estocadas em sacos escuros a 10 °C até o momento do uso.

A ração utilizada apresentou a seguinte fórmula e composição básica: 13% de farinha de peixe; 23% de farelo de soja; 21% de farelo de trigo; 25% de milho moído; 16% de farelo de arroz; 1% de óleo de soja; e 1% de suplemento vitamínico e mineral e com e composição básica calculada: de 26% proteína bruta; 6,23% de extrato etéreo; 41 kcal/kg de ração de energia bruta; e a relação Ca:P de 1,45:1.

Os peixes foram alimentados uma vez ao dia (9:00h), sendo a ração fornecida à vontade, até que não ocorresse mais procura pelo alimento. Semanalmente, foram monitoradas as variáveis de qualidade de água, tais como: temperatura da água, pH, o oxigênio dissolvido e a condutividade, e quinzenalmente, a amônia total.

Ao final do experimento, amostras do efluente dos tanques de criação foram coletadas para determinação das concentrações de cromo. Para tanto, foram coletados dois litros de água de efluentes de cada tanque experimental. Os procedimentos adotados para a determinação de teores de cromo trivalente foram os descritos no método 3050b da United States Environmental Protection Agency (USEPA, 2005).

Para avaliação histológica, ao final do período experimental, foram utilizados oito peixes de cada tratamento. Desses animais foram coletados fragmentos de pele, fígado e rim. Estes fragmentos foram fixados em bouin, por 24 horas e posteriormente conservados em álcool 70%. A seguir foi realizada a inclusão em histosec® (Merck). Após inclusão, foi realizada a microtomia, obtendo-se cortes histológicos de 5 µm com auxílio de navalha descartável em

micrótomo automático (LEICA, RM-2155).

Oscortes histológicos foram corados hematoxilina/eosina (HE) e reagidos em PAS de acordo com preconizados por BEHMER *et al.*, (1976).

RESULTADO E DISCUSSÃO

A análise residual de cromo trivalente no efluente é fundamental para o desenvolvimento da tecnologia de utilização de suplementação de cromo em dietas para peixes, pois atualmente devido à preocupação com o impacto ambiental, a piscicultura tem sido considerada uma atividade potencialmente poluente.

Na Tabela 1 pode-se observar que o maior valor residual foi de 3,27 µg.L⁻¹, originado na densidade mais alta e com maior nível de cromo (18 mg.kg⁻¹), porém esse valor ainda está abaixo do preconizado pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA, 1986) de 2,0 mg de cromo trivalente/L, para águas classe dois, ou seja, aquelas provenientes de pisciculturas e para proteção de comunidades aquáticas, mostrando assim que a adição de cromo nos níveis utilizados neste trabalho não foi nocivo ao ambiente e ao homem.

Tabela 1. Análise da concentração residual de cromo trivalente (µg/L) nas águas do efluente ao final do experimento. Onde C são os níveis de cromo na ração (0, 6, 12, 18 mg.kg⁻¹) e D são as densidades de estocagem (4 e 20 kg/m³)

Tratamento	Concentração de cromo
C0D4	2,55
C6D4	2,31
C12D4	2,44
C18D4	2,16
C0D20	2,87
C6D20	2,80
C12D20	2,56
C18D20	3,27

Em estudo de contaminação ambiental realizado por AKIF *et al.*, (2002), os resíduos de cromo na água foram de 0,5 a 0,8 mg/L em rios que recebem efluentes de indústria têxtil. Em sedimento de rio que recebe efluentes de refinaria de petróleo, o resíduo de cromo foi de 2,5 mg/kg (BEG *et al.*, 2001) e de 10 a 240 µg/L em rios efluentes de indústria de calcário e mineral em Minas Geras, Brasil (JORDÃO *et al.*, 2002). Estes valores estão acima dos encontrados para

os efluentes gerados pela suplementação de cromo para a criação de pacu, indicando que esta atividade liberaria efluentes dentro das normas da legislação ambiental brasileira (CONAMA, 1986). Além disso, MORDENTI *et al.*, (1997) afirmaram que o cromo trivalente dificilmente atravessa as membranas celulares, não sendo absorvido pelos organismos aquáticos e nem pelas brânquias dos peixes.

A epiderme dos pacus jovens, nos tratamentos sem cromo (0,0 mg/kg) em qualquer densidade (4 e 20 kg/m³, correspondente aos tratamentos C0D4 e C0D20) é composta por um epitélio estratificado pavimentoso com três camadas de células: camada basal composta por dois tipos de células cilíndricas, uma com citoplasma claro e núcleo central denominada de células clavadas e outro tipo com citoplasma róseo e núcleo apical, a intermediária com células arredondadas com citoplasma róseo e núcleo central e a camada externa.

Nesta última camada ocorrem as células achatadas e pavimentosas e células caliciformes. As células caliciformes apresentam formato arredondado e ocorrem na camada superficial e intermediária da epiderme. As células caliciformes são responsáveis pela produção de muco substâncias neutras PAS positivas (Figura 1a). Segundo ALZEMI *et al.* (1996) *apud* ROBERTS e ORIS (2004) o cromo, na forma hexavalente, pode ter efeito sobre estas células, aumentando seu número, provavelmente como uma resposta de proteção ao agente químico agressor. Para LEE *et al.* (1996) as mudanças em número e dimensão de células de muco e células cloreto podem ser um indicador de um processo patológico ou inflamatório induzido pelo ambiente.

A pele dos peixes dos tratamentos C6D4 e C6D20 apresentava-se semelhante histologicamente à pele dos peixes dos tratamentos sem cromo (C0D4 e C0D20), porém na densidade mais alta (C6D20) ocorreu um aumento no número de células caliciformes (Figura 1b) em relação aos tratamentos sem a adição de cromo. Pode-se observar pela reação de PAS que o número de células caliciformes é menor nos tratamentos isentos de cromo do que os outros tratamentos (Figura 1c). Com o aumento no nível de cromo para 12 e 18 mg/kg de ração observou um aumento do número de células caliciformes (Figura 1d), principalmente, na camada superficial da epiderme, tanto na densidade mais baixa (4 kg/m³) quanto na densidade mais alta (20 kg/m³), pois outra função importante da pele é a secreção de muco, para

a defesa natural contra parasitos e microrganismos patogênicos (FLETCHER, 1978), pois possuem lisozimas e outras proteínas antibacterianas (FAST *et al.*, 2002).

Na densidade de estocagem mais alta (20 kg/m³), pode-se observar que com o menor nível de cromo (6 mg/kg) aumentou a ocorrência de células caliciformes em relação aos tratamentos sem adição de cromo, evidenciando que o possível estresse prolongado prejudica o desenvolvimento e a resposta a agentes agressores. ANDERSON (1994) ressaltou que animais em condições estressantes excretaram maior quantidade de cromo para o ambiente e diminuindo suas reservas de cromo e aumentando assim sua exigência nutricional do mineral.

Concomitantemente ao aumento de células caliciformes ocorreu aumento da ocorrência de células clavadas. Estas células secretam proteínas, glicoproteínas e gotículas de óleo, além disso, são responsáveis segundo ROBERTS (1981) pela liberação de uma substância de alarme.

Com base nas alterações histológicas na pele dos peixes pela liberação do cromo na ambiente de cultivo e a ingestão de cromo pela dieta podem causar alterações visíveis, portanto sua toxicidade real deve ser melhor estudada.

Histologicamente, o fígado de pacus jovens alimentados com dieta sem adição de cromo em qualquer densidade se caracteriza por uma distribuição cordonal dos hepatócitos e os sinusóides se encontram irregularmente distribuídos entre os hepatócitos, revestidos com células endoteliais. Os hepatócitos apresentavam citoplasma claro com núcleo central e formato arredondado e em algumas regiões deslocado para a periferia da célula (Figura 2a). Estas descrições morfológicas estão de acordo de GRIZZLE e ROGERS (1985) para bagre do canal (*Ictalurus punctatus*) e de SOUZA *et al.*, (2001) para o pacu (*Piaractus mesopotaminus*).

Na densidade mais alta (20 kg/m³) as alterações histológicas apareceram no menor nível de cromo (6 mg/kg). Neste tratamento (C6D20) o fígado manteve arranjo cordonal dos hepatócitos normal, similar ao observado nos tratamentos com 0 mg/kg de cromo, porém com algumas regiões com congestão nos sinusóides (Figura 2b).

Nos tratamentos com cromo na densidade mais baixa somente apresentaram alterações os peixes suplementados com 18 mg de cromo/kg de ração. Os peixes alimentados com essa ração apresentaram

arranjo cordonal dos hepatócitos normal, mas em algumas regiões, ocorreu fusão das células e pouco glicogênio no interior dos hepatócitos (Figura 2c).

A partir do nível de 12 mg de cromo/kg de ração ocorre um desarranjo da estrutura cordonal dos hepatócitos (Figura 2d). Ainda ocorreu aumento do volume dos hepatócitos com deslocamento do núcleo para periferia, semelhante ao encontrado no tratamento C18D4 (Figura 2c) e também pontos de necrose (Figura 2d).

Segundo TAGLIARI *et al.*, (2004) o cromo na forma hexavalente provoca alterações prejudiciais aos órgãos como o rim e o fígado dos animais. As alterações como a necrose e fusão celular encontradas com a adição de cromo no presente trabalho, podem trazer prejuízos ao funcionamento dos principais órgãos dos peixes,, sendo necessário conhecer o nível ideal de cromo para pacus sem que ocorra perda de qualidade de carcaça, sem impacto ambiental, sem prejuízos para os peixes e para o homem.

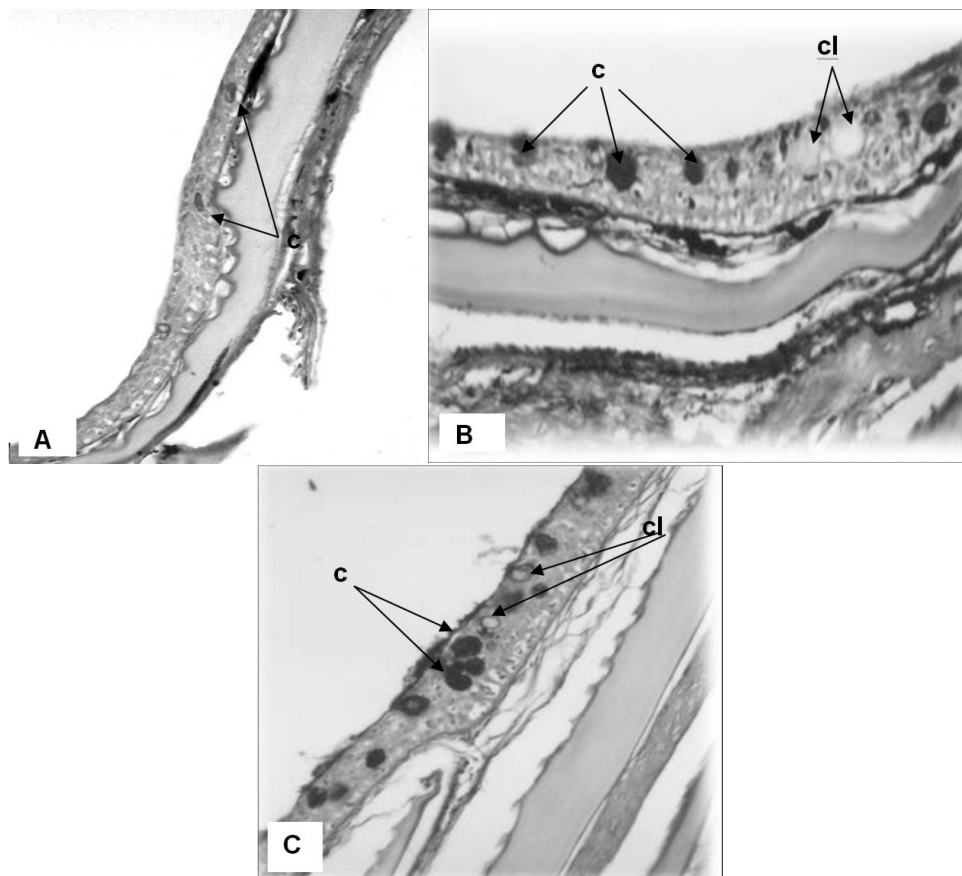


Figura 1. Fotomicrografia da pele de pacus jovens. **A)** Estrutura da epiderme no tratamento 0 mg de cromo/ kg de ração, na densidade de 4 kg/m³, células caliciformes (c) e de células clavadas (cl) na epiderme, PAS. 100 x. **B)** Detalhe do aumento de número de células caliciformes (c) e de células clavadas (cl) na epiderme. Tratamento 6 mg de cromo/ kg de ração e 20 kg/m³, PAS. 200x. **C)** Aumento de número de células caliciformes (c) e de células clavadas (cl) na epiderme. Tratamento 12 mg de cromo/ kg de ração e 4 kg/m³, PAS. 200x

ANDERSON *et al.*, (1997) *apud* BERNER *et al.*, (2004) não encontraram alteração no fígado de ratos alimentados com cromo trivalente durante 20 semanas. Uma hipótese de os peixes apresentarem lesões no fígado pode ser o fato de que o cromo excretado permanece no meio de cultivo, pois segundo PAN *et al.* (2003) estudando cromo em sistemas de recirculação de água a acumulação do cromo no meio de cultivo potencializa a sua ação.

Outro fato importante é que a densidade de estocagem permitiu que com o menor nível de cromo já ocorresse alterações como a congestão sanguínea nos sinusóides. Fato relevante já que a qualidade de água influencia na reação de oxirredução, na transformação do cromo trivalente em hexavalente ou vice versa. Em ambientes aquáticos onde concentração de oxigênio é baixa, a redução do cromo trivalente para hexavalente é favorecida,

sendo facilmente absorvido por seres constituintes do eco-sistema local (RICHARD e BOURG, 1991). Dessa forma pode-se notar que a alta densidade de estocagem possibilita que o cromo cause problemas de adaptação àquela condição.

A adição de cromo e as densidades de estocagem não provocaram alterações na estrutura histológica dos rins dos pacus. No tratamento C0D4 e no tratamento C18D20 os rins apresentavam estruturas e morfologia semelhantes entre si e similares ao descrito por GRIZZLE e ROGERS, (1985) e outros peixes ROBERTS (1981), composto pelos glomérulos e túbulos renais.

Segundo TAGLIARI *et al.* (2004), as alterações bioquímicas causadas pelo cromo como, por

exemplo, um estresse oxidativo é mais rápido do que a alteração morfológica, desta forma, pode ser que o tempo de exposição possa não ser suficiente para provocar lesões nos rins de pacus do presente experimento.

Assim, o uso do cromo deve ser empregado em algumas fases do ciclo de cultivo, especialmente, para o cultivo de alevinos e jovens de peixes, sendo estes os períodos de maior atividade metabólica e, também de maior estresse de manejo. A alimentação contínua por mais de 90 dias se torna desfavorável para a saúde dos peixes, assim o cromo nos níveis de 12 e 18 mg de cromo/kg de ração devem ser utilizados com rigor e estrategicamente, em algumas fases do ciclo e não continuamente.

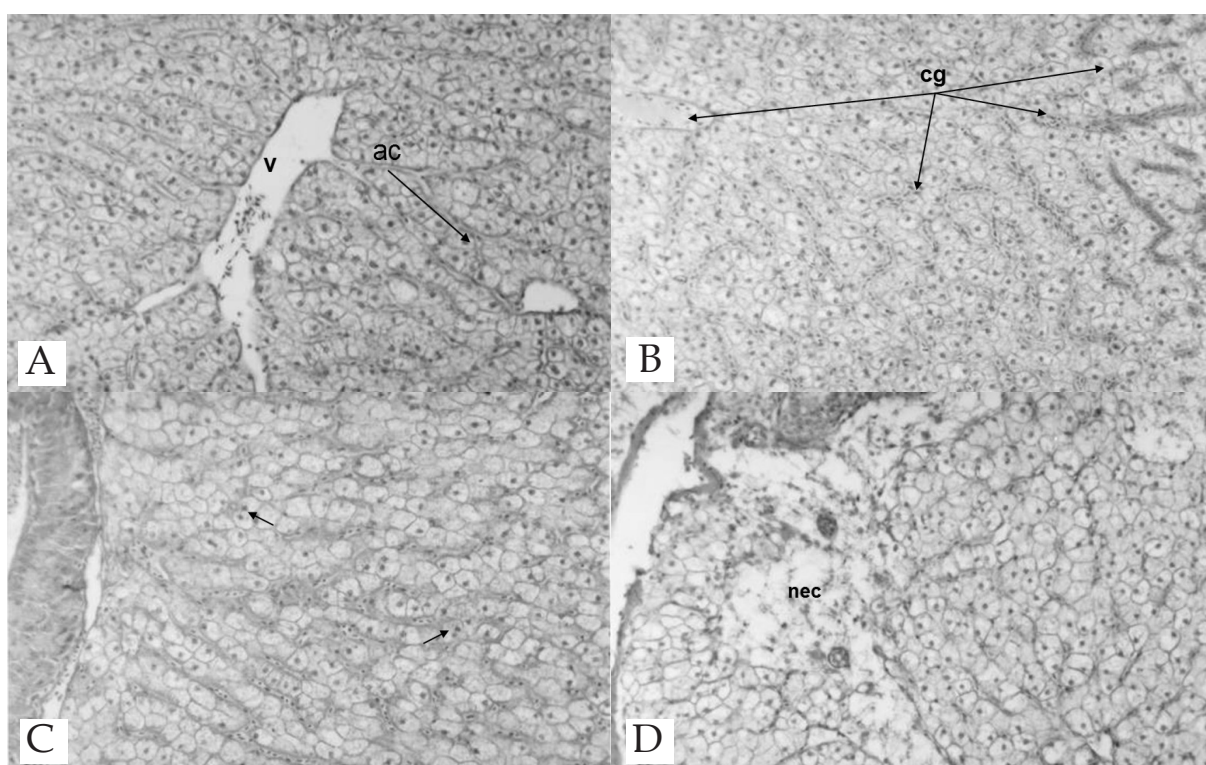


Figura 2. Fotomicrografia de fígado de pacus jovens: **A)** Detalhe do fígado sem alterações histopatológicas, onde se observa arranjo cordonal dos hepatócitos (Ac), veia central (v). Tratamento 0 mg/kg de cromo em qualquer densidade de estocagem. HE. 200x. **B)** Presença congestão sangüínea (cg) no fígado. Tratamento com 6 mg de cromo/kg na maior densidade de estocagem. HE. 200x. **C)** Ocorrência de fusão celular dos hepatócitos (seta) e aumento do volume celular com deslocamento do núcleo para periferia (N) no fígado. Tratamento com 18 mg de cromo/kg na menor densidade de estocagem. HE. 200x. **D)** Detalhe da ocorrência de necrose (nec), desarranjo da estrutura cordonal (traço). Tratamento com 18 mg de cromo/kg na maior densidade de estocagem. HE. 200x

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKIF, M.; KHAN, A.R.; SOK, K.; MIN HUSSAIN Z, MAAL-ABRAR, KHAN M. 2002 Textile effluents and their contribution towards aquatic pollution

in the Kabul River. *J. Society. Pakistan*, Islamabad, 24(2): 106-111.

ANDERSON, R.A. 1981 Nutritional role of chromium. *Scientific Total Environm*, {sl}, 17: 13-29.

- ANDERSON, R.A. 1994 Stress effects on chromium nutrition of humans and farmal animals. *Biotechnology in the feed industry, proceedings of Alltech' 10 th Annual symposium*, Nottingham. p.267-74
- BEG, M.U. AL-MUZAINI, S. SAEED, T. JACOB, P.G. BEG, K.R. AL-BAHLOUL, M. AL-MATROUK, K. AL-OBAID, TKURIAN, A. 2001 Chemical contamination and toxicity of sediment from a coastal area receiving industrial effluents in kuwait. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, New York, 41: 289-297.
- BEHMER, O.A., TOLOSA, E.M.C., FREITAS NETO, A.G. 1976 *Manual de técnicas para histologia normal e patológica*. Ed. EDART. 1ª Edição. São Paulo, 241p.
- BERNER, T.O., MURPHY, M.M., SLESINSKI, R. 2004 Determining the safety of chromium tripicolinate for addition to food as a nutrient supplement. *Food and Chem. Toxicol.*, Oxford, 42: 1029-1042.
- CONAMA, CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. 1986 RESOLUÇÃO CONAMA. n. 20, junho/1986. RESOLUÇÃO CONAMA Nº 20, de 18 de junho de 1986. Publicado no DOU de 30/07/86. Brasília-DF.
- DE FLORA, S. 2000 Treshold mechanism and site specificity in chromium VI carcinogenesis. *Carcinogenesis*, Oxford, 21(4): 533-41.
- FAST, M.D.; SIMS, D.E.; BURKA, J.F.; MUSTAFA, A.; ROSS, N.W. 2002 Skin morphology and humoral non-specific defense parameters of mucus and plasma in rainbow trout, coho and Atlantic salmon. *Comp. Biochem. Physiol.*, part A, New York, 132: 645-57.
- FLETCHER, T.C. 1978 Defense mecanism in fish. In: *Biochemical and biophysical perspectives in marine biology*. v. IV. Eds. MALINS, D.C. e SARGENT, J.R. Academic press. London, 189-222.
- GRIZZLE, J.M., ROGERS, W.A. 1985 *Anatomy and Histology of the Channel Catfish*, ed Auburn University, Auburn, Alabama, 94p.
- HASTEN, D. L.; HEGSTED, M.H.; KEENAN, M.J.; MORRIS, G.S. 1997 Effects of various forms of dietary chromium on growth and body composition in the rat. *Nutrition research*, Tarrytown, 17(2): 283-94.
- HERTZ, Y., MADAR, Z., HEPHER, B., GERTLER, A. 1989 Glucose metabolism in the common carp (*Cyprinus carpio*): the effects of cobalt and chromium. *Aquaculture*, Amsterdam, 76: 255-67.
- HOSSAIN S.M., BARRETO, S.B., SILVA, C.G. 1998 Growth performance and carcass composition of broilers fed supplemental chromium from chromium yeast. *Animal Feed Science Technology*, New York, 71: 217-28.
- INSTITUTE OF MEDICINE. 2003 *Dietary references intake for vitamin A, K, Arsenic, boron, chromium, copper, iodine, iron, manganese, molybdenum, nickel, silicon, vanadium and zinc*. National Academic Press, Washington, 2003. 800p.
- IPCS-International Programme on Chemical Safety World Health organization. 1988 *Geneva*
- JORDÃO, C.P.; PEREIRA, M.G.; PEREIRA, J.L. 2002 Metal contamination of riverwaters and sediments from effluents of kaolin processing in brazil. *Water, Air, and Soil Pollution*, Dordrecht, 140: 119-138.
- LEE, T.H.; HWANG, P.P.; LIN, H.C. 1996 Morphological changes of integumental chloride cells to ambient cadmium during the earling development of teleost, *Oreochromis niloticus*. *Environ. Bios. Fish*, Dordrecht, 45: 95-102.
- MONTERO, D., MARRERO, M., IZQUIERDO, M.S.; ROBAINA, L.; VERGARA, J.M.; TORT, L. 1999 Effects of vitamin E and C dietary supplementation on some immune parameters of gilthead seabream (*Sparus aurata*) juveniles subjects to crowding stress. *Aquaculture*, Amsterdam, 171: 269-78.
- MORDENTI, A., PIVA, A., PIVA, G. 1997 The european perspective on organic chromium in animal nutrition. *Biotechnology in the feed industry, proceedings of Alltech' 13 th Annual symposium*, Nottingham, p227-40.
- PAN, Q.; LIU, S.; TAN, Y.; BI, Y. 2003 The effects of chromium piccolinate on growth and carbohydrate utilization in tilapia, *Oreochromis niloticus* X *O. aureus*. *Aquaculture*, Amsterdam, 225: 421-29.
- PAPOUTSOGLU, S.E.; TZIHA, G.; VRETTOS, X.; ATHANASIOU, A. 1998 Effects of stocking density on behaviour and growth rate of european sea bass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles reared in a cleoe circulated system. *Aquacultural Engineering*, Essex, 18: 138-144.

- RICHARD, F.C., BOURG, A.C.M. 1991 Aqueous geochemistry of chromium: a review. *Water resources*, New York, 25(7): 807-16.
- ROBERTS, R.J. 1981 *Patologia de los peces*. Ed. ediciones mundi prensa, Madri, 366p.
- ROBERTS, A.P. e ORIS, J.T. 2004 Multiple biomarkers responses in rainbow trout during exposure to hexavalent chromium. *Comparative Biochemistry and Physiology*, New York, 138: 221-228.
- ROTHLAND, J.; PAVLIDIS, M.; KENTOURI, M.; ABAD, M.E.; TORT, L. 1997 Non-specific immune responses in the red porgy *pagrus pagrus* after crowding stress. *Aquaculture*, Amsterdam, 156: 279-90.
- SHIAU, S.Y. e LIANG, H.S. 1995 Carbohydrate utilization by tilapia (*Oreochromis niloticus* X *O. aureus*) are effected by chromium oxide inclusion in the diet. *J. Nutrition*, Philadelphia, 125: 976-82.
- SOUZA, V.L.; LUNARDI, L.O.; VASQUES, L.H.; CASALETTI, L.; NAKAGHI, L.S.O.; URBINATI, E.C. 2001 Morphometric alterations in hepatocytes and ultrastructural distribution of liver glycogen in pacu (*Piaractus mesopotamicus* Holmberg, 1887) during food restriction and refeeding. *Bras. J. Morphol. Sci.*, São Paulo, 18(1): 15-20.
- TAGLIARI, K.C.; VARGAS, V.M.F.; ZIMIANI, K.; CECCHINI, R. 2004 Oxidative stress damage in the liver of fish and rats receiving an intraperitoneal injection of hexavalent chromium as evaluated by chemiluminescence. *Environ. Toxicol. Pharmacol.*, Amsterdam, 17: 148-57.
- TORT, L., SUNYER, E.G., MOLINERO, A. 1996 Crowding stress induces changes in serum haemolytic and agglutinating activity in the gilthead sea bream *Sparus aurata*. *Veterinary Immunology and Immunopathology*, Amsterdam, 51: 179-88.
- USEPA 2005 Environmental protection agency. Occurrence Estimation Methodology and Occurrence Findings Report for the Six-Year Regulatory Review of Existing National Primary Drinking Water Regulations 12-20-2005. Washington. Disponível em: www.epa.gov. Acesso em: 01 mar. 06.
- WHO, WORLD HEALTH ORGANIZATION. 1986. *Chromium*. Geneva, 1: 91-111.

USO DE BANDEJAS DE ALIMENTAÇÃO NA FASE DE ENGORDA DO CAMARÃO-DA-AMAZÔNIA, *Macrobrachium amazonicum* (HELLER, 1862)

Bruno de Lima PRETO ¹; Gustavo Maciel PIZZATO ¹; Wagner Cotroni VALENTI ^{1,2}

RESUMO

O presente trabalho teve como objetivo avaliar a hipótese de que os camarões *Macrobrachium amazonicum* aceitam alimentação em bandejas. Seis viveiros foram estocados com 10 juvenis II (1,2 ± 0,7 g) por m² em 14/02/2003. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com 2 tratamentos (método convencional e alimentação em bandejas) e três repetições. As médias do peso dos camarões, sobrevivência, produtividade e das variáveis físicas e químicas da água foram comparadas entre os tratamentos por meio do teste "t" de Student. O peso médio, a sobrevivência e a produtividade foram, respectivamente, 7,2±0,3 g, 46,8±7,8% e 335±45 kg/ha no tratamento com bandejas e 6,8±0,1 g, 85,8±5,2% e 586±42 kg/ha no tratamento a lanço. A sobrevivência e a produtividade diferiram significativamente entre os tratamentos (p<0,05), enquanto que o peso médio não diferiu. Possivelmente, devido ao comportamento territorial e agressivo, a espécie *Macrobrachium amazonicum* necessita de maior número de bandejas por área.

Palavras-chave: *Macrobrachium amazonicum*, fase de engorda, bandejas de alimentação

USE OF FEEDING TRAYS ON GROW-OUT PHASE OF AMAZON RIVER PRAWN, *Macrobrachium amazonicum* (HELLER, 1862)

ABSTRACT

The aim of this experiment was to evaluate the hypothesis that the *M. amazonicum* prawns accept feeding in trays. Six ponds were stocked with 10 juveniles II (1.2 ± 0.7 g) per m² in 02/14/2003. An entirely randomized experimental design with 2 treatments (feeding in trays or feeding to the throw) and 3 replicates was used. Prawn average weight, survival, productivity, and physical and chemical variables of the water were compared between treatments using "t" test of Student. Average weight, survival and productivity were, respectively, 7.2 ± 0.3 g, 46.8 ± 7.8% and 335 ± 45 kg/ha in feeding tray treatment and 6.8 ± 0.1 g, 85.8 ± 5.2% and 586 ± 42 kg/ha in feed to the throw treatment. Survival and productivity differed significantly (p<0.5), while that average weight didn't differ significantly. *M. amazonicum* needs to use further number of trays per area, possibly due to territorial and aggressive behavior.

Key words: *Macrobrachium amazonicum*, grow-out phase, feeding in trays

Nota Científica: Recebido em: 22/03/2007; Aprovado em: 13/07/2007

¹ UNESP, Centro de Aqüicultura, 14884-900, Jaboticabal, SP, Brasil.

E-mail: brunolpreto@yahoo.com.br

² UNESP, Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, 14884-900, Jaboticabal, SP, Brasil.

E-mail: valenti@caunesp.unesp.br

INTRODUÇÃO

Entre as várias modalidades de aqüicultura, a carcinicultura de água doce tem merecido grande atenção de empresários, órgãos de fomento governamentais e pesquisadores. Esse é um dos setores que mais cresce no mundo (VALENTI, 2002). De acordo com os dados da FAO (2007), foram produzidas cerca de 240.000 t de camarões de água doce no ano de 2000 e 410.000 t no ano de 2005, correspondendo em um aumento de aproximadamente 70%. As espécies mais cultivadas são o *Macrobrachium rosenbergii* e o *Macrobrachium nipponense*, que movimentaram no ano de 2005 aproximadamente US\$ 1,6 bilhão (FAO, 2007).

No Brasil a produção é embasada na espécie exótica *M. rosenbergii*. A produção de espécies exóticas tem inspirado preocupação, pois pode causar problemas ambientais (ASSAD e BURSZTYN, 2000). Em vista disso, alguns países estão investindo na produção de espécies nativas, como a China, que em 2005 produziu cerca de 205.000 t de *M. nipponense* (FAO, 2007).

Algumas características são básicas para que uma espécie de camarão possa ser cultivada: fácil manutenção e reprodução em cativeiro, alta fecundidade, rápido crescimento, alimentação simples e barata, rusticidade e boa aceitação no mercado consumidor (VALENTI, 1996). O camarão-da-amazônia, *M. amazonicum*, apresenta a maioria dessas características. Ocorre em quase todo o território nacional e, portanto, sua produção oferece menor risco de introdução de espécies exóticas na natureza em relação à criação de *M. rosenbergii*. É abundante na região Amazônica e muito aceito por consumidores de todas as classes sociais (MORAES-RIODADES e VALENTI, 1999).

O alimento dos camarões e as estratégias do seu fornecimento têm merecido uma atenção especial dos produtores. Para camarões marinhos, a ração é o insumo de maior impacto nos custos operacionais (NUNES, 2003). Na criação de camarões de água doce no Brasil, chega a ser responsável por até 50% do custo de produção (RHODES, 2000).

Existem três métodos de arraçoamento. O método convencional é aquele em que a quantidade de alimento é calculada de acordo com a biomassa e o alimento é distribuído a lanço sobre toda a área do viveiro. Além deste, outros dois métodos podem ser utilizados: método combinado e método exclusivo. No método combinado o alimento também é

fornecido a lanço, mas, são utilizadas bandejas de alimentação para monitorar a quantidade consumida pelos camarões e ajustar o fornecimento (NUNES, 2003). No método exclusivo, todo alimento é colocado em bandejas e a quantidade é determinada em cada refeição conforme o consumo (NUNES, 2003).

O método exclusivo pode aumentar a sustentabilidade econômica, ambiental e social dos sistemas de produção. Possibilita a redução das sobras de alimento, reduzindo os gastos com a ração e melhorando a qualidade da água dos viveiros e dos efluentes (SALAME, 1993; MARTINEZ-CORDOVA *et al.*, 1998; VINATEA-ARANA, 1999; NUNES, 2003). Além disso, aumenta a necessidade de mão de obra, cujo custo é compensado pela redução na quantidade de alimento usado (VINATEA-ARANA, 1999). Portanto, o cultivo de espécies que se adaptam bem a comer nas bandejas é bastante vantajoso.

O fornecimento da dieta exclusivamente em bandejas tem sido empregado com sucesso por criadores de *M. rosenbergii* no Estado do Espírito Santo. No entanto, existem poucos trabalhos na literatura relacionados à utilização de bandejas de alimentação na criação de camarões. As pesquisas sobre esse assunto geralmente referem-se a camarões marinhos. Por isso, o presente trabalho tem como objetivo avaliar a hipótese de que o camarão-da-amazônia aceita alimentação em bandejas. Este insere-se em um programa multidisciplinar e multiinstitucional para o desenvolvimento de tecnologia para produção dessa espécie.

MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho foi desenvolvido no Setor de Carcinicultura do Centro de Aqüicultura da Universidade Estadual Paulista - CAUNESP, Jaboticabal, São Paulo (21° 15' 22" S, 42° 18' 48" W). O sistema de engorda utilizado foi o semi-intensivo de baixa tecnologia (VALENTI, 1998), em viveiros de fundo natural, com elevada taxa de renovação de água. O solo dos viveiros é um latossolo vermelho-escuro com textura argilosa. Antes do enchimento dos viveiros, foi realizada calagem, com a aplicação de 1 t/ha de cal hidratada e fertilização orgânica, com adição de 3 t/ha de esterco bovino curtido. A água de abastecimento é proveniente de uma represa e o fluxo foi contínuo ao longo do experimento.

Seis viveiros com aproximadamente 75 m² de área foram estocados com 10 juvenis II por m² em 14 de fevereiro de 2003. Os animais apresentavam

peso médio de $1,2 \pm 0,7$ g no povoamento. Estes foram produzidos no Setor de Carcinicultura do CAUNESP e permaneceram em berçário I por 40 dias e em berçário II por 60 dias, para posterior engorda. O delineamento experimental foi inteiramente casualizado com 2 tratamentos (método convencional e alimentação em bandejas) e três repetições (viveiros).

Foram comparados o método convencional e o arraçoamento utilizando bandejas de alimentação. No primeiro, o alimento foi fornecido a lanço por toda a superfície do viveiro e, no segundo, foi colocado em bandejas. Neste tratamento foi utilizada uma bandeja por viveiro, construída a partir de virola de pneu de carro. A essas virolas foram costuradas telas de malha 1 mm, enquanto as laterais receberam um cordão a fim de possibilitar a imersão na água e posterior remoção. Garrafas plásticas vazias foram amarradas aos cordões servindo de flutuadores para auxiliar a localização das bandejas. Estas eram posicionadas no centro e no fundo do viveiro. Nos dois tratamentos o alimento era fornecido uma vez ao dia, às 16:30h. A taxa de arraçoamento foi inicialmente 9% da biomassa dos camarões, sendo alterada para 4% a partir do segundo mês, supondo-se mortalidade de 4% ao mês.

Os animais foram alimentados com dieta comercial extrusada, indicada para camarões penéides (Laguna CMS 37). Os níveis de garantia por Kg do produto eram: 13% de umidade; 37% de proteína bruta; 7% de extrato etéreo, 7% de matéria fibrosa; 14% de matéria mineral; 4% de cálcio; 1% de fósforo. O enriquecimento por Kg do produto era: Vit. A 6.500 UI; Vit. D₃ 1.500 UI; Vit. E 100 mg; Vit. K₃ 4 mg; Vit. B1 10 mg; Vit. B2 20 mg; Vit. B6 10 mg; Vit. B12 50 mcg; Vit. C 200 mg; Niacina 100 mg; Biotina 1 mg; Inositol 100 mg; Ácido Fólico 8 mg; Ácido Pantotênico 50 mg; Colina 10 mg; Cobalto (Co) 1 mg; Cobre (Cu) 100 mg; Zinco (Zn) 85 mg; Selênio (Se) 0,2 mg; Iodo (I) 4,6 mg; Antioxidante 200 mg.

Para avaliar o crescimento dos camarões e estimar a biomassa nos viveiros foram realizadas duas biometrias, por meio de amostras aleatórias (30 animais de cada viveiro), 41 e 70 dias após o povoamento. A despesca total foi realizada em 08 de maio 2003, totalizando 84 dias de experimento. Na ocasião, foi realizada a última biometria, para a obtenção do peso médio final dos camarões. Utilizou-se uma amostra aleatória de 70 animais de cada viveiro. Nesta, os viveiros foram esgotados e os camarões contados para estimar a sobrevivência.

Para avaliar as condições de cultivo, as principais variáveis da água de interesse para a aquíicultura foram analisadas. O oxigênio dissolvido, a porcentagem de saturação, o pH e a condutividade foram analisados duas vezes por semana, às 7:30h e às 16:30h. Para a determinação do oxigênio dissolvido e da porcentagem de saturação foi utilizado o oxímetro YSI modelo 55. Para analisar o pH e a condutividade foi utilizado o peagômetro e condutivímetro YSI modelo 63. A transparência foi analisada duas vezes por semana, às 16:30h, por meio de disco de Secchi. A temperatura foi monitorada diariamente, por meio de termômetros de máxima e mínima, instalados na superfície e no fundo do viveiro. O nitrogênio amoniacal e a alcalinidade foram determinados respectivamente pelos métodos descritos por SOLORZANO (1969) e BOYD (1984), quinzenalmente, às 7:30h e às 15:30. O fluxo de água foi monitorado diariamente.

As médias do peso dos camarões, sobrevivência, produtividade e das variáveis físicas e químicas da água foram comparadas entre os tratamentos por meio do teste "t" de Student.

RESULTADOS

A Tabela 1 mostra os valores médios das variáveis físicas e químicas da água medidos durante o período de estudo. A temperatura máxima foi 34 °C, a mínima 23 °C e a taxa de renovação diária de água foi aproximadamente 100%. A variação do peso médio dos camarões ao longo do experimento está representada na Figura 1. Pode-se observar que os animais cresceram uniformemente entre os dois tratamentos obtendo-se, na despesca final, pesos semelhantes. Por outro lado, a sobrevivência e a produtividade apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos ($p < 0,05$). A Tabela 2 mostra que estas variáveis foram superiores quando os camarões foram arraçados a lanço. Também foi observado, que a ração praticamente não era consumida nas bandejas.

DISCUSSÃO

Estudos sobre estratégias de alimentação na produção de camarões marinhos (SALAME, 1993; MARTINEZ-CORDOVA et al., 1998; NUNES, 2003) mostraram que a utilização de bandejas de alimentação pode melhorar a qualidade da água. No presente trabalho isto não ocorreu, provavelmente devido à elevada taxa de renovação de água, que foi ao redor de 100% ao dia. De acordo com ZIMMERMANN (1998a) e BOYD e ZIMMERMANN

(2000), os valores ideais dos parâmetros da água para a criação de camarões de água doce são os seguintes: temperatura entre 25 e 32° C; alcalinidade (CaCO₃) entre 20 e 60 mg/L; N-amoniaco entre 0,1 e 0,3 mg/L; oxigênio dissolvido entre 3 e 7 mg/L; pH entre 7 e 8,5 e transparência entre 25 e 40 cm. Os valores médios da transparência ultrapassaram

os níveis ideais; contudo TAVARES (1994) afirma que valores até 70 cm são aceitáveis em aqüicultura. As demais variáveis permaneceram na faixa adequada. Deve-se destacar que esses valores ideais são recomendados para o cultivo de *M. rosenbergii*, pois não há estudos concluídos para a criação de *M. amazonicum*.

Tabela 1. Médias (\pm desvio padrão) das variáveis da água obtidas durante o cultivo

	Manhã		Tarde	
	Bandeja	Lanço	Bandeja	Lanço
OD (mg/L)	5,23 \pm 0,29A	5,36 \pm 0,13A	7,67 \pm 0,06B	7,95 \pm 0,12A
% de saturação	65,85 \pm 3,90A	66,37 \pm 1,13A	97,01 \pm 2,01B	101,62 \pm 1,16A
pH	7,28 \pm 0,14A	7,25 \pm 0,08A	7,67 \pm 0,20A	7,62 \pm 0,09A
Cond. (mS/cm)	71,11 \pm 0,74A	71,72 \pm 1,18A	73,28 \pm 0,18A	73,81 \pm 1,20A
N-NH ₄ ⁺ (μ g/L)	51,67 \pm 24,07A	39,25 \pm 1,75A	34,60 \pm 16,92A	25,08 \pm 11,14A
Alcalinidade (mg/L de CaCO ₃)	26,50 \pm 0,62A	26,33 \pm 1,05A	26,84 \pm 0,33A	25,47 \pm 0,66B
Transp. (cm)	-----	-----	62,83 \pm 6,97A	59,29 \pm 1,89A

Médias obtidas no mesmo período (manhã ou tarde) seguidas por letras iguais não diferem entre os tratamentos.

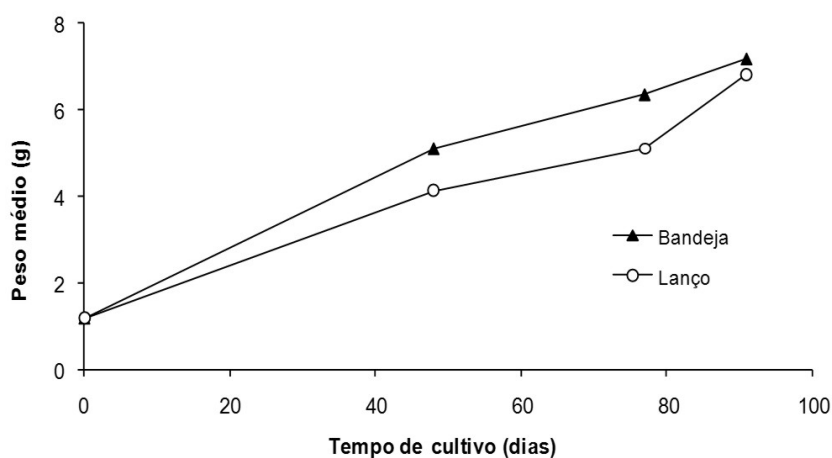


Figura 1. Crescimento do camarão *Macrobrachium amazonicum* em cada tratamento

Tabela 2. Médias (\pm desvio padrão) de peso, sobrevivência e produtividade de *M. amazonicum* obtidos ao final do experimento

Método de arraçamento	Peso médio (g)	Sobrevivência (%)	Produtividade (kg/ha)
Bandeja	7,2 \pm 0,3A	46,8 \pm 7,8B	335 \pm 45B
Lanço	6,8 \pm 0,1A	85,8 \pm 5,2A	586 \pm 42A

Médias seguidas pela mesma letra na mesma coluna não diferem entre os tratamentos.

A aceitação de alimento fornecido em bandejas foi observada para camarões marinhos (COOK e CLIFFORD, 1997 e 1998; SALAME, 1993; MARTINEZ-CORDOVA et al., 1998; NUNES, 2003), diferindo dos resultados obtidos no presente trabalho. Na maioria das vezes que a bandeja era retirada do viveiro, observava-se que o alimento praticamente não havia sido consumido. Mesmo não consumindo o alimento nas bandejas, os camarões deste tratamento apresentaram crescimento parecido aos que foram alimentados com dieta fornecida a lanço, obtendo-se peso médio final semelhante. Isto se deve, provavelmente, à elevada mortalidade dos camarões alimentados por meio de bandejas, que resultou em diminuição da densidade de animais dentro do viveiro. A elevada taxa de renovação de água pode ter reduzido a produção de alimento natural, no entanto, não foi realizada análise dos bentos verificando esta hipótese. Apesar disso, o canibalismo e a presença de alimento natural devem ter sido suficientes para a alimentação dos camarões sobreviventes.

A produtividade obtida no tratamento em que se utilizou bandejas foi baixa, devido à elevada mortalidade. De acordo com VALENTI (1996), PINHEIRO e HEBLING (1998), ISMAEL e NEW (2000), a insuficiência de alimento pode desencadear comportamento agressivo e canibalismo entre os camarões de água doce. A agressividade e a ocorrência de canibalismo são características de camarões do gênero *Macrobrachium* (PEEBLES, 1977 e 1979; VALENTI, 1985). O comportamento territorial observado em *M. rosenbergii* (PEEBLES, 1977 e 1979) deve ocorrer também no camarão-da-amazônia. Assim, a concentração do alimento em uma bandeja/75 m² deve ter sido a responsável pelo aumento do comportamento agonístico. Provavelmente, o comportamento agonístico foi responsável pela baixa sobrevivência dos camarões desse tratamento.

Além de restringir o alimento a poucos animais, o uso de bandejas de alimentação reduz a formação de detritos. Estes são responsáveis pela alimentação dos bentos e por parte da alimentação dos camarões (VALENTI, 1998). Segundo VALENTI (1996 e 1998), os organismos bentônicos desempenham função importante nos processos de decomposição da matéria orgânica e como fonte de nutrientes indispensáveis ao bom desenvolvimento dos camarões. De acordo com ZIMMERMANN (1998b), na maioria dos cultivos semi-intensivos de camarões

de água doce a dieta artificial é responsável por menos da metade da alimentação do camarão. O restante é fornecido pelos organismos bentônicos e pelos detritos do fundo. Portanto, o uso de bandejas pode ter reduzido a disponibilidade de alimento autóctone para os camarões.

De acordo com NUNES (2003), o número de bandejas utilizadas na criação de camarões marinhos deve ser de uma bandeja/ha para cada 10.000 camarões/ha. Segundo COOK e CLIFFORD (1998), no período de engorda de camarões marinhos devem ser utilizadas 25 bandejas/ha. O Centro de Tecnologia em Aqüicultura e Meio Ambiente (CTA) recomenda a utilização de 100 a 150 bandejas/ha na criação de *M. rosenbergii* (comunicação pessoal). No entanto, para viveiros pequenos, menores que 500 m², talvez essa quantidade seja insuficiente para atender todos os animais.

Os resultados obtidos neste trabalho sugerem que, devido ao comportamento territorial e agressivo, a espécie *Macrobrachium amazonicum* necessita de maior número de bandejas por área.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ASSAD, L.T. e BURSZTYN, M. 2000 Aqüicultura sustentável. In: Valenti, W. C.; Poli, C. R.; Pereira, J. A.; Borghetti, J. R. (Ed.). *Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável*. Brasília, MCT/CNPq. p.33-72.
- BOYD, C.E. 1984 Water quality in warmwater fish ponds. Auburn University, Auburn. 359p.
- BOYD, C. e ZIMMERMANN, S. 2000 Grow-out system - water quality and soil management. In: New, M. B.; Valenti, W. C. (Ed.). *Freshwater prawn culture: the farming of *Macrobrachium rosenbergii**. Oxford: Blackwell Science, p.221-238.
- Centro de Tecnologia em Aqüicultura e Meio Ambiente (CTA). Rua Tereza Zanoni Caser, 385 Pontal de Camburi - Vitória / ES - CEP: 29.062-070 fone: ++ 55 27 3345-4222 (comunicação pessoal em 30/08/2007).
- COOK, H.L.; Clifford, H.C. 1997 Feed management for semi-intensive shrimp culture: part 2. *Aquaculture Magazine*, p.37-42.
- COOK, H.L. e CLIFFORD, H.C. 1989 Feed management for semi-intensive shrimp culture. *Aquaculture Magazine*, p.30-37.

- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations). 2007 FIGIS online – Fisheries Statistics – Aquaculture. Disponível em: <http://www.fao.org>. Acesso em: 30 ago. 07.
- ISMAEL, D.; NEW, M.B. BIOLOGY. IN: NEW, M.B.; VALENTI, W.C. (Ed.). 2000 *Freshwater prawn culture: the farming of Macrobrachium rosenbergii*. Oxford: Blackwell Science. p.18-40.
- MARTINEZ-CORDOVA, L.R. 1998 Evaluation of three feeding strategies on the culture of white shrimp *Penaeus vannamei* Boone 1931 in low water exchange ponds. *Aquacultural Engineering*, Barking. 17:21-28.
- MORAES-RIODADES, P.M.C.; VALENTI W.C. 1999 Carcinicultura de água doce como promotora de desenvolvimento sustentável na Amazônia. In: ENCONTRO DE BIÓLOGOS DO CRB-1, 1999, São Carlos. **Resumos...** São Carlos: CRBio, V.10, p.160.
- NUNES, A.J.P. 2003 Bandejas de alimentação na engorda de camarão marinho. *Panorama da Aqüicultura*, p. 39-47.
- PEEBLES, J.B. 1977 A rapid technique for molt staging in live *Macrobrachium rosenbergii*. *Aquaculture*, Amsterdam, 12:173-180.
- PEEBLES, J.B. 1979 Molting, movement and dispersion in the freshwater prawn *Macrobrachium rosenbergii*. *J. Fish. Res. Board Can*, Canadá, 36, p.1080-1088.
- PINHEIRO, M.A.A e HEBLING, N.J. 1998 Biologia de *Macrobrachium rosenbergii*. In: Valenti, W.C (Ed.). *Carcinicultura de Água Doce: tecnologia para produção de camarões*. Brasília: IBAMA, 1998. p.21-46.
- RHODES, R.J. 2000 Economics and Business Management. In: New, M. B.; Valenti, W. C. (ED.). *Freshwater prawn culture: the farming of Macrobrachium rosenbergii*. Oxford: Blackwell Science. p. 369-392.
- SALAME, M. 1993 Feeding trays in penaeid shrimp ponds. *Aquaculture Magazine*, p.59-63.
- SOLORZANO, L. 1969 Determination of ammonia in natural waters by the phenylhypochlorite method. *Limnology and Oceanography*, 14: 799-801.
- TAVARES, L. H. S. 1994 *Limnologia aplicada à aqüicultura*. Jaboticabal: FUNEP. *Boletim técnico* (1).
- VALENTI, W. C. 1985 *Cultivo de camarões de água doce*. São Paulo: Nobel, 1985. 82 p.
- VALENTI, W. C. 1996 *Criação de camarões em águas interiores*. Jaboticabal: FUNEP. 81p.
- VALENTI, W. C. 1998 Sistema de produção na fase de crescimento final. In: Valenti, W. C. (Ed.). *Carcinicultura de água doce: tecnologia para produção de camarões*. Brasília, IBAMA. p.165-178.
- VALENTI, W.C. 2002 Situação atual, perspectivas e novas tecnologias para produção de camarões de água doce. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE AQUICULTURA, 12; Goiânia, *Anais*. SIMBRAQ. p 99-106.
- VINATEA-ARANA, L. 1999 *Aqüicultura e desenvolvimento sustentável: subsídios para formulação de políticas de desenvolvimento da aqüicultura brasileira*. Florianópolis: Editora da UFSC. 310p.
- ZIMMERMANN, S. 1998a Manejo na fase de crescimento final. In: Valenti, W. C. (Ed.). *Carcinicultura de água doce: tecnologia para produção de camarões*. Brasília: IBAMA. p.191-216.
- ZIMMERMANN, S. 1998b Manejo de alimentos e da alimentação dos camarões. In: Valenti, W. C. (Ed.). *Carcinicultura de água doce: tecnologia para produção de camarões*. Brasília: IBAMA. p.239-268.
- B. Inst. Pesca*, São Paulo, 34(1): 125 - 130, 2008

METODOLOGIA DE AMOSTRAGEM DE SOLO PARA A DETERMINAÇÃO DO POTENCIAL REDOX EM VIVEIROS DE CULTIVO DE ÁGUA DOCE E SALGADA

Mauricio LEHMANN¹ e Luis VINATEA²

RESUMO

Pouco se conhece a respeito do comportamento do potencial redox em viveiros de cultivo e de sua relação com a produção. O uso deste recurso pode ser útil no manejo de viveiros para evitar a produção de substâncias reduzidas e potencialmente tóxicas. A dificuldade de se obter uma amostra que permita uma leitura do valor do potencial redox dentro do horizonte desejado é um obstáculo à obtenção deste conhecimento. Este trabalho propõe uma metodologia que utiliza um coletor de amostras voltado para as necessidades deste tipo de trabalho. O equipamento foi elaborado com materiais disponíveis, de fácil construção e passível de ser operado por uma única pessoa. O método permite a visualização da amostra para a introdução do eletrodo ORP no horizonte desejado. O trabalho foi realizado em duas fazendas, uma de cultivo de catfish e outra de camarões marinhos. Observou-se o comportamento do potencial redox do solo por um período de 50 dias onde os viveiros foram amostrados em doze regiões diferentes. Verificou-se que o comportamento nos dois viveiros foi diferente e que o manejo diferenciado pode ter influência sobre o comportamento dos valores do potencial redox. Os valores de redox no viveiro de catfish comportaram-se de maneira estável, porém, negativa. Já no viveiro de camarões houve uma forte baixa nos valores, tendendo a estabilização após o vigésimo dia de observação.

Palavras Chave: Eletronegatividade de solos, *Ictalurus punctatus*, *Litopenaeus vanamei*, viveiros de cultivo

REDOX POTENTIAL IN FRESHWATER AND SEAWATER CULTURE PONDS: DETERMINATION METHODOLOGY AND BEHAVIOR

ABSTRACT

Little is known about the behavior of oxidation-reduction potential in aquaculture ponds and its relation with yields. Such information may be useful in managing ponds by avoiding the production of reduced and potentially toxic substances. Difficulty in collecting a sample that allows the reading of the redox potential value within the desired range is a constraint. This study proposes a methodology that uses a sample collector adjusted to the needs of this type of work. The device was built with available materials, it is easy to build and it can be operated by a single person. The method allows the viewing of the sample for the introduction of the electrode in the desired range. The study was carried out in two properties in Santa Catarina state: a pond in a catfish farm and another in a marine shrimp farm. Redox potential behavior was observed for 50 days during a production cycle, when ponds were sampled in twelve sites. In both ponds redox potentials presented different behavior and distinct management may have influenced it. In the catfish pond redox potential was stable although negative, whereas in the shrimp pond values were very low and tended to stabilize after 20 days of observation.

Key words: Soils electro negativity, *Ictalurus punctatus*, *Litopenaeus vannamei*, pond culture

Nota Científica: Recebido em: 03/05/2006; Aprovado em 01/06/2007

¹ Colégio Agrícola Carlos Gomes de Oliveira (CASGO), Universidade Federal de Santa Catarina, Araquari, SC.
E-mail: lehmann@brturbo.com.br

² Laboratório de Camarões Marinhos, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC.
E-mail: vinatea@mbox1.ufsc.br

INTRODUÇÃO

A produção aquícola abriga em seus viveiros uma concentração de matéria orgânica muito maior do que aquela encontrada em ambientes naturais, atribuída à maior concentração de animais, ao aporte de ração, adubação e acumulação de fezes (ABRAHAM *et al.*, 2004). A ração fornecida é, de fato, a maior fonte de matéria orgânica, haja vista que a média de retenção de nutrientes em peixes e camarões é de 13% para o carbono, 29% para o nitrogênio e 16% para o fósforo; assim, as condições do fundo do viveiro mudam com o tempo, devido ao alto consumo de oxigênio e ao desenvolvimento de condições reduzidas (BOYD, 1995; PETERSON, 1999; AVNIMELECH e RITVO, 2003).

Durante a engorda de animais aquáticos o acúmulo excessivo de nutrientes e resíduos no fundo do viveiro podem resultar em deterioração do sistema (LEMONNIER *et al.*, 2004), um potencial problema para o ambiente e para os próprios animais. AVNIMELECH *et al.* (2004) afirma que a sustentabilidade de um viveiro se deve a sua capacidade de metabolizar a carga orgânica antes que atinja o ponto de deterioração, quando surgem os produtos reduzidos que podem afetar o desenvolvimento e crescimento de camarões e peixes. Em um viveiro com 10 a 100kg de biomassa por m², o aporte de alimento varia de 200 a 3000 g/m²/dia (AVNIMELECH *et al.*, 1995). O fluxo de alimento no viveiro é muito superior a capacidade fotossintética que, segundo Wetzel é, no máximo, 10 g C/m²/dia (apud AVNIMELECH *et al.*, 1995).

A degradação da matéria orgânica pode se dar por duas vias, aeróbia e anaeróbia. A via aeróbia usa o oxigênio como elemento oxidante, receptor de elétrons. Um exemplo da utilização do oxigênio para a degradação de elementos tóxicos é a oxidação da amônia e do nitrito por bactérias nitrificantes (ABRAHAM *et al.*, 2004). A via anaeróbia, que pode se iniciar ainda na presença do oxigênio (BOYD, 1995), utiliza outros receptores de elétrons (NO₃⁻, SO₄⁻, CO₂⁻, etc.), para mediar a decomposição da matéria orgânica (AVNIMELECH e RITVO, 2003). Esta via de decomposição produz substâncias reduzidas, potencialmente tóxicas, deletérias a saúde dos animais e conseqüentemente prejudiciais à produção.

Grandes mortalidades em peixes já foram atribuídas a substâncias geradas em condições anaeróbias. O ácido sulfídrico, um dos possíveis

produtos, pode causar mortalidades em peixes mesmo em concentrações baixas, semelhantes às aquelas freqüentemente encontradas em ambientes naturais (LAHAV *et al.*, 2004). As reações de oxidação e redução dos derivados do enxofre são processos importantes para a qualidade da água (SUPLEE e COTNER, 1996). Os produtos tóxicos originados de reações anaeróbicas geram estresse em camarões e levam estes animais a ter redução de sua vitalidade e perda da resistência a doenças (CHIEN, 1989; RITVO *et al.* 1998; LEMONNIER *et al.*, 2004).

Estudos para avaliar a distribuição de camarões em viveiros, com o uso de armadilhas, indicaram que regiões com maior presença de material reduzido teve uma menor captura de animais com a ocorrência de mortes dentro destas armadilhas (DELGADO *et al.*, 2003). O sedimento dos viveiros de criação tem a espessura proporcional ao tempo de uso. Viveiros com 21 anos de uso contínuo apresentam cerca de 95 cm de sedimento (STEEBY *et al.*, 2004). A camada mais superficial do sedimento abriga as reações de oxido redução, onde a concentração de nutrientes em um centímetro é dez ou mais vezes superior a um metro de coluna de água (AVNIMELECH e RITVO, 2003). Esta situação é propícia para um grande crescimento bacteriano (ABRAHAM *et al.*, 2004).

As reações de oxido redução ocorrem quando acontecem trocas de elétrons entre moléculas. As substâncias que estão recebendo elétrons são chamadas de oxidantes e estão se reduzindo. Já as substâncias que doam elétrons chamam-se redutoras e estão se oxidando. Estas reações geram uma carga elétrica no meio chamada de potencial redox, que indica a proporção entre substâncias oxidadas e reduzidas (VINATEA, 2004). O potencial redox é determinado pela carga elétrica, em milivolts, que o meio apresenta. No fundo do viveiro, na interface solo água, em uma camada superficial com menos de um centímetro de espessura que, segundo Mortimer, (apud BOYD, 1995), ocorrem as reações de oxido redução. Solos aerados apresentam potenciais redox que variam de 400 a 700 mV, porém, solos com sedimento em situação de anaerobiose apresentam valores bastante baixos de -250 a -300 mV (CHIEN, 1989).

As técnicas de produção animal levam à alteração de um ambiente, na intenção de se obter um desempenho zootécnico tão eficiente quanto possível. Nesta situação, índices como oxigênio dissolvido, pH e amônia total são empregados rotineiramente

na avaliação da qualidade da água. A influência das substâncias originadas do fundo do viveiro sobre a qualidade da água é bem conhecida, contudo, pouco se conhece sobre a relação entre a qualidade do fundo e a produção do viveiro (BOYD, 1995). As reações de oxidação do fundo do viveiro geram alterações no potencial redox cujo conhecimento poderá trazer um novo enfoque nos processos que ali ocorrem, ajudando a melhorar o manejo nos viveiros de cultivo. Assim como se faz ao avaliar acidez do solo para se estabelecer à dose de carbonatos, é necessário um método para o controle de solos com baixo potencial redox (AVNIMELECH *et al.*, 2004).

O potencial redox poderá se tornar um instrumento útil na elucidação da relação entre o fundo do viveiro e a produção. Pouco se conhece a respeito do potencial redox em viveiros de cultivo durante um ciclo de produção; as publicações que tratam deste assunto são escassas ou antigas, remontando a década de cinqüenta. BOYD (1995) enumera problemas em se utilizar o potencial redox como indicador da condição do solo para manejo do viveiro, devido principalmente à dificuldade de leitura na profundidade correta do solo e à contaminação da amostra com oxigênio no momento de se retirar às amostras de solo do fundo.

O presente trabalho buscou estabelecer uma metodologia adequada para se determinar o potencial redox do fundo dos viveiros e, igualmente, acompanhar o comportamento deste parâmetro num viveiro de piscicultura de água doce e outro de carcinicultura marinha, a fim de contribuir com o entendimento deste importante parâmetro.

MATERIAL E MÉTODOS

As coletas de amostras foram realizadas em um período de 50 dias, compreendido entre 20 de julho e 10 de setembro de 2004, em duas propriedades na região norte do estado de Santa Catarina, localizadas nos municípios de Garuva e Barra do Sul. As propriedades foram escolhidas por terem acompanhamento técnico, apresentarem manejo definido e por facilitar a logística do trabalho.

A fazenda Mina Velha, de propriedade da empresa Bluefish de Blumenau, Santa Catarina, realiza todo o ciclo de produção do catfish americano, *Ictalurus punctatus*, está localizada no município de Garuva (26° 02' 21" S e 48° 44' 51" O). A fazenda experimental Yakult de propriedade da Universidade Federal de Santa Catarina, produtora de camarão branco do pacífico *Litopenaeus vanamei*, está localizada no

município de Barra do Sul, litoral norte (26° 32' 26" S e 48° 39' 11" O).

O viveiro de água doce, da empresa Bluefish, com 6.200 m² de área (70 por 88 m), apresentava profundidades de 1 a 1,6 m. Desde sua construção em 2000 o viveiro vem sendo utilizado em uma seqüência de cultivos, sem nenhum intervalo seco. Foi povoado para engorda em dezembro de 2002 com 14.000 alevinos de aproximadamente 10 g. A alimentação dos animais era feita a lanço, com ração extrusada de baixa densidade, especialmente desenvolvida para esta espécie pela Nicoluzzi Rações, com 28% de proteína. Os animais desta espécie apresentam um desenvolvimento sem uniformidade, sendo indicada a biometria mensal para avaliação do peso médio. Com aproximadamente 5 meses em regime de engorda é indicado o procedimento de seleção de animais por peso e conseqüente despesca parcial.

O viveiro de água salgada, da Fazenda Experimental Yakult, com área de 4.111 m² (50 por 82 m), com profundidades variando de 0,8 a 1 m, foi inundado por volta do dia 20 de março sendo povoado em 6 de abril de 2004 com 1.500.000 pós-larvas recebendo, em média, 6% de seu peso vivo em ração peletizada com 35% de proteína, fornecida em bandejas duas vezes ao dia. A alimentação era regulada segundo o controle do tratador sobre o consumo nas bandejas.

Os viveiros de onde foram obtidas as amostras foram divididos em 12 áreas. Cada uma delas recebeu um número que também era atribuída à amostra. A coleta teve sua metodologia baseada nas informações de AVNIMELECH (1999), mantendo-se a integridade das camadas depositadas sobre o fundo do viveiro. A coleta se iniciava com a fixação do tubo de vidro (Figura 1) na extremidade do tubo de borracha. Com o registro fechado o coletor era introduzido verticalmente no viveiro até encontrar o fundo. Cerca de 2 kg de força eram exercidos para que a amostra se fixasse no coletor que em seguida era retirado. Fora da água colocava-se uma rolha de borracha na extremidade inferior do tubo de vidro, era aberto o registro, retirada a amostra que, em seguida, era colocada em uma caixa de isopor com um suporte, de maneira a organizar a seqüência para posterior leitura. Com esta metodologia foi possível realizar a colocação do eletrodo na profundidade de sedimento desejada. A coleta foi feita sempre na mesma ordem seguindo um trajeto em forma de S (BOYD, 1995) (Figuras 2 e 3).

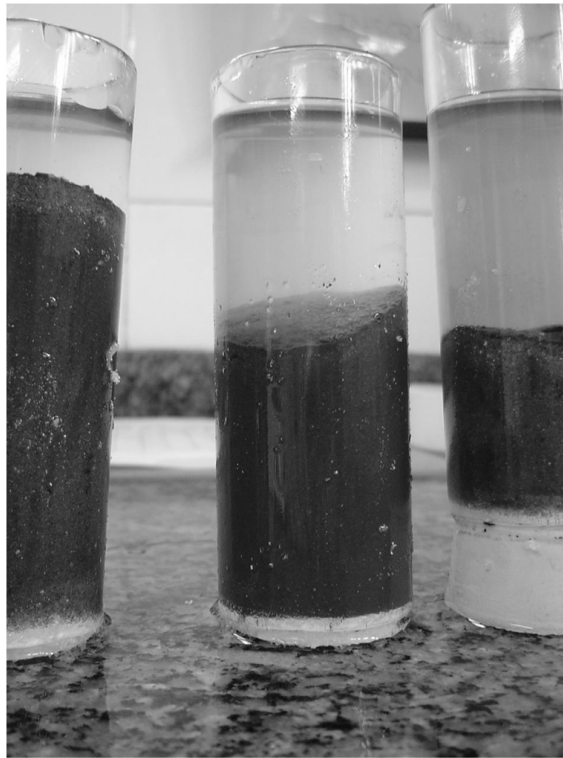


Figura 1. Tubos de vidro com amostras de solo

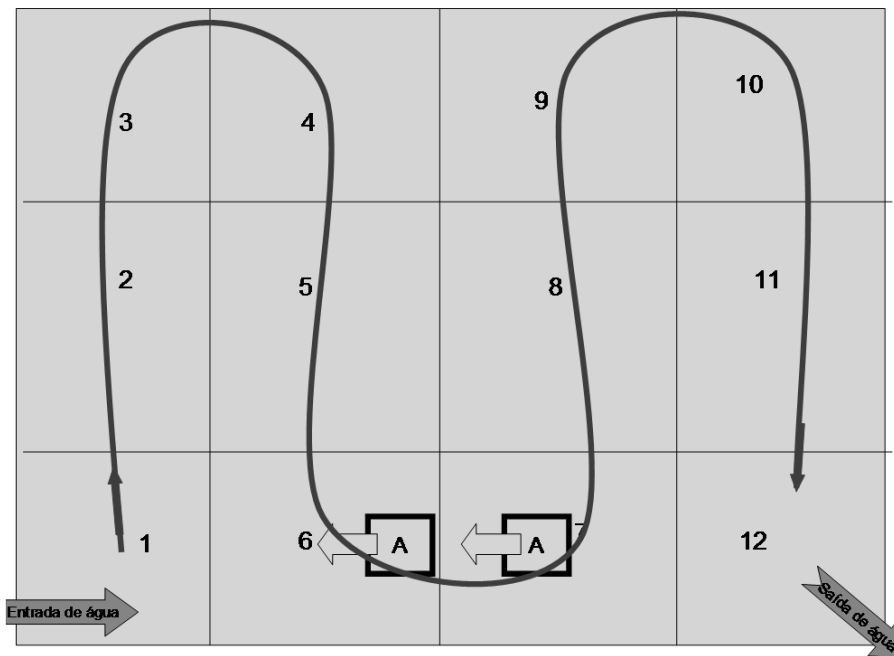


Figura 2. Trajeto de coleta de amostras com as regiões, com a entrada e saída de água indicada por setas; os aeradores são representados por A com a seta para indicar a direção do fluxo de água (Fazenda Yakult, SC)

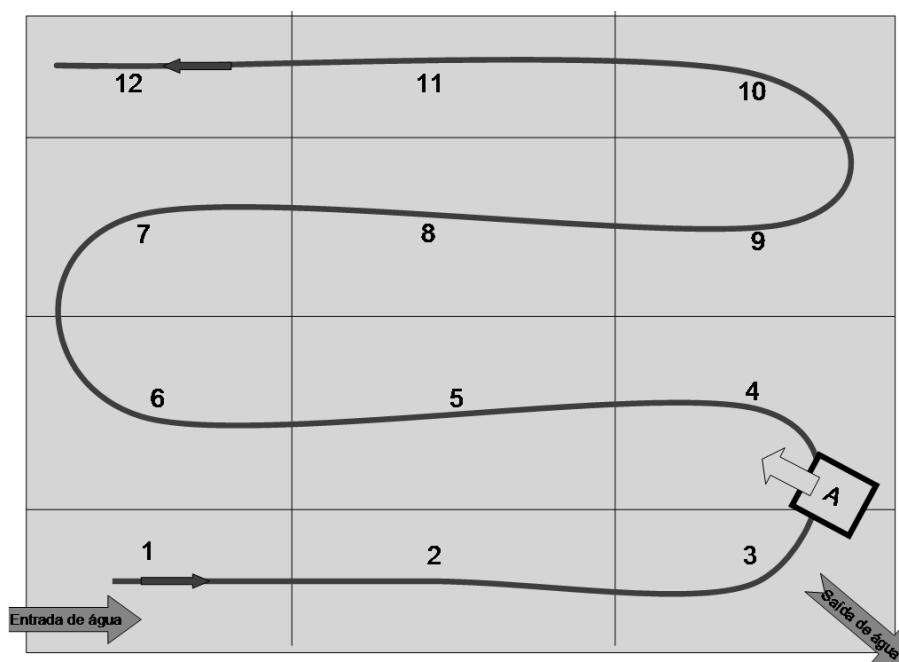


Figura 3. Trajeto de coleta de amostras com as regiões, com a entrada e saída de água indicada por setas; os aeradores são representados por A com a seta para indicar a direção do fluxo de água (Fazenda Mina Velha, SC)

As coletas foram realizadas com o uso de caiaques. Na fazenda de cultivo de camarões foi utilizado um caiaque de trabalho, utilizado para alimentação, que é amplo com disponibilidade de espaço para a caixa de coletas e coletor. Na fazenda de catfish foi usado um caiaque esportivo com uma mesa removível adaptada, sobre a qual era colocada a caixa para amostras. Um suporte lateral foi criado para suportar o coletor de amostras. O uso do caiaque evitou o revolvimento do fundo do viveiro e conseqüentemente alteração do perfil do solo. O coletor de amostras foi elaborado em tubos de PVC com diâmetro de uma polegada (Figura 4), com 1,6 m de comprimento, profundidade máxima dos viveiros, com a extremidade superior em forma de "T" com a finalidade de facilitar o seu manejo. Na extremidade oposta foram instaladas uma válvula unidirecional, de uso na construção civil, e uma conexão em Y, junção de 45°, que porta em uma de suas extremidades um tubo em borracha na qual se encaixa o tubo de vidro para abrigar a amostra. Na outra extremidade do Y foi colocado um registro de esfera, para aliviar a pressão e permitir a retirada da amostra. O tubo que abrigava a amostra foi elaborado em vidro com um diâmetro externo de 62 mm, parede de 2 mm e comprimento de 15 cm, as bordas foram queimadas para se obter maior resistência. Rolhas de borracha foram utilizadas para fechar a parte inferior do tubo no momento de retirá-lo do coletor

para evitar a queda da amostra.

As leituras do potencial redox das amostras foram realizadas em um intervalo máximo de quinze minutos após as coletas. Para avaliação do potencial redox foi utilizado um medidor polarográfico modelo F1005, com uma sonda de eletrodo de pino modelo ORP897 (Instrutherm, São Paulo). Antes de cada leitura, o eletrodo era mantido em contato com o ar atmosférico, sendo que, quando o potencial redox atingia +700 mV, o eletrodo era considerado calibrado.

O tubo de vidro portando a amostra era colocado em uma superfície plana de maneira a ficar em repouso. O eletrodo era introduzido verticalmente na parte central do tubo até penetrar 8 mm do solo da amostra coletada. A leitura se realizava após cerca de 3 minutos quando o valor, em décimo de mV (0,1 mV), se estabilizava por no mínimo 10 segundos. Antes de cada amostra o eletrodo era lavado com água destilada até que, visualmente, os resíduos da amostra anterior fossem completamente removidos.

A análise estatística foi feita comparando-se as medias entre os pontos de coleta e as médias de cada um dos dias pelo teste de t-student ao nível de 5% de significância. A curva que representa os valores do potencial redox ao longo do tempo em ambas as fazendas foi melhor representada por uma equação binomial quadrática.

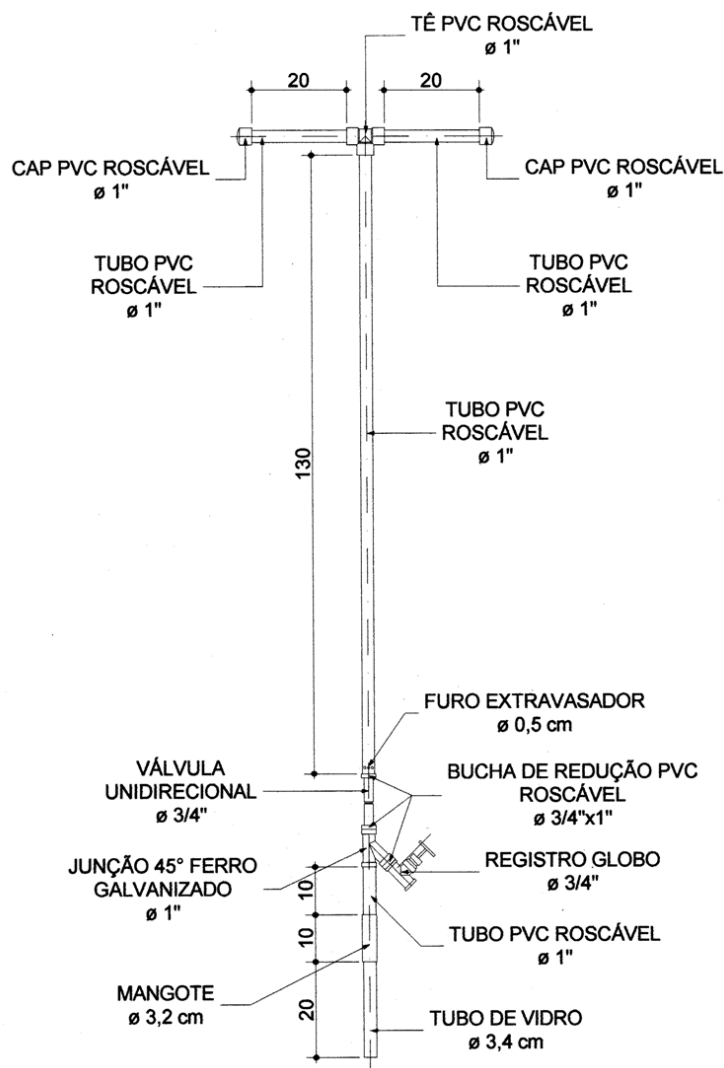


Figura 4. Detalhes construtivos do extrator de amostras de solo

RESULTADOS

O coletor de amostras mostrou-se eficiente, com um manuseio fácil e bastante resistente. O equipamento obteve amostras do solo que mantiveram o perfil e evitou o contato com o ar. O tubo coletor em vidro permitiu a inserção do eletrodo no nível desejado e ainda uma avaliação visual da amostra.

Os valores obtidos a partir das amostras do viveiro de água doce, na fazenda Mina Velha, oscilaram entre -247 mV e 25 mV (Tabela 1), permanecendo as médias sempre negativas. Os resultados são semelhantes aos encontrados por Patrick e Mahapatra (Apud, CHIEN, 1989), com valores mínimos de até -300mv. Os valores de potencial redox não apresentaram nenhum tipo de regionalização, pela ausência de diferenças significativas entre as leituras de cada um dos pontos de coleta. As medias dos valores de redox entre os dias de coleta não apresentaram diferença significativas

em nível de 5% de significância. Os valores obtidos no viveiro de catfish não puderam ser descritos por uma equação de segundo grau, apresentando um R^2 não significativo ($P > 0,05$) (Figura 5).

Os valores de redox obtidos na fazenda Yakult (Tabela 2) oscilaram entre -24,3 e -272,5 mV. Os resultados não apresentaram diferença significativa entre as doze regiões amostradas, porém houve diferença entre as médias dos dias de coleta. Uma equação de segundo grau se ajustou aos dados, com um R^2 de 0,96 ($P < 0,01$).

Distribuindo-se as médias dos dados obtidos na fazenda Yakult, pelo tempo, em um gráfico (Figura 6), nota-se que a media dos valores de potencial redox apresentam-se sempre negativos, com um intenso declínio até por volta do vigésimo dia de observação, quando a curva tende a uma estabilização.

Tabela 1. Valores de potencial redox (mV) obtidos na fazenda de catfish

Pontos de coleta de amostra n°	20/jul	21/jul	3/ago	9/ago	12/ago	13/ago	6/set	8/set	10/set
1	-160	-152	-194	-216	-227	-192	-192	-52	-166
2	-177	-104	-222	-160	-104	-175	-222	-206	-207
3	-129	-66	-173	-172	-217	25	-185	-172	-188
4	-133	-164	-184	-158	-217	-203	-150	-146	-159
5	-110	-163	-14	-117	-171	-89	-170	-106	-163
6	-190	-142	-196	-220	-181	-174	-166	-168	-176
7	-214	-150	-191	-216	-202	-203	-186	-206	-136
8	-202	-146	-177	-214	-87	-61	-215	-229	-204
9	-231	-85	-208	-192	-83	-229	-200	-217	-111
10	-247	-101	-70	-244	-167	-174	-188	-166	-202
11		-206	-220	-190	-224	-203	-222	-216	-218
12	-217	-233	-219	-221	-214	-209	-196	-172	-211

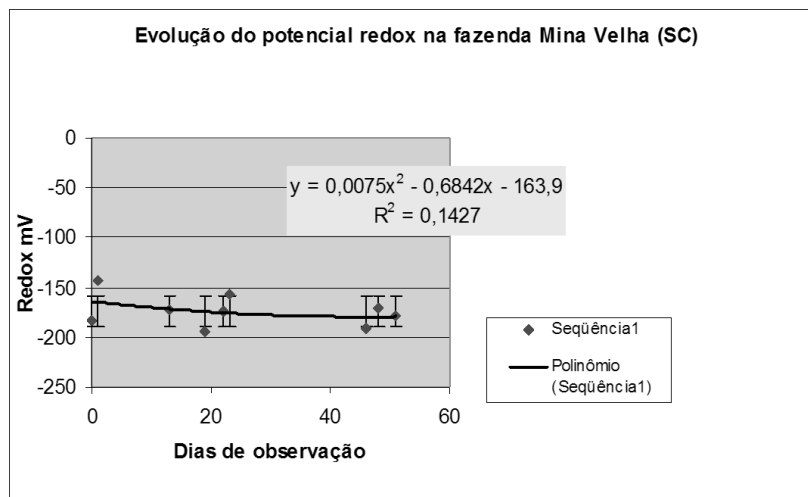
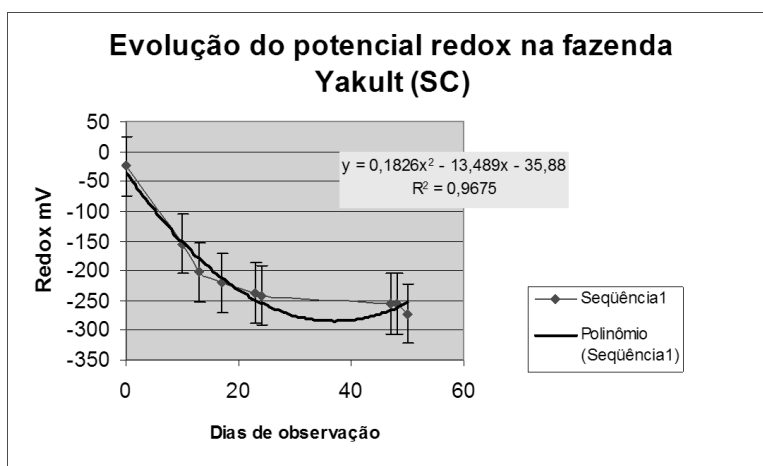


Figura 5. Comportamento dos valores do potencial redox do solo num viveiro de cultivo de catfish (Fazenda Mina Velha, SC)

Tabela 2. Valores do potencial redox em mV obtidos fazenda de camarões marinhos

Ponto de coleta n°	20/jul	30/jul	2/ago	6/ago	12/ago	13/ago	6/set	8/set	10/set
1	45	-111	-217	-213	-241	-264	-241	-217	-285
2	-7	-193	-131	-196	-227	-243	-292	-265	-316
3	-70	-175	-192	-213	-185	-235	-260	-89	-246
4	2	-107	-206	-201	-260	-242	-258	-255	-247
5	-27	-165	-215	-236	-318	-254	-276	-306	-274
6	37	-224	-107	-247	-185	-239	-247	-280	-249
7	-51	-123	-212	-261	-216	-260	-261	-252	-273
8	-94	-164	-280	-213	-212	-235	-248	-255	-251
9	34	-98	-218	-227	-307	-216	-286	-282	-276
10	-59	-75	-259	-265	-248	-252	-162	-290	-293
11	-32	-205	-169	-166	-245	-254	-277	-296	-288
12	-70	-228	-233	-216	-210	-212	-259	-285	-

Figura 6. Evolução temporal do potencial redox do solo num viveiro de cultivo de camarões (Fazenda Yakult, SC)



DISCUSSÃO

O desempenho do coletor de amostras desenvolvido para este experimento supriu as necessidades para a qualidade da amostra, custos de construção e operacionalização. Sua construção levou em consideração equipamentos como o extrator de amostras de perfil de solo apresentado por BOYD (1995), o tubo coletor de amostras utilizado por STEEBY *et al.* (2004) e MEIJER e AVNIMELECH (1999). A aplicação deste equipamento se presta na obtenção de amostras onde a integridade do horizonte do solo amostrado é necessária. Apresentou ainda a qualidade de permitir a visualização do material amostrado ainda não perturbado.

Os viveiros de cultivo estudados demonstraram um comportamento diferente em relação ao potencial redox. O uso de aeradores de pás, rotineiramente utilizados em ambas as situações, não exerceram influência em relação à regionalização dos valores de redox em nenhum dos dois viveiros, que pode ser justificado pelas afirmações de DELGADO *et al.* (2003) que a ação de aeradores na formação de correntes e na deposição de materiais no fundo do viveiro apresentam muitas variáveis, em relação à área do viveiro e características dos aeradores, ou seja, sua ação não é sempre efetiva ou igual.

Os resultados obtidos no viveiro de catfish podem indicar uma estabilização no estado de degradação da matéria orgânica. Apesar de valores negativos, estes parecem não comprometer a produção. Segundo THUNJAI (comunicação pessoal) viveiros para a produção de tilápias, na Tailândia, com mais de 30 anos continuam produzindo sem problemas. O autor que em seu trabalho compara o estado de degradação da matéria orgânica em tanques de até

39 anos, relata que o comportamento da tilápia ao fazer seu ninho revolve o fundo e ressuspensa o material depositado, o que pode contribuir para a estabilidade da degradação da matéria orgânica. Apesar do viveiro estudado abrigar catfish, eventos ligados ao manejo, como a passagem de redes, podem ter realizado a tarefa de revolver o fundo.

Por outro lado os resultados obtidos no viveiro de camarão marinho indicam uma queda nos valores de redox ao longo do período de observação (cinquenta dias) dentro do período de cultivo. Os valores de redox que iniciam positivos em alguns pontos, indicando um meio oxidado, evoluem para uma situação reduzida. Este comportamento dos valores de redox pode ser explicado pelo manejo aplicado a este viveiro antes de cada período de produção. A secagem e revolvimento do fundo do viveiro, entre dois períodos de criação são benéficos para diminuir a concentração de matéria orgânica e melhorar as condições de aerobiose do solo do viveiro para os próximos lotes, além de diminuir a razão de liberação do fósforo presente no fosfato de ferro, que leva a um potencial redox mais baixo (SEO e BOYD, 2001). Ao iniciar novo ciclo de produção, o viveiro, já inundado, passou a receber material com potencial para se reduzir, sob a forma de matéria orgânica, originado da ração, fezes e restos de animais. GUO (*apud* AVNIMELECH e RITVO, 2003) afirma que o sedimento em viveiros de camarão é altamente reduzido e a penetração do oxigênio a partir da água é muito lenta e, conseqüentemente, ineficiente.

Apesar da curva apresentar uma tendência à estabilização a partir do 20º dia de observação, no caso dos camarões marinhos, os valores médios de potencial redox indicam a possibilidade da presença

de varias substâncias potencialmente tóxicas, como o ácido sulfídrico, identificado em várias amostras pelo seu odor característico. A constatação do cheiro de ácido sulfídrico, feita em ambos os viveiros, foi mais freqüente no viveiro de água salgada, fato justificado pela maior concentração de sulfatos, três vezes mais concentrado que os íons de Na⁺ e Cl⁻, com uma concentração média de 2700 mg/l (AVNIMELECH e RITVO, 2003; RITVO *et al.*, 2004). O valor encontrado para R² (0,96), na regressão feita com os dados obtidos na fazenda Yakult, parece indicar que seria possível prever os valores do potencial redox.

O potencial redox, como sugere CHIEN (1989), pode ser um instrumento útil na aqüicultura. Observações de campo, citadas por AVNIMELECH e RITVO (2003), relatam que o surgimento de doenças pode estar relacionada aos reduzidos. O acúmulo de substâncias tóxicas de origem anaeróbica do sedimento podem levar a um estresse e uma queda da imunidade (AVNIMELECH e RITVO, 2003). A completa compreensão da ecologia que envolve os microorganismos do viveiro é necessária para a implementação de um manejo e da otimização da produção (ABRAHAM *et al.*, 2004). O conhecimento do perfil do potencial redox no sedimento pode auxiliar na elucidação de perguntas a respeito de bem estar e na alteração da imunidade de animais de hábito bentônico, se tornando um novo parâmetro de bem estar animal.

Os resultados deste trabalho permitem concluir que o manejo do viveiro parece influenciar o comportamento do potencial redox do solo e que a metodologia de coleta de sedimento e medição do potencial redox, aqui descritas, mostraram-se eficientes.

AGRADECIMENTOS

A equipe da fazenda Experimental Yakult (LCM, UFSC), que sempre auxiliou na execução do experimento. A empresa Bluefish, pela colaboração e por permitir a utilização de suas dependências. A empresa Bernauer Aquacultura Ltda., que cedeu os equipamentos necessários à realização do trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAHAM, T. J., GHOSH, S., NAGESH, T., SASMAL D. 2004 Distribution of bacteria involved in nitrogen and sulfur cycles in shrimp culture systems of West Bengal, India. *Aquaculture*, 239: 275 - 288.
- AVNIMELECH, Y., MOZES, N., DIAB, S., KOCHBA, M. 1995 Rates of organic carbon and nitrogen

degradation in intensive fish ponds. *Aquaculture*, 134: 211 - 216.

- AVNIMELECH, Y. 1999 On the use of micro-electrodes in fish pond sediments *Aquacultural Engineering*, 21(2): 71-83.
- AVNIMELECH, Y. e RITVO, G. 2003 Shrimp and fish pond soils: processes and management. *Aquaculture*, 220: 549 - 567
- AVNIMELECH, Y, RITVO, G., KOCHVA, M. 2004 Evaluating the active redox and organic fractions in pond bottom soils: EOM, easily oxidized material. *Aquaculture*, 233: 283 - 292.
- BOYD, C. E. 1995 Bottom soils, sediment, and pond aquaculture. Chapman and Hall, New York 348 p.
- CHIEN, Y. 1989 The management of sediment in prawn ponds. In: *Anais do III Simpósio Brasileiro sobre Cultivo de Camarão*. João Pessoa. v.1. p. 219-243.
- DELGADO, P.C., AVNIMELECH, Y., MCNEIL, R., BRATVOLD, D., BROWDY, C. L., SANDIFER, P. 2003 Physical, chemical and biological characteristics of distinctive regions in paddlewheel aerated shrimp ponds. *Aquaculture*, 217: 235 - 248.
- LAHAV, O., RITVO, G., SLIJPER, I., HEARNE, G., COCHVA, M. 2004 The potential of using iron-oxide-rich soils for minimizing the detrimental effects of H₂S in freshwater aquaculture systems. *Aquaculture*, 238: 263 - 281.
- LEMONIER, H., BERNARD, E., BOGLIO, E., GOARANT, C., COCHARD, J. C. 2004 Influence of sediment characteristics on shrimp physiology: pH as principal effect. *Aquaculture*, 240: 297 - 312.
- MEIJER, L. E., AVNIMELECH, Y. 1999 On the use of micro-electrode in fish pond sediments. *Aquacultural Engineering*, 21: 71 - 83.
- PETERSON, E.L. 1999 Benthic shear stress and sediment condition. *Aquacultural Engineering*, 21: 85 - 111.
- RITVO, G., SAMOCHA, T. M., LAWRENCE, A. L., NEILL, W. H. 1998 Growth of *Penaeus vannamei* on soils from various farms, under laboratory conditions. *Aquaculture*, 163: 101 - 110.

- RITVO, G., SHITUMBANUMA, V., DIXON, J. B. 2004 Soil solution sulfide control by two iron-oxide minerals in a submerged microcosm. *Aquaculture*, 239: 217 - 235.
- SEO, J., BOYD, C. E. 2001 Effects of bottom soil management practices on water quality improvement in channel catfish *Ictalurus punctatus* ponds. *Aquacultural Engineering*, 25: 83 - 97.
- STEEBY, J. A., HARGREAVES, J. A., TUCKER, C.S., KINGSBURY, S. 2004 Accumulation, organic carbon and dry matter concentration of sediment in commercial channel catfish ponds. *Aquacultural Engineering*, 30: 115 - 126.
- SUPLEE, M. W., COTNER, J. B. 1996 Temporal changes in oxygen demand and bacterial sulfate reduction in inland shrimp ponds. *Aquaculture*, 145: 141 - 158.
- VINATEA, L. A. 2004 Princípios químicos de qualidade da água em aqüicultura. 2 ed. Editora da Universidade Federal de Santa Catarina : Florianópolis.

EFEITO DO USO DE DIFERENTES QUANTIDADES DE SUBSTRATOS ARTIFICIAIS NA ENGORDA DO CAMARÃO MARINHO *Litopenaeus vannamei* (BOONE, 1931), EM SISTEMA DE CULTIVO SEMI-INTENSIVO

José Antonio DOMINGOS¹ e Luis VINATEA¹

RESUMO

O uso de substratos artificiais, que favorece o desenvolvimento do biofilme ou perifiton, aumenta a produtividade planctônica dos viveiros em um espaço tridimensional, beneficiando diretamente organismos onívoros de hábitos bentônicos, como os camarões, e indiretamente por favorecer níveis mais adequados de qualidade de água ao longo do cultivo. O presente estudo avaliou o efeito do acréscimo de diferentes quantidades de substratos artificiais verticais de alta superfície (0, 15, 30 e 45% sobre a área de fundo) sobre o crescimento, a sobrevivência, a demanda por ração, a produtividade e a conversão alimentar de juvenis de *Litopenaeus vannamei* cultivado em cercados dentro de um viveiro de terra em sistema semi-intensivo. Em relação ao grupo controle, não houve melhora em crescimento nem em conversão alimentar ($P>0,05$), no entanto, independente da quantidade de substratos acrescida, a sobrevivência, a produtividade e a demanda por ração foram cerca de 20% superiores ($P<0,05$). Observou-se um padrão oscilatório e crescente na demanda por ração, provavelmente associada a picos de muda e a estresses ambientais. Mesmo com ampla quantidade de biofilme disponível, a demanda por ração continuou proporcional a biomassa cultivada. Os resultados obtidos sugerem que o limiar do efeito de substratos artificiais testados sobre a produção de *L. vannamei* em sistemas semi-intensivos seja ainda menor que 15% da área de fundo.

Palavras chave: substratos artificiais, cultivo de *Litopenaeus vannamei*, engorda

EFFECT OF DIFFERENT QUANTITIES OF ARTIFICIAL SUBSTRATES ON SHRIMP *Litopenaeus vannamei* (BOONE, 1931) GROW OUT, IN SEMI-INTENSIVE CULTURE SYSTEM

ABSTRACT

The use of artificial substrates, that help the development of biofilm or periphyton, enhances phyto and zoobenthos productivity within ponds in a tri dimensional space. Benthic omnivorous organisms, like shrimp, take advantage of biofilms from nourishment and the maintenance of more adequate levels of water quality parameters. The present study evaluated the effects of increasing amounts of a high surface vertical substrate (0, 15, 30 and 45% of bottom area) over growth, survival, food demand, productivity and feed conversion ratio of *Litopenaeus vannamei* reared in pens (n=3) built into a semi-intensive managed earth pond. Commercial feed was offered 3 times a day through feeding trays for 6 weeks. Growth and feed conversion ratio were not affected by the presence of substrates ($P>0.05$); however, independent from the amount of substrates, survival, demand for food and productivity were about 20% greater than control ($P<0.05$). An oscillatory and increasing pattern on food demand was observed, probably associated to molting peaks and environmental stresses. Even with abundant availability of biofilm, commercial feed remained essential and proportional to cultured biomass. Results suggest that the effect of artificial substrates on *L. vannamei* production in semi-intensive systems can be achieved with a substrate area even less than 15% of the bottom.

Key words: artificial substrates, *Litopenaeus vannamei* culture, grow-out

Nota Científica: Recebida em: 17/05/2006; Aprovada em: 06/08/2007

¹Laboratório de Camarões Marinhos, Departamento de Aqüicultura, Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC, Brasil, 88.040-900. E-mail: vinatea@mbox1.ufsc.br

INTRODUÇÃO

O ciclo de vida de camarões peneídeos compreende sucessivas metamorfoses de estádios larvais planctônicos (náuplio, protozoéia e mysis) até a fase pós-larval. A partir deste último estágio, os camarões passam de uma condição de livre natante para uma condição bentônica (DALL *et al.* 1990; LIU and LONERAGAN, 1997).

Devido à enorme variedade de itens alimentares que fazem parte de sua dieta, diversos autores classificaram os camarões peneídeos como onívoros oportunistas, detritívoros, carnívoros e predadores (MOSS and PRUDER, 1995). Sobre o fundo de estuários, assim como em viveiros de cultivo, pós-larvas e juvenis procuram e consomem grande parte do alimento, sendo este de origem vegetal, animal ou detritica (NUNES *et al.* 1996). Presas preferenciais, como diatomáceas, foraminíferos, nemátodes, poliquetas, moluscos, misidáceos, anfípodes, etc. (STONER and ZIMMERMAN, 1988), também são epibênticos, ou seja, dependem de algum tipo de substrato para se fixar e desenvolver. Em viveiros, a área disponível para fixação destes limita-se ao fundo, onde a incidência da luz solar é baixa para dar suporte a uma cadeia trófica suficientemente complexa, a ponto de que seu fluxo de matéria e energia chegue de forma mais efetiva aos organismos cultivados. O enorme potencial que estes organismos têm em incrementar a comunidade microbiológica de um viveiro é, parcialmente, desperdiçado (DOMINGOS e VINATEA, 2002).

Ainda assim, o alimento natural disponível em viveiros de cultivo semi-intensivos é ininterruptamente consumido em grandes quantidades pelos camarões, sendo este consumo estimulado ainda mais com a oferta de rações comerciais (NUNES *et al.*, 1996; FOCKEN *et al.*, 1998). Nestes, o alimento natural representa entre 52 a 78% do conteúdo estomacal (em peso seco) de *Penaeus monodon* (FOCKEN *et al.*, 1998), e em média 84,4% de *Penaeus subtilis* (NUNES *et al.*, 1997). Para esta última espécie, a biota é responsável por 75% em média do carbono utilizado para crescimento (NUNES *et al.*, 1997); similarmente, para *Litopenaeus vannamei* cultivado em condições semelhantes, a contribuição relativa da biota ao carbono incorporado ao crescimento está entre 53 a 77% (ANDERSON *et al.* 1987).

De acordo com JORY *et al.* (2001), o manejo de viveiros de cultivo de camarão deve estimular o crescimento planctônico, a produtividade microbiana

e bentônica, assim como manter adequados os parâmetros de qualidade de água. O objetivo da preparação dos viveiros é fornecer a pós-larvas e juvenis um ambiente ótimo para seu desenvolvimento, livre de estresses e com abundante alimento natural. Entre diversos pesquisadores há o consenso de que a redução do estresse sobre os organismos cultivados é o mecanismo mais eficaz na prevenção de doenças (HOROWITZ and HOROWITZ 1998; BOYD 2000; FEGAN and CLIFFORD 2001).

ABARZUA and JAKUBOWSHI (1995) descrevem com riqueza de detalhes os eventos físicos, químicos e biológicos sofridos por materiais submersos em água do mar os quais resultam na formação de uma complexa camada de organismos aderidos, o biofilme ou perifiton. Um incremento artificial da superfície, através do uso de substratos artificiais, possibilita o desenvolvimento dessas comunidades e em viveiros, simulam o ambiente natural encontrado por juvenis em sua fase de crescimento – as enseadas estuarinas rasas com pradarias de fanerógamas submersas e raízes do mangue (PRIMAVERA and LEBATA, 1995).

Os benefícios que o biofilme traz aos sistemas de produção aquática incluem a otimização do fluxo de nutrientes e energia (AZIM *et al.* 2001), com conseqüente aumento da capacidade de carga do sistema. A utilização de substratos artificiais em aqüicultura proporciona: (1) aumento na disponibilidade de alimento natural (THOMPSON *et al.* 2002) e redução nas taxas de conversão alimentar (TIDWELL *et al.* 1999; BRATVOLD and BROWDY 2001); (2) reciclagem *in situ* de compostos tóxicos (amônia, fosfato) em produtos de baixa toxicidade (BRATVOLD and BROWDY 2001; THOMPSON *et al.* 2002), com conseqüente minimização nas necessidades de trocas de água e redução de efluentes; (3) promoção do desenvolvimento da comunidade microbiana autóctone com ação probiótica sobre os organismos cultivados (AZAD *et al.* 1997 apud AZIM *et al.* 2001); (4) diminuição do risco de doenças através da exclusão competitiva de patógenos (ABREU *et al.* 1988); (5) melhoria dos índices zootécnicos - aumento da sobrevivência, crescimento e produtividade (AZIM *et al.* 2001; BRATVOLD and BROWDY, 2001; TIDWELL *et al.* 2001); (6) desenvolvimento de novos produtos para aqüicultura (ex: Aquamats®); (7) geração de novos postos de trabalhos, uma vez que a necessidade de confecção, instalação e manutenção requer substancial mão-de-obra (DOMINGOS e VINATEA, 2002); (8) redução do tempo de cultivo,

dos custos de produção e aumento na rentabilidade dos empreendimentos (OTOSHI *et al.*, 2006).

O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito do acréscimo de 15%, 30% e 45% de superfície em relação à área de fundo de cercados em um viveiro de terra, através do uso de substratos artificiais, sobre a sobrevivência, o crescimento, a biomassa final, a demanda por ração e o fator de conversão alimentar de *L. vannamei* em um sistema semi-intensivo.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi realizado num viveiro de engorda de 1,2 ha com fundo areno-lodoso, da Fazenda Experimental Yakult (Universidade Federal de Santa Catarina), Barra do Sul, SC, de janeiro a março de 2003. A preparação do viveiro consistiu na aplicação de calcário agrícola no viveiro seco (4 ton/ha), posterior abastecimento com água estuarina filtrada com tela de 0,5 mm e fertilização única com 21 kg/ha de uréia e 7 kg/ha de superfosfato triplo.

A escolha do material utilizado como substrato artificial baseou-se nos seguintes critérios: (1) alta superfície específica, (2) resistência a água, (3) resistência a tração mecânica, (4) resistência aos raios U.V., (5) mais denso que a água, (6) baixo custo, (6) lavável, reutilizável e reciclável. O geotêxtil não-tecido de polietileno *Bidim® OP 60* foi escolhido para os testes. Os substratos (Figura 1) foram manualmente confeccionados na forma de espinheis com faixas de cortinas verticais cortadas em franjas penduradas na linha mãe. Cada espinhel de substrato possuía 2 faixas de 0,94 m de comprimento por 0,5 m de altura, com um intervalo de 1 m entre as faixas (área total = 1,88 m² = 15% de superfície em relação à área do fundo do cercado). Na porção superior, bóias de isopor garantiam a flutuação do substrato, ao passo que em sua porção inferior as franjas foram unidas com linha de náilon presa a chumbadas para

garantir a verticalidade da estrutura.

Doze (12) cercados circulares de 4 m de diâmetro (12,5 m² de fundo) feitos com tela de polietileno com 2 m de altura (malha de 4 mm de abertura) enterrada 20 cm no sedimento foram construídos dentro do viveiro ainda seco. Os cercados foram sustentados por bambus espaçados a cada 60 cm, com distância mínima de 10 m do talude. Para facilitar o manejo experimental, foram construídos três trapiches de acesso aos cercados, cada um atendendo a quatro cercados.

Os tratamentos experimentais consistiram em incrementos em área em relação à área de fundo do cercado, através do uso dos substratos e na ordem de 0% (T0: grupo controle - sem substrato), 15% (T15), 30% (T30) e 45% (T45). Para cada tratamento foram sorteados três cercados, sendo que os cercados T15 receberam um espinhel posicionado diametralmente; os cercados T30 receberam dois espinheis posicionados perpendicular e diametralmente, e os cercados T45 posicionados a um ângulo central de 60° e diametralmente. Neste experimento, não foi considerada a área acrescida pela tela dos cercados.

Os camarões utilizados no experimento foram produzidos no Laboratório de Camarões Marinhos da Universidade Federal de Santa Catarina. As pós-larvas (PL 20) foram transportadas em caixas térmicas (400 L; 250 PL/L) providas de aeração e oxigênio puro até a fazenda, onde foram aclimatadas às condições ambientais de um viveiro de terra em sistema de pré-engorda super intensivo (200 PL/m²). Após 30 dias, os juvenis (peso médio ± desvio padrão = 1,31 ± 0,48 g) foram despescados à noite com rede saco, e transportados a seco em balaio, até o viveiro sede do experimento. Na Fazenda Experimental Yakult/UFSC, esta metodologia de transferência de juvenis tem sido realizada com sucesso. De fato não foram observados camarões mortos no local do povoamento.

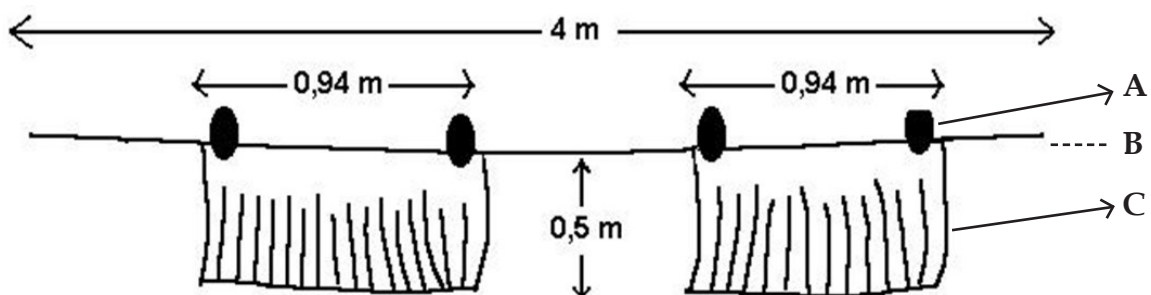


Figura 1. Representação de um espinhel de superfície utilizado para incrementar em 15% a área de fundo das unidades experimentais. A. Flutuador; B. Linha d'água; C. manta geotêxtil Bidim® OP60.

O viveiro sede do experimento foi povoado a uma densidade de 26 camarões/m², e seus índices produtivos (sobrevivência, crescimento e conversão alimentar) foram comparados com os resultados do experimento.

Cada cercado foi povoado com 375 camarões (30/m²) provenientes do viveiro sede duas semanas após seu povoamento. Os camarões utilizados no experimento foram capturados com rede de tarrafa, e aqueles em intermuda, manualmente selecionados¹ (peso médio±desvio padrão = 3,78±0,8g).

Para acompanhar o crescimento dos camarões, a cada duas semanas 30 juvenis de cada unidade experimental foram capturados com o auxílio de rede de tarrafa (os substratos foram afastados para a periferia dos cercados) e individualmente pesados em balança analítica (0,01 g), e imediatamente repostos em seu cercado de origem. Ao término do experimento, o lote todo foi contado e pesado em conjunto para obtenção da biomassa final e média. Para se obter o peso médio dos camarões cultivados no viveiro sede, cinco lotes de 100 camarões foram pesados em conjunto no decorrer da despesca.

A alimentação (ração comercial para camarões *Camaronina 35*[®], *Agribands do Brasil Ltda.*) de cada unidade experimental foi fornecida através de uma bandeja de alimentação (Ø= 40 cm), três vezes ao dia (14:00, 18:00 e 22:00) durante todo o período experimental. A alimentação foi controlada com o uso de anéis em um esquema adaptado de ROCHA e MAIA (1998) e NUNES (2000) e objetivou ofertar a ração de modo a sobrar a menor quantidade possível na bandeja no momento da próxima alimentação. Determinou-se também o desperdício de ração

com o esquema alimentar adotado, recolhendo e congelando-se as sobras de ração para posterior secagem em estufa a 60 °C e pesagem. Em paralelo, determinou-se que nas condições experimentais, o processo de imersão da ração, per se, lixívia 23% de matéria seca.

Para o cálculo do fator de conversão alimentar e a demanda extrapolada de ração (Kg/ha), a quantidade total de ração utilizada em cada unidade experimental foi dividida pelo fator 0,8. Segundo FOES (2003, com. pes.), de acordo com o histórico da Fazenda Experimental Yakult/UFSC, os camarões, a partir de 4g (peso médio em que se iniciou o experimento) consomem cerca de 80% do total da ração utilizada para atingirem o tamanho comercial.

Na Tabela 1 estão apresentadas as variáveis ambientais dentro dos cercados, monitoradas durante o experimento. O experimento terminou seis semanas após o povoamento dos cercados, quando o viveiro sede foi drenado e os camarões capturados na comporta de drenagem e pesados. Com o viveiro seco, os camarões aprisionados em cada cercado foram manualmente capturados. O biofilme aderido ao substrato, apesar de não ter sido monitorado de modo sistemático, foi raspado e observado ao microscópio óptico, a fim de monitorar o crescimento dos organismos fixados, em três períodos distintos (inicial, médio e final do cultivo) ao longo do experimento.

Os dados referentes ao peso final, sobrevivência (arcoseno √%), biomassa final o fator de conversão alimentar (FCA) foram submetidos a análise de variância (F-test, P<0,05). Quando detectadas diferenças significativas entre tratamentos, aplicou-se o teste LSD (P<0,05).

Tabela 1. Variáveis ambientais monitoradas durante o período experimental. P - profundidade de amostragem; S - 0,1 m abaixo da superfície da água; F - 0,1 m acima do sedimento

Variável	P	Horário	Instrumento	Precisão
Temperatura	S/F	06:00 / 18:00	Termômetro YSI 55 [®]	0,01 °C
Oxigênio dissolvido	S/F	06:00 / 18:00	Oxímetro YSI 55 [®]	0,01 mg/L
Transparência	S	18:00	Disco de Secchi	0,01 m
pH	S	18:00	pH-metro Hanna [®]	0,01
Salinidade*	S	18:00	Refratômetro	%

* coleta semanal.

¹ Mediante técnica de percepção que se faz com o tato para saber se a carapaça está mole (muda) ou dura (intermuda).

RESULTADOS

As variáveis ambientais monitoradas durante o experimento são apresentadas na Tabela 2. A temperatura da água esteve bastante elevada durante todo o período, mesmo na semana mais fria (quarta semana) a temperatura média foi 26,9 °C. O oxigênio dissolvido foi o parâmetro que apresentou a maior oscilação, tanto diária quanto semanal. Apesar de não ter atingido limites letais (< 1 mg/L), por duas manhãs esteve menor que 2 mg/L e em 28% das manhãs esteve abaixo de 3 mg/L, ao passo que em 65% das tardes esteve supersaturado. A temperatura e o O.D. da superfície e fundo às 18:00h apresentaram pequenas diferenças, demonstrando ligeira estratificação, fato não observado às 06:00h, quando os aeradores ainda estavam ligados.

Os resultados de peso final, sobrevivência, biomassa final e conversão alimentar em cada tratamento são apresentados na Tabela 3. Não houve diferença

significativa entre o peso final dos camarões entre tratamentos ($P > 0,05$), sendo o crescimento bastante favorável (média geral = 1,08 g/sem). No entanto, os tratamentos que incluíram substratos artificiais, independente da quantidade acrescida, apresentaram sobrevivências significativamente superiores ao controle ($P < 0,05$). Tais aumentos na sobrevivência refletiram-se na biomassa final, significativamente superiores ao controle nos tratamentos com substratos ($P < 0,05$). A conversão alimentar não apresentou diferenças significativas entre tratamentos ($P > 0,05$). Os resultados relativos à produtividade e à demanda de ração por tratamento foram extrapolados para escala comercial (Kg/ha). Em relação ao grupo controle, a demanda por ração apresentou tendência superior em T15 ($P > 0,05$) e superior nos tratamentos T30 e T45 ($P < 0,05$). A demanda por ração continuou proporcional à biomassa cultivada, independente da presença dos substratos artificiais.

Tabela 2. Valores mínimos, máximos, média e desvio padrão (DP) das variáveis de qualidade de água da superfície e fundo monitoradas durante o período experimental, às 06:00 (M) e às 18:00 (T) dentro das unidades experimentais (n = número de dados)

Variável	Período	Mínimo	Máximo	Média (\pm DP)	n
Temperatura (°C)	M	24,6	29,7	27,3 \pm 1,4	504
Temperatura (°C)	T	26,1	31,9	29,8 \pm 1,8	504
O.D. (mg/L)	M	1,80	4,55	3,4 \pm 0,7	504
O.D. (mg/L)	T	3,31	14,52	8,7 \pm 2,2	504
pH	T	7,56	9,05	8,5 \pm 0,3	72
Transparência(cm)	T	21	40	29,0 \pm 5,0	504
Salinidade (‰)	T	23	25	24,0 \pm 0,8	72

Tabela 3. Valores médios e desvio padrão do peso final, sobrevivência, biomassa final e fator de conversão alimentar (FCA) de *L. vannamei* cultivado no viveiro sede (1,2 ha) e em cercados (12,5 m²) acrescidos de diferentes quantidades de substratos artificiais. Letras diferentes entre colunas, diferenças significativas ($P < 0,05$)

	Peso final (g)	Sobrevivência (%)	Biomassa (g)	FCA
Viveiro sede	11,8	69,8	2570 x 10 ³	1,09
Controle-0%	10,93 \pm 0,6 ^a	71,1 \pm 10,1 ^a	2905,8 \pm 335,6 ^a	1,07 \pm 0,09 ^a
15%	10,21 \pm 0,3 ^a	93,4 \pm 2,9 ^b	3579,0 \pm 164,1 ^b	0,96 \pm 0,04 ^a
30%	10,26 \pm 0,3 ^a	88,8 \pm 1,9 ^b	3417,6 \pm 171,4 ^{ab}	1,05 \pm 0,04 ^a
45%	10,73 \pm 0,8 ^a	89,0 \pm 7,7 ^b	3594,5 \pm 504,2 ^b	1,07 \pm 0,06 ^a

A oferta de alimento exclusivamente em bandeja, juntamente com o sistema de W's e argolas demonstrou ser eficiente. A quantidade de ração recolhida das bandejas representou 6,4 \pm 4,4% (média \pm desvio padrão) do total ofertado. A partir da segunda semana pôde ser observado um consumo de ração

inferior no grupo controle em relação aos tratamentos com substratos. No decorrer dos cultivos, observou-se um padrão oscilatório, sincronizado e crescente de consumo. Observou-se também, a partir da segunda semana, um consumo inferior no grupo controle em relação aos demais tratamentos.

Parece existir um padrão de consumo, pois foi observado que há um aumento voraz de apetite por 2 dias e então há uma estabilização do consumo em um platô máximo por períodos de até 4 dias. Após períodos de intenso consumo, a demanda por ração diminui pela metade no intervalo de 1 a 3 dias (média do período de diminuição de consumo = 51 horas), voltando os animais a demandarem por quantidades ligeiramente superiores ao último nível máximo.

Reduções abruptas na temperatura da água não foram imediatamente acompanhadas por diminuições no apetite, exceto na quarta semana, quando a água do viveiro esteve mais fria e houve diminuição do consumo. Existem períodos de aumento na demanda com temperaturas em declínio e períodos de redução de consumo de até três dias

com temperaturas subindo. Mesmo variações na média diária de 2,4 a 3 °C (tanto positivas quanto negativas) não chegaram a afetar a demanda em períodos de máximo consumo, entretanto, em quatro ocasiões que isto ocorreu, observou-se brusca redução na demanda a partir das 24 horas seguintes.

A microtextura filamentosa do *Bidim*[®], utilizado como substrato, parece contribuir na formação do biofilme e no acúmulo de material orgânico particulado (detrito). Sobre os microfilamentos de polietileno desenvolveram-se predominantemente algas cianofíceas filamentosas, diatomáceas penadas, protozoários e nematóides, juntamente com material amorfo de provável origem orgânica (Figura 2). Poliquetas e anfípodes, abundantemente encontrado sobre os substratos em ensaios prévios, não foram observados no decorrer do experimento.



Figura 2. Substrato artificial (microtextura filamentosa Bidim[®]) colonizado pelo biofilme.

DISCUSSÃO

A qualidade da água monitorada durante o período experimental esteve dentro do que é considerado adequado para a espécie (CLIFFORD, 1994; BOYD, 1990). O oxigênio dissolvido, apesar de ter apresentado grandes oscilações, atingindo valores abaixo de 2 mg/L, parece não ter afetado os animais, pois em tais ocasiões não foram observados camarões nadando próximos à superfície. Apesar de juvenis de *L. vannamei* sobreviverem à exposição contínua de 1,17 mg/L de O₂ (SEIDMAN and LAWRENCE, 1985). BOYD (2000) considera o baixo

nível de oxigênio dissolvido o fator mais provável de estresse em viveiros de camarão. LE MOULLAC (2000) acrescenta que baixos níveis aumentam a suscetibilidade às doenças contagiosas. Atualmente, diversos carcinicultores asiáticos preferem trabalhar com níveis de oxigênio dissolvido superiores a 4 mg/L, quando comparado aos níveis de 3-3,5 mg/L antes da epidemia do vírus da mancha branca (FEGAN and CLIFFORD, 2001).

THOMPSON *et al.* (2002) descreve o processo de formação de biofilme sobre tanques de berçário do camarão rosa *Farfantepenaeus paulensis*, apontando

pequenas bactérias heterotróficas como colonizadores primários, seguidos por bactérias heterotróficas filamentosas, protozoários flagelados e ciliados com posterior dominância de diatomáceas penadas e cianobactérias filamentosas, apresentando certa similaridade com o biofilme presente sobre os substratos artificiais deste experimento. A turbulência causada pelas ondas em dias de ventos desprende placas de biofilme e detrito dos substratos. Ocasionalmente, alguns camarões eram vistos tanto sobre o substrato, quanto sobre a tela dos cercados, mais comumente no período noturno.

Apesar da própria tela dos cercados representar um substrato apropriado à colonização microbiana, o biofilme que se desenvolveu sobre a tela era muito tênue, não chegando a interferir na circulação d'água. PAQUOTTE *et al.* (1998) consideram a contribuição alimentar do biofilme presente nas panagens de gaiolas flutuantes de cultivos intensivos de *L. vannamei* um fator chave para a alta capacidade produtiva desse sistema de cultivo. Contudo, todas as 12 unidades experimentais eram idênticas e foram submetidas às mesmas condições de manejo, portanto a quantidade de substrato acrescido representou a única variável no experimento. Conforme os resultados obtidos, é provável que a contribuição deste biofilme como complemento nutricional aos camarões do cercado possa ser ignorada.

O uso de bandejas de alimentação, introduzida em cultivos de camarões marinhos como uma forma de monitoramento da quantidade diária de ração a ser espalhada a lanço, e posteriormente utilizada em muitos empreendimentos como modo exclusivo de oferta (VIACAVA, 1995; ROCHA e MAIA, 1998), vem a ser uma das maneiras mais eficazes de determinar, com relativa precisão, a demanda diária de ração pelos camarões. As bandejas de alimentação, associadas ao uso de marcadores, como o sistema de W's empregados neste estudo, possibilitam a obtenção de taxas de conversão alimentar da ordem de 1:1, maximizando a disponibilidade de alimento natural. Este experimento sugere que a alimentação de camarões, em sistema semi-intensivo, não deveria ser norteadada apenas por tabelas de alimentação, visto que o comportamento alimentar dos camarões é variável conforme seu desenvolvimento. A utilização de outras técnicas que não o monitoramento periódico das bandejas pode trazer tanto prejuízo econômico quanto ambiental.

NUNES (2000) relata que a muda dos animais em cultivo pode ser induzida por mudanças bruscas

de temperatura ou por fluxos elevados de água. Os resultados obtidos no presente estudo sugerem uma influência do estresse térmico sobre o processo de muda e, por conseqüência, sobre a demanda por ração. No manejo de viveiros, CLIFFORD (1994) relata adotar fortes renovações com o intuito de promover a muda e reduzir a incidência de manchas negras (melanose) sobre o exoesqueleto dos camarões.

A princípio, a presença dos substratos artificiais dentro dos cercados pareceu estimular o apetite dos camarões logo a partir da segunda semana de cultivo. Em teoria, a disponibilidade de alimento natural sobre os substratos favoreceria uma menor demanda de ração e conversão alimentar (BRATVOLD and BROWDY, 2001). A ausência de diferenças estatísticas nos resultados de conversão alimentar e de crescimento entre tratamentos ($P > 0,05$) sugere que a flora e fauna bêntica disponível nos substratos não foi capaz de atender à demanda protéica e/ou energética dos juvenis de *L. vannamei* ($> 4g$) na densidade de cultivo empregada. THOMPSON *et al.* (2002) obtiveram 98% de sobrevivência cultivando juvenis de *F. paulensis* por 28 dias em tanques pré-colonizados com biofilme, sem adição de ração. Os autores acreditam que apesar do baixo teor protéico do biofilme (6% em peso úmido), os ácidos graxos poliinsaturados, esteróis, aminoácidos, vitaminas e carotenóides contidos em bactérias, microalgas e protozoários dos biofilmes (STOECKER and CAPUZZO, 1990) podem fornecer elementos essenciais aos camarões. MOSS *et al.* (1992) encontraram que o crescimento de *L. vannamei* é 89% superior quando cultivado em água de viveiros em relação à água límpida de poço. Em sistema semi-intensivo, a freqüência de ocorrência de microalgas bentônicas no estômago de *L. vannamei* é de 100% (GAUTIER *et al.*, 2001). CHAMBERLAIN *et al.* (2001), discutindo as vantagens de sistemas aerados de reciclagem microbiana aplicados à produção de camarões, concluem que flocos bacterianos detriticos suspensos, apesar de importantes suplementos nutricionais e promotores de crescimento, não são ideais como única fonte alimentar, por limitar o crescimento quando não é oferecida uma dieta completa. No presente estudo, o consumo de ração manteve-se proporcional à biomassa cultivada, portanto, além de maior produtividade, também é esperada uma demanda maior de ração em viveiros acrescidos de substratos artificiais.

A sobrevivência média do tratamento controle (T0) está de acordo com resultados obtidos por diversos autores na engorda de *L. vannamei*

(SANDIFER *et al.* 1987, 1991; WYBAN *et al.* 1987; CLIFFORD (1994); VIACAVA (1995); ROCHA e MAIA (1998); PAQUOTTE *et al.* (1998); TORIGOI (2001); SCHAWAB *et al.* (2002)), e curiosamente similar a sobrevivência do viveiro sede. O peso médio final, contudo, foi aproximadamente 1 g maior fora dos cercados, talvez o maior crescimento esteja associado a menor densidade fora dos cercados ao final do cultivo. A presença dos substratos artificiais, independentemente da quantidade acrescida, possibilitou o aumento médio da sobrevivência e da produtividade de 21,5% e 27,1% em relação ao grupo controle. Os resultados obtidos no presente trabalho sugerem que o limiar do efeito de substratos artificiais feitos com Bidim® sobre a produção de *L. vannamei* seja ainda menor que 15% da área de fundo. TIDWELL *et al.* (2000), entretanto, cultivando o camarão de água doce *Macrobrachium rosenbergii*, obtiveram aumentos em produtividade diretamente proporcionais ao incremento em superfície com substratos artificiais. A empresa Meridian Aquatic Technology, LLC, USA, fabricante do substrato Aquamats®, divulgam que seu produto incrementa a produtividade na engorda de camarões por aumentar a sobrevivência entre 15 a 30%. Em um estudo de caso, CURIEL (com. pes., 2001) previu que o uso de Aquamats® na Fazenda Experimental Yakult/UFSC, possibilitaria um aumento na densidade de estocagem em 20% (30 para 36 cam./m²), um aumento de sobrevivência em 10% (70 para 77%), incrementando desta forma a produtividade em 32% sem melhora em crescimento (ou redução do tempo de cultivo) e diminuindo a necessidade de renovação de água entre 60 e 100%. De fato, BRATVOLD e BROWDY (2001) comprovaram o efeito do uso de Aquamats® em um sistema de cultivo super-intensivo de *L. vannamei* (130/m²), obtendo resultados significativamente superiores em sobrevivência e peso final e inferiores para conversão alimentar, ao mesmo tempo que houve menor acúmulo de ortofosfato, amônia e nitrito quando comparado com os tratamentos sem Aquamats®. Similarmente, BOYD e CLAY (2002) reportam que a carcinicultura super-intensiva Belize Aquaculture Ltd. conseguiu otimizar a média de sobrevivência através de melhores práticas de manejo, de 65 para 78%; no entanto, quando estas práticas foram associadas ao uso de Aquamats®, a sobrevivência média da fazenda passou a ser de 91% e a conversão alimentar passou de 2:1 para 1,35:1.

NUNES (2000) recomenda que a estratégia como a montagem de telas nos viveiros para fixação de

organismos é um método simples que traz bons resultados, indicando o uso de sacos velhos de ração (ráfia), abertos em toda sua extensão e posicionados de modo a não comprometer a circulação de água. No entanto, é provável que a utilização materiais distintos do utilizado no experimento não necessariamente resultem em resultados zootécnicos similares, considerando que cada material possui superfície específica diferente. KESHAVANATH *et al.* (2001) concluíram que o tipo de substrato artificial tem grande efeito sobre a composição e produtividade do biofilme e sobre a produtividade de peixes herbívoros de água doce cultivados em viveiros de terra. É provável também que resultados zootécnicos diferentes dos obtidos no presente trabalho possam vir a ocorrer entre fazendas sob condições diferenciadas de manejo, de qualidade da água e solo assim como da disponibilidade de colonizadores primários e secundários trazidos pela água de captação.

Trabalhos em larga escala se fazem necessários para confirmar os presentes resultados em fazendas comerciais.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABARZUA, S. e JAKUBOWSHI, A. 1995 Biotechnological investigation for the prevention of biofouling. I. Biological and biochemical principles for the prevention of biofouling. *Mar. Ecol. Prog. Series*, 123: 301-312.
- ABREU, P.C.; THOMPSON, F.L.; WASIELESKY, W.Jr.; CAVALLI, R.O. 1998 New perspectives in the use of microorganisms in shrimp culture: food source, water quality and diseases control. Anais do I Congresso Sul-Americano de Aqüicultura, v.2: 703-712.
- ANDERSON, R.; PARKER, P.; LAWRENCE, A. 1987 ¹³C/¹²C tracer study of the utilization of presented feed by a commercially important shrimp *Penaeus vannamei* in a pond grow out system. *J. World Aquacult. Soc.* 18(3), 148-155.
- AZIM, M.; VERDEGEM, M.; WAHAB, M.; van DAM, A.; BEVERIDGE, M. 2001 Periphyton boosts production in pond aquaculture systems. *World Aquaculture*, 32(4) 57-61.
- BOYD, C. 1990 Water quality in ponds for aquaculture. Auburn University, Alabama. Birmingham Publishing Co : Alabama, 482p.

- BOYD, C. 2000 Suggestions of pond management practices for combating white spot virus. Proceedings of V Congresso Equatorialiano de Aquicultura: enfocando los retos del 2000, CD-ROM.
- BOYD, C. and CLAY, J. 2002 Evaluation of Belize Aquaculture, Ltd: a superintensive shrimp aquaculture system. Report prepared under the World Bank, NACA, WWF and FAO Consortium Program on Shrimp Farming and the Environment. 17p Disponível em: <http://www.enaca.org/shrimp>.
- BRATVOLD, D. and BROWDY, C. 2001 Effects of sand sediment and vertical surfaces (Aquamats™) on production, water quality, and microbial ecology in an intensive *Litopenaeus vannamei* culture system. *Aquaculture* 195, 81-84.
- CLIFFORD III, H. 1994 Semi-intensive sensation: a case study in marine shrimp pond management. *World Aquaculture*, 25(3): 6-12, 98-104.
- CHAMBERLAIN, G.; AVNIMELECH, Y.; MCINTOSH, R.; VELASCO, M. 2001 Advantages of aerated microbial reuse systems with balanced C:N. II: composition and nutritional value of organic detritus. *The Global Aquaculture Advocate*, June 2001.
- DALL, W.; HILL, B.; ROTH LISBERG, P.; STAPLES, D. 1990 The biology of Penaeidae. *Adv. Mar. Biol.* 27: 1-489.
- DOMINGOS, J.A.S. e VINATEA, L. 2002 Perspectivas do uso de substratos artificiais. Anais do XII Simpósio Brasileiro de Aquicultura, Goiânia, GO, Brasil. p.36
- FEGAN, D. and CLIFFORD III, H. 2001 Health management for viral diseases in shrimp farms. In: Craig L. Browdy and Darryl E. Jory (Ed.), The New Wave, Proceedings of the Special Session on Sustainable Shrimp Culture, *Aquaculture* 2001, The World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, EUA, p.168-198.
- FOCKEN, U.; GROTH, A.; COLOSO, M.C.; BECKER, K. 1998 Contribution of natural food and supplemental feed to the gut content of *Penaeus monodon* Fabricius in a semi-intensive pond system in the Philippines. *Aquaculture* 164, 105-116.
- GAUTIER, D.; BSATIDAS, M.; ARAGÓN, L.; URANGO, W.; RAMOS, C.; GARCÍA, S.; PASTRANA, J.; NEWMARK, F. 2001 The relative importance of natural food and pelleted feed in the gut content of *Litopenaeus vannamei* raised in semi-intensive ponds – role of benthic diatoms. 2001. In: BROWDY, C.L. and JORY, D.E. (Ed.), The New Wave, Proceedings of the Special Session on Sustainable Shrimp Culture, *Aquaculture* 2001, Abstracts of Contributed Papers. The World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, USA. p.340-341.
- HOROWITZ, A. and HOROWITZ, S. 1998 Sustainable shrimp aquaculture: a microbiological perspective. Proceedings on the First Latin American Shrimp Culture Congress. Panama, 6-10, out. CD-Rom.
- JORY, D.E.; CABRERA, T.R.; DUGGER, D.M.; FEGAN, D.; LEE, P.G.; LAWRENCE, A.L.; JACKSON, C.J.; MCINTOSH, R.P.; CASTAÑEDA, J. 2001 A global review of shrimp feed management: status and perspectives. In: BROWDY, C.L. and JORY, D.E. (Ed.), The New Wave, Proceedings of the Special Session on Sustainable Shrimp Culture, *Aquaculture* 2001. The World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, EUA, p. 104-152.
- KESHAVANATH, P.; GANGADHAR, B.; RAMESH, T.J.; van ROOIJ, J.M.; BEVERIDGE, M.; BAIRD, D.; VERDEGEM, M.; van DAM, A. 2001 Use of artificial substrates to enhance production of freshwater herbivorous fish in pond culture. *Aquac. Res.*, 32 (3): 189-197.
- LE MOULLAC, G. 2000 Environmental factors affect immune response and resistance in crustaceans. *The Advocate*, December: 18-19.
- LIU, H. and LONERAGAN, N. 1997 Size and time of day response of postlarvae and early juvenile grooved tiger prawn *Penaeus simisulcatus* De Haan (Decapoda: Penaeidae) to natural and artificial sea grass in the laboratory. *J. of Exp. Mar. Biol. Ecol.* 211 (2), 263-277.
- MOSS, S., PRUDER, G. 1995 Characterization of organic particles associated with rapid growth in juvenile white shrimp, *Penaeus vannamei* Boone, reared under intensive culture conditions. *J. of Exp. Mar. Biol. Ecol.* 187: 175-191.
- MOSS, S., PRUDER, K., LEBER, K., WYBAN, J. 1992 The relative enhancement of *Penaeus vannamei* growth by selected fractions of shrimp pond water. *Aquaculture*, 101: 229-239.

- NUNES, A. 2000 Manual Purina de alimentação de camarões marinhos. Agribbrands do Brasil Ltda. 40p.
- NUNES, A.; GODDARD, S.; GESTEIRA, T. 1996 Feeding activity patterns of the Southern brown shrimp *Penaeus subtilis* under semi-intensive culture in NE Brazil. *Aquaculture*, 144 (4), 371-386.
- NUNES, A.; GESTEIRA, T.; GODDARD, S. 1997 Food ingestion and assimilation by the Southern brown shrimp *Penaeus subtilis* under semi-intensive culture in NE Brazil. *Aquaculture*, 149 (1-2), 121-136.
- OTOSHI, C.; MONTGOMERY, A.; MATSUDA, E.; MOSS, S. 2006 Effects of artificial substrate and water source on growth of juvenile Pacific white shrimp, *Litopenaeus vannamei*. *Journal of the World Aquaculture Society*, 37(2), 210-213.
- PAQUOTTE, P.; CHIM, L.; MARTIN, J.-L.M.; LEMOS, E.; STERN, M.; TOSTA, G. 1998 Intensive culture of shrimp *Penaeus vannamei* in floating cages: zootechnical, economic and environmental aspects. *Aquaculture* 164: 151-166.
- PRIMAVERA, J. and LEBATA, J. 1995 Diel activity patterns in *Metapenaeus* and *Penaeus* juveniles. *Hidrobiologia*, 295 (1-3): 295-302.
- ROCHA, I. e MAIA, E. 1998 Desenvolvimento tecnológico e perspectivas de crescimento da carcinicultura marinha brasileira. Anais do I Congresso Sul-Americano de Aqüicultura, Recife, PE, Brasil, v.1: 213-235.
- SANDIFER, P.; HOPKINS, J.; STOKES, A. 1987 Intensive culture potential of *Penaeus vannamei*. *J. of the World Aquacult. Soc.*, 18 (2): 94-100.
- SANDIFER, P.; STOKES, A.; HOPKINS, J. 1991 Further intensification of pond shrimp culture in South Carolina. In: Paul Sandifer (Ed.), Shrimp Culture in North America and the Caribbean. Advances in World Aquaculture, v. 4 The World Aquaculture Society, Baton Rouge, Louisiana, EUA, p. 84-95.
- SCHWAB, B.; WEBER, M.; LEHMANN, B. 2002 Key management challenges for the development and growth of a shrimp farm in Northeast Brazil: a case study of Camanor Produtos Marinhos Ltda. Report prepared under the World Bank, NACA, WWF and FAO Consortium Program on Shrimp Farming and the Environment, 33p. Disponível em: <http://www.enaca.org/shrimp>.
- SEIDMAN, S. and LAWRENCE, A. 1985 Growth, feed digestibility, and approximate body composition of juvenile *Penaeus vannamei* and *Penaeus monodon* grown at different dissolved oxygen levels. *J. of World Mar. Soc.*, 16: 333-346.
- STOECKER, D. and CAPUZZO, J. 1990 Predation on protozoa: its importance to zooplankton. *J. Plankton Res.*, 12: 891-908.
- STONER, A. and ZIMMERMAN, S. 1998 Food pathways associated with penaeid shrimps in a mangrove-fringed estuary. *Fish. Bull.*, 86: 543-551.
- TIDWELL, J.H., COYLE, S., WEIBEL, C., EVANS, J. 1999 Effects and interactions of stocking density and added substrate on production and population structure of freshwater prawns *Macrobrachium rosenbergii*. *J. of the World Aquacult. Soc.* 30(2): 174-179.
- TIDWELL, J., COYLE, S.D., VANARNUM, A., WEIBEL, C. 2000 Production response of freshwater prawns *Macrobrachium rosenbergii* to increasing amounts of artificial substrate. *J. of the World Aquacult. Soc.*, 31:452-457.
- TIDWELL, J., COYLE, S., ARNUM, A.V., WEIBEL, C. D'ABRAMO, L. 2001 Use of artificial substrates to maximize production of freshwater prawns in temperate climates. *World Aquaculture*, 40-60.
- TORIGOI, R. H. 2001 Avaliação do efeito de três densidades de estocagem de *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) sobre os índices de produção e qualidade do efluente. Dissertação de Mestrado em Aqüicultura, Universidade Federal de Santa Catarina, 80p.
- THOMPSON, F., ABREU, P., WASIELESKY, W. 2002 Importance of biofilm for water quality and nourishment in intensive shrimp culture. *Aquaculture* 203(3-4), 263-278.
- VIACAVA, M. 1995 Feeder trays for commercial shrimp farming in Peru. *World Aquaculture* 26(2): 11-17.
- WYBAN, J., LEE, C., SATO, V., SWEENEY, J., RICHARDS-Jr, W. 1997 Effect of stocking density on shrimp growth rates in manure-fertilized ponds. *Aquaculture*, 61: 23-32.

SUPLEMENTAÇÃO DA ENZIMA FITASE E O DESEMPENHO E RETENÇÃO MINERAL EM JUVENIS DE JUNDIÁ (*Rhamdia quelen*)

Cleber Bastos ROCHA ^{1,6}; Juvêncio Luís Osório Fernandes POUHEY ^{2,6};
Paulo Rodinei Soares LOPES ³; Dariane Beatriz Schoffen ENKE ⁴;
Eduardo Gonçalves XAVIER ⁵

RESUMO

O fósforo (P) é um dos minerais de maior custo em rações para peixes. A maior parte do P em sementes de oleaginosas e cereais encontra-se ligado ao ácido fítico como fitato. Foi avaliado o efeito da suplementação de diferentes níveis de fitase em dietas para juvenis de jundiá sobre o desempenho produtivo e a retenção de minerais nos ossos. Foram utilizados 112 juvenis, em um delineamento inteiramente ao acaso com 4 tratamentos (0, 500, 1000 e 1500 FTU/kg de dieta) e 4 repetições. Os peixes foram alimentados na proporção de 10% da biomassa total durante 45 dias. Foram avaliados ganho de peso, comprimento padrão, sobrevivência, taxa de crescimento específico, fator de condição corporal, percentagem de cinzas nos ossos e concentração de P e cálcio nos ossos. Não houve efeito dos níveis crescentes de fitase na dieta sobre as variáveis avaliadas. Foi concluído que a suplementação de fitase na dieta (0 - 1500 FTU/kg) não afeta o desempenho produtivo nem a deposição de minerais nos ossos dos juvenis de jundiá.

Palavra chaves: *Rhamdia quelen*, fósforo, ácido fítico, dieta

PHYTASE ENZYME SUPPLEMENTATION ON PERFORMANCE AND MINERAL RETENTION IN BONES OF SILVER CATFISH JUVENILES (*Rhamdia quelen*)

ABSTRACT

Phosphorus (P) is one of the most expensive minerals in fish diets. Most of the P content in cereal grains and oilseed meals is bound to phytic acid, as phytate. This study was conducted to evaluate the effects of adding increasing levels of dietary phytase on performance and bone mineral retention of juveniles of catfish. One hundred and twelve juveniles were used in a completely randomized design, with 4 treatments (0, 500, 1000 e 1500 FTU/kg diet) and 4 replications. Fish were fed at 10% of total body weight during a 45-day period. The following variables were evaluated: weight gain, standard length, survival, specific growth, body condition ratio, ash percentage, and P and Ca concentration in the bones. No significant effect was found for the increasing levels of phytase on these variables. It was concluded that dietary phytase (0 and 1500 FTU/kg) do not affect the productive performance and minerals retention in the bones of the catfish juvenile.

Key words: *Rhamdia quelen*, phosphorus, phytic acid, diet

Nota Científica: Recebida em: 19/05/2006; Aprovada em: 18/07/2007

¹ Médico Veterinário, Bolsista de Mestrado (CAPES), Aluno do Programa de Pós-Graduação em Zootecnia (PPGZ), Universidade Federal de Pelotas/RS (UFPel) - e-mail: cbr.vet@gmail.com

² Médico Veterinário, Dr. Professor do Departamento de Zootecnia, PPGZ, UFPel/RS - e-mail: juvencio@ufpel.tche.br

³ Zootecnista, Aluno do PPGZ, UFPel/RS

⁴ Engenheira de Alimentos, Aluna do PPGZ, UFPel/RS

⁵ Engenheiro Agrônomo, Dr. Professor do Departamento de Zootecnia, PPGZ, UFPel/RS

⁶ Endereço/Address: Universidade Federal de Pelotas - Campus Universitário s/n - Caixa postal 354 - CEP 96001-970 Pelotas - RS - Brasil

INTRODUÇÃO

A maioria dos grãos oleaginosos e cereais contém de 1 a 2% de ácido fítico, utilizado como armazenador de fósforo (P) na planta, sendo considerado fator antinutricional na alimentação animal (VIELMA *et al.*, 2002). Aproximadamente 65 a 85% do P total nas sementes oleaginosas e cereais encontram-se ligado ao ácido fítico (NRC, 1993; OVERTURF *et al.*, 2003). O fitato presente nas sementes é indisponível para não-ruminantes, devido à ausência da enzima fitase no trato gastrointestinal, sendo necessária a suplementação das rações com P inorgânico (VAN WEERD *et al.*, 1999; SALES *et al.*, 2003; SAJJADI e CARTER, 2004). Além de quelatar outros minerais como Ca, Mg, Mn, Zn e Fe, no trato gastrointestinal, o ácido fítico também inibe a ação de enzimas proteolíticas, tais como, pepsina e tripsina. A fitase ou o mio-inositol hexaquifosfato fosfohidroxilase é uma enzima pertencente ao grupo das fosfatases de histidina que hidrolisam o fitato para mio-inositol e ácido ortofosfato necessário no processo metabólico da biosíntese celular (MARTINS, 2003; STOREBAKKEN *et al.* 1998). O cultivo de jundiá, *Rhamdia quelen* (Siluriformes, Pimelodidae) cresce rapidamente, principalmente na região sul do Brasil, em função da rusticidade, do potencial de crescimento no inverno, e resistência às baixas temperaturas (FERREIRA *et al.*, 2001).

O emprego da fitase na dieta de peixes tem como finalidade a biodisponibilização de P, Ca, Mg, Mn e energia da dieta, reduzindo a poluição ambiental (CHENG e HARDY, 2002). O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito da enzima fitase em dietas para juvenis sobre o desempenho e retenção de minerais nos ossos.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no Laboratório de Piscicultura do Departamento de Zootecnia da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas, no período de 21 de fevereiro a 06 de abril de 2005, totalizando 45 dias.

Foram utilizados 112 juvenis de jundiá com peso vivo inicial médio de $12,58 \pm 1,80$ g, distribuídos em um delineamento completamente casualizado, com 4 tratamentos e 4 repetições. Cada unidade experimental foi composta de um aquário, abastecido com 30L de água, com 7 juvenis de jundiá. As dietas experimentais foram isoenergéticas (3200 kcal ED/kg de ração) e isoprotéicas (35% PB), sendo utilizados somente ingredientes de origem vegetal,

tendo como base protéica o farelo de soja associado à levedura (Tabela 1). Os ingredientes foram previamente moídos até diâmetro igual ou inferior a 0,5 mm e reservados para a elaboração das dietas experimentais. Após este processo, os ingredientes foram misturados (exceto a fitase), conforme fórmula calculada, e divididos em quatro partes iguais de 5kg. A fitase foi dissolvida em água morna (42 °C) na proporção de 30% do peso seco da dieta (FURUYA *et al.*, 2001), sendo pulverizada sobre as dietas nos níveis de 0, 500, 1000 e 1500 FTU/kg de dieta. Após este processo as dietas foram homogeneizadas separadamente em misturador em “y”, peletizadas em “moinho de carne” e secas a 50 °C durante 18 horas em estufa com circulação de ar. A fitase utilizada foi a Natuphos® 5000 G, fornecida pela BASF S.A., obtida pela fermentação por meio de fungos do grupo *Aspergillus niger* que, conforme o fabricante, contém atividade inicial mínima de 5000 FTU/g. Posteriormente a elaboração as dietas foram analisadas para verificação da composição bromatológica (metodologia de Weende) e atividade enzimática.

Diariamente, no período da manhã, foram efetuadas sifonagem dos aquários para retirada de sobra de ração. A reposição de água foi cerca de 30% do volume de água contida no aquário. Também foram observados os parâmetros físico-químicos da água: oxigênio dissolvido e temperatura, por meio de oxímetro (YSI-55); o pH, através do phmetro difital (F-1002, Bernauer Aqüicultura) e condutividade elétrica da água, pelo condutivímetro (F-1000, Bernauer Aqüicultura). A alimentação foi ministrada duas vezes ao dia (9 e 17 horas), na proporção de 10% da biomassa total. A cada 15 dias os animais foram submetidos a biometria (após jejum de 24 horas), que consistia na pesagem individual (balança digital 0,1 g), medição do comprimento padrão e total (ictiômetro milimetrado). Foi avaliada a influência da fitase nas seguintes variáveis: peso final (PF), ganho de peso médio (GMD), comprimento padrão (CP), sobrevivência (SOB), taxa de crescimento específico (TCE) e fator de condição corporal (FCC).

Para a análise de retenção de minerais nos ossos foi utilizada coluna vertebral de três carcaças de peixes de cada tratamento, as quais foram mantidas em água aquecida (80 °C) durante dois minutos e, logo em seguida, foram dissecadas com auxílio de uma pinça (FURUYA *et al.*, 2001). Após a secagem em estufa com ar forçado, os ossos foram colocados no extrator de gordura (imersos em éter de petróleo - extrator de Soxhlet) por 6 horas. Em seguida

foram levados a mufla em temperatura de 550 °C até obtenção das cinzas. A partir das cinzas foram preparadas soluções minerais de P e Ca (dissolução em ácido clorídrico) para determinação da concentração (SILVA *et al.*, 2004). A determinação da concentração de P e Ca nas soluções minerais foram realizadas no Laboratório de Análises Químicas do

Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas, através de espectrofotometria de absorção atômica (TEDESCO *et al.*, 1995). Os dados de desempenho foram submetidos à análise de variância a 5% de significância e análise de regressão, por meio do programa estatístico SAS (SAS, 1999).

Tabela 1. Composição das dietas testadas no experimento

Ingrediente (%)	Fitase (FTU/kg)			
	0	500	1000	1500
Farelo de soja	36,00	36,00	36,00	36,00
Levedura	36,00	36,00	36,00	36,00
Milho triturado	9,00	8,99	8,98	8,97
Óleo de soja	7,00	7,00	7,00	7,00
Farelo de trigo	6,00	6,00	6,00	6,00
Suplemento vitamínico e mineral ^{1,3}	5,00	5,00	5,00	5,00
Sal comum iodado	1,00	1,00	1,00	1,00
Natuphos® 5000 G	0,00	0,01	0,02	0,03
Total	100	100	100	100
Composição bromatológica ²				
Matéria seca (%)	87,98	86,91	86,03	91,04
Extrato etéreo (%)	10,85	10,71	9,43	10,06
Cinzas (%)	6,50	6,29	6,31	6,53
Proteína bruta (%)	37,01	36,55	36,75	36,89
Energia Digestível (kcal/kg) ³	3200	3200	3200	3200
Atividade enzimática da fitase ⁴	0,00	420	1147	1522

¹ Composição do suplemento vitamínico e mineral (por kg): Vit. A: 160.000 UI; Vit. D₃: 50.000 UI; Vit. E: 3.000 mg; Vit. C: 5.000 mg; Vit. K₃: 200 mg; Riboflavina: 400 mg; Ácido Pantotênico: 1.000 mg; Niacina: 2.000 mg; Vit. B₁₂: 6.000 mcg; Ácido Fólico: 120mg; Tiamina: 400 mg; Piridoxina: 300 mg; Cu: 12.001 mg; Fe: 1.200mg; Mn: 300 mg; I: 10.000 mg; Se: 2.000 mg; Zn: 1.000 mg; Ca: 6 g; Co: 2.000 mg; Colina 85 g; P: 2 g; Lisina 30 g; Mg: 1 g; Na: 2,5 g; Treonina: 25 g. (Utilizado conforme recomendação do fabricante Migplus®)

² Análises bromatológicas realizadas no Laboratório de Nutrição Animal do Departamento de Zootecnia da Faculdade de Agronomia Eliseu Maciel da Universidade Federal de Pelotas – UFPEL, Pelotas – RS.

³ Baseados nos valores propostos pelo NRC (1993) para o catfish (*Ictalurus punctatus*).

⁴ Atividade enzimática em (FTU/kg dieta) realizada no Laboratório de Análises Químicas da BASF S.A. – Guaratinguetá –SP.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os parâmetros físico-químicos da água não apresentaram variações significativas entre os tratamentos, obtendo-se como valores médios para oxigênio dissolvido (5,56mg/L), temperatura (23,18 °C), pH (8,42) e condutividade (12,96 µS/ms), mantendo-se dentro dos limites de conformidade da espécie (CARDOZO, 2000). Apesar da temperatura média observada (23,18 °C) estar próxima dos valores recomendados por PIEDRAS *et al.* 2004 (23,7 °C) para um bom desempenho de juvenis de jundiá, observou-se uma variação de ±2 °C durante o período experimental

em decorrência das variações térmicas ambientais.

O efeito da temperatura da água sobre atividade enzimática foi estudado por MASUMOTO *et al.* (2001), estes observaram que para o pré-tratamento do farelo de soja com fitase sua atividade é aumentada com a um pH de 5,5 e a uma temperatura de 37 °C. A utilização de fitase na dieta de peixes criados em baixas temperaturas ambientais pode reduzir a atividade da enzima, porém o pré-tratamento da dieta ou o aumento nos níveis da enzima poderia ser uma possível alternativa a esta perda de eficácia (CHO; BUREAU, 2001; YOO *et al.*, 2005).

A análise de variância e análise de regressão polinomial não mostrou efeito dos diferentes níveis de inclusão da enzima nas dietas para nenhuma das variáveis de desempenho e mineralização nos ossos (Tabela 2).

Esses resultados assemelham-se aos obtidos por VIELMA *et al.* (2000), que avaliaram o efeito da suplementação de 1200 FTU/kg na dieta à base de concentrado protéico de soja para truta arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*) não encontrando diferenças significativas para ganho de peso e taxa de crescimento específico. Resultados semelhantes também

foram encontrados por OLIVA-TELES *et al.* (1998) que avaliaram a utilização de dois níveis de fitase 1000 e 2000 FTU/kg para juvenis de seabass (*Dicentrarchus labrax*) verificando que, apesar de aumentar a digestibilidade do fósforo em 71,5 e 79,8%, a taxa de crescimento específico (TCE) e a conversão alimentar não diferiram estatisticamente do tratamento sem fitase. Os resultados do presente experimento concordam também com YOO *et al.* (2005), onde a suplementação de 1000 ou 2000 FTU/kg de dieta para juvenis de Korean rockfish (*Sebastes schlegeli*) não melhoraram o ganho de peso e a taxa de crescimento específico.

Tabela 2. Desempenho produtivo e deposição de minerais nos ossos de juvenis de jundiá (*Rhamdia quelen*) alimentados com níveis crescentes de fitase na dieta durante 45 dias

Variável	Fitase (FTU/kg)				P
	0	500	1000	1500	
PI (g)	12,62 ± 1,82	12,63 ± 1,99	12,56 ± 1,78	12,52 ± 1,63	-
PF (g)	15,62 ± 3,19	15,88 ± 3,68	16,76 ± 4,63	16,63 ± 4,12	0,6402
GPM (g)	2,99 ± 1,18	3,25 ± 1,11	4,19 ± 1,65	4,10 ± 1,57	0,5472
CP (cm)	9,73 ± 0,69	9,74 ± 0,69	9,85 ± 0,81	9,93 ± 0,88	0,7403
TCE (%)	0,49 ± 0,18	0,52 ± 0,16	0,66 ± 0,22	0,66 ± 0,21	0,5391
FCC	0,83 ± 0,04	0,83 ± 0,05	0,85 ± 0,05	0,85 ± 0,11	0,6129
Cinzas ossos (%)	38,28 ± 2,73	38,42 ± 1,93	40,15 ± 2,96	38,38 ± 3,74	0,835436
P-ossos (%)	7,64 ± 0,63	7,78 ± 0,43	7,83 ± 0,55	7,85 ± 0,88	0,97828
Ca-ossos (%)	79,56 ± 5,96	77,80 ± 3,81	77,25 ± 7,15	79,03 ± 10,17	0,97576
SOB (%)	100	100	100	100	-

Peso inicial (PI), peso final (PF), ganho de peso médio (GPM), comprimento padrão (CP), sobrevivência (SOB), taxa de crescimento específico (TCE), fator de condição corporal (FCC), concentração de fósforo nos ossos (P-ossos), concentração de cálcio nos ossos (Ca-ossos) e p = nível de significância.

Para o Salmão do atlântico (*Salmo salar* L.), SAJJADI e CARTER (2004) não encontraram diferença significativa para peso final e ganho de peso entre os tratamentos com ou sem 2000 FTU/kg na dieta. Os autores atribuíram tal efeito à utilização de farinha de peixe em parte da dieta.

Entretanto, a digestibilidade da proteína e a concentração do ácido fítico dos alimentos são os dois fatores que determinam a magnitude deste efeito (TEJEDOR *et al.*, 2001). Segundo GONÇALVES *et al.* (2004), a eficiência da enzima fitase em melhorar a digestibilidade dos nutrientes, e ainda, sua ação como resultado dos níveis empregados, está relacionada ao valor biológico desses alimentos, à natureza e à quantidade de ácido fítico que estes possam conter.

Como exemplo, para tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*) a suplementação da dieta com 500 UFA/kg, aumentou a digestibilidade da proteína de 88,83 para 92,59% (FURUYA *et al.*, 2001). Em outro

experimento com a mesma espécie, a suplementação de até 2.000 FTU/kg não foi suficiente para melhorar a digestibilidade da matéria seca, proteína bruta e energia do milho extrusado, do farelo de trigo, do sorgo baixo tanino, da soja extrusada e do farelo de algodão (GONÇALVES *et al.*, 2004).

Aparentemente, de acordo com a origem dos ingredientes utilizados nas dietas (quantidade de ácido fítico) e com os níveis de fitase empregados, os efeitos da enzima sobre a digestibilidade dos nutrientes e o desempenho dos animais manifestam-se com maior ou menor intensidade. Segundo RAVINDRAM (1999), a quantidade de ácido fítico em vegetais é dependente do estágio de maturação, grau de processamento, tipo de cultivar, solo e fatores climáticos. Outro fator a ser considerado é que, possivelmente, os níveis de fósforo disponível intrínseco aos ingredientes e ao suplemento mineral utilizado nas dietas experimentais podem ter garantido as exigências do mineral para esta fase de

crescimento do jundiá. No experimento realizado por FURUYA *et al.* (2001) atribuiu-se o aumento no ganho de peso, no rendimento de carcaça e na retenção de minerais nos ossos aos efeitos positivos da fitase sobre a digestibilidade da proteína e disponibilidade dos minerais (Ca e P) para tilápia-do-Nilo. Entretanto, foram utilizadas dietas sem suplementação de P inorgânico.

Segundo CHENG e HARDY (2002) o uso da fitase em dietas a base de ingredientes de origem vegetal para truta arco-íris pode reduzir ou substituir totalmente a suplementação de P e outros minerais como Ca, Mg e Mn. Segundo SAJJADI e CARTER (2004), a digestibilidade aparente do P e a mineralização dos ossos são os critérios mais sensíveis para avaliar a influência da fitase na utilização do P no salmão do Atlântico. EYA e LOVELL (1997), avaliando diferentes níveis de P disponível (0,20 a 0,60%) para o catfish de canal (*Ictalurus punctatus*), com peso de 61g não observaram diferença significativa do incremento de P na dieta sobre o ganho de peso e a conversão alimentar, recomendando a utilização de 0,20% para o crescimento desta espécie em tanques. No entanto, para tilápia-do-Nilo, MIRANDA *et al.* (2000) observaram diferença no ganho de peso pela suplementação de P mantendo a relação Ca e P 1:1; os tratamentos cujas dietas foram suplementadas com esses minerais tiveram ganho de peso médio duas vezes e meio superior.

O comprimento padrão (CP) dos juvenis de jundiá teve aumento numérico à medida que cresceram os níveis de fitase na dieta, semelhantemente ao ganho de peso, não demonstrando diferença estatística. A variável sobrevivência também não foi afetada pelos níveis de fitase na dieta, concordando com os resultados obtidos por SAJJADI e CARTER (2004) que avaliaram os efeitos da fitase na dieta do salmão do Atlântico sobre o consumo de dieta, ganho de peso e atividade da tripsina observando 100% de sobrevivência em todos os tratamentos.

De forma geral foi observado um baixo crescimento dos peixes quando comparado com os dados obtidos com trabalho desenvolvido por PIEDRAS *et al.*, 2004 que utilizaram dieta com 36% de PB para juvenis de jundiá, obtendo uma taxa de crescimento específico diário de até 3,05%, este fator provavelmente interferiu nos resultados obtidos com o uso da fitase nas condições experimentais.

A porcentagem de cinzas e a concentração de P e Ca nos ossos da medula vertebral dos juvenis de

jundiá não demonstraram diferença estatística entre tratamentos. Como a taxa de mineralização está relacionada com o crescimento ósseo, em função do baixo crescimento, houve pequeno incremento em termos de teores de cinzas, porém o resultado não foi significativo pela variação entre os dados.

Os resultados obtidos divergem de alguns estudos que verificaram aumento na concentração destes minerais nos ossos com adição de fitase na dieta (PORTZ e LIEBERT, 2004; FURUYA *et al.*, 2001; HUGUES e SOARES, 1998). Entretanto, concordam com os resultados obtidos por FORSTER *et al.* (1999), que avaliaram o efeito da suplementação de diferentes níveis de fitase (0, 500, 1500 e 4500 FTU/kg dietas a base de farelo de canola) sobre a deposição de Ca e P nos ossos da coluna vertebral para truta arco-íris não observando diferença estatística entre os tratamentos. Este resultado evidencia que os níveis de P e Ca na ração referência, sem a suplementação de enzima, atenderam às exigências de manutenção, o que também foi observado por VIELMA *et al.* (2000), em trabalho realizado com truta arco-íris, utilizando ração referência formulada com base em ingredientes de origem vegetal. Em estudo realizado por MIRANDA *et al.* (2000) com tilápia-do-Nilo, a quantidade de Ca, P e cinzas presentes nos ossos dos peixes, cujas dietas foram suplementadas com Ca e P disponível, foram superiores à dieta não-suplementada em 2,42 vezes, 17,06 e 21,72%, respectivamente.

CONCLUSÃO

A suplementação de níveis de 500 a 1500 unidades de fitase (FTU) por kg de dieta não afetou o desempenho produtivo e a retenção de minerais nos ossos dos juvenis de jundiá.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Ensino Superior (CAPES) pelo fornecimento de bolsa de estudos e a empresa BASF S.A. pela doação da enzima fitase.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- CARDOZO, L.B. 2000 *Estudo da biometria, composição corporal e composição da carcaça do jundiá (Rhamdia sp.)*. Pelotas. 65p. (Dissertação de Mestrado. Faculdade de Agronomia "Eliseu Maciel", Universidade Federal de Pelotas).
- CHENG, Z.J. e HARDY, R.W. 2002 Effect of microbial phytase on apparent nutrient digestibility of barley,

- canola meal, wheat and wheat middlings, measured in vivo using rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Aquaculture Nutrition*, 8: 271-277.
- CHO, C.Y. e BUREAU, D.P. 2001 A review of diet formulation strategies and feeding systems to reduce excretory and feed wastes in aquaculture. *Aquaculture Research*, 32(1): 349-360.
- EYA, J.C. e LOVELL, R.T. 1997 Available phosphorus requirements channel catfish (*Ictalurus punctatus*) diets in ponds of food-size fed practical. *Aquaculture*, Amsterdam, 154: 283-291.
- FERREIRA, A.A.; NUÑER, A.P.O.; LUZ, R.K.; TATAJE, D.A.R.; ESQUIVEL, J.R.; RESTREPO, J.B. 2001 Avaliação qualitativa e quantitativa do sêmem do jundiá, *Rhamdia quelen*. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 27(1): 57-60.
- FORSTER, I.; HIGGS, D.A.; DOSANJH, B.S.; ROWSHANDELI, M.; PARR, J. 1999 Potential for dietary phytase to improve the nutritive value of canola protein concentrate and decrease phosphorus output in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) held in 118C fresh water. *Aquaculture*, Amsterdam, 179: 109-125.
- FURUYA, W.M.; GONÇALVES, G.S.; FURUYA, V.R.B.; HAYASHI, C. 2001 Fitase na alimentação da tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*). Desempenho e digestibilidade. *Revista Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, 30 (3): 924-929.
- GONÇALVES, G.S.; PEZZATO, L.E.; BARROS, M.M.; HISANO, H.; FREIRE, E. de S.; FERRARI, J.E.C. 2004 Digestibilidade aparente e suplementação de fitase em alimentos vegetais para tilápia-do-Nilo. *Acta Scientiarum Animal Sciences*, Maringá, 26(3): 313-321.
- HUGHES, K.P. e SOARES JR, J.H. 1998 Efficacy of phytase on phosphorus utilization in practical diets fed to striped bass *Morone saxatilis*. *Aquaculture Nutrition*, 4: 133-140.
- MARTINS, B.A.B. 2003 *Determinação da biodisponibilidade relativa do fósforo para frangos de corte em farelo de trigo, soja integral tostada e soja integral extrusada com e sem a adição de fitase microbiana à dieta*. Pirassununga, 150p. (Dissertação de Mestrado. Faculdade de Medicina Veterinária e Zootecnia da Universidade de São Paulo).
- MASUMOTO, T.; TAMURA, B.; SHIMENO, S. 2001 Effects of phytase on bioavailability of phosphorus in soybean meal-based diets for Japanese flounder *Paralichthys olivaceus*. *Fisheries science*, 67:1075-1080.
- MIRANDA, E.C.; PEZZATO, A.C.; PEZZATO, L.E.; GRANER, C.F.; ROSA, G.J.; PINTO, L.G.Q. 2000 Relação cálcio/fósforo disponível em rações para tilápia-do-Nilo (*Oreochromis niloticus*). *Revista Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, 29(6): 2162-2171.
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL - NRC 1993 *Nutrient requirements of fish*. Washington: National Academic Press, 114p.
- OLIVA-TELES, A.; PEREIRA, J.P.; GOUVEIA, A.; GOMES, E. 1998 Utilisation of diets supplemented with microbial phytase by seabass (*Dicentrarchus labrax*) juveniles. *Aquatic Living Resources*, 11(4): 255-259.
- OVERTURE, K.; RABOY, V.; CHENG Z.J.; RHARDY R.W. 2003 Mineral availability from barley low phytic acid grains in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) diets. *Aquaculture Nutrition*, 9: 239-246.
- PIEDRAS, S.R.N.; MORAES, P.R.R.; POUHEY, J.L.O.F. 2004 Crescimento de juvenis de Jundiá (*Rhamdia quelen*), de acordo com a temperatura da água. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, 30(2): 177-182.
- PORTZ, L. e LIEBERT, F. 2004 Growth, nutrient utilization and parameters of mineral metabolism in Nile tilapia *Oreochromis niloticus* (Linnaeus, 1758) fed plant-based diets with graded levels of microbial phytase. *Jornal Animal Physiology and Animal Nutrition*, 88: 311-320.
- RAVINDRAN, V. 1999 Occurrence of phytic acid in plant feed ingredients. In: COELHO, M.B. and KORNEGAY, E.T. (Ed.) *Phytase in animal nutrition and waste management*. 2 ed. BASF Reference Manual, p.85-89.
- SAJJADI, M. e CARTER, C.G. 2004 Effect of phytic acid and phytase on feed intake, growth, digestibility and trypsin activity in Atlantic salmon (*Salmo salar*, L.). *Aquaculture Nutrition*, 10: 135-142.
- SALES, j.; BRITZ, P.J.; VILJOEN, J. 2003 Dietary phosphorus leaching and apparent phosphorus digestibility from different inorganic phosphorus

- sources for South African abalone (*Haliotis midae* L.). *Aquaculture Nutrition*, 9: 169-174.
- SAS Institute Inc. 1999 System for Microsoft Windows, Release 6.12, Cary, NC., USA, 1 CD ROM.
- SILVA, O.J. e QUEIROZ, A.C. 2004 *Análise de alimentos: métodos químicos e biológicos*. 3. ed. Viçosa: Universidade Federal de Viçosa. 235p.
- STOREBAKKEN, T.; SHEARER, K.D.; ROEM, A.J. 1998 Availability of protein, phosphorus and other elements in fish meal, soy-protein concentrate and phytase-treated soy-protein-concentrate-based diets to Atlantic salmon, *Salmo salar*. *Aquaculture*, Amsterdam, 161: 365-379.
- TEDESCO, J.N.; GIANELLO, C.; BIASSINI, C.A.; BOHNEN, H.I.; VOLKWEISS, S. 1995 *Análises de solos, plantas e outros materiais*. Porto Alegre: Departamento de Solos da Faculdade de Agronomia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 174p.
- TEJEDOR, A.A.; ALBINO, L.F.T.; ROSTAGNO, H.S.; LIMA, C.A.R de; VIEITES, F.M. 2001 Efeito da Adição da enzima fitase sobre o desempenho e a digestibilidade ileal de nutrientes. *Revista Brasileira de Zootecnia*, Viçosa, 30(3).
- VAN WEERD, J.H.; KHALAF, K.H.A.; AARTSEN, F.J.; TIJJSSEN, P.A.T. 1999 Balance trials with African catfish *Clarias gariepinus* fed phytase-treated soybean meal-based diets. *Aquaculture Nutrition*, 5: 135-142.
- VIELMA, J.; MAKINEN, T.; EKHOLM, P.; KOSKELA, J. 2000 Influence of dietary soy and phytase levels on performance and body composition of large rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and algal availability of phosphorus load. *Aquaculture*, Amsterdam, 183: 349-62.
- VIELMA, J.; RUOHONEN, K.; PEISKER, M. 2002 Dephosphorylation of two soy proteins increases phosphorus and protein utilization by rainbow trout, *Oncorhynchus mykiss*. *Aquaculture*, Amsterdam, 204: 145-156.
- YOO, G.Y.; WANG, X.; CHOI, S.; HAN, K.; KANG, J.C.; BAI, S.C. 2005 Dietary microbial phytase increased the phosphorus digestibility in juvenile Korean rockfish *Sebastes schlegelii* fed diets containing soybean meal. *Aquaculture*, Amsterdam, 243: 315-322.

USO DE HIDRÓXIDO DE CÁLCIO NO CONTROLE DE VIBRIONÁCEAS EM VIVEIROS DE CULTIVO DO CAMARÃO *Litopenaeus vannamei* EM SANTA CATARINA

José Luiz Pedreira MOURIÑO^{1,6}; Celso Carlos BUGLIONE Neto²; Felipe do Nascimento VIEIRA³; Cristina RAMIREZ⁴; Walter Quadros SEIFFERT¹; Maurício Laterça MARTINS⁵; Fabiola Santiago PEDROTTI²; Rodrigo SCHVEITZER¹

RESUMO

As doenças de origem bacteriana, principalmente aquelas causadas por organismos do gênero *Vibrio*, são responsáveis por perdas econômicas significativas na indústria de camarões. Este trabalho objetivou determinar a concentração de hidróxido de cálcio [Ca(OH)₂] capaz de inibir *in vitro* o crescimento de *Vibrio harveyi*, e testar *in vivo* sua utilização em viveiros de cultivo. Para o experimento *in vitro* utilizaram-se frascos com meio de cultura BHI (Brain Heart Infusion), o qual foi suplementado com Ca(OH)₂ em quatro diferentes concentrações: 0; 0,018 g/L; 0,025 g/L; 0,036 g/L, inoculado com 1,2x10¹¹ unidades formadoras de colônias (UFC)/mL e incubado por 24 h com agitação contínua. Nos quatro tratamentos, o crescimento bacteriano foi estimado por contagem total de colônias em placas, pelo método de diluições sucessivas (1/10). Para o experimento em viveiros utilizou-se Ca(OH)₂ na concentração de 0,018 g/L, adicionado de forma fracionada durante três dias de cultivo. A concentração de bactérias totais em meio de cultura Agar Marine e de vibriões em meio de cultura TCBS (Thiosulfate-Citrate-Bile Salts-Sucrose) foi avaliada por contagem total de colônias em placas, antes e 48 h após a aplicação do hidróxido de cálcio. Após a aplicação do hidróxido de cálcio, a concentração de vibriões diminuiu ($p < 0,05$) de 4,36±0,1 (log UFC/mL±DP) para 3,07±0,36 (log UFC/mL±DP), não sendo, porém, observado decréscimo significativo da concentração de bactérias totais. Desta forma, evidenciou-se que Ca(OH)₂ pode ser utilizado no controle de vibrioses em sistemas de cultivo.

Palavras-chave: *Vibrio*; *Litopenaeus vannamei*; hidróxido de cálcio

CONTROL OF *Vibrio* sp. USING CALCIUM HYDROXIDE IN POND OF SHRIMP (*Litopenaeus vannamei*) CULTURE IN SANTA CATARINA

ABSTRACT

Bacterial diseases, mainly those caused by bacteria of the *Vibrio* genus, are responsible for significant economic losses in the shrimp production. This study aimed to verify the concentration of calcium hydroxide [Ca(OH)₂] able to inhibit growth of *Vibrio harveyi* *in vitro*, and also to test *in vivo* its use in culture ponds. For the *in vitro* experiment, bottles were used with BHI culture medium (Brain Heart Infusion) supplemented with Ca(OH)₂ in four different concentrations (0; 0.018 g/L; 0.025 g/L and 0.036 g/L), inoculated with 1.2 x 10¹¹ CFU/mL and incubated for 24 h

Nota Científica: Recebida em 21/8/2006 – Aprovada em 29/3/2007

¹ Laboratório de Camarões Marinhos (LCM), CCA, Universidade Federal de Santa Catarina
e-mail: mourino@lcm.ufsc.br

² Graduando em Engenharia de Aqüicultura, CCA, Universidade Federal de Santa Catarina

³ Mestrando em Aqüicultura, Universidade Federal de Santa Catarina

⁴ Universidad Del Valle, Calle 13, no 100-00, Cali, Colombia - e-mail: crisramil@gmail.com

⁵ Laboratório de diagnóstico e Patologia Aquática, CCA, Universidade Federal de Santa Catarina
e-mail: mlaterca@cca.ufsc.br

⁶ Endereço/Address: Universidade Federal de Santa Catarina, Laboratório de Camarões Marinhos
Rua Beco dos Coroas, fundos – Barra da Lagoa, Florianópolis, Santa Catarina, CEP: 88062-601

under continuous agitation. The bacterial growth in the treatments was estimated by total counting of colonies in plates by successive dilutions (1/10). For the experiment in culture ponds, calcium hydroxide in the concentration of 0.018 g/L was applied for three consecutive days. Total counting of colonies in Marine agar and TCBS (Thiosulfate-Citrate-Bile Salts-Sucrose) plates was done before and 48 h after calcium hydroxide application. The *Vibrio* concentration decreased significantly after the application, from 4.36 ± 0.1 (log UFC/mL \pm DP) to 3.07 ± 0.36 (log UFC/mL \pm DP). However, significant decrease in the concentration of total bacteria was not observed. In this way, it was evidenced that Ca(OH)_2 can be used in the control of *Vibrio* spp. in rearing systems.

Key words: *Vibrio*; *Litopenaeus vannamei*; calcium hydroxide

INTRODUÇÃO

As doenças são responsáveis por perdas econômicas significativas na indústria de camarões. Com a evolução das técnicas de identificação de microrganismos, constatou-se que as bactérias que causam infecções presentes em organismos aquáticos são predominantemente Gram-negativas (LIGHTNER e REDMAN, 1998).

Dentre as bactérias patogênicas que afetam o camarão, destacam-se as do gênero *Vibrio*. A septicemia provocada por vibriose é caracterizada pelos sinais clínicos de estresse, como musculatura abdominal opaca, anorexia, expansão dos cromatóforos e presença de necroses (SONG *et al.*, 1993). Este grupo de bactérias tem causado mortalidades em larviculturas e na engorda de camarões em diferentes países (ABRAHAM e PALANIAPPAN, 2004). *Vibrio harveyi* é um dos agentes infecciosos responsável pela “doença luminescente” em camarões, que causa grandes perdas nessas atividades (RUANGPAN *et al.*, 1999).

Os vibriões são encontrados normalmente na flora intestinal de camarões saudáveis, e a ocorrência de doenças é resultado de predisposição dos camarões ao estresse, combinada com a presença de alguma cepa de *Vibrio* oportunista (LIGHTNER e REDMAN, 1998).

Para o controle destas enfermidades, a profilaxia com antibióticos tem sido a estratégia mais utilizada em carcinicultura (SKJERMO e VADSTEIN, 1999). Porém, o uso massivo de antibióticos tende a selecionar cepas de bactérias resistentes aos mesmos (HOLMSTRÖM *et al.*, 2003).

Uma medida profilática comum na aquicultura asiática é a aplicação de hidróxido de cálcio [Ca(OH)_2] em viveiros de cultivo para combater doenças e melhorar a qualidade de água (FAIRWEATHER, 1999). Segundo CHINABUT (1994), o hidróxido de cálcio tem ação sanitizante, e sua aplicação em

viveiros de peixes durante mortalidades foi eficaz no controle destas.

Este trabalho objetivou determinar *in vitro* a dosagem inibitória de hidróxido de cálcio sobre *Vibrio harveyi* e vibriões de viveiros de cultivo do camarão *Litopenaeus vannamei*.

MATERIAL E MÉTODOS

Para o teste *in vitro* foram utilizados frascos com 200 mL de meio de cultura BHI (Brain Heart Infusion) ao qual foi adicionado hidróxido de cálcio em quatro diferentes concentrações: 0; 0,018; 0,025; 0,036 g/L, com quatro repetições cada uma. Após esta preparação, em cada frasco, o meio de cultura foi inoculado com $1,2 \times 10^{11}$ UFC/mL (unidades formadoras de colônia por mL) de *V. harveyi* (U.H. 2343) e, a seguir, incubado por 24 h em banho microprocessado, com agitação contínua e à temperatura de 28 °C. Passado este período, o crescimento de *V. harveyi* em todos os tratamentos foi estimado pela contagem do número total de colônias formadas nas placas. Para isto, o material de cada frasco, após diluições sucessivas (1/10 até a diluição 10^{-8}), foi semeado em placas de Agar TCBS (Thiosulfate-Citrate-Bile Salts-Sucrose:meio para crescimento de vibriões) e incubado a 30 °C por 24 h, para posterior contagem do número de colônias formadas.

Foram utilizados três viveiros de terra de 1,5 ha cada um, localizados em Laguna, Santa Catarina. Os viveiros foram povoados com 15 camarões/m² com peso médio aproximado de 2 gramas. Amostras de água foram coletadas próximo às comportas de escoamento e, após diluições sucessivas (1/10 até a diluição 10^{-5}), semeadas em meio de cultura Agar Marine, para contagem total de bactérias, e em Agar TCBS (Thiosulfate-Citrate-Bile Salts-Sucrose), para contagem total de organismos do gênero *Vibrio*. Após a contagem, aplicou-se Ca(OH)_2 na concentração de 60 kg/ha.dia, de forma homogênea por toda a

superfície do viveiro durante três dias consecutivos (totalizando a concentração de 0,018 g/L ou 180 kg/ha). Passadas 48 h da aplicação de $\text{Ca}(\text{OH})_2$, novas amostras de água foram coletadas, sendo repetido o procedimento descrito anteriormente.

Para ambos os experimentos, os valores obtidos apresentaram heterogeneidade de variância pelo teste de Bartlett, sendo transformados para logaritmo (\log_{10}), para homogeneização das variâncias. Para o experimento *in vitro* foi realizada análise de variância, para verificar a existência ou não de diferenças significativas entre os tratamentos, e posteriormente o teste de separação de médias SNK. Para o experimento em viveiros, utilizou-se o t-teste para avaliar a ocorrência de diferenças significativas entre as contagens de bactérias antes e após a aplicação de hidróxido de cálcio.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Observou-se que o hidróxido de cálcio tem a capacidade de inibir, *in vitro*, o crescimento de *Vibrio harveyi*. A concentração de 0,036 g/L de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ proporcionou a maior inibição de *Vibrio harveyi* ($7,63 \pm 0,30 = \log \text{UFC/mL}$), seguida pela concentração de 0,025 g/L ($8,16 \pm 0,09 = \log \text{UFC/mL}$), que não diferiu da concentração 0,018 g/L ($8,39 \pm 0,37 = \log \text{UFC/mL}$). No frasco em que não se adicionou $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ao meio de cultura, observou-se maior crescimento bacteriano: $11,03 \pm 0,02 = \log \text{UFC/mL}$ (Tabela 1).

Tabela 1. Efeito inibitório *in vitro* de diferentes concentrações de hidróxido de cálcio (g/L) aplicado ao meio de cultura BHI sobre o crescimento de *Vibrio harveyi*. (UFC=Unidade Formadora de Colônia)

Concentração de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ no meio de cultura	UFC/mL 24 h após a aplicação de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ($\log x \pm \text{DP}$)
0	$11,03 \pm 0,02$ a*
0,018	$8,39 \pm 0,37$ b
0,025	$8,16 \pm 0,09$ b
0,036	$7,63 \pm 0,30$ c

* Letras distintas indicam diferença significativa pelo SNK ($p < 0,05$).

A inibição do crescimento de *V. harveyi* por hidróxido de cálcio pode estar relacionada à capacidade deste composto em inibir a ação de enzimas bacterianas, gerando efeito antimicrobiano e ativando enzimas teciduais, como a fosfatase alcalina, e conduzindo ao efeito de melanização ou cicatrização.

Vários trabalhos evidenciaram a participação ativa de íons cálcio no processo de mineralização (PASHLEY *et al.*, 1986; SEUX *et al.*, 1991; WAKABAYASHI *et al.*, 1993). Ao entrar em contato com a água, o hidróxido de cálcio libera íons hidroxila, os quais, segundo SAFAVI e NICHOLS (1994), agem sobre as bactérias Gram-negativas, hidrolisando os lipopolissacarídeos da parede celular bacteriana e, assim, degradando o lipídio A e ocasionando a lise celular. ESTRELA *et al.* (2001) demonstraram efeito semelhante de inibição, causado pelo hidróxido de cálcio *in vitro*, sobre outros microrganismos, tais como *Micrococcus luteus* (ATCC 9341); *Staphylococcus aureus* (ATCC6538); *Pseudomonas aeruginosa* (ATCC 27853); *Fusobacterium nucleatum* (ATCC 25586); *Escherichia coli* e *Streptococcus sp.*

No experimento em viveiros, a concentração de 0,036 g/L de hidróxido de cálcio foi excluída, devido à ação floculante do hidróxido quando em altas concentrações (VINATEA, 2004), o que poderia provocar a precipitação de todas as microalgas presentes na água do viveiro. Como a concentração 0,018 g/L (180 kg/ha) não diferiu significativamente da concentração 0,025 g/L (250 kg/ha) quanto à inibição *in vitro*, utilizou-se a primeira por ser economicamente mais viável em larga escala.

A aplicação de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ na água dos viveiros de camarão reduziu significativamente a carga de vibriónáceas, tanto as sacarose-positivas quanto as negativas, não reduzindo, porém, a carga de bactérias totais no viveiro de cultivo (Tabela 2).

O hidróxido de cálcio atua contra todos os tipos de microrganismos, dentre eles, os aeróbios, microaerófilos e anaeróbios, inativando sistemas enzimáticos presentes na membrana citoplasmática, com a subsequente alteração de mecanismos biológicos dependentes da membrana, e promovendo efeitos tóxicos e lesivos às células microbianas (ESTRELA *et al.* 1995). Os resultados obtidos neste trabalho, porém, sugerem que o hidróxido de cálcio pode estar agindo de maneira seletiva, reduzindo de forma mais eficiente a população de vibriónáceas da água.

Como constatado neste trabalho, o hidróxido de cálcio possui propriedades que possibilitam seu emprego na aquicultura, em razão de sua eficácia antimicrobiana. A efetividade antimicrobiana conferida pela aplicação do hidróxido de cálcio pode proporcionar aumento expressivo do índice de sucesso de seu uso no tratamento de necroses causadas por vibriónáceas.

Tabela 2. Concentração de bactérias na água de viveiros de cultivo de camarão marinho (*Litopenaeus vannamei*) antes e 48 h após a aplicação de Ca(OH)₂

População	UFC/mL ± DP, antes da aplicação de Ca(OH) ₂ (log UFC/mL ± DP)	UFC/mL ± DP, 48 h após aplicação de Ca(OH) ₂ (log UFC/mL ± DP)
Colônias verdes em TCBS	4,13 ± 0,067 a*	2,64 ± 0,427 b
Colônias amarelas em TCBS	3,94 ± 0,24 a	2,86 ± 0,327 b
TCBS total	4,36 ± 0,10 a	3,07 ± 0,36 b
Contagem total em Agar Marine	4,48 ± 0,62 a	3,57 ± 0,96 a

* Letras distintas indicam diferença significativa pelo t-teste (p < 0,05).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAHAM, T.J. e PALANIAPPAN, R. 2004 Distribution of luminous bacteria in semi-intensive penaeid shrimp hatcheries of Tamil Nadu, India. *Aquaculture*, Amsterdam, 232(4): 81-90.
- CHINABUT, S. 1994 EUS in Thailand. In: ROBERTS, R.J.; CAMPBELL, B.; MACREA, I.H. (Ed.). *Proceedings of the ODA Regional Seminar on Epizootic Ulcerative Syndrome*. Bangkok. p.58-60.
- ESTRELA, C.; SYDNEY, G.B.; BAMMANN, L.; FELIPE, O. 1995 Mechanism of the action of calcium and hydroxyl ions of calcium hydroxide on tissue and bacteria. *Brazilian Dental Journal*, Ribeirão Preto, 6(2): 85-90.
- ESTRELA, C.; BAMMANN, L.L.; PIMENTA, F.C.; PÉCORÁ, J.D. 2001 **Control of microorganisms in vitro by calcium hydroxide pastes**. *International Endodontic Journal*, London, 34(5): 341-345.
- FAIRWEATHER, D.J. 1999 *Development of a bath challenge system to study component causes, and preventive treatments, of epizootic ulcerative syndrome (eus) in snakehead fish (Channa striata)*. Plymouth. 88p. (Dissertação de Mestrado. Universidade de Plymouth).
- HOLMSTRÖM, K.; GRASLUND, S.; WAHLSTROM, A.; POUNGSHOMPOO, S.; BENGTSSON, B.E.; KAUTSKY, N. 2003 Antibiotic use in shrimp farming and implications for environmental impacts and human health. *International Journal of Food Science and Technology*, Oxford, 38(3): 255-266.
- LIGHTNER, D.V. e REDMAN, R.M. 1998 Shrimp diseases and current diagnostic methods. *Aquaculture*, Amsterdam, 164(4): 201-220.
- PASHLEY, D., KALATHOOR, S., BURNHAM, D. 1986 The effects of calcium hydroxide on dentin permeability. *Journal of Dental Research*, 65(3): 417-420. RUANGPAN, L.; DANAYADOL, Y.; DIREKBUSARAKOM, S.; SIURAIRATANA, S.; FLEGEL, T. 1999 Lethal toxicity of *Vibrio harveyi* to cultivated *Penaeus monodon* induced by a bacteriophage. *Diseases of Aquatic Organisms*, Oldendorff, 35: 195-201.
- SAFAVI, K. e NICHOLS, F.C. 1994 Alteration of biological properties of bacterial lipopolysaccharide by calcium hydroxide treatment. *Journal of Endodontics*, Baltimore, 20(3): 127-129.
- SEUX, D.; COUBLE, M.L.; HARTMANN, D.J.; GAUTHIER, J.P.; MAGLOIRE, H. 1991 Odontoblast like cytodifferentiation of human pulp cells in vitro in the presence of a calcium hydroxide contaminating cement. *Archives of Oral Biology*, 36(2): 117-128.
- SKJERMØ, J. e VADSTEIN, O. 1999 Techniques for microbial control in the intensive rearing of marine larvae. *Aquaculture*, Amsterdam, 177(1-4): 333-343.
- SONG, Y.L.; CHENG, W.; WANG, C.H. 1993 Isolation and characterization of *Vibrio damsela* infections for cultured shrimp in Taiwan. *Journal of Invertebrate Pathology*, Nova York, 61(1): 24-31.
- VINATEA, L. 2004 *Princípios químicos de qualidade da água em aquicultura: uma revisão para peixes e camarões*. 2. ed. Florianópolis: Editora da UFSC. 231p.
- WAKABAYASHI, H.; HORIKAWA, M.; FUNATO, A.; ONODERA, A.; MATSUMOTO, K. 1993 Bio-microscopical observation of dystrophic calcification induced by calcium hydroxide. *Endodontics and Dental Traumatology*, Copenhagen, 9(4): 105-111.

IMPACTO DAS ATIVIDADES DE AQUICULTURA E SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS - RELATO DE CASO*

Gustavo Gonzaga HENRY-SILVA¹ e Antonio Fernando Monteiro CAMARGO²

RESUMO

Os efluentes de aquicultura são ricos em nitrogênio, fósforo e matéria orgânica que contribuem para a eutrofização dos corpos de água receptores, além de ocasionarem redução ou alteração da biodiversidade. Para minimizar tais impactos é importante formular dietas com maior digestibilidade e com menor quantidade de nutrientes e efetuar o manejo correto das criações. Além disso, há a necessidade do tratamento dos efluentes visando atender a exigência das novas legislações e as pressões de órgãos ambientais e da própria sociedade. Esta revisão sobre as atividades de aquicultura e sobre os seus impactos ambientais está dividida em quatro partes principais. A primeira parte enfoca os efeitos da aquicultura sobre o ambiente, através do consumo de matéria e energia. A segunda é sobre como a aquicultura pode afetar diretamente o ambiente, principalmente através do lançamento de efluentes. A terceira aborda os sistemas de tratamento de efluentes de aquicultura com macrófitas aquáticas. A quarta demonstra como aquicultura pode ser desenvolvida de forma sustentável.

Palavras-Chave: aquicultura, poluição aquática, impacto ambiental, efluente, macrófitas aquáticas.

AQUACULTURE IMPACT AND TREATMENT SYSTEMS OF EFFLUENTS WITH AQUATIC MACROPHYTES

ABSTRACT

Aquaculture effluents are enriched by nitrogen, phosphorus and organic matter and contribute to increase eutrophication of the receiving water bodies and reduction or change in biodiversity. To reduce effluent loading is important to formulate highly digestible diets with lower nutrient levels. In addition, it is necessary to treat effluents to attend to new legislation demands and the pressure of environmentalist. This review of the aquaculture activities and its impacts on the environmental is divided into fourth main subjects. The first is the way in which aquaculture affects the environmental through the consumption of materials and energy. The second is how aquaculture can affect the environmental directly, particularly through the effluents. The third is on the systems for treatment of aquaculture effluents with aquatic macrophytes. The fourth part is how aquaculture can be developed of sustainable form is on the systems for treatment of aquaculture effluents with aquatic macrophytes.

Key-Words: aquaculture, aquatic pollution, environmental impact, effluent, aquatic macrophytes.

Nota Científica: Recebido em: 19/01/2007; Aprovado em: 22/08/2007

¹ Departamento de Ciências Animais; UFERSA/CAUNESP; BR 110, Km 110; 59625-900; Mossoró - RN - Brasil.
E-mail: gustavo@ufersa.edu.br

² Departamento de Ecologia; UNESP/CAUNESP; C. P. 199; 13506-900; Rio Claro - SP - Brasil.
E-mail: afmc@rc.unesp.br

* Projeto financiado pela FAPESP (Processo: 02/04131-8).

A AQUICULTURA COMO ECOSISTEMA

A aceitação dos sistemas de criação de organismos aquáticos como um ecossistema proporciona condições adequadas para o seu manejo e para a compreensão holística de suas interações com o ambiente. O ecossistema pode ser conceituado como qualquer unidade que engloba todos os organismos que funcionam em associação, interagindo com o ambiente físico de tal forma que o fluxo de energia produza estruturas bióticas claramente definidas e uma ciclagem de nutrientes entre as partes vivas e não vivas (ODUM, 1988).

Os agroecossistemas, incluindo a agricultura e a aquicultura, diferem dos ecossistemas naturais em três aspectos básicos. O primeiro aspecto diz respeito à existência de entrada de energia auxiliar, além da energia solar. Esta energia suplementar está sob controle do homem, consistindo em trabalho humano e animal, fertilizantes, ração, água de abastecimento, medicamentos e combustível para movimentar a maquinaria. O segundo aspecto refere-se à pequena diversidade de organismos aquáticos, objetivando maximizar a produção de apenas algumas espécies de maior valor comercial. O terceiro aspecto aborda a seleção artificiais a que as plantas e os animais cultivados geralmente são submetidos, também com o intuito de aumentar a produção e, conseqüentemente, o lucro obtido com a comercialização desses organismos.

A aquicultura, independente da intensidade de produção, pode ser classificada como um ecossistema que depende da energia solar, com subsídios antropogênicos. Os tanques, viveiros, aquários, lagos, açudes, e mesmo os próprios organismos cultivados nestes ecossistemas podem ser considerados sistemas termodinâmicos abertos, fora do equilíbrio, que trocam continuamente energia e matéria com o ambiente para diminuir a entropia interna. Para compreender melhor esta afirmação, é necessário analisar alguns conceitos fundamentais sobre a energia nos sistemas ecológicos. O comportamento da energia, que pode ser definida simplesmente como a capacidade de realizar trabalho, está subordinado as duas leis da termodinâmica. A primeira lei, ou a lei da conservação de energia define que a energia pode ser transformada de um tipo em outro, mas não pode ser criada nem destruída. Assim, quando é fornecida uma ração para o peixe, este alimento contém determinada quantidade de energia, geralmente expressa em quilocaloria (kcal), que pode

ser transformada em biomassa, em calor (respiração) ou mesmo eliminada ou armazenada. A segunda lei da termodinâmica expõe que nenhum processo que necessita da transformação de energia ocorrerá espontaneamente, a não ser que exista a degradação da energia de uma forma concentrada para outra mais dispersa. É importante ressaltar, que qualquer tipo de energia sempre irá se dispersar em energia térmica não disponível, assim sendo, aquela ração fornecida para o peixe não terá 100% de sua energia convertida em biomassa animal, visto que parte será utilizada na manutenção das atividades metabólicas básicas, enquanto que outra será eliminada caso não seja assimilada pelo organismo (ODUM, 1993).

As atividades de aquicultura, que são dependentes do aporte de nutrientes e de energia para a manutenção de sua produtividade, produzem resíduos e efluentes que necessitam ser removidos, no intuito de equilibrar o sistema e para evitar que o mesmo entre em declínio. Estes poluentes em potencial, não são resultantes exclusivamente da ineficiência do ser humano em explorar o ambiente, mas também resultado dos processos que sustentam a vida, assim como descrito pelas leis da termodinâmica. Desta forma, o manejo ambiental, incluindo a remoção dos poluentes, é um aspecto essencial para a sustentabilidade das próprias atividades de aquicultura (HENRY-SILVA and CAMARGO, 2006).

IMPACTOS DOS EFLUENTES DE AQUICULTURA

A aquicultura pode ser implementada em vários níveis de produção, sendo que as características dos efluentes dependem basicamente da qualidade da água de abastecimento, da qualidade e da quantidade dos alimentos fornecidos, do tempo de residência do efluente dentro dos sistemas de criação, das espécies criadas, da densidade de estocagem e da biomassa dos organismos (SHILO e RIMON, 1982; BAIRD *et al.*, 1996). Em sistemas extensivos de criação, a característica do efluente gerado tende a ser semelhante da água captada para abastecimento de tanques e viveiros, especialmente quando o tempo de retenção da água é longo (STICKNEY, 1979). Entretanto, conforme a produção de organismos aquáticos aumenta, a tendência é que os impactos negativos sobre o ambiente também se intensifiquem. Segundo a Resolução CONAMA nº 001, de 23 de janeiro de 1986 existe a obrigatoriedade da elaboração de estudo de impacto ambiental e do relatório de impacto ambiental (RIMA) para as

atividades modificadoras do meio ambiente, como por exemplo, a aqüicultura.

Os impactos da aqüicultura podem ser classificados como interno, local ou regional. Os impactos internos são aqueles que interferem no próprio sistema de criação, como por exemplo, a redução de oxigênio dissolvido em um viveiro de piscicultura. Já os impactos locais se estendem a um quilômetro à jusante da descarga dos efluentes. Os efeitos sobre os ambientes aquáticos, com uma escala espacial de vários quilômetros, são considerados impactos regionais (SILVERT, 1992).

Os principais impactos dos efluentes das atividades de aqüicultura sobre os ecossistemas aquáticos são: o aumento das concentrações de nitrogênio e fósforo na coluna d'água e o acúmulo de matéria orgânica nos sedimentos (MIREs, 1995; BARDACH, 1997; MIDLEN and REDDING, 1998). Essa disponibilidade de nutrientes nos ambientes límnicos tende a favorecer o aumento da comunidade fotoplancônica, alterando a dinâmica do oxigênio

dissolvido. Durante o dia a atividade fotossintética desses vegetais proporciona o acréscimo de oxigênio, que ao ultrapassar o equilíbrio de saturação pode ocasionar embolia gasosa nos organismos aquáticos. Por outro lado, durante a noite e no início da manhã a excessiva respiração do fitoplâncton pode ocasionar o consumo por completo do oxigênio dissolvido e, conseqüentemente, a morte da maioria dos organismos heterotróficos.

O nitrogênio dos efluentes das atividades de aqüicultura provém principalmente da proteína das rações, sendo que parte é excretada pelos organismos na forma de amônia, enquanto o restante é eliminado pelas fezes na forma de nitrogênio orgânico. Estimativas indicaram que as taxas de excreção de nutrientes por peixes mantidos por uma dieta com 35-40% de proteína e, com conversão alimentar de 1:1,5 são de aproximadamente 0,025 kg de nitrogênio e 0,033 kg de fósforo/kg de biomassa produzida (COCHAVA *et al.*, 1990). A Figura 1 mostra o fluxo de nitrogênio e fósforo da ração nos diferentes

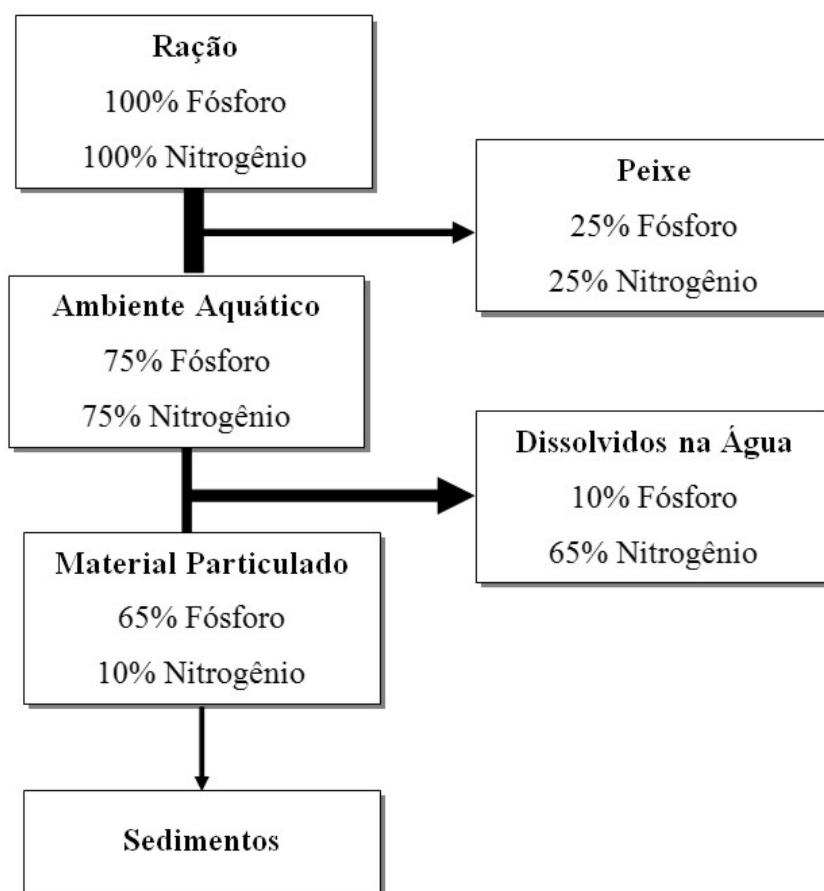


Figura 1. Fluxo de bioelementos em tanques redes com salmonídeos. Baseado na taxa de conversão alimentar de 1,5 (matéria seca). Fonte: BERGHEIM *et al.* (1991).

compartimentos do ambiente aquático.

BACCARIN (2002), avaliando o impacto ambiental da produção de tilápia do Nilo sob diferentes manejos alimentares, verificou que com o incremento da biomassa dos peixes ocorreu uma redução gradativa dos teores de oxigênio dissolvido e o aumento dos valores de turbidez e de material em suspensão do efluente, independente da dieta fornecida. Este fato foi associado ao aumento do arraçoamento, ao aumento dos dejetos e à decomposição da matéria orgânica. HENRY-SILVA (2001) também observou que o aumento do fornecimento de ração associado ao crescimento dos peixes incrementou as concentrações de nutrientes

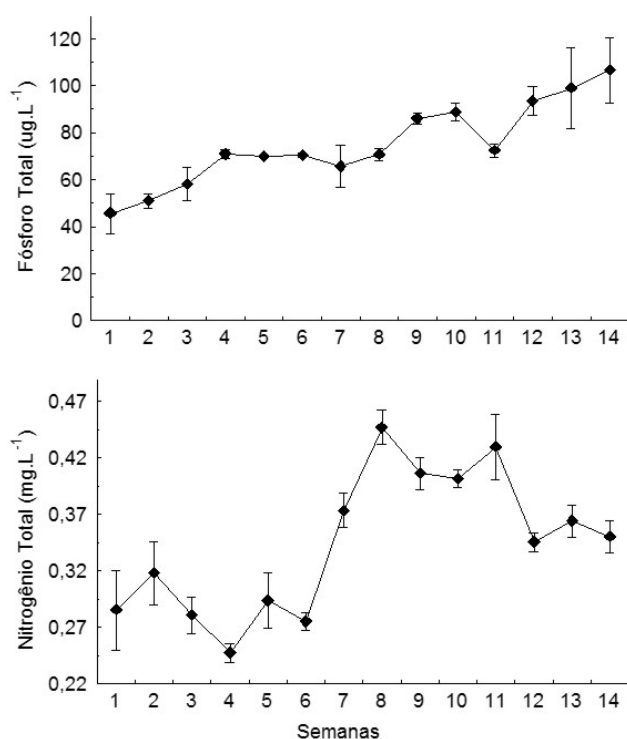


Figura 2. Valores médios e desvios padrão de nutrientes no efluente de criação de tilápia do Nilo (*O. niloticus*) durante 14 semanas. O peso médio inicial das tilápias foi de 24 g/indivíduo, atingindo ao final do experimento o peso médio de 290 g/indivíduo e com o ganho de peso total de 580 kg (Fonte: HENRY-SILVA, 2001).

no efluente gerado (Figura 2).

PERSSON (1991), ao analisar o impacto da implantação de tanques-redes com truta arco-íris em um lago da Suécia, constatou que os efluentes e os resíduos originários desta atividade proporcionaram uma considerável degradação do ambiente aquático, tornando o hipolimnion anóxico em decorrência da

decomposição da matéria orgânica. A agravante é que sob estas condições o fosfato, antes imobilizado nos sedimentos em função da barreira proporcionada pela camada oxidada, tornou-se disponível na coluna d'água, aumentando a produção primária do fitoplâncton.

CAMARGO (1992), avaliando o impacto de efluentes de fazendas de criação de trutas sobre o rio Tajuña (Espanha), constatou que os efeitos foram significativos sobre a qualidade da água do rio, visto que a um km do lançamento dos efluentes os valores de nutrientes ainda eram elevados. Este autor também observou alterações nas assembléias de invertebrados bentônicos. Nos pontos a jusante do lançamento de efluentes, as espécies adaptadas a ambientes com concentrações altas de oxigênio dissolvido e taxas de sedimentação baixas praticamente desapareceram, sendo substituídas por espécies, especialmente de quironomídeos que são adaptadas a ambientes com teores de oxigênio baixos e com taxas elevadas de sedimentação. LOCH *et al.* (1996), investigando o efeito dos efluentes de viveiros de criação de truta (*Oncorhynchus mykiss*) sobre a riqueza de macroinvertebrados bentônicos, também verificaram uma diminuição da diversidade de espécies de efemerópteros, plecópteros e trichópteros nos rios onde os efluentes eram despejados. MENEZES e BEYRUTH (2003), analisando os impactos de tanques-rede com tilápia do Nilo sobre a comunidade bentônica da represa de Guarapiranga (SP), observaram maiores porcentagens de Oligochaetas no sedimento a baixo dos tanques-rede, provavelmente em decorrência do aumento dos teores de matéria orgânica e de nutrientes provenientes das excretas dos peixes.

TOVAR *et al.* (2000), investigando os impactos da aqüicultura intensiva sobre um ecossistema lótico na Espanha, observaram que três pisciculturas com uma produção total de 1000 toneladas/ano de *Sparus aurata* utilizavam diariamente cerca de 240.000 m³ de água do rio San Pedro e lançavam um volume semelhante de efluentes neste ambiente aquático. Os autores constataram um padrão para as concentrações de nutrientes e de sólidos em suspensão ao longo do rio. No trecho inferior, a jusante das pisciculturas e próximo do estuário, os teores de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica foram menores, provavelmente em decorrência dos processos de autodepuração e pela diluição causada pela entrada de água do mar. Já no trecho superior, onde eram desenvolvidas as atividades de aqüicultura, os teores destas variáveis foram maiores, especialmente em decorrência do

despejo de efluentes dos viveiros de criação de *S. aurata*.

PISTORI (2005) verificou maior produção primária da macrófita aquática flutuante *Salvinia molesta* em uma represa impactada pelo lançamento de efluentes de aquíicultura quando comparadas com as taxas de crescimento desta mesma espécie em uma represa não impactada. BOAVENTURA *et al.* (1997) observaram que os efeitos dos efluentes de fazendas de criação de truta arco íris (*O. mykiss*) foram notados 12 km a jusante do ponto de seu lançamento, acarretando no aumento do número de bactérias. MACEDO (2004) constatou maiores densidades de coliformes fecais em um ambiente aquático que recebia fluxo intenso de efluentes de aquíicultura, sugerindo a necessidade do tratamento desses efluentes antes do lançamento no corpo d'água receptor. Na bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape (SP) observou-se que as pisciculturas intensivas e semi-intensivas são as mais eutrofizadas, causando alterações nas características físicas e químicas dos ecossistemas lóticos em que seus efluentes são lançados (CASTELLANI e BARRELA, 2006).

Em ambientes aquáticos da Tailândia foram constatados problemas relacionados a grande quantidade de nutrientes e de matéria orgânica produzidos pelas atividades de carcinicultura. A descarga destes poluentes gerou problemas não somente aos ecossistemas estuarinos, mas também afetou a produtividade das próprias fazendas de criação de camarão (CHUA *et al.*, 1989). Estima-se que anualmente as carciniculturas da região de Banguecoque despejem aproximadamente 1500 t de nitrogênio e 146 t de fósforo nos ecossistemas estuarinos, proporcionando *blooms* de algas, morte de organismos coralíneos e alterações nas comunidades de áreas alagáveis (CHUA *et al.*, 1989; HOPKINS *et al.*, 1995).

SISTEMAS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DE AQUÍCULTURA COM MACRÓFITAS AQUÁTICAS (CONSTRUCTED WETLANDS/ALAGADOS ARTIFICIAIS)

Os "constructed wetlands" ou alagados artificiais podem ser considerados filtros biológicos nos quais os microorganismos (aeróbios e anaeróbios) e as macrófitas aquáticas são os principais responsáveis pela purificação da água (WOOD, 1995). Estes alagados foram desenvolvidos para efetuarem o tratamento de efluentes domésticos e industriais, visando a decomposição da matéria orgânica e a

remoção/transformação de nitrogênio e fósforo (COOPER e FINDLATER, 1990).

Nos alagados artificiais, o formato, as características hidráulicas e as espécies vegetais visam imitar os processos que ocorrem em um alagado natural (GOPAL, 1999). Entretanto, nos alagados naturais a complexidade é extremamente alta, sendo estruturalmente e funcionalmente dominados por uma ampla variedade de microorganismos, especialmente bactérias e fungos, e por macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos, além de colonizados uma ampla diversidade de animais vertebrados e invertebrados (HAMER and BASTIAN, 1989). Os alagados artificiais podem ser classificados de acordo com o grupo ecológico da macrófita aquática predominante (Figura 3), sendo que as espécies mais utilizadas são as flutuantes, emersas e submersas (Tabela 1). No entanto, embora exista uma enorme variedade de macrófitas aquáticas que podem ser utilizadas no tratamento de efluentes, alguns aspectos devem ser observados em relação a estes vegetais, tais como: adaptabilidade ao clima local, alta taxa fotossintética, alta capacidade de transporte de oxigênio, capacidade de assimilação de poluentes, resistência a pragas e doenças e sistema radicular bem desenvolvido (REDDY and DEBUSK, 1987; VYMAZAL, 1998).

A utilização dos alagados artificiais e das macrófitas no tratamento de efluentes de aquíicultura ainda é recente e com enfoque experimental. É importante destacar que, apesar de diversos trabalhos comprovarem a eficiência das plantas aquáticas no tratamento de efluentes domésticos (KARPISCAK *et al.*, 1996; ENNABILI *et al.*, 1998; FARAHBAKSHAZAD *et al.*, 2000), estudos sobre o uso desses vegetais no tratamento de efluentes de aquíicultura ainda são escassos.

Dentre estes trabalhos, destacam-se os experimentos desenvolvidos por:

a) NG *et al.* (1990) que verificaram que *Elodea densa*, cultivada em um sistema com volume de 11,4 m³, removeu aproximadamente 25% das formas nitrogenadas (N-amoniaco, N-nitrito e N-nitrato) presentes nos efluentes provenientes de uma criação de peixes ornamentais.

b) SCHWARTZ e BOYD (1995) que analisaram a eficiência de um sistema composto por macrófitas aquáticas emersas no tratamento de efluentes de *Ictalurus punctatus* (bagre de canal). O sistema consistiu de dois alagados arranjados em série, onde foram plantadas as macrófitas aquáticas emersas

Scirpus californicus, *Zizaniopsis miliacea* e *Panicum hemitomon*. O sistema como um todo removeu de 1-81% de N-amoniaco; 43-98% de N-nitrito; 51-75% do nitrogênio total; 45-61% do fósforo total e 75-87% dos sólidos em suspensão.

c) REDDING *et al.* (1997) que verificaram a capacidade de macrófitas aquáticas de diferentes grupos ecológicos (*Rorippa nasturtium-aquaticum*, *Azolla filiculoides* e *Elodea nuttalli*) na remoção de nutrientes de efluentes da criação de tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticus*). As maiores remoções de nitrogênio e fósforo foram efetuadas pelo sistema

composto por *R. nasturtium-aquaticum*.

d) BROW *et al.* (1999) que analisaram a capacidade das macrófitas aquáticas *Suaeda esteroa*, *Salicornia bigelovii* e *Atriplex barclayana* (halófitas) em remover nutrientes de efluentes salinos de aqüicultura.

e) HENRY-SILVA and CAMARGO (2006) que testaram a eficiência das macrófitas aquáticas flutuantes no tratamento de efluentes de um viveiro de criação de *O. niloticus*. Os autores constataram que *E. crassipes* e *P. stratiotes* foram mais eficientes na remoção de fósforo total (82,0 e 83,3%, respectivamente) e nitrogênio orgânico total (46,1 e 43,9%, respectivamente) que

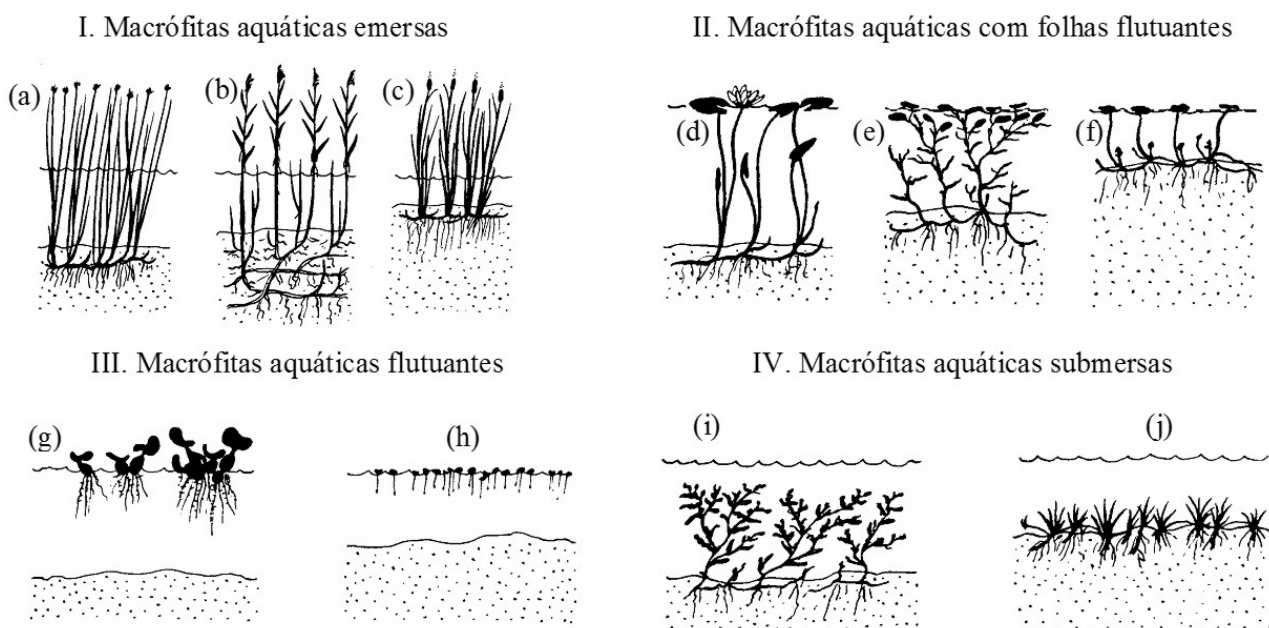


Figura 3. Tipos ecológicos de macrófitas aquáticas utilizadas em alagados artificiais. (a) *Scirpus lacustris*, (b) *Phragmites australis*, (c) *Typha latifolia*, (d) *Nymphaea alba*, (e) *Potamogeton gramineus*, (f) *Hydrocotyle vulgaris*, (g) *Eichhornia crassipes*, (h) *Lemna minor*, (i) *Potamogeton crispus* e (j) *Littorella uniflora*. (Fonte: BRIX and SCHIERUP, 1989).

Tabela 1. Principais espécies de macrófitas aquáticas utilizadas no tratamento de efluentes.

Flutuantes	<i>Hydrocotyle umbellata</i>	<i>Gyneria maxima</i>
<i>Eichhornia crassipes</i>	<i>Lemna gibba</i>	<i>Eleocharis sphacelata</i>
<i>Azolla caroliniana</i>	Emersas	<i>Iris pseudacorus</i>
<i>Pistia stratiotes</i>	<i>Scirpus lacustris</i>	<i>Colocasia esculenta</i>
<i>Lemna minor</i>	<i>Phragmites australis</i>	Submersas
<i>Lagorosiphon major</i>	<i>Typha domingensis</i>	<i>Egeria densa</i>
<i>Salvinia rotundifolia</i>	<i>Typha latifolia</i>	<i>Ceratophyllum demersum</i>
<i>Spirodela polyrhiza</i>	<i>Typha orientalis</i>	<i>Elodea nuttallii</i>
<i>Wolffia arrhiza</i>	<i>Canana flaccida</i>	<i>Myriophyllum aquaticum</i>

Fonte: GUNTENSPERGEN *et al.* (1989).

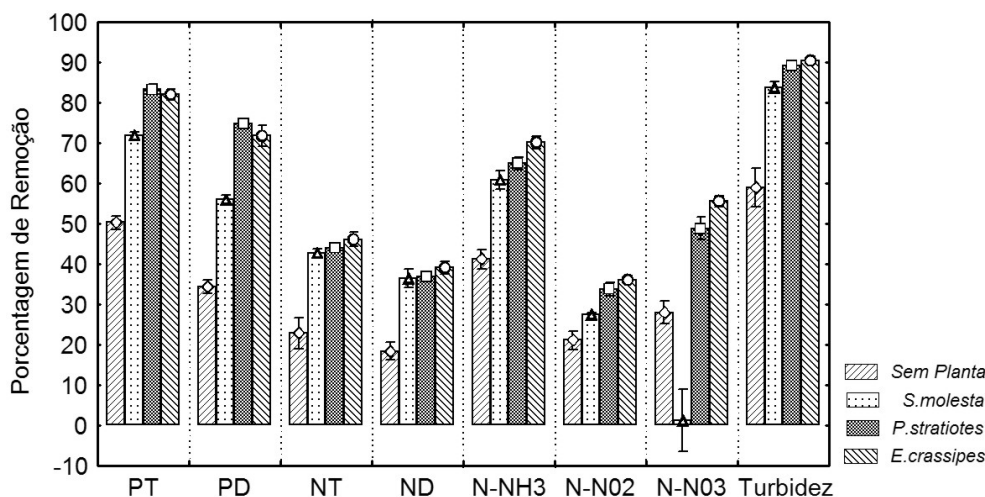


Figura 4. Porcentagens médias e desvios padrão de remoção de fósforo total (PT), fósforo dissolvido (PD), nitrogênio orgânico total (NT), nitrogênio orgânico dissolvido (ND), N-amoniaco (N-NH₃), N-nitrito (N-NO₂), N-nitrato (N-NO₃) e turbidez pelos sistemas de tratamento de efluentes (Fonte: HENRY-SILVA and CAMARGO, 2006).

Salvinia molesta (72,1% de fósforo total e 42,7% de nitrogênio orgânico total) (Figura 4).

AQÜICULTURA E O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

O conceito de desenvolvimento sustentável, originado em 1968 na Conferência da Biosfera em Paris, preconiza que o desenvolvimento deve levar em consideração, além dos fatores econômicos, aqueles de caráter social e ecológico. No intuito de adaptar o conceito de sustentabilidade com a realidade da agricultura e da aqüicultura, a FAO (1988) definiu o desenvolvimento sustentável como sendo o manejo e a conservação dos recursos naturais, associados a uma mudança tecnológica e institucional, no intuito de assegurar a satisfação continuada das necessidades humanas presentes e das futuras gerações. Este desenvolvimento deve necessariamente conservar a terra, a água, os recursos genéticos animais e vegetais, ser ambientalmente não degradador, tecnologicamente apropriado, economicamente viável e socialmente aceitável.

Os impactos socioambientais ocasionados pela aqüicultura têm estimulado o desenvolvimento da chamada aqüicultura sustentável, que pode ser entendida como o conjunto de procedimentos alternativos que almejam reverter os impactos ocasionados pelo "mal desenvolvimento". De acordo com este enfoque, a aqüicultura deve almejar lucro, e ao mesmo tempo, privilegiar o desenvolvimento social e a minimização dos impactos ambientais (VALENTI, 2000; VINATEA, 2000; TIAGO, 2002). Segundo a FAO (1994), para que a aqüicultura

produza benefícios reais e permanentes, esta terá que encontrar formas de se desenvolver, aumentando os seus rendimentos e diminuindo os seus efeitos adversos. Para tanto, será necessário identificar formas adequadas de apoio comercial e técnico, além de um cuidado especial na gestão dos recursos e na avaliação social e ecológica das regiões com potencial aqüícola.

O conceito de sustentabilidade deve constituir a base do ordenamento pesqueiro e aqüícola, além de compreender não somente a sustentabilidade dos recursos biológicos, mas também o valor e os benefícios sociais que são gerados. Embora seja difícil associar estes três pilares (econômico, social e ambiental) que fundamentam o desenvolvimento sustentável, os empreendedores do setor de aqüicultura devem implementar esforços para que o mesmo seja efetivado, visando assegurar de forma duradoura os ganhos com suas atividades (BOYD, 1999; PILLAY, 1992).

Um exemplo deste tipo de desenvolvimento foi desenvolvido na Índia, onde efluentes urbanos da cidade de Cuttack foram tratados em tanques contendo lentilha d'água (macrófita aquática flutuante da família Lemnaceae), carpas e camarões de água doce. Após o tratamento a água era utilizada na agricultura e o pescado, sem contaminação por coliformes fecais, era vendido e a renda repassada para as pessoas que trabalharam na despesca (VINATEA, 2000). Desta forma, os preceitos do desenvolvimento sustentável foram atendidos, ou seja, houve: (i) o ganho financeiro com a venda do pescado e com a produção agrícola, (ii) o atendimento

das demandas sociais, através de fornecimento de emprego para as pessoas que vivem na região e (ii) o não comprometimento dos ecossistemas aquáticos onde possivelmente os efluentes domésticos seriam lançados. Vale ressaltar, no entanto, que este caso não deve ser seguido como um modelo, mas sim com um exemplo bem sucedido, visto que em circunstâncias diversas, outros fatores podem inviabilizar este tipo de iniciativa, tais como a contaminação da água por metais pesados ou a poluição com outras substâncias que comprometam a saúde humana.

DOCUMENTOS QUE TRATAM DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL EM Aqüicultura

O Código Internacional de Conduta para a Pesca Responsável e a Declaração de Banguocoque são dois documentos internacionais que devem ser destacados, quando se tem como meta o estabelecimento de princípios e normas aplicáveis a conservação, a ordenação e ao desenvolvimento das atividades de aqüicultura.

a) Código Internacional de Conduta para a Pesca Responsável (FAO, 1997)

O Código de Conduta formulado pela Organização para a Alimentação e Agricultura das Nações Unidas (FAO) foi adotado por unanimidade em 31 de outubro de 1995 durante a Conferência da FAO, proporcionando um marco de extrema relevância para que, no âmbito das iniciativas nacionais e internacionais, seja assegurada a exploração sustentável dos organismos aquáticos. Nele foram estabelecidos princípios e normas internacionais para a aplicação de práticas responsáveis com o intuito de assegurar a conservação, a gestão e o desenvolvimento eficazes dos recursos aquáticos, com o devido respeito ao ecossistema e a biodiversidade. O Código reconhece também a importância nutricional, econômica, social, cultural e ambiental da pesca e os interesses de todos aqueles que se relacionam com o setor aqüícola.

Em seu artigo 9 sobre o desenvolvimento da aqüicultura, o Código aborda alguns aspectos relacionados a temática ambiental, tais como: a necessidade de avaliação prévia dos efeitos do desenvolvimento das atividades de aqüicultura sobre a diversidade genética e sobre a integridade dos ecossistemas; a importância do desenvolvimento ecologicamente sustentável da aqüicultura, permitindo o uso racional dos recursos compartilhados por esta e por outras atividades; a redução ao mínimo das alterações ecoló-

gicas prejudiciais originadas da extração de água, da utilização da terra, da eliminação de efluentes e do emprego de medicamentos e substâncias químicas.

b) A Declaração de Banguocoque (NACA/FAO, 2000)

No ano de 2000, 66 países participaram da Conferência sobre Aqüicultura do Terceiro Milênio na cidade de Banguocoque (Tailândia). Esta conferência foi organizada pela rede de Centros de Aqüicultura da Ásia-Pacífico (NACA) e pela FAO, sendo que como produto final deste evento foi elaborado um documento intitulado "A Declaração de Banguocoque e Estratégia para o Desenvolvimento da Aqüicultura para além de 2000".

O objetivo primordial desta Declaração foi elaborar prioridades e estratégias para o desenvolvimento sustentável da aqüicultura, abordando de forma viável os aspectos econômicos, sociais e ambientais inerentes desta atividade. A Declaração almeja estimular os estados, os setores privados e as organizações não governamentais a adotarem estas estratégias para o desenvolvimento da aqüicultura sustentável em nível mundial.

No que tange as questões ambientais, a Declaração ressalta que a contribuição da aqüicultura no desenvolvimento humano e nas capacidades sociais não será efetivada sem políticas responsáveis e sem o estabelecimento de metas que encorajem o desenvolvimento sustentável, sendo que as regulamentações referentes à aqüicultura devem promover explorações técnicas economicamente viáveis, ambientalmente responsáveis e socialmente aceitáveis. Em relação aos elementos-chaves para o desenvolvimento ambientalmente responsável da aqüicultura, a Declaração destaca a necessidade de melhoramentos da sustentabilidade ambiental e da nutrição em aqüicultura.

A sustentabilidade ambiental pode ser alcançada, através do estabelecimento de códigos para a prática adequada da aqüicultura, suportado por regulamentações e políticas eficientes; de melhorias no aproveitamento dos recursos naturais; da preocupação em verificar se o desenvolvimento das atividades está dentro das capacidades de suporte locais e regionais; e da promoção das atividades de aqüicultura em locais onde estas sejam prioridade, no intuito de aumentar a qualidade ambiental e uso dos recursos.

A nutrição de organismos aquáticos, que segundo a Declaração, é fator central no desenvolvimento sustentável da aqüicultura, deve visar a utilização

eficiente de recursos disponíveis e minimizar as perdas de matéria orgânica e nutrientes para o ambiente. Estas metas podem ser alcançadas através: 1) do conhecimento das necessidades nutricionais das espécies em suas diferentes fases de vida, associado a melhoria do manejo das criações; 2) do aumento do conhecimento dos sistemas de produção agrícola e das potenciais perdas ou ganhos para o ambiente; 3) da maior utilização de produtos subsidiários da agricultura e da pesca, utilizando ingredientes de recursos alimentares renováveis; 4) do aumento do conhecimento sobre a bio-disponibilidade dos nutrientes e a interação dos ingredientes alimentares utilizados e 5) da promoção de práticas adequadas na confecção das rações, no intuito de minimizar ao máximo as perdas. Neste contexto, verifica-se que a preocupação em desenvolver uma aqüicultura ambientalmente correta e que almeje desenvolvimento sustentável começa bem antes do tratamento dos efluentes originados por esta atividade.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

À medida que as normas ambientais se tornam mais rigorosas, a administração e a eliminação dos resíduos será cada vez mais importante nas atividades de aqüicultura. Desta forma, uma estratégia apropriada de manejo dos resíduos torna-se indispensável para manter a legalidade, a rentabilidade e a sustentabilidade de qualquer empreendimento. É importante ressaltar que o desenvolvimento da aqüicultura em todo mundo tem estimulado a aplicação de Boas Práticas de Manejo. Neste contexto, o *Southern Regional Aquaculture Center* (SRAC, 1998) recomenda as seguintes práticas para minimizar os impactos dos efluentes de aqüicultura: (1) utilização de rações com alta qualidade; (2) arrazoamento eficiente; (3) adequada aeração e circulação da água de tanques e viveiros; (4) reutilização do efluente, quando possível, na própria atividade aqüícola; (5) reutilização do efluente para outros propósitos, tais como irrigação de plantações e hidroponia; (6) armazenamento da água da chuva para ser utilizada no abastecimento dos sistemas de criação; (7) tratamento dos efluentes através de alagados artificiais.

As espécies utilizadas também devem ser adaptadas às características do local de criação, no intuito de aperfeiçoar a produção e evitar ao máximo o uso de medicamentos, muitas vezes poluentes, no tratamento de enfermidades. No que diz respeito ao

manejo alimentar, deve ser priorizado a utilização de alimentos de fácil aceitabilidade e elevada digestibilidade pelos organismos aquáticos, com o objetivo de diminuir os resíduos gerados, especialmente de matéria orgânica e de nutrientes que contribuem para o aumento da eutrofização nos ambientes límnicos. Para finalizar, é de relevância a implementação do tratamento do efluente gerado pelas atividades de aqüicultura, especialmente para minimizar os impactos sobre os ecossistemas aquáticos.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Prof. Dr. Wagner Cotroni Valenti do Centro de Aqüicultura da UNESP pelas valiosas sugestões e à FAPESP pelo suporte financeiro (Processo: 02/04131-8).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BACCARIN, A.E. 2002 *Impacto ambiental e parâmetros zootécnicos da produção de tilápia do Nilo (Oreochromis niloticus) sob diferentes manejos alimentares*. Jaboticabal. 56p. (Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal).
- BAIRD, D.J.; BEVERIDGE, M.C.M.; KELLY, L.A.; MUIS, J.F. 1996 *Aquaculture and waters resource management*. London: Blackwell Science Ltd. 219p.
- BARDACH, J.E. 1997 *Sustainable Aquaculture*. New York: John Wiley & Sons, Inc. 251p.
- BERGHEIM, A.; AABEL, J.B.; SEYMOUR, E.A. 1991 Past and present approaches to aquaculture waste management in Norwegian net pen culture operations. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON NUTRITIONAL STRATEGIES IN MANAGEMENT OF AQUACULTURE WASTE, 1, Ontario. *Anais...*p. 88-95.
- BOAVENTURA, R.; PEDRO, A.M.; COIMBRA, J.; LENCASTRE, E. 1997 Trout farm effluents: characterization and impact on the receiving streams. *Environmental Pollution*, 95(3): 379-387.
- BOYD, C.E. 1999 Aquaculture sustainable and environmental issues. *World Aquaculture*, 30(2): 10-13/71-72.
- BRIX, H. and SCHIERUP, H.H. 1989 The use of aquatic macrophytes in water - pollution control. *Ambio*, 15: 100-107.

- BROW, J. J.; GLENN, E. P.; FITZSIMMONS, K.M.; SMITH, S.E. 1999 Halophytes for the treatment of saline aquaculture effluent. *Aquaculture*, 175: 255-268.
- CAMARGO, J.A. 1992 Temporal and spatial variations in dominance, diversity and biotic indices along a limestone stream receiving a trout farm effluent. *Water, Air and Soil Pollution*, 63: 343-359.
- CASTELLANI, D.E BARRELA, W. 2006 Impactos da atividade de piscicultura na Bacia do Rio Ribeira de Iguape. *B. Inst. Pesca*, 32(2): 161-171.
- CHUA, T.E.; PAW, J.N.; GUARIAN, F.Y. 1989 The environmental impact of aquaculture and the effects of pollution on coastal aquaculture development in Southeast Asia. *Marine Pollution Bulletin*, 20: 335-343.
- COCHAVA, M.; DIAB, S.; AVNIMELECH, Y. MIRES, D.; AMIT, Y. 1990 Intensive growth of fish with minimal water exchange. *Fish. Fish-breeding Israel*, 23(4): 174-181.
- COOPER, P.F. e FINDLATER, B.C. 1990 *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*, Oxford: Pergamon Press.
- ENNABILI, A.; ATER, M.; RADOUX, M. 1998 Biomass production and NPK retention in macrophytes from wetlands of the Tingitan Peninsula. *Aquatic Botany*, 62: 45-56.
- FAO 1988 *Aspects of FAO's policies, programs, budget and activities aimed at contributing to sustainable development*. Rome: FAO.
- FAO 1994 *Diagnóstico sobre el estado de la acuicultura e América Latina y el Caribe. Documento de Campo* n. 11. México: FAO.
- FAO 1997 *Aquaculture development. Technical Guidelines for Responsible Fisheries*. n. 5, Rome: FAO.
- FARAHBAKSHAZAD, N.; MORISON, G.M.; SALATI, E.F. 2000 Nutrient removal in a vertical upflow wetland in Piracicaba, Brazil. *Ambio*, 29: 74-77.
- GOPAL, B. 1999 Natural and constructed wetlands for wastewater treatment: potential and problems. *Water Science Technology*, 40(3): 27-35.
- GUNTENSPERGEN, F.; STEARNS, F.; KADLEC, J.A. 1989 Wetland vegetation. In: HAMER, D.A. *Constructed wetlands for wastewater treatments*, Michigan, Lewis Publishers. p.73-88.
- HAMER, D.A. and BASTIAN, R.K. 1989 *Wetlands ecosystems: natural water purifiers?* New York: Lewis Publishers.
- HENRY-SILVA, G.G. 2001 *Utilização de macrófitas aquáticas flutuantes (Eichhornia crassipes, Pistia stratiotes e Salvinia molesta) no tratamento de efluentes de piscicultura e possibilidades de aproveitamento da biomassa vegetal*. Jaboticabal. 79p. (Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal).
- HENRY-SILVA, G.G. and CAMARGO, A.F.M. 2006 Efficiency of aquatic macrophytes to treat Nile tilapia pond effluents. *Scientia Agricola*, 63(5): 417-513.
- HOPKINS, J.S; BRADY, C.L.; HAMILTON, R.D.; HEFFERNAN, J.A. 1995 The effect on low-rate sand filtration and modified feed management on effluent quality, pond water quality and production of intensive shrimp ponds. *Estuaries*, 18: 116-123.
- KARPISCAK, M.M.; GERBA, C.P.; WATT, P.M.; FOSTER, K.E.; FALABI, J.A. 1996 Multi - species plant systems for wastewater quality improvements and habitat enhancement. *Water Science Technology*, 33: 231-236.
- LOCH, D.D.; WEST, J.L.; PERLMUTTER, D.G. 1996 The effects of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates. *Aquaculture*, 147: 37-55.
- MACEDO, C.F. 2004 *Qualidade da água em viveiros de criação de peixes com sistema de fluxo contínuo*. Jaboticabal. 136p. (Tese de Doutorado. Universidade Estadual Paulista).
- MENEZES, L.C.B. e BEYRUTH, Z. 2003 Impactos da aqüicultura em tanques-rede sobre a comunidade bentônica da represa de Guarapiranga - São Paulo - SP. *Bol. Inst. de Pesca*, 29:(1): 77-86.
- MIDLEN, A. and REDDING, T. 1998 *Environmental Management for Aquaculture*. Netherlands: Kluwer Academic Publishers.
- MIRES, D. 1995 *Aquaculture and the aquatic environment: mutual impact and preventive*

- management. *The Israeli Journal of Aquaculture - Bamidgeh*, 47: 163-172.
- NACA/FAO. 2000 *Desenvolvimento da Aqüicultura para Além de 2000: A Declaração de Banguecoque e Estratégia*. Conferência sobre Aqüicultura no Terceiro Milênio, 20-25 de fevereiro de 2000, Banguecoque Tailândia.
- NG, W.J.; SIM, T.S.; ONG, K.K. 1990 The effect of *Elodea densa* on aquaculture water quality. *Aquaculture*, 87: 267-276.
- ODUM, E.P. 1993 *Ecology: our endangered life-support systems*. Massachusetts: Sinauer Associates.
- ODUM, E.P. 1989 *Ecologia*. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1988.
- PERSSON, G. 1991 Eutrophication resulting from salmonid fish culture in fresh and salt waters: Scandinavian experiences. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON NUTRITIONAL STRATEGIES IN MANAGEMENT OF AQUACULTURE WASTE, 1, 1991, Ontario. *Anais...* p.130-136.
- PILLAY, T.V.R. 1992 *Aquaculture and the environment*. Londres: Fishing News Books, 1989p.
- PISTORI, R.E.T. 2005 *Crescimento da macrófita aquática flutuante *Salvinia molesta* crescendo em duas represas submetidas a diferentes níveis de impactos*. Jaboticabal. 45p. (Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual Paulista).
- REDDING, T.; TODD, S.; MIDLEN, A. 1997 The treatment of aquaculture wastewater - A botanical approach. *Journal of Environmental Management*, 50: 283-299.
- REDDY, K.R. and DEBUSK, T.A. 1987 State of the art utilization of aquatic plants in water pollution control. *Water Science and Technology*, 19: 61-79.
- SCHWARTZ, M.F.; BOYD, C.E. 1995 Constructed wetlands for treatment of channel catfish pond effluents. *The Progressive Fish-Culturist*, 57: 255-266.
- SHILO, M. e RIMON, A. 1982 Factors which effect the intensification of fish breeding in Israel. 2. Ammonia transformation in intensive fish ponds. *Bamidgeh*, 34(3): 101-114.
- SILVERT, W. 1992 Assessing environmental impact of finfish aquaculture in marine waters. *Aquaculture*, 107: 67-79.
- SRAC. 1998 *Characterization and management of effluents from aquaculture ponds in the southeastern United States*. New York: Pub. 600.
- STICKNEY, R.R. 1979 *Principles of warm water aquaculture*. New York: John Wiley & Sons, Inc.
- TIAGO, G.G. 2002 *Aqüicultura, meio Ambiente e legislação*. São Paulo: Editora Annablume, 162p.
- TOVAR, A.; MORENO, C.; MÁNUEL-VEZ, M. P.; GARCÍA-VARGAS, M. 2000 Environmental impacts of intensive aquaculture in marine waters. *Water Resource*, 34(1): 334-342.
- VALENTI, W.C. 2000 *Aquaculture for sustainable development*. In: VALENTI, W.C.; POLI, C.R.; PEREIRA, J.A.; BORGHETTI, J.R. *Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável*. Brasília: CNPq/Ministério da Ciência e Tecnologia.
- VINATEA, L.A.A. 2000 *Modos de apropriação e gestão patrimonial de recursos costeiros*. Florianópolis. 250p. (Tese de Doutorado em Ciências. Universidade Federal de Santa Catarina).
- VYMAZAL, J. 1998 Types of constructed wetlands for wastewater treatment. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 6, 1998, Águas de São Pedro. *Anais...*p.150-166.
- WOOD, A. 1995 Constructed wetlands in water pollution control: fundamentals to their understanding. *Water Science and Technology*, 32(3): 21-29.

OCORRÊNCIA DO MEXILHÃO DOURADO *Limnoperna fortunei* (DUNKER, 1857) (MOLLUSCA; BIVALVIA; MYTILIDAE), NO TRATO DIGESTIVO DO “ARMAL” *Pterodoras granulosus* (VALENCIENNES, 1821) (SILURIFORMES; DORADIDAE), DO RIO PARANÁ, SÃO PAULO, BRASIL

Harry VERMULM JUNIOR^{1,2}; Maria Teresa Duarte GIAMAS¹

RESUMO

Durante a preparação de peixes do rio Paraná, para compor coleção ictiológica, foram observados exemplares do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca; Bivalvia; Mytilidae) no intestino do armal, *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1821). O estômago do peixe foi aberto e registrou-se a presença de 17 indivíduos de *L. fortunei*, com comprimento entre 5 e 27 mm. De uma amostra do intestino, os exemplares do mexilhão dourado foram contados e medidos, apresentando comprimentos entre 4 e 27 mm. Esse número foi extrapolado para o intestino todo, sendo obtido o valor de 640 indivíduos que acrescidos aos 17 observados no estômago, totalizam 657 exemplares.

Palavras-chave: *Limnoperna fortunei*, mexilhão dourado, *Pterodoras granulosus*, trato digestivo, ocorrência

OCCURRENCE OF THE GOLDEN MUSSEL *Limnoperna fortunei* (DUNKER, 1857) (MOLLUSCA; BIVALVIA; MYTILIDAE), IN THE DIGESTIVE TRACT OF “ARMAL” *Pterodoras granulosus* (VALENCIENNES, 1821) (SILURIFORMES; DORADIDAE), OF THE PARANÁ RIVER, SAINT PAUL STATE, BRAZIL

ABSTRACT

During the preparing of fishes of the Paraná River, for ichthyological collection, it was observed exemplars of the golden mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca; Bivalvia; Mytilidae) in the intestine of the “armal” *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1821). The stomach of the fish was opened and observed the presence of 17 individuals of *L. fortunei*, with longitudinal length among 5 and 27 mm. From the intestine sample, the exemplars for golden mussel were counted and measured, showing lengths among 4 and 27 mm. This number was extrapolated for the entire intestine, obtained 640 individuals that added of 17 individuals observed in the stomach, totalize 657 exemplars.

Key-words: *Limnoperna fortunei*, golden mussel, *Pterodoras granulosus*, digestive tract, occurrence

Relato de Caso: Recebido em: 22/03/2007; Aprovado em: 13/07/2007

¹ Pesquisador Científico do Instituto de Pesca - APTA - SAA - SP

² Endereço/Adress: Avenida Francisco Matarazzo, 455 - Água Branca - São Paulo, SP - Brasil
CEP: 05001-900 e-mail: vermulmh@ig.com.br

INTRODUÇÃO

O mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (DUNKER, 1857), é originário do sudeste da Ásia, comumente encontrado na Coreia, China, Taiwan e Tailândia, foi introduzido na Argentina em 1991 e no Japão a partir de 1992 (MAGARA *et al.*, 2001). Assemelha-se a um mexilhão marinho, no entanto, vive somente em água doce ou em águas salobras, com baixíssima salinidade (DARRIGRAN e EZCURRA DE DRAGO, 2000).

SILVA (2006), em experimento desenvolvido com *Limnoperna fortunei*, menciona que a espécie obteve crescimento rápido à temperatura de 25 °C, alcançando até 144% ao final de seis meses, com aumento das taxas de sobrevivência diretamente proporcional ao maior tamanho dos indivíduos.

PASTORINO *et al.* (1993), citam que o primeiro registro na América do Sul foi em 1991, no rio da Prata, próximo a Buenos Aires, sendo a introdução provavelmente proveniente da água de lastro de navios vindos do sudeste asiático. OLIVEIRA *et al.* (2004), mencionam que o uso de água armazenada nos grandes navios, como lastro, é o principal meio de introdução de organismos em ambientes aquáticos. Em todo o mundo são transferidas anualmente cerca de 12 bilhões de toneladas de água de lastro, que transportam aproximadamente 4.500 espécies de organismos diferentes. No Brasil, cerca de 95% de todo o comércio exterior é feito por via marítima e estima-se que 40.000 navios visitem os portos brasileiros anualmente, deslastrando 40 milhões de toneladas de água por ano (SILVA e SOUZA, 2004).

Segundo OLIVEIRA *et al.* (2004), no Rio Grande do Sul foi registrada a presença de *Limnoperna fortunei*, na bacia do lago Guaíba, no início de 1999 (MANSUR *et al.*, 1999) e na lagoa dos Patos, em 2003 (DEMETRIUS *et al.*, 2003). No rio Paraná, foi observada no município de Porto Rico (PR) (TAKEDA *et al.*, 2003) e próximo à cidade de Rosana (SP), em 2002 (AVELAR *et al.*, 2003). A espécie também foi registrada nos reservatórios da UHE Itaipu em abril de 2001 (ZANELLA e MARENDA, 2002).

Em 2004, *L. fortunei* foi observado no reservatório de Barra Bonita, no rio Tietê (SP), com exemplares de mais de 1 centímetro de comprimento, indicando que a espécie foi introduzida aproximadamente um ano antes OLIVEIRA *et al.* (2004).

Da primeira ocorrência do mexilhão dourado na Argentina em 1991, a espécie colonizou aproximadamente 1.029 dos 1.718 km de extensão do rio

Paraguai, chegando até o Brasil, atingindo os países pertencentes à bacia do Prata: Paraguai, Uruguai, Brasil e Bolívia (OLIVEIRA *et al.*, 2004).

Segundo BELZ (2006), o aspecto interessante da invasão de *L. fortunei*, na América do Sul, é o fato da dispersão estar ocorrendo primeiramente através de vias aquáticas conectadas. O sistema hidroviário formado pelos rios Paraguai e Paraná constitui o principal meio de dispersão de *Limnoperna fortunei* para o centro do Brasil, transportado junto às embarcações que navegam nesse sistema de rios (OLIVEIRA *et al.*, 2000).

MORTON (1975), cita que a espécie possui alto potencial incrustante, principalmente quando se instala em ambientes modificados pelo homem, como os reservatórios de água, o que a tem tornado uma praga.

MORTON (1982) foi o primeiro a estudar o ciclo reprodutivo de *L. fortunei*, em populações coletadas em Hong-Kong, concluindo que a espécie é dióica com dois picos reprodutivos anuais. CHOI e SHIN (1985), descreveram, que após a fecundação do ovo, o embrião passa por vários estágios de segmentação dos blastômeros e em três horas e trinta minutos atinge o estágio de trocófora ciliada; mais cinco ou seis horas transforma-se na larva envolta por uma concha de charneira reta (denominada larva D); esta, após aproximadamente cinco dias, passa a veliger caracterizado pela presença do véu que possibilita uma atividade intensa de natação e consumo de muitos nutrientes; o último estágio compreende uma larva umbonada ou juvenil com um pé bem desenvolvido, pronto para assentar-se e fixar-se ao substrato.

O presente trabalho objetiva descrever a ocorrência do mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (DUNKER, 1857), no trato digestivo de *Pterodoras granulosus* (VALENCIENNES, 1821), capturado no reservatório da UHE Sergio Motta (Porto Primavera).

MATERIAL E MÉTODOS

Em março de 2007, foram capturados no reservatório da UHE Sergio Motta (Porto Primavera), à jusante da barragem da UHE Jupia um exemplar de armal, *Pterodoras granulosus*, visando compor parte de coleção ictiológica.

Na preparação dos peixes para fixação, quando do corte ventral do armal, foi observado que o intestino estava repleto de mexilhão dourado, confirmando comunicação pessoal realizada por pescadores profissionais, sendo então o peixe destinado à coleta

de dados visando a divulgação deste fato. Para tanto, foram obtidos o comprimento total, peso total e o comprimento total do intestino do peixe.

O estômago foi aberto, os mexilhões em seu interior foram contados, e medidos através de paquímetro, somente o maior e o menor exemplar, visando preservar a disposição.

Para o intestino, foram realizadas a contagem e a medição do comprimento através de paquímetro, dos mexilhões encontrados em uma amostra do intestino de 8 centímetros, sendo então, esse número utilizado para a estimativa do número total de exemplares. As valvas encontradas quebradas não foram contabilizadas, devido à dificuldade em determinar quantas partes formam um mesmo indivíduo.

Após esses procedimentos, os mexilhões medidos, estômago e intestino, foram colocados em vidros com álcool, para preservação dos mesmos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Uma fêmea de *Pterodoras granulosus* de 42 cm de comprimento total, apresentou peso total de 1.350 gramas, intestino com 84 centímetros de comprimento e gônadas pesando 70 gramas (Figura 1).

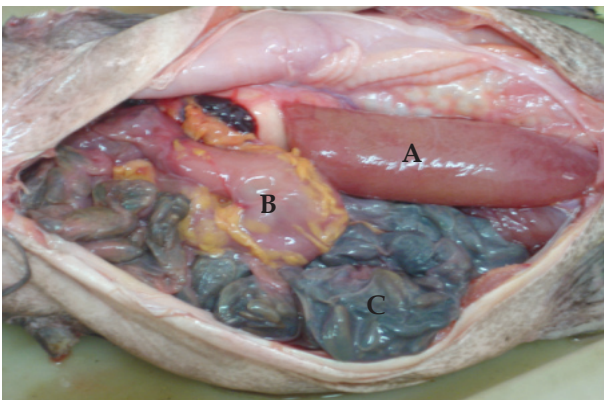


Figura 1. Visualização das estruturas internas do armal, *Pterodoras granulosus*, do rio Paraná, com destaque para o intestino repleto de exemplares de mexilhão dourado. Gônadas (A), Estômago (B) e Intestino (C)

O estômago apresentou em seu interior, 17 exemplares de *Limnoperna fortunei*, cujo comprimento total variou entre 5 e 27 milímetros (Figura 2), sendo que alguns estavam com as valvas fechadas; o maior estava aberto mas com as estruturas internas ainda em seu interior e os demais, abertos e sem conteúdo.

Na amostra de intestino analisada, foram contados e medidos 61 indivíduos de mexilhão dourado, cujo comprimento variou entre 4 e 27 milímetros (Tabela 1 e Figura 3). Todas as conchas estavam abertas e sem

conteúdo interno, sendo também observados, restos de valvas e de vegetais.



Figura 2. Disposição interna dos exemplares de *Limnoperna fortunei* no estômago do armal, *Pterodoras granulosus*.

Tabela 1. Número de indivíduos por comprimento, de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), observados no intestino do armal *Pterodoras granulosus*, do rio Paraná

Comprimento total (mm)	Número de indivíduos
4	3
5	2
6	6
7	4
8	5
9	5
10	3
11	6
12	3
13	3
14	6
15	3
16	3
17	4
18	3
20	1
27	1
Total	61

Figura 3. Exemplares de *Limnoperna fortunei*, com os tamanhos extremos (4 e 27 mm), observados na amostra de intestino do armal, *Pterodoras granulosus*



Extrapolando os valores obtidos para o intestino todo, têm-se 640 exemplares de mexilhão dourado, que acrescidos aos 17 observados no estômago, totaliza 657 indivíduos.

MARQUES *et al.* (2004), visando caracterizar quali-quantitativamente a alimentação natural do armal, *Oxydoras kneri* da região de cabeceira do rio Miranda (MS), obtiveram como resultado: o molusco *Corbicula* (33,3%), gastrópodes (8,3%), larvas de insetos (41,7%) e sedimento (16,7%).

OLIVEIRA (2003), menciona que, *L. fortunei* é um pequeno bivalve que atinge de 30 a 40 milímetros de comprimento, e segundo MAGARA *et al.* (2001), tem uma taxa de crescimento de 15 milímetros ao ano.

A constatação desta ocorrência pode ser vista sob dois ângulos diferentes. Segundo DARRIGRAN (2000), por ser uma espécie introduzida, o mexilhão dourado, não apresenta inimigos naturais, o que pode estar mudando, passando a ser item alimentar de uma ou mais espécies de peixes, o que ajudaria em seu controle. Por outro lado, essa predação pode levar à transmissão de patogenias ao ser humano, através da ingestão desses peixes predadores, visto que, os bivalves são animais filtradores, que utilizam a água para respiração e alimentação, a qual é constituída por detritos orgânicos e pequeníssimos organismos, retidos por uma camada de muco que reveste a superfície das brânquias (KÜKENTHAL *et al.*, 1969). Metais, como o mercúrio, acumulados pelos mexilhões, podem ser diretamente transferidos aos peixes, visto que este molusco tem sido utilizado como alimento por peixes como, o pacu, piapara, mandi e armal, no alto rio Paraguai (OLIVEIRA, 2003). Esta segunda tese, está sendo levantada devido às recentes mortandades de cascudo preto e armal no reservatório da UHE Sergio Motta (Porto Primavera), segundo os artigos de SILVA (2005) e NUNES (2006a e 2006b), são levantadas hipóteses em que os peixes estariam com altos teores de produtos químicos no seu organismo, devido à tentativa de controle da dispersão do mexilhão dourado.

OLIVEIRA (2003), em experimento utilizando madeira como substrato, observou uma densidade média de 523,8 indivíduos por metro quadrado, portanto, teoricamente seria necessário um exemplar de armal para eliminar um aglomerado de *L. fortunei* em apenas um metro quadrado.

Outra constatação, é que considerando que no sul do Brasil em 2001 a densidade populacional desse molusco foi de 100.000 indivíduos por metro

quadrado (MANSUR *et al.*, 2003), estima-se então, que seriam necessários 150 peixes com a capacidade alimentar do armal, aqui amostrado, para consumir apenas um metro quadrado de substrato com esses indivíduos.

O problema é muito grave, pois a formação de grandes aglomerados de mexilhão dourado, causa “*macrofouling*”, que provoca entupimento de tubulações, sistemas coletores de água, danos aos motores de barcos e aos maquinários das represas, encarecendo em muito a manutenção de qualquer atividade.

Outrossim, as autoridades competentes estão mobilizadas, tentando combater a propagação do mexilhão dourado no Brasil, com a criação de uma força tarefa (Portaria MMA, nº494, de 22/12/03), visando avaliar o impacto e delinear as medidas a serem tomadas para o controle, incluindo a divulgação e conscientização de todos que utilizam os rios com a finalidade profissional ou de lazer, visto que, o principal meio de ampliação da área de dispersão é através do deslocamento de barcos, por água ou via terrestre.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AVELAR, W.E.P.; MARTIN, S.; VIANNA, M. 2003 Nova ocorrência de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) para o Estado de São Paulo. In: *Encontro Brasileiro de Malacologia*, 18., Rio de Janeiro. *Resumos...* Rio de Janeiro.
- BELZ, C.E. 2006 *Análise de risco de bioinvasão por Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857): um modelo para a bacia do rio Iguaçu, Paraná. Curitiba. 102p. (Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná,).
- CHOI, S.S. E SHIN, C.N. 1985 Study on the early development and larvae of *Limnoperna fortunei*. *Korean Journal of Limnology*, Seoul, 1: 5-12.
- DARRIGRAN, G. 2000 Invasive freshwater bivalves of the Neotropical Region. *Dreissena*, New York, 11(2): 7-13.
- DARRIGRAN, G. E EZCURRA DE DRAGO, I. 2000 Distribucion el *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), en la cuenca del Plata. Region Neotropical. *Medio Ambiente*, Buenos Aires, 13 (2): 75-79.
- DEMETRIUS, S.M.; VEITENHEIMER-MENDES, I.L.; RICKES, E.M.; TIM, G. 2003 Registro de

- Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) no município de Pelotas, sul do Rio Grande do Sul, Brasil. In: *Encontro Brasileiro de Malacologia*, 18., Rio de Janeiro. Resumos... Rio de Janeiro, 213p.
- KÜKENTHAL, W.; MATTES, E.; RENNER, M. 1969 *Guia de Trabalhos Práticos de Zoologia*. 15^a. ed. Coimbra: Atlântida Editora. 472p.
- MAGARA, Y.; MATSUI, Y.; GOTO, Y.; YUASA, A. 2001 Invasion of the non-indigenous nuisance mussel, *Limnoperna fortunei*, into water supply facilities in Japan. *Journal of Water Supply Research and Technology - AQUA*, 50(3): 113-124.
- MANSUR, M.C.D.; RICHINITTI, L.M.Z.; SANTOS, C.P. 1999 *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), molusco bivalve invasor, na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. *Biociências*, Porto Alegre, 7(2): 147-150.
- MANSUR, M.C.D.; SANTOS, C.P.; DARRIGRAN, G.; INGRID, H.; CALLIL, C.T.; CARDOSO, F.R. 2003 Primeiros dados quali-quantitativos do mexilhão-dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker), no Delta do Jacuí, no Lago Guaíba e na Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasão no novo ambiente. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(1): 75-84.
- MARQUES, S.P.; COSTA, F.E. dos S.; ZUNITNI, D.; VICENTIN, W.; BARBOZA, E.G. 2004 Levantamento da dieta alimentar e aspecto reprodutivo de *Oxydoras kneri* (Armal) da região de cabeceira do rio Miranda, município de Jardim, MS. Projeto Piracema. In: *Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-econômicos do Pantanal*, 4., Corumbá. Resumos... Corumbá: Embrapa, 3p.
- MORTON, B.S. 1975 The colonization of Hong Kong's water supply system by *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilacea) from China. *Malacological Review*, n. 8: 91-105.
- MORTON, B.S. 1982 The reproductive cycle of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) fouling Hong Kong's raw water supply system. *Oceanologia et Limnologia Sinica*, Hong Kong, 13: 312-325.
- NUNES, O. 2006a *Cobre mata peixes no Rio Paraná*. Disponível em: <http://canais.ondarpc.com.br/noticias/parana/conteudo.phtml?id=620418>. Acesso em: 22 dez. 2006.
- NUNES, O. 2006b *Contaminação é ameaça para vida aquática no "Paraná"*. Disponível em: <http://www.ilustrado.com.br/imprimir.php?id=0000003&edi=101206>. Acesso em: 22 dez. 2006.
- OLIVEIRA, M.D. de 2003 *Ocorrência e impactos do Mexilhão Dourado (Limnoperna fortunei, Dunker 1857) no Pantanal Mato-Grossense*. EMBRAPA, Circ. Técn. n. 38, Corumbá, 6p.
- OLIVEIRA, M.D. de; TAKEDA, A.M.; BARBOSA, D.S.; CALHEIROS, D.F. 2000 Ocorrência da espécie exótica Mexilhão Dourado (Bivalvia, Mytilidae) no rio Paraguai, Pantanal, Brasil. In: *Simpósio sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal*, 3., Corumbá. Resumos... Corumbá: Embrapa Pantanal.
- OLIVEIRA, M.D. de; PELLEGRIN, L.A.; BARRETO, R.R.; SANTOS, C.L. dos; XAVIER, I.G. 2004 *Área de ocorrência do mexilhão dourado na bacia do alto Paraguai entre os anos de 1998 e 2004*. EMBRAPA. Doc. n. 64, Corumbá, 19p.
- PASTORINO, G.; DARRIGRAN, G.; MARTIN, S.; LUNASCHI, L. 1993 *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae) nuevo bivalvo invasor en aguas del Rio de la Plata. *Neotropica*, 39: 101-102.
- SILVA, J. 2005 *Peixes estão apodrecendo vivos no rio Paraná*. Disponível em: <http://www.folhadaregio.com.br/link.php?codigo=50436>. Acesso em: 6 fev. 2007.
- SILVA, D.P. da 2006 *Aspectos bioecológicos do mexilhão dourado Limnoperna fortunei (Bivalvia, Mytilidae) (Dunker, 1857)*. 123p. (Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná).
- SILVA, J.S.V. e SOUZA, R.C.C.L. 2004 *Água de lastro e Bioinvasão*. Rio de Janeiro: Interciência, 224p.
- TAKEDA, A.M.; FUJITA, D.S.; FONTES JUNIOR, H.M. 2003 Bivalves invasores do rio Paraná. In: *Encontro Brasileiro de Malacologia*, 18., Rio de Janeiro. Resumos... Rio de Janeiro, p. 247.
- ZANELLA, O. E MARENDA, L.D. 2002 Ocorrência de *Limnoperna fortunei* na Central Hidrelétrica de Itaipu. In: *Congresso Latinoamericano de Malacologia*, 5., São Paulo. Resumos... São Paulo: Instituto Butantan / Instituto de Biociências-USP.

INSTRUÇÕES AOS AUTORES

O **BOLETIM DO INSTITUTO DE PESCA** tem por objetivo a divulgação de trabalhos científicos inéditos, relacionados a Pesca, Aqüicultura e Limnologia. É publicado 01 volume por ano, com o necessário número de tomos.

Os trabalhos publicados no *Boletim do Instituto de Pesca* são: Artigo Científico, Nota Científica, Artigo de Revisão ou Relato de Caso. Podem ser redigidos em português, inglês ou espanhol e devem conter os seguintes itens:

TÍTULO: Deve ser claro e conciso, **redigido em português e inglês e, se for o caso, também em espanhol**. Havendo necessidade de título longo, recorrer a subtítulo. **Deve ser apresentado em letras maiúsculas, alinhamento centralizado**. No caso de recebimento de auxílio para a execução do trabalho, informar como nota de rodapé, na primeira página, por meio de asterisco, também apostado ao final do título.

NOME(S) DO(S) AUTOR(ES): Deve(m) ser apresentado(s) por extenso, na ordem direta (prenome e sobrenome) e em letras maiúsculas apenas o sobrenome pelo qual o(s) autor(es) deve(m) ser identificado(s). A filiação do(s) autor(es), bem como o endereço completo para correspondência e o e-mail, deverão ser colocados como nota de rodapé na primeira página, sendo identificados por números arábicos separados por vírgula quando necessário.

RESUMO + Palavras-chave: É obrigatório em qualquer tipo de trabalho. O Resumo deve conter concisamente o que foi feito, os resultados obtidos e a conclusão. Número máximo de palavras: **no resumo** - para Artigo Científico e Artigo de Revisão, 250 (duzentas e cinquenta); para Nota Científica e Relato de Caso, 150 (cento e cinquenta); **em palavras-chave**, no máximo de 6 (seis) palavras, incluindo nomes científicos, se necessário. **Resumo + Palavras-chave em português e inglês (Abstract + Key words) são obrigatórios**, independente do idioma em que o trabalho esteja redigido.

INTRODUÇÃO: Contém revisão da literatura relativa ao tema do trabalho e objetivo do mesmo.

MATERIAL E MÉTODOS : Descrição dos mesmos

RESULTADOS: Podem ser apresentados sob a forma de tabelas e/ou figuras, quando necessário. Tabelas devem ser numeradas com algarismos arábicos e encabeçadas pela respectiva legenda; os dados apresentados nesta não devem ser repetidos em gráfico, a não ser quando absolutamente necessário. Gráficos, desenhos, mapas, fotografias etc., nunca ultrapassando as medidas 16x21 cm, devem ser encaixados no texto, citados como figura e numerados, consecutivamente, com algarismos arábicos, com título autoexplicativo abaixo. Desenhos, mapas e fotografias devem ser apresentados no original e em arquivos distintos, preferencialmente em formato digital "tiff". Ex.: *nome do arquivo.tif*. Figuras coloridas poderão ser incluídas somente em casos estritamente necessários.

DISCUSSÃO: Resultados e Discussão podem constituir um capítulo único.

CONCLUSÃO(ões): Discussão e Conclusão também podem constituir capítulo único.

AGRADECIMENTOS: É opcional.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

1 - NO TEXTO

- Usar o sistema Autor/Data, ou seja, o sobrenome do(s) autor(s) (em letras maiúsculas) seguido(s) do ano em que a obra foi publicada. Assim: Para um autor: MIGHELL (1975) observou...; Segundo AZEVEDO (1965), a piracema...; Estas afirmações foram confirmadas em trabalhos posteriores (WAKAMATSU, 1973).

- Para dois autores: ROSA JÚNIOR e SCHUBART (1980), pesquisando... (Se o artigo do autor (s) que está submetendo o trabalho estiver **redigido** em português usar "e" ligando os sobrenomes dos autores. Se estiver **redigido** em inglês ou espanhol usar "and" ou "y", respectivamente).

- Para três ou mais autores: O sobrenome do primeiro autor deve ser seguido da expressão "*et al.*". Assim: SOARES *et al.* (1978) constataram... ou Tal fato foi constatado na África (SOARES *et al.*, 1978).

- Para o mesmo autor em anos diferentes respeitar a ordem cronológica, separada por vírgula. Ex : SILVA (1980, 1985).

- Para citação de vários autores sequencialmente, respeitar a ordem cronológica do ano de publicação e separá-los por ";". Assim:nos viveiros comerciais (SILVA, 1980; FERREIRA, 1999; GIAMAS e BARBIERI, 2002).

- Ainda, quando for absolutamente necessário referenciar um autor citado em trabalho consultado, o nome desse autor será referido apenas no texto (em letras minúsculas), indicando-se, entre vírgulas e precedido da palavra latina *apud*, o nome do autor do trabalho consultado, o qual irá figurar na lista de referências. Ex.: "Segundo Gulland, *apud* SANTOS (1978), os coeficientes...".

2 - NA LISTAGEM BIBLIOGRÁFICA

2.1. *Documentos impressos* – Para dois autores, relacionar os artigos referidos no texto, com os nomes de todos os autores do trabalho separados por "e", "and" ou "y", **se o texto for redigido** em português, inglês ou espanhol, respectivamente. Se mais de dois autores, separá-los por ponto e vírgula. As referências devem ser ordenadas alfabeticamente pelo último sobrenome do autor. Havendo mais de uma obra com a mesma entrada, considera-se a ordem cronológica e, em seguida, a alfabética do terceiro elemento da referência.

Exemplos:

a) Artigo de periódico

BARBIERI, G. e SANTOS, E.P. dos 1980 Dinâmica da nutrição de *Geophagus brasiliensis* (Quoy e Gaimard, 1824), na represa do Lobo, Estado de São Paulo, Brasil. *Ciência e Cultura*, São Paulo, 32(1): 87-89.

WOHLFARTH, G.W.; MOAY, R.; HULATA, G. 1983 A genotype-environment interaction for growth rate in the common carp, growing in intensively manured ponds. *Aquaculture*, Amsterdam, 33: 187-195.

b) Dissertação, tese, trabalho apresentado para obtenção de Bacharelado, etc.

GODINHO, H.M. 1972 *Contribuições ao estudo do ciclo reprodutivo de Pimelodus maculatus Lacépède, 1803 (Pisces, Siluroidei) associado a variações morfológicas do ovário e a fatores abióticos*. São Paulo. 94p. (Tese de Doutorado. Instituto de Ciências Biomédicas, USP).

EIRAS, A.C. 1991 *Células sanguíneas e contagem diferencial de leucócitos de 13 espécies de teleósteos do rio Paraná - PR*. São Paulo. 95p. (Trabalho para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas. Organização Santamarense de Educação e Cultura).

c) Livro, folheto, etc.

GOMES, F.P. 1978 *Curso de estatística experimental*. 8. ed. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". 430p. ENGLE, R.F. e GRANGER, C.W.J. 1991 *Long-run economic relationship: readings in cointegration*. New York: Oxford University Press. 301p.

d) Capítulo de livro, publicação em obras coletivas, anais de congresso, reunião, seminário, etc.

MACKINNON, J.G. 1991 Critical values for cointegration tests. In: ENGLE, R.F. e GRANGER, C.W.J. *Long-run economic relationship: readings in cointegration*. New York: Oxford University Press. p.267-276.

AMORIM, A.F. e ARFELLI, C.A. 1977 Contribuição ao conhecimento da biologia e pesca do espadarte e agulhões no litoral sulsudeste do Brasil. In: CONGRESSO PAULISTA DE AGRONOMIA, 1., São Paulo, 5-9/set./1977. *Anais...* São Paulo: Associação de Engenheiros Agrônomos. p.197-199.

ÁVILA-DA-SILVA, A.O.; CARNEIRO, M.H.; FAGUNDES, L. 1999 Gerenciador de banco de dados de controle estatístico de produção pesqueira marítima - ProPesq.. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 11.; CONGRESSO LATINO AMERICANO DE ENGENHARIA DE PESCA, 1., Recife, 17-21/out./1999. *Anais...* v.2, p.824-832.

2.2. Informações eletrônicas (Documentos consultados online, em CD-ROM, etc.)

- Utilizar as normas de referência de *documentos impressos*, acrescentando o endereço eletrônico em que o documento foi consultado.

Exemplos:

FLORES, S.A. y HIRT, L.M. 2002 Ciclo reprodutivo y fecundidad de *Pachyurus bonariensis* (Steindachner, 1879), Pisces, Scianidae. *B. Inst. Pesca*, São Paulo, 28(1): 25-31. Disponível em: <http://www.pesca.sp.gov.br/publicações.html>. Acesso em: 26 ago. 2004.

CASTRO, P.M.G. (sem data) *A pesca de recursos demersais e suas transformações temporais*. Disponível em: <http://www.pesca.sp.gov.br/textos.php>. Acesso em: 3 set. 2004.

SILVA, R.N. e OLIVEIRA, R. 1996 Os limites pedagógicos do paradigma da qualidade total na educação. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UFPE, 4., Recife, 1996. *Anais eletrônicos...*

Disponível em: <http://www.propesq.ufpe.br/anais/anais.htm> Acesso em: 21 jan. 1997.

TOLEDO PIZA, A.R.; LOBÃO, V.L.; FAHL, W.O. 2003 Crescimento de *Achatina fulica* (gigante africano) (Mollusca: Gastropoda) em função da densidade de estocagem. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA, 55., Recife, 14-18 jul./2003. *Anais...* Recife: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência. 1 CD-ROM.

OBSERVAÇÕES:

1. Os manuscritos de trabalhos devem ser digitados em Word/Windows, fonte Book Antiqua, tamanho 11, espaçamento 1,5 entre linhas. Importante as **linhas devem ser numeradas sequencialmente da primeira a última página**, e não ultrapassar 20 páginas em tamanho A4, incluindo figura(s) e/ou tabela(s).

2. O trabalho deve ser enviado em uma via impressa, e o(s) arquivo(s) do mesmo em CD-ROM com identificação.

3. O trabalho será analisado pelo Comitê Editorial do Instituto de Pesca (CEIP), segundo a ordem cronológica de recebimento, e por revisores científicos da área. Em seguida, caso necessário, retornará ao(s) autor(es) para modificações. O prazo de retorno do trabalho do(s) autor(es) ao CEIP será de 30 (trinta) dias, após o qual o trabalho será automaticamente cancelado.

4. Os originais de trabalho não aceito para publicação serão devolvidos ao(s) autor(es).

5. Os autores receberão, ao todo, 20 (vinte) separatas. Havendo interesse por maior número, as despesas correrão por conta do autor.

6. Os trabalhos não originários do Instituto de Pesca deverão ser encaminhados ao Comitê Editorial do Instituto de Pesca:

Av. Francisco Matarazzo, 455 - CEP: 05001-900 - São Paulo-SP-Brasil / Fax: (0xx11) 3871-7568 ou 3871-7525.

e-mail: ceip@pesca.sp.gov.br / página: www.pesca.sp.gov.br

7. Trabalho, cuja apresentação não seguir estritamente estas normas, será devolvido ao(s) autor(es).

INSTRUCTIONS TO AUTHORS

The *BOLETIM DO INSTITUTO DE PESCA* is a scientific journal that aims to publish original papers related to Fisheries, Aquaculture and Limnology. It is a yearly publication, with the necessary number of tomes.

The articles issued by the *Boletim do Instituto de Pesca* may be categorized as follows: Research Article, Short Communication, Review Article or Case Report. They may be written in Portuguese, English or Spanish and should be composed of the following items:

TITLE: Concise and informative, **written in Portuguese and English (also in Spanish, if the article is written in that language) one below the other.**

Long titles may need subtitles. **It must be typed in capital letters, alignment centralized.** Sources of support in the accomplishment of the work should be informed as a footprint note in the first page, by using an asterisk at the end of the title.

NAME OF THE AUTHOR(S): Full names should be presented in direct order (first name and surname). Only the surname under which the author(s) may be identified should be typed in capital letters. The author(s)'s affiliation, complete mailing address and e-mail should be placed at the bottom of the first page, identified by Arabic numbers separated by commas when necessary.

ABSTRACT + KEY WORDS: Mandatory in any kind of paper. The abstract should state, concisely, the study's purposes, basic procedures, results and conclusion. It must be limited to 250 (two hundred and fifty) words for Research and Review Articles; 150 (one hundred and fifty) words for Short Communication and Case Report. The key words must be limited to 6 (six), including scientific names if necessary. **Abstract + Key words in Portuguese and English are mandatory**, independently of the language in which the paper is written.

INTRODUCTION: Should explain the theme and objective of the study based on references from the literature.

MATERIAL AND METHODS: Description

RESULTS: May be presented as tables and/or figures when necessary. Tables should be numbered with Arabic numerals, and the respective title should be put at the top. Data should not be duplicated in graphs and tables, unless when absolutely necessary.

Charts, drawings, maps, photographs, etc., no larger than 16X21 cm, should fit in the text, be mentioned as a figure and numbered consecutively in Arabic numerals, with a self-explanatory title below. Drawings, maps and photographs should be sent in their original forms and in separate file(s), preferably in "tiff" digital format. E.g.: *name of the file.tif*. The publication of colored figures is restricted to situations where the colors are essential.

DISCUSSION: Results and Discussion may constitute a single chapter.

CONCLUSIONS: Discussion and Conclusions may also constitute a single chapter.

ACKNOWLEDGEMENTS: The acknowledgements are optional.

REFERENCES:

1- IN THE TEXT

- Use the system Author/Date: the author(s)' last name in capital letters and the year in which the article was published. For example:

One author: MIGHELL (1975) observed...; According to AZEVEDO (1965), the "piracema"...; These statements were confirmed by later studies (WAKAMATSU, 1973).

Two authors: ROSA JÚNIOR and SCHUBART (1980), researching... (If the cited article **has been written** in Portuguese, use "e" linking the authors' surnames; **if it has been written** in English, use "and"; if in Spanish, use "y").

Three or more authors: The first author's surname should be followed by "*et al.*". Thus, SOARES *et al.* (1978) verified... or Such fact was verified in Africa (SOARES *et al.*, 1978).

- For the same author published in different years, the chronological order should be followed, separated by comma. Ex : SILVA (1980, 1985)

To quote several authors sequentially, respect the chronological order of the year of publication and separate them by ";"

Example: in commercial nurseries (SILVA, 1980; FERREIRA, 1999; GIAMAS and BARBIERI, 2002).

When it is absolutely necessary to refer an author cited in a consulted paper, the name of that author should be inserted only in the text (lower case). The name of the consulted paper's author, which will be included in the reference list, should be written between commas, and preceded by the latin word *apud*. Example: "According to Gulland, *apud* SANTOS (1978), the coefficients...".

2- ON THE REFERENCE LIST

2.1. Printed documents

- For two authors, list the papers referred in the text with last names and initials of all authors separated by e, and or y, **when the text is written** in Portuguese, English or Spanish, respectively. If more than two authors, they should be separated by a semicolon.

In case of more than one article with the same entry, the chronological order should be considered. After that, use the alphabetical order of the third element of the reference.

Examples:

a) Periodical article

BARBIERI, G. e SANTOS, E.P. dos 1980 Dinâmica da nutrição de *Geophagus brasiliensis* (Quoy e Gaimard, 1824), na represa do Lobo, Estado de São Paulo, Brasil. *Ciência e Cultura*, São Paulo, 32(1): 87-89.

WOHLFARTH, G.W.; MOAY, R.; HULATA, G. 1983 A genotype-environment interaction for growth rate in the common carp, growing in intensively manured ponds. *Aquaculture*, Amsterdam, 33: 187-195.

b) Dissertation, thesis, paper presented in order to take Bachelor's degree, etc.

GODINHO, H.M. 1972 *Contribuições ao estudo do ciclo reprodutivo de Pimelodus maculatus Lacépède, 1803 (Pisces, Siluroidei) associado a variações morfológicas do ovário e a fatores abióticos*. São Paulo. 94p. (Tese de Doutorado. Instituto de Ciências Biomédicas, USP).

EIRAS, A.C. 1991 *Células sanguíneas e contagem diferencial de leucócitos de 13 espécies de teleósteos do rio Paraná - PR*. São Paulo. 95p. (Trabalho para obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas. Organização Santamarense de Educação e Cultura).

c) Book, leaflet, etc.

GOMES, F.P. 1978 *Curso de estatística experimental*. 8ªed. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz". 430p.

ENGLE, R.F. and GRANGER, C.W.J. 1991 *Long-run economic relationship: readings in cointegration*. New York: Oxford University Press. 301p.

d) Book chapter, publication in collective work, congress, meeting or seminar annals, etc.

MACKINNON, J.G. 1991 Critical values for cointegration tests. In: ENGLE, R.F. and GRANGER, C.W.J. *Long-run economic relationship: readings in cointegration*. New York: Oxford University Press. p.267-276.

AMORIM, A.F. e ARFELLI, C.A. 1977 Contribuição ao conhecimento da biologia e pesca do espadarte e agulhões no litoral sul sudeste do Brasil. In: CONGRESSO PAULISTA DE AGRONOMIA, 1., São Paulo, 5-9/set./1977. *Anais...* São Paulo:

Associação de Engenheiros Agrônomos. p.197-199.

ÁVILA-DA-SILVA, A.O.; CARNEIRO, M.H.; FAGUNDES, L. 1999 Gerenciador de banco de dados de controle estatístico de produção pesqueira marítima - ProPesq. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA DE PESCA, 11.; CONGRESSO LATINO AMERICANO DE ENGENHARIA DE PESCA, 1., Recife, 17-21/out./1999. *Anais...* v.2, p.824-832.

2.2. *Electronic references* (documents consulted online, CD-ROM, etc.)

- The rules for *printed documents* should be followed, adding the electronic address at which the document has been consulted.

Examples:

FLORES, S.A. y HIRT, L.M. 2002 Ciclo reproductivo y fecundidad de *Pachyurus bonariensis* (Steindachner, 1879), Pisces, Scianidae. *B. Inst Pesca*, São Paulo, 28(1): 25-31. Available at: <http://www.pesca.sp.gov.br/publicações.shtml>. Access on: 26 August 2004.

CASTRO, P.M.G. (no date) *A pesca de recursos demersais e suas transformações temporais*. Available at: <http://www.pesca.sp.gov.br/textos.php>. Access on: 3 September 2004.

SILVA, R.N. e OLIVEIRA, R. 1996 Os limites pedagógicos do paradigma da qualidade total na educação. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UFPE, 4., Recife, 1996. *Anais eletrônicos...* Available at: <http://www.propesq.ufpe.br/anais/anais.htm>. Access on: 21 January 1997.

TOLEDO PIZA, A.R.; LOBÃO, V.L.; FAHL, W.O. 2003 Crescimento de *Achatina fulica* (gigante africano) (Mollusca: Gastropoda) em função da densidade de estocagem. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA

CIÊNCIA, 55., Recife, 14-18/jul./2003. *Anais...* Recife: Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência. 1 CD-ROM.

OBSERVATIONS:

1. The manuscripts should be typed in Word for Windows, font Book Antiqua, size 11, 1.5 spacing between the lines. Important: the lines should be numbered sequentially from first to last page and not more than 20 pages in A4 paper size, including figure(s) and/or table(s).

2. The paper should be submitted in one printed copy and identified CD-ROM with the file(s).

3. The papers will be analysed by the Comitê Editorial do Instituto de Pesca-CEIP (Fishery Institute Editorial Board-FIEB) and by scientific referees following chronological order. They may be sent back to the author(s) for modifications. The authors have a deadline of 30 (thirty) days to return the paper to the CEIP (FIEB), after which it will be automatically cancelled.

4. The papers not accepted for publication will be sent back to the author(s).

5. The author(s) will receive, in total, 20 (twenty) offprints of the paper. In case there is need of a larger number of offprints, they may be sent at the author(s)' expense.

6. The papers not originated from the Instituto de Pesca will be sent to the Comitê Editorial do Instituto de Pesca-CEIP at: Av. Francisco Matarazzo, 455 – CEP: 05001-900 - São Paulo - SP - Brazil Fax number: (0xx11) 3871-7568 or 3871-7525 e-mail: ceip@pesca.sp.gov.br / home page: www.pesca.sp.gov.br

7. Only the papers prepared in strict accordance with these rules will be analysed by the Comitê Editorial do Instituto de Pesca-CEIP (FIEB). Otherwise, they will be sent back to the author(s).