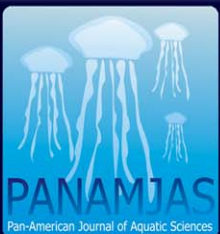


Pan-American Journal of Aquatic Sciences

Electronic peer-review scientific journal



Volume 3, Number 3 - August 2008

<http://www.panamjas.org>

PAN-AMERICAN JOURNAL OF AQUATIC SCIENCES - PANAMJAS

Executive Editor: Gonzalo Velasco

Scientific Editors: María Cristina Oddone, Daniel Loebmann, Ronaldo Angelini, Ana Cecília Giacometti Mai, Danilo Calliari and Pablo Muniz.

Honorary members: Jorge P. Castello, Omar Defeo, and Kirk Winemiller.

Advisory committee: Júlio N. Araújo, André S. Barreto, Sylvia Bonilla S., Francisco S. C. Buchmann, Adriana Carvalho, Marta Coll M., César S. B. Costa, Karen Diele, Ruth Durán G., Gisela M. Figueiredo, Sergio R. Floeter, Alexandre M. Garcia, Ricardo M. Geraldi, Denis Hellebrandt, David J. Hoeinghaus, Simone Libralato, Luis O. Lucifora, Paul G. Kinas, Mônica G. Mai, Rodrigo S. Martins, Manuel Mendoza C., Aldo Montecinos, Walter A. Norbis, Enir G. Reis, Getúlio Rincon Fo., Marcelo B. Tesser, João P. Vieira, and Michael M. Webster.

PanamJAS is a non-profit Journal supported by researchers from several scientific institutions.

PanamJAS is currently indexed in

Directory of Open Access Journals
Online Access to Research in the Environment
IndexCopernicus International
Thomson BiologyBrowser database
Electronic Resources from Smithsonian Institution Libraries
Divulgador Científico Ensenadense
Sistema de Bibliotecas SISBI-UFU

PAN-AMERICAN JOURNAL OF AQUATIC SCIENCES

2006, 1-2

2008, 3 (3)

Quarterly Journal

ISSN 1809-9009 (On Line Version)

CDU 570

Cover photo of this issue: A couple of dragonflies (Insecta, Odonata) laying their eggs in a pond at the Reserva Natural do Patrimônio Natural Hotel Serra Grande, state of Ceará, Brazil. Picture taken on October 2005 by Daniel Loebmann.



Pan-American Journal of Aquatic Sciences

Special articles from 1º Seminário Nacional de Monitoramento e Estatística da Atividade Pesqueira

- Estatística pesqueira do litoral sul do estado de São Paulo: subsídios para gestão compartilhada.
MENDONÇA, J. T & DE MIRAN, L. V.152
- Sistemas de estatísticas pesqueiras no Pantanal, Brasil: aspectos técnicos e políticos.
CATELLA, A. C., MASCARENHAS, R. O., ALBUQUERQUE, S. P., ALBUQUERQUE, F. F. & THEODORO, E. R. M. Z.174
- Sistema integrado de estatística pesqueira para a Amazônia.
RUFFINO, M. L.193
- A estatística pesqueira no litoral do Pará: resultados divergentes.
ISAAC, V. J., ESPÍRITO SANTO, R. V. & NUNES, J. L. G.205

Research articles

- Caracterização das comunidades de anelídeos poliquetas ao longo de um gradiente de profundidade na região do Ancão (Algarve - Portugal).
SILVA, M. C., PEREIRA, P., FALCÃO, M. & FONSECA, L. C.214
- La pesquería de langostino en Punta Del Diablo (Uruguay): un primer acercamiento.
SEGURA, A. M., DELGADO, E. A. & CARRANZA, A.232
- Do phosphates improve the seafood quality? Reality and legislation.
GONÇALVES, A. A. & RIBEIRO, J. L. D.237
- Quality evaluation of frozen seafood (*Genypterus brasiliensis*, *Prionotus punctatus*, *Pleoticus muelleri* and *Perna perna*) previously treated with phosphates.
GONÇALVES, A. A., RECH, B. T., RODRIGUES, P. M. & PUCCI, D. M. T.248
- Estructura y parámetros poblacionales de *Callinectes arcuatus* Ordway, 1863 (Decapoda: Portunidae), en el sistema lagunar La Joya-Buenavista, Chiapas, México. Julio a diciembre de 2001.
RAMOS-CRUZ, S.259
- First record of the invasion of *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae) in São Paulo State, Brazil.
MAI, M. G., SILVA, T. A. S., ALMEIDA, V. L. S. & SERAFINI, R. L.269

Experimental results with a reducing device for juvenile fishes in a tropical shrimp fishery: impact on the invertebrate bycatch. GARCÍA, C. B., PEREZ, D., DUARTE, L. O. & MANJARRES, L.	275
Biological observations on the smallspotted catshark <i>Scyliorhinus canicula</i> (Chondrichthyes: Scyliorhinidae) off the Languedocian coast (southern France, northern Mediterranean). CAPAPÉ, C. REYNAUD, C., VERGNE, Y. & QUIGNARD, J. P.	282
Predation of <i>Jenynsia multidentata</i> (Jenyns) (Cyprinodontiformes, Anablepidae) on copepods in laboratory conditions. CARDOZO, A. P., FIGUEIREDO, M. R. C., GAMA, A. M. S. & SAMPAIO, J. A. O.	290
Interpopulational morphological analyses and fluctuating asymmetry in the brackish crab <i>Cardisoma guanhumi</i> Latreille (Decapoda, Gecarcinidae), on the Brazilian Northeast coastline DUARTE, M. S., MAIA-LIMA, F. A. & MOLINA, W. F.	294
Mediterranean temporary ponds in Southern Portugal: key faunal groups as management tools? FONSECA, L. C., CRISTO, M., MACHADO, M., SALA, J., REIS, J. ALCAZAR, R. & BEJA, P.	304
Initial assessment of age, growth and reproductive parameters of the southern fiddler ray <i>Trygonorrhina fasciata</i> (Müller & Henle, 1841) from South Australia. IZZO, C. & GILLANDERS, B. M.	321
Ocorrência regular da garça-azul <i>Egretta caerulea</i> (Ciconiiformes, Ardeidae) no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. GIANUCA, D., QUINTELA, F. M., BARROS, J. A., GOMES JR., A. & GIANUCA, N. M.	328
Contribution to vital statistics of a guppy <i>Poecilia reticulata</i> Peters (Pisces: Cyprinodontiformes: Poeciliidae) pond population in Santa Marta, Colombia. GARCÍA, C. B., TRONCOSO, W., SÁNCHEZ, S. & PERDOMO, L.	335
Distribuição e abundância de larvas de três espécies de Penaeídeos (Decapoda) na plataforma continental interna adjacente à Baía da Babitonga, Sul do Brasil. MARAFON-ALMEIDA, A., SOUZA-CONCEIÇÃO, J. M. & PANDOLFO, P. S. V.	340
Gastrointestinal helminth parasites of Loggerhead turtle <i>Caretta caretta</i> Linnaeus 1758 (Testudines, Cheloniidae) in Brazil. WERNECK, M. R., THOMAZINI, C. M., MORI, E. S., GONÇALVES, V. T., GALLO, B. M. G. & DA SILVA, R. J.	351
Biological observations on a rare deep-sea shark, <i>Dalatias licha</i> (Chondrichthyes: Dalatiidae), off the Maghreb coast (south-western Mediterranean). CAPAPÉ, C., HEMIDA, F., QUIGNARD, J-P., AMOR, M. M. B. & REYNAUD, C.	355
Food habits and feeding ecology of an estuarine fish assemblage of northern Pacific Coast of Ecuador. RAMÍREZ-LUNA, V., NAVIA, A. F. & RUBIO, E. A.	361
Population biology of <i>Uca maracoani</i> Latreille 1802-1803 (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae) on the south-eastern coast of Brazil. HIROSE, G. L. & NEGREIROS-FRANZOZO, M. L.	373

Copper accumulation and toxicity in the Plata pompano *Trachinotus marginatus* Cuvier 1832
(Teleostei, Carangidae).
MARTINS, S. E. & BIANCHINI, A.384



Estatística pesqueira do litoral sul do estado de São Paulo: subsídios para gestão compartilhada

JOCEMAR TOMASINO MENDONÇA^{1,3} & LAURA VILLWOCK DE MIRANDA²

¹ Pesquisador do Instituto de Pesca, E-mail: jmendonca@pesca.sp.gov.br

² Pesquisador do Instituto de Pesca, E-mail: miranda_lv@pesca.sp.gov.br

³ Instituto de Pesca, APTA/SAA, Núcleo do Litoral Sul, Av. Prof. Besnard, s/nº, C. Postal 61, CEP 11990-000, Cananéia-SP

Abstract: Fishing statistics of south coast of São Paulo State: subsidies for fishing management.

The stocks of the main Brazilian resources have been found in over fishing, and normative measures have been taken to prevent their collapse. To monitor the fishing activity helps in the implementation of these order rules. This work was carried out in the south coast of São Paulo State between 1995 and 2006, with fishing activity data collection, aiming at to become available technician data to the fishery management. The main fishing resources of this region are the broadband anchovy, the sea bob shrimp, the king weakfish, grey mullet, white mullet, the whitemouth croaker, the sea catfish and the mangrove oyster, with an annual average production greater than 4000 tons. The fishing fleet is essentially artisanal, with wooden boats and small autonomy of sea, using gillnet and shrimp trawl as main fishing gears, generally with catches direct to more than one fishing resource, diversifying the fishing gears and methods of fishing, depending of the species occurrence periods. The fishery management process has been carried through in a shared way with the artisanal sector, based in productive, economic and social information of fishery activity, aiming at to make responsible all the involved ones in the search of the sustainable fishing activity.

Key words: Artisanal fishing, Brazil, fishing management.

Resumo. Os estoques pesqueiros dos principais recursos brasileiros se encontram em sobrepesca, fazendo com que medidas normativas sejam tomadas para evitar o colapso das pescarias. O monitoramento da atividade pesqueira auxilia na implementação destas regras. Este trabalho foi desenvolvido no litoral sul de 1995 a 2006, através da coleta de informações sobre a atividade pesqueira com o objetivo de disponibilizar dados técnicos para o ordenamento desta atividade. No litoral sul, os principais produtos pesqueiros são: manjuba, camarão-sete-barbas, pescada-foguete, tainha, parati, corvina, bagre-branco e ostra, com uma produção pesqueira anual média dos cinco municípios acima de quatro mil toneladas. A frota pesqueira da região é essencialmente artesanal, com embarcações de madeira de pequena autonomia de mar, tendo a rede de emalhe e o arrasto de camarão como as principais artes pesqueiras, geralmente com pescarias direcionadas a mais de um produto pesqueiro, diversificando as artes e métodos de pesca, com dependência de safras e períodos de ocorrência das espécies. O ordenamento da atividade do litoral sul tem sido realizado de maneira compartilhada com o setor pesqueiro, baseado em informações produtivas, econômicas e sociais da atividade, visando responsabilizar todos os envolvidos na busca da sustentabilidade da atividade pesqueira.

Palavras chave: Brasil, gestão pesqueira, pesca artesanal.

Introdução

A faixa litorânea do Brasil abriga 70% da população, 75% dos principais centros urbanos e apresenta os maiores focos de adensamento populacional do país (CNIO 1998). Junto a esta faixa concentra-se a maior parte da pesca nacional,

dividida em “artesanal” e “industrial”, sendo que a pesca artesanal no Brasil perfaz 70% da mão de obra e atinge cerca de 30% da produção (IBAMA 1993 a, b).

O monitoramento das atividades pesqueiras

tem o objetivo de orientar as tomadas de decisões e auxiliar na implementação de regras que visam manter o recurso a níveis mínimos para a sobrevivência da atividade pesqueira (Sumaila 2001, Policansky 2001, Haggan 2001). Dados e informações são a base de um bom manejo, estando por trás de todos os estágios da administração dos recursos pesqueiros, englobando a política de formulação, os planos de manejo, a avaliação do processo, a política de atualização e a continuidade do processo (FAO Fisheries Department 2003).

Para monitorar a atividade pesqueira as instituições responsáveis devem ajustar suas coletas e metodologias de monitoramento buscando abranger o maior número de informações que auxiliem no ordenamento da atividade e na sustentabilidade dos recursos.

O Instituto de Pesca, da Agência Paulista de Tecnologia dos Agronegócios, Secretaria Estadual de Agricultura e Abastecimento é o órgão responsável pela coleta e disponibilidade de informações pesqueiras do Estado de São Paulo, desde 1969 (Stempniewski 1997). Para assumir esta responsabilidade a Instituição apresenta três núcleos que visam monitorar os desembarques de todo litoral do Estado de São Paulo. Na porção norte fica localizado o Núcleo de Pesquisa e Desenvolvimento do Litoral Norte que cobre a área de desembarques dos municípios entre São Sebastião e Ubatuba. Na porção central do litoral do Estado, a Unidade Laboratorial de Referência em Controle Estatístico

da Produção Pesqueira Marinha monitora a atividade pesqueira da Baixada Santista, e aglutina e centraliza as informações da estatística pesqueira de todo o Estado. O litoral sul do Estado é coberto pela equipe de estatística do Núcleo de Pesquisa e Desenvolvimento do Litoral Sul, com monitoramento da pesca desde o município de Itanhaém até Cananéia.

No litoral sul de São Paulo, encontra-se, em sua maioria uma atividade pesqueira artesanal, com processos de gestão diferenciados do resto do litoral, tendo como tônica, a gestão participativa dos recursos pesqueiros (Machado & Mendonça 2007). Devido a isto, o presente trabalho visa apresentar a metodologia de coleta e análise de dados estatísticos pesqueiros aplicada no litoral sul, utilizada como instrumento para a gestão compartilhada dos recursos pesqueiros nesta região, bem como o processo de gestão pesqueira empregada.

Material e Métodos

O litoral sul do Estado de São Paulo é a região com o maior grau de preservação de São Paulo e inclui os municípios de Cananéia, Iguape e Ilha Comprida (Mendonça 2007). Entre estes três municípios existe o Sistema Estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, situado no extremo sul da costa paulista (25°S - 48°W), sendo limitado na porção norte pelo município de Iguape, a leste pela Ilha Comprida, a oeste pela Serra do Mar e na parte sul pelas ilhas de Cananéia e do Cardoso (Fig. 1).

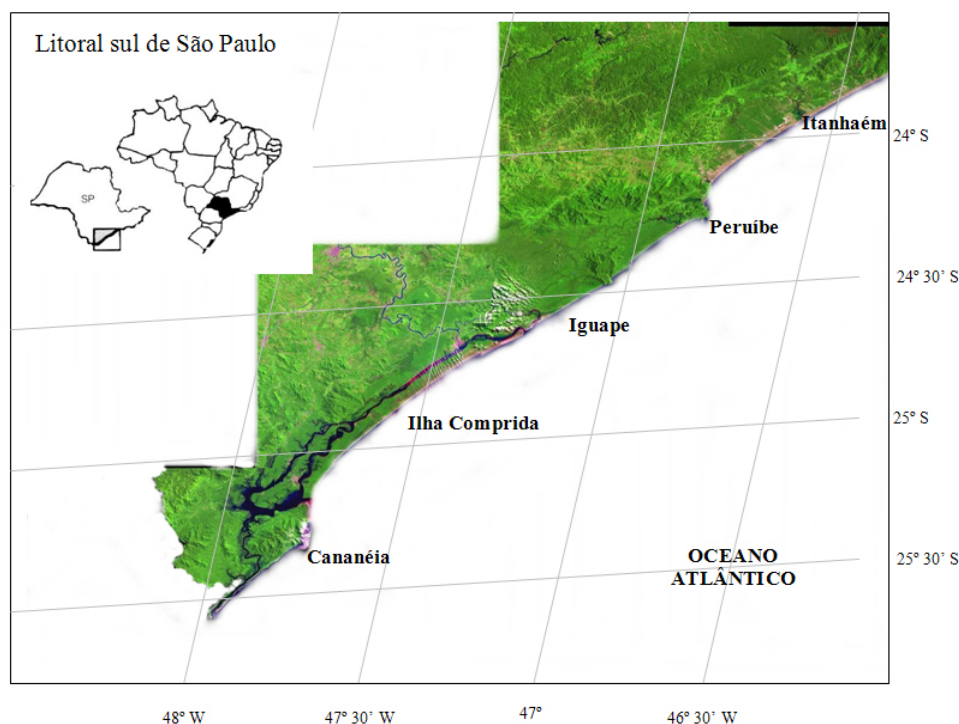


Figura 1. Mapa do litoral sul do Estado de São Paulo (Parte do Complexo Estuarino-lagunar de Cananéia – Iguape – Paranaguá), área de estudo.

Apresenta duas ligações principais com o oceano: na parte norte, através de um único canal (Mar Pequeno - Barra de Icapara) e na parte sul dividindo-se em dois ramos (Mar de Cananéia e Mar de Cubatão - Baía de Trapandé) os quais circundam a Ilha de Cananéia e desembocam no mar pelas Barras de Cananéia e de Ararapira. A região de Cananéia compreende um canal principal (Mar de Cananéia) com formação de um rio de largura média, não superior a 1 km, e comprimento aproximado de 75 km, que segue paralelo à Ilha Comprida, com o local de maior profundidade situado próximo à barra de Cananéia, com cerca de 6 a 7 m (Besnard 1950 a, b, Miyao & Nishihara 1989). No extremo sul do município, localiza-se a Barra do Ararapira, um canal estreito de largura não ultrapassando aos 800 m.

Desde o século passado, este sistema vem sendo influenciado pela construção de um canal, denominado Valo Grande, no município de Iguape, na porção norte do sistema estuarino-lagunar. Este foi construído com o objetivo de facilitar a navegação na parte final do Rio Ribeira de Iguape e apresentava 4,40 m de largura, logo após a sua construção (Besnard 1950a). Atualmente, devido à erosão nas bordas, o canal tem mais de 300 m de largura, fazendo com que a maior parte da vazão do rio Ribeira escoe por ele, acarretando grande efeito sobre o ecossistema como um todo, devido à diminuição da salinidade. Em 1978, o Governo do Estado de São Paulo decidiu fechar o Valo construindo uma barragem, fazendo com que, novamente, houvesse alterações no ecossistema (Mishima *et al.* 1985). Com o rompimento da barragem, ocorrido em 1995, houve mudanças no comportamento hidrodinâmico do sistema, com a intensificação das correntes e aumento da estratificação vertical da salinidade, em função do aporte fluvial mais intenso.

O Complexo estuarino-lagunar de Cananéia, Iguape e Paranaguá é uma das mais importantes áreas úmidas da costa brasileira em termos de biodiversidade e produtividade natural. Este é reconhecido nacional e internacionalmente como terceiro ecossistema mais produtivo do Atlântico Sul. Suas características ambientais estão bem preservadas, e, por isso, esta região foi considerada Reserva da Biosfera da Mata Atlântica em 1993 (UNESCO 2005), bem como Sítio do Patrimônio Mundial Natural, do conhecimento científico e da preservação de valores humanos e do saber tradicional com vistas a modelos de desenvolvimento sustentado (UNESCO 1999).

O litoral sul de São Paulo apresenta diversas áreas institucionalmente protegidas, pela sua

relevância ambiental e importância como berçário de espécies marinhas e estuarinas. Além disso, a presença de remanescentes de Mata Atlântica, dezenas de ilhas, manguezais em bom estado de conservação, afluência de dezenas de pequenos rios não poluídos e uma ocupação humana relativamente escassa garantem os atributos naturais dessa região (SMA-SP 1990).

Além dos municípios citados acima, os municípios de Itanhaém e Peruíbe, que, embora politicamente não façam parte do litoral sul, também foram incluídos no monitoramento da atividade pesqueira do Núcleo do Litoral Sul. Estes municípios também apresentam um alto grau de preservação ambiental, possuindo população caçara que atua na pesca marinha, estuarina e fluvial. Como nos municípios do litoral sul, esta região apresenta algumas unidades de conservação de grande importância como a Estação Ecológica da Juréia-Itatins e áreas de APP (Área de Proteção Permanente), como manguezais e encostas com mata Atlântica.

O trabalho foi desenvolvido no litoral sul do Estado de São Paulo envolvendo os municípios de Itanhaém, Peruíbe, Iguape, Ilha Comprida e Cananéia. O período de análise iniciou em 1995, com dados de Cananéia, em 1997 acrescentando dados de Iguape, 1998 com informações sobre a pesca de Ilha Comprida e de 2005 com dados de Itanhaém e Peruíbe, até 2006.

A caracterização da frota pesqueira do litoral sul de São Paulo (Cananéia, Iguape e Ilha Comprida) foi realizada por Mendonça (2007), sendo seguida no presente trabalho, com a mesma metodologia. Desta frota, em todos os desembarques foram realizadas entrevistas com os mestres das embarcações registrando posição de pesca (local e profundidade), autonomia de mar e arte de pesca. Nos municípios de Itanhaém e Peruíbe as embarcações foram cadastradas no ano de 2005 e 2006, com o recolhimento das características estruturais de acordo com o tipo de pesca que praticam. Para a estimativa de embarcações em Iguape e Ilha Comprida utilizaram-se entrevistas com os pescadores e armadores de pesca dos municípios.

Os desembarques e a produção do município de Cananéia foram divididos em pesca industrial (mar-a-fora) e pesca artesanal (pesca costeira e pesca estuarino-lagunar) conforme proposto por Mendonça (1998). Para a pesca industrial (mar-a-fora) foram realizadas entrevistas diárias com os pescadores durante os desembarques, pelos coletores do Instituto de Pesca obtendo dados de produção, esforço em dias efetivos de pesca, local e

profundidade de captura. Sempre que possível foram registrados os valores comercializados pelos pescadores dos produtos desembarcados. Para a pesca artesanal (costeira e estuarino-lagunar) os dados de produção foram obtidos através dos pontos de escoamento (peixarias ou atravessadores) pelas anotações das notas de prestação de contas entre o estabelecimento e o pescador, ou, ainda via o próprio pescador, pelas anotações que geralmente possuem (Mendonça 1998, Mendonça *et al.* 2000). Para recursos pesqueiros como a ostra (*Crassostrea brasiliensis*), mexilhão (*Mytella sp.*), isca-viva (camarão-legítimo e rosa dentro do estuário) e caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) as coletas foram realizadas diretamente com os pescadores, percorrendo semanalmente ou quinzenalmente as comunidades para obter os dados de produção, bem como acompanhar a atividade pesqueira. As informações fornecidas nos pontos de escoamento incluíram a produção por produto desembarcado e o valor de comercialização, e para as informações obtidas juntos aos pescadores acrescentou-se o número de dias trabalhados. Esta última metodologia foi aplicada também para os municípios de Iguape, Ilha Comprida, Itanhaém e Peruíbe (Fig. 2).

Para a coleta destas informações a rotina de trabalho da equipe de estatística pesqueira do litoral sul é diária, tendo coletores que percorrem todos os pontos de escoamento e as comunidades. O trabalho é realizado de segunda-feira a sexta-feira, sendo que

os dados de finais de semana nos portos de desembarques são obtidos através de informações recolhidas com os pescadores e/ou funcionários nos portos na segunda-feira posterior.

Durante o período de fevereiro de 1995 a dezembro de 2006 foram analisados 212.884 desembarques, sendo 67.887 em Cananéia (31,9%), 136.402 em Iguape (64,1%), 6.619 no município de Ilha Comprida (3,1%), 1.712 em Itanhaém (0,8%) e 264 desembarques em Peruíbe (0,1%).

O conceito de unidade produtiva utilizado no trabalho são as embarcações que têm como característica ter mais de um pescador, geralmente com 3 a 4 pessoas, ou são pescadores, podendo ser representado por apenas uma pessoa ou mais pessoas quando trabalham em parceria.

As espécies foram identificadas ao menor taxon possível utilizando manuais de identificação (Figueiredo 1977, Figueiredo & Menezes 1978, 1980, 2000, Menezes & Figueiredo, 1980, 1985, Ferreira & Souza 1990), sendo utilizadas as denominações originais adotadas pelos pescadores nos desembarques. Assim, foram registrados produtos pesqueiros que não representam uma única espécie, como gônadas e nadadeiras, peixes juvenis, diversas espécies agrupadas em uma única categoria, pescados roídos ou faltando pedaços. Este sistema permite chegar mais próximo da realidade dos pescadores, visto a comercialização dos produtos ter como base a condição do produto desembarcado.

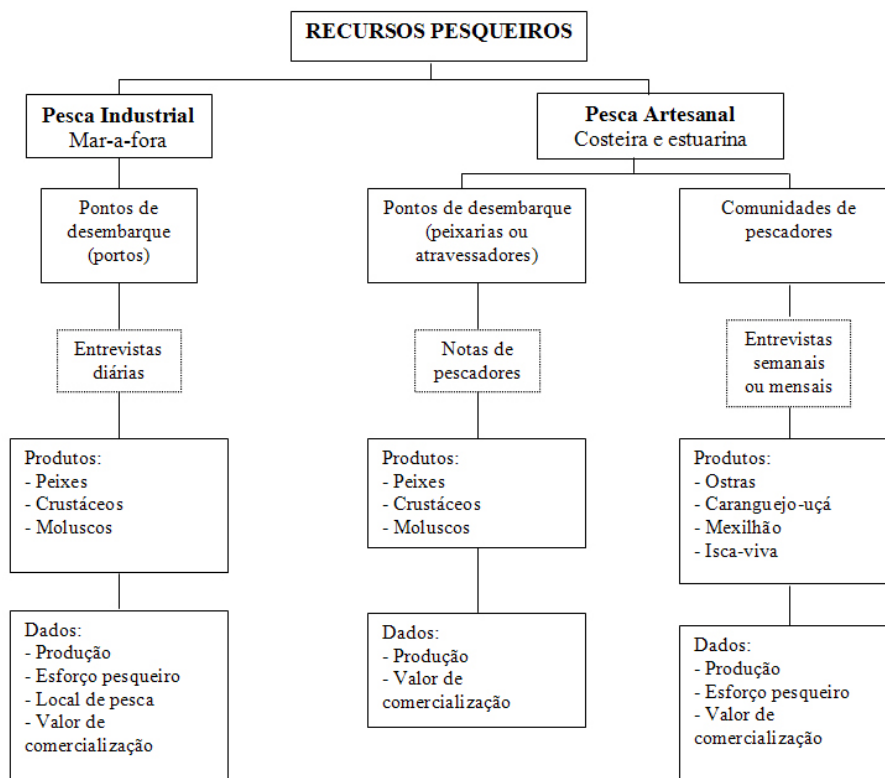


Figura 2. Organograma da metodologia de coleta de dados da produção e esforço pesqueiro no litoral sul de São Paulo.

As categorias de produtos que não foram obtidas com unidade de quilograma foram convertidas através dos seguintes fatores:

Produto	Quilogramas	Peças p/ kg
Caranguejo (dúzia)	2,074	
Ostra (dúzia)	0,830	
Camarão legítimo ou pitu (peças)		104
Mexilhão (litro)	0,700	
Mossorongo (peças) (juvenis de <i>Synbranchus sp.</i>)		90,9

As anotações foram processadas visando obter a soma da produção municipal e regional, caracterizando a atividade tanto a nível municipal, como de comunidade. Para o armazenamento das informações utilizou-se o banco de dados Propesq[®] (Ávila-da-Silva *et al.* 1999) do Instituto de Pesca – SAA.

Com base nos dados recolhidos e a característica pesqueira foram discutidos os diferentes aspectos da pesca e sua gestão através da bibliografia e análise do processo de gestão regional.

Resultados

A pesca no litoral sul de São Paulo

A pesca do litoral sul de São Paulo é composta de pesca estuarina-lagunar e fluvial, costeira e de alto-mar (mar-a-fora), sendo encontrados 22 tipos de artes de pesca (Tab. I) com suas variações de acordo com o município, matéria-prima de confecção e espécie-alvo. A descrição da frota e das artes de pesca do litoral sul de São Paulo foi realizada por Mendonça (2007), sendo resumida abaixo:

1. Arrasto de iriko: pesca estuarina, onde um dos pescadores se posiciona na margem do canal segurando o “cabo” da rede enquanto outro pescador leva a canoa para circundar o cardume e puxam posteriormente para a margem, visa captura de peixes juvenis do gênero *Anchoa*.
2. Arrasto de praia: pesca marinha, que trabalham entre 4 a 8 pescadores os quais lançam a rede à margem da praia, puxando para terra, visa captura de peixes.
3. Arrasto duplo médio (“double trawl”): pesca marinha, com embarcações acima de 12 metros de comprimento, com autonomia maior que 5 dias de pesca, que utilizam duas redes no arrasto, visa captura de camarão-sete-barbas, rosa, legítimo, lulas e peixes.
4. Arrasto duplo pequeno (“double trawl”): pesca marinha, com embarcações abaixo de 12 metros de comprimento e autonomia de até 5 dias, que utilizam duas redes no arrasto, visa a captura de camarão-sete-barbas e peixes.
5. Arrasto simples pequeno (“simple trawl”): pesca marinha, com embarcações abaixo de 12 metros de comprimento e autonomia de até 5 dias, que utilizam uma rede no arrasto, visa a captura de camarão-legítimo e peixes.
6. Cerco fixo: pesca estuarina, sendo uma armadilha fixa, confeccionada com bambus ou taquaras, moirões e arame, visando à captura de mugilídeos, principalmente.
7. Corrico: pesca estuarina, uma arte de pesca do tipo de emalhe de deriva, com comprimento máximo de 300 metros e malhagem de 24 mm entre nós opostos, visando a captura de engraulídeos.
8. Covo para pitu: pesca estuarina e fluvial, sendo uma armadilha confeccionada de tela plástica ou filetes de bambu, com armação de arame. Tem formato de cilindro com duas entradas nas extremidades, sendo o centro o local para colocar a isca, visa a captura de *Macrobrachium acanthurus*.
9. Covo para siri: pesca estuarina, similar ao covo para pitu, mas com apenas uma entrada.
10. Covo para lagostim: pesca estuarina e fluvial, similar ao covo para pitu, com o diferencial de ser maior, podendo ter uma ou duas entradas, com aberturas em funil na extremidade e no centro, visa a captura de *Macrobrachium carcinus*.
11. Covo para polvo: pesca marinha, com a utilização de potes plásticos dispostos em formato de espinhel.
12. Rede de emalhe: pesca marinha, estuarina e fluvial, redes com diversas dimensões e tamanhos de malhas, que variam de 50 mm a 320 mm entre nós opostos, visa a captura de peixes.
13. Espinhel de fundo: pesca marinha, estuarina e fluvial, possui aproximadamente 600 m de cabo principal e 300 anzóis (que distam em geral 2 m um do outro), cujos tamanhos variam de acordo com o peixe visado, apresentando duas bóias e pesos (“poitas”) nas extremidades, dispostos de tal maneira que sejam regulados à profundidade desejada, geralmente no fundo.

Tabela I. Artes de pesca empregadas em cada município do litoral sul de São Paulo.

Arte de pesca	Cananéia	Iguape	Ilha Comprida	Peruíbe	Itanhaém
Arrasto de iriko	X				
Arrasto de praia	X	X	X	X	X
Arrasto duplo médio	X				X
Arrasto duplo pequeno	X	X	X	X	X
Arrasto simples pequeno	X		X		X
Cerco fixo	X	X	X		
Corrico		X	X		
Covo para pitú	X	X			
Covo para siri		X			
Covo para lagostim		X			
Covo para polvo	X				
Emalhe	X	X	X	X	X
Espinhel de fundo	X	X	X		
Espinhel vertical	X			X	
Extrativismo	X	X	X	X	X
Gerival	X	X	X		
Linha de mão	X				
Manjubeira		X	X		
Parelha	X				
Puçá para siri	X	X			
Puçá manjuba		X			
Peneira	X	X			X

14. Espinhel vertical: pesca estuarina e marinha, é composto de um cabo principal disposto na vertical, de comprimento de acordo com a profundidade e número de anzóis que variam conforme o pescado alvejado, os quais distam em torno de 1 m entre si, com uma bóia na superfície e um peso (“poita”) no fundo, denominado popularmente de “catueiro”, visando a captura de peixes, principalmente de bagres.
15. Extrativismo: atividade estuarina, não sendo uma arte de pesca propriamente dita, pois a retirada dos produtos (ostras, mexilhões e mosso-rongo) é manual, apenas utilizando pequenos instrumentos para auxiliar, como facas, pedaços de redes, etc.
16. Gerival: pesca estuarina com o uso de rede de nylon com formato de cone, a qual exerce um arrasto de fundo de acordo com a corrente da maré e visa à captura de juvenis de camarão-legítimo e rosa dentro do estuário.
17. Linha de mão: pesca estuarina e marinha, utiliza uma linha com anzol e isca para captura de serranídeos, geralmente.
18. Manjubeira: pesca estuarina e fluvial, sendo um tipo de rede de arrasto de meia água, com calões em suas mangas (braços), os quais ficam presos os cabos da rede que servem para tracioná-la, envolvendo o cardume de manjuba *Anchoviella lepidentostole* e posteriormente puxam à margem.
19. Parelha: pesca marinha, dois barcos arrastam uma rede junto ao fundo, visando capturar peixes.
20. Puçá para siri: pesca estuarina, constituído de um aro com uma rede por dentro, apresentando um cabo com uma bóia na extremidade, o qual localiza a armadilha imersa. No meio deste aro é colocada a isca que atrai os siris que periodicamente são recolhidos.
21. Puçá para manjuba: pesca estuarina e fluvial, é praticada para captura de manjuba (*Engraulídeo*) junto à margem, sendo confeccionado com dois bambus dispostos em forma de “x”, sendo colocado em uma extremidade um saco tipo “ráfia” para embolsar cardumes de manjuba que estejam próximos à margem.
22. Peneira: pesca estuarina e fluvial, apresenta forma circular ou quadrada, com armação de ferro ou madeira, de aproximadamente 1 m de diâmetro, com tela de nylon do tipo mosquiteiro a qual é passada junto às margens para captura de pitus e camarões.

O número anual de unidades produtivas (pescadores ou embarcações) que desembarcaram nos municípios chegou ao máximo de 1.955

unidades em 2005, sendo em média 52% em Iguape, 38% em Cananéia, 4% em Itanhaém, 3% em Ilha Comprida e 3% em Peruíbe.

As artes de pesca mais utilizadas são as redes de emalhe, o corrico e o arrasto duplo pequeno ("double net") (Fig. 3), mas variam de acordo com o município e espécie-alvo. Quando um pescador utiliza mais de uma arte de pesca na mesma pescaria visando à captura de diferentes espécies alvo, é denominada de multi-artes (Tab. II).

Em Cananéia as redes de emalhe corresponderam mais da metade dos produtos desembarcados (52,9%), seguida dos arrastos para camarão e lulas (38,3%). No município de Iguape o corrico para captura de manjuba foi a mais utilizada (31,8%), seguida da manjubeira (17,5%), o puçá para pesca de siri (17,3%) e as redes de emalhe (17,2%). Na Ilha Comprida as redes de emalhe foram mais comuns na pesca, ficando com 58,4% da produção, seguido do arrasto de praia (22,2%). No município de Itanhaém o arrasto duplo pequeno contribuiu com 45,7% dos produtos desembarcados e as redes de emalhe com 35,8%. Por fim, o município de Peruíbe teve as redes de emalhe como as mais utilizadas com 44,2%, seguida do arrasto duplo pequeno (20,5%).

A produção total desembarcada em todo o litoral sul chegou a 4.845 toneladas desembarcadas em 2006 (Fig. 4), sendo que 70,4% foram desembarcados em Cananéia, 26,5% em Iguape, 1,7% em Itanhaém, 1,0% em Peruíbe e 0,7% em Ilha Comprida.

As principais espécies desembarcadas em Cananéia ao longo de 12 anos foram o camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), a corvina (*Micropogonias furnieri*) e a pescada-foguete (*Macrodon ancylodon*). Para Iguape o principal produto é a manjuba (*Anchoiella lepidentostole*), seguido de siri-azul (*Callinectes sapidus*) e tainha (*Mugil platanus*). Em Ilha Comprida observa-se amplo predomínio nos desembarques da pescada-foguete e da tainha. Itanhaém e Peruíbe os desembarques mostraram maiores abundâncias para camarão-sete-barbas e pescada-foguete.

Além destas espécies, que apresentam maior volume de desembarque, o litoral sul registra desembarques importantes de produtos com alto valor comercial e social. Entre estes destacamos a ostra (*Crassostrea brasiliana*), o caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*), o camarão-rosa (*Farfantepenaeus paulensis* e *F. brasiliensis*), o camarão-legítimo (*Litopenaeus schmitti*), o robalo (*Centropomus parallelus*), o robalão (*C. undecimallis*), a pescada-amarela (*Cynoscion acoupa*), o parati (*Mugil curema*) e bagre-branco (*Genidens barbatus*). Estes apresentam um alto valor comercial ou têm grande número de pescadores que dependem de suas capturas para sua sobrevivência, estando aí a importância de cada produto.

A produção pesqueira anual média está próxima a quatro mil toneladas em todo o litoral sul. Para esta produção há o envolvimento de um número elevado de pescadores, chegando ao máximo de 6.740 pessoas registradas nos bancos de dados pesqueiros da região em 2004 (Mendonça 2007).

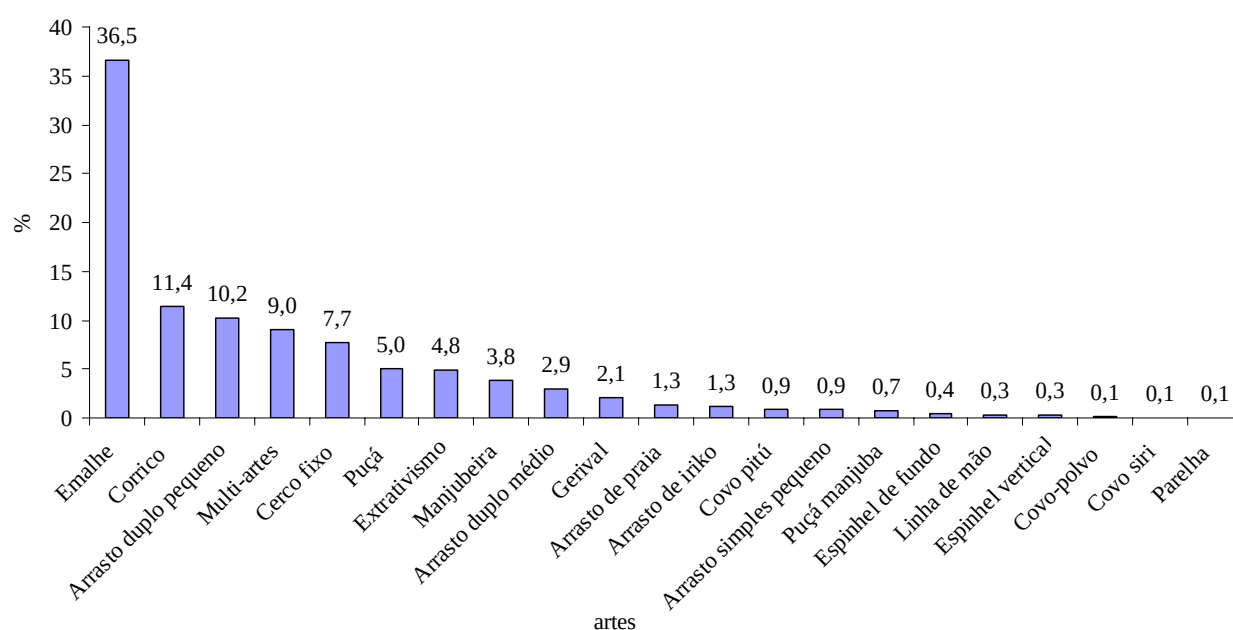


Figura 3. Artes de pesca mais utilizadas no litoral sul do Estado de São Paulo, no período de 1995 e 2006.

Tabela II. Produção total desembarcada (em toneladas) por arte de pesca no período de 1995 a 2006 nos municípios do litoral sul de São Paulo.

Cananéia															
Artes de pesca	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Produção média %		
Arrasteiros	Produção	373,03	782,51	1323,85	803,75	736,46	705,39	1050,24	848,42	947,93	944,88	949,11	1005,73	872,61	38,33
	%	64,69	77,93	81,09	61,04	37,35	29,36	35,49	27,32	31,94	34,17	29,65	29,48		
Cercos-fixos	Produção	9,36	20,61	29,77	44,84	43,81	67,80	55,82	82,33	109,33	142,99	117,85	99,80	68,69	3,02
	%	1,62	2,05	1,82	3,41	2,22	2,82	1,89	2,65	3,68	5,17	3,68	2,93		
Covo-pitú	Produção											0,06		0,01	0,00
	%											0,00			
Emalhe	Produção	194,26	200,04	252,02	436,00	935,62	1245,65	1711,64	2035,98	1766,90	1549,41	1953,76	2157,36	1203,22	52,86
	%	33,69	19,92	15,44	33,11	47,45	51,84	57,84	65,56	59,53	56,04	61,04	63,23		
Indeterminado	Produção		0,55	9,72	9,34	39,59	28,96	9,21	25,54	31,76	27,27	20,74	42,17	20,40	0,90
	%		0,05	0,60	0,71	2,01	1,21	0,31	0,82	1,07	0,99	0,65	1,24		
Multi-artes	Produção		0,42	6,32	12,36	10,75	9,62	11,78	12,33	8,95	21,08	22,69	8,25	10,38	0,46
	%		0,04	0,39	0,94	0,55	0,40	0,40	0,40	0,30	0,76	0,71	0,24		
Espinel	Produção		10,11	7,66	5,66	5,66	5,95	4,64	1,87	2,90	2,29	1,72	0,99	3,65	0,16
	%		0,62	0,58	0,29	0,29	0,25	0,16	0,06	0,10	0,08	0,05	0,03		
Extrativismo	Produção		0,02	0,07	0,07	197,21	295,50	115,47	97,36	79,16	73,93	130,25	94,45	90,28	3,97
	%		0,00	0,01	0,01	10,00	12,30	3,90	3,13	2,67	2,67	4,07	2,77		
Gerival	Produção		0,30	1,87	2,05	2,05	1,63	0,58	1,79	1,21	1,42	2,88	2,99	1,39	0,06
	%		0,02	0,14	0,10	0,10	0,07	0,02	0,06	0,04	0,05	0,09	0,09		
Linha-de-mão	Produção		0,37	0,94	0,55	0,39	0,39	0,05	0,13	0,10	0,08	1,56	0,04	0,35	0,02
	%		0,02	0,07	0,03	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00	0,05	0,00		
Parelha	Produção						42,01		20,07					5,17	0,23
	%						1,75		0,68						
Picaré	Produção												0,01	0,00	0,00
	%												0,00		
Covo-polvo	Produção										1,57	0,40		0,16	0,01
	%										0,06	0,01			
Total	Produção	576,65	1004,12	1632,47	1316,84	1971,69	2402,87	2959,41	3105,75	2968,30	2764,91	3201,02	3411,79		

Tabela II (continuação). Produção total desembarcada por arte de pesca no período de 1998 a 2006 nos municípios do litoral sul de São Paulo.**Iguape**

Arte de pesca	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Produção média	%
Arrasto de praia	Produção 0,98	2,56	24,93	34,18	65,91	55,59	48,57	54,83	18,66	34,02	6,76
	% 0,12	0,25	1,49	1,86	4,32	3,25	3,78	5,92	1,45		
Arrasto duplo pequeno	Produção %			0,04 0,00		0,23 0,01	0,05 0,00	0,17 0,02	0,12 0,01	0,07	0,01
Cerco-fixo	Produção %	1,44 0,18	1,85 0,18	4,01 0,24	5,33 0,29	9,36 0,61	8,39 0,65	5,86 0,63	4,14 0,32	6,32	1,26
Corrico	Produção %	40,19 4,90	91,59 9,12	143,16 8,56	237,20 12,88	151,00 9,89	200,60 15,62	137,22 14,81	244,28 19,03	160,01	31,80
Covo-pitú	Produção %	0,08 0,01	0,78 0,08	0,30 0,02	0,57 0,03	0,98 0,06	0,81 0,06	0,50 0,05	0,29 0,02	0,53	0,11
Covo-siri	Produção %							0,07 0,01	2,25 0,18	0,26	0,05
Emalhe	Produção %	23,62 2,88	68,44 6,81	86,92 5,20	82,59 4,48	71,27 4,67	106,31 8,28	110,48 11,93	101,55 7,91	85,84	17,06
Espinhel	Produção %								0,01 0,001	0,00	0,00
Extrativismo	Produção %	1,11 0,14	1,38 0,14	0,43 0,03	7,00 0,38	4,68 0,31	11,08 0,86	19,65 2,12	11,10 0,86	6,75	1,34
Gerival	Produção %	0,04 0,00	0,20 0,02	0,07 0,00	0,30 0,02	1,72 0,11	0,52 0,04	0,34 0,04	1,77 0,14	0,68	0,13
Manjubeira	Produção %	9,94 1,21	25,69 2,56	77,58 4,64	82,15 4,46	55,89 3,66	139,63 10,88	139,65 15,07	154,91 12,07	87,91	17,47
Multi-artes	Produção %	10,65 1,30	55,51 5,53	34,33 2,05	44,43 2,41	33,98 2,23	30,74 2,34	52,33 5,65	14,37 1,12	34,04	6,76
Puçá	Produção %	26,99 3,29	79,45 7,91	99,78 5,97	127,79 6,94	103,44 6,78	115,44 8,99	61,09 6,59	72,43 5,64	86,42	17,17
Puçá-manjuba	Produção %				0,16 0,01		3,00 0,23			0,35	0,07
Total	Produção	115,05	327,45	471,50	621,73	498,21	664,39	582,20	625,86		

Tabela II (continuação). Produção total desembarcada por arte de pesca no período de 1998 a 2006 nos municípios do litoral sul de São Paulo.**Ilha Comprida**

Arte de pesca	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	Produção média	%	
Arrasto de praia	Produção	43,74	17,13	11,07	3,65	3,30	1,43	0,50	4,67	1,47	9,66	22,2
	%	31,47	49,20	32,32	9,90	9,78	6,41	2,35	13,57	4,27		
Arrasto duplo pequeno	Produção	4,15	1,41	0,09		0,13	0,52	0,01	0,06	0,15	0,73	1,7
	%	2,99	4,06	0,27		0,39	2,32	0,05	0,18	0,44		
Cercos fixos	Produção	0,14		0,96	1,34	2,19	2,45	2,08	1,30	1,16	1,29	3,0
	%	0,10		2,80	3,62	6,47	10,99	9,68	3,79	3,36		
Corrico	Produção				0,03		0,64	1,85	5,32	0,87		2,0
	%				0,08		2,99	5,37	15,48			
Emalhe	Produção	89,38	14,14	21,11	25,33	20,72	14,11	13,43	17,96	12,24	25,38	58,4
	%	64,31	40,61	61,64	68,65	61,33	63,28	62,66	52,20	35,58		
Espinel horizontal	Produção			0,10						0,02	0,01	0,0
	%			0,29						0,05		
Extrativismo	Produção			0,01				4,43	2,54	0,78		1,8
	%			0,02				12,87	7,40			
Gerival	Produção			0,22	0,16	0,07	0,17	0,18	0,26	0,19	0,14	0,3
	%			0,65	0,43	0,20	0,77	0,86	0,76	0,54		
Indeterminado	Produção	1,58	1,75	0,61	5,60	7,37	3,42	2,99	1,62	9,23	3,80	8,7
	%	1,14	5,04	1,79	15,17	21,83	15,33	13,95	4,71	26,85		
Multi-artes	Produção		0,38	0,08	0,79		0,18	1,06	1,95	1,89	0,70	1,6
	%		1,09	0,22	2,15		0,80	4,93	5,68	5,48		
Puçá	Produção					0,02	0,54	0,30	0,12	0,11		0,3
	%					0,10	2,53	0,87	0,33			
Total	Produção	138,98	34,82	34,24	36,90	33,78	22,29	21,44	34,41	34,39	43,47	

Tabela II (continuação). Produção total desembarcada por arte de pesca no período de 2005 a 2006 nos municípios do litoral sul de São Paulo.

Itanhaém					
Arte de pesca		2005	2006	Produção média	%
Arrasto de praia	Produção	0,22		0,11	0,10
	%	0,12			
Arrasto duplo médio	Produção	5,50		2,75	2,47
	%	2,97			
Arrasto duplo pequeno	Produção	71,36	30,62	50,99	45,71
	%	38,55	80,63		
Arrasto simples pequeno	Produção	12,29	0,65	6,47	5,80
	%	6,64	1,71		
Emalhe	Produção	78,54	1,34	39,94	35,81
	%	42,43	3,54		
Extrativismo	Produção	0,92	2,42	1,67	1,50
	%	0,50	6,39		
Indeterminado	Produção	1,14	0,63	0,89	0,79
	%	0,62	1,66		
Multi-artes	Produção	15,16	2,31	8,73	7,83
	%	8,19	6,08		
Total	Produção	185,12	37,97	111,55	

Tabela II (continuação). Produção total desembarcada por arte de pesca no período de 2005 a 2006 nos municípios do litoral sul de São Paulo.

Peruíbe					
Arte de pesca		2005	2006	Produção média	%
Arrasto de praia	Produção	0,93	0,53	0,73	1,24
	%	1,33	1,10		
Arrasto duplo pequeno	Produção	20,70	3,38	12,04	20,46
	%	29,81	7,01		
Emalhe	Produção	29,32	22,71	26,01	44,20
	%	42,21	47,06		
Extrativismo	Produção	0,59	0,31	0,45	0,77
	%	0,85	0,64		
Indeterminado	Produção	6,03	18,83	12,43	21,12
	%	8,68	39,01		
Multi-artes	Produção	11,88	2,50	7,19	12,22
	%	17,11	5,18		
Total	Produção	69,44	48,26	58,85	

Atualmente, este número é menor, ficando próximo de 70% deste total, considerando que estas pessoas em algum momento do ano dedicam-se à atividade pesqueira, trabalhando em determinados períodos na construção civil e prestação de serviços, geralmente. Em Cananéia, observa-se que, ao longo dos anos analisados, aproximadamente 70% da produção anual deriva da pesca industrial (Fig. 5), embora a pesca artesanal envolva um maior número de unidades produtivas, correspondendo a 87,2% dos pescadores do município (Fig. 6). Já para os municípios de Iguape, Ilha Comprida, Peruíbe e Itanhaém a pesca é identificada como totalmente artesanal,

com baixa autonomia de mar, geralmente não mais de três dias, ou que trabalham junto à praia, na zona costeira, no estuário e/ou nos rios dos municípios.

Durante o período estudado foram registradas 111 espécies de teleósteos, distribuídas em 41 famílias; 14 espécies e 6 famílias de elasmobrânquios; 13 espécies e 7 famílias de crustáceos e 9 espécies e 6 famílias de moluscos (Tab. III). Devido ao sistema de coleta de dados, em alguns casos não foi possível de identificar ao nível de espécie, pois não se obteve o exemplar desembarcado e sim o registro do produto, com a denominação popular. Assim,

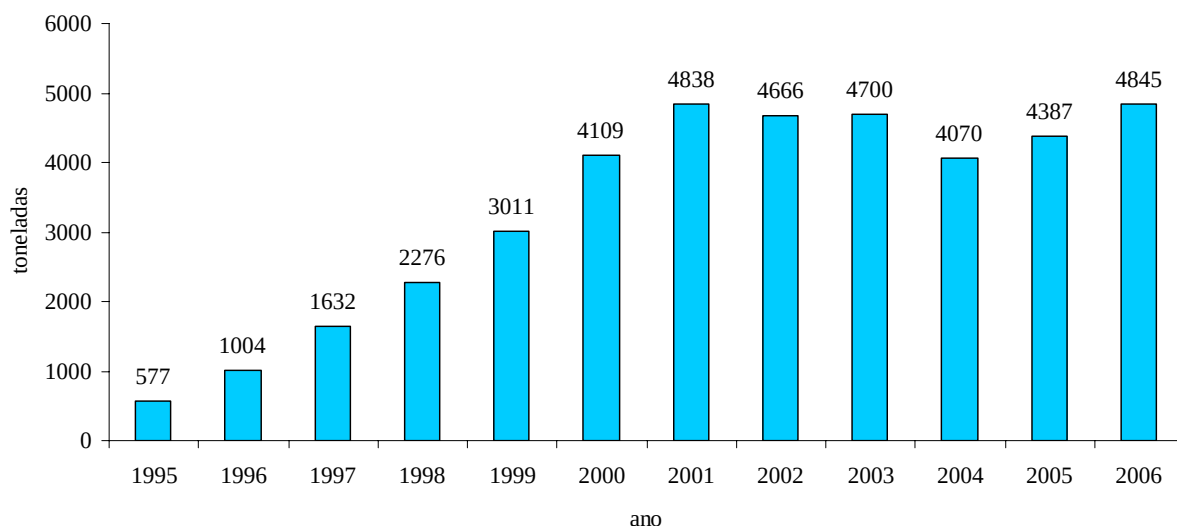


Figura 4. Produção total desembarcada (em toneladas) no litoral sul do Estado de São Paulo, no período de 1995 a 2006.

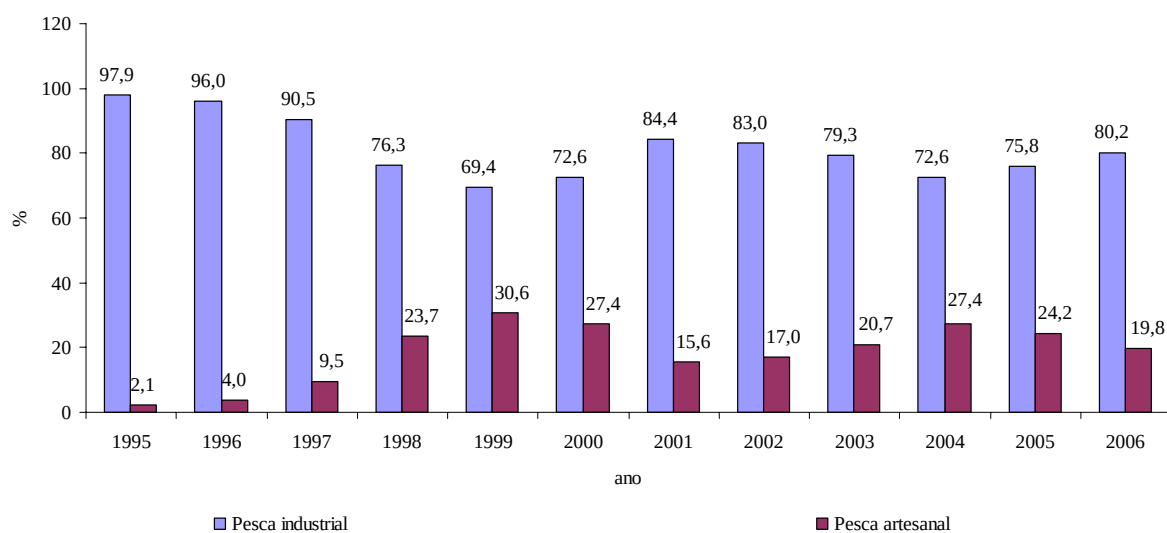


Figura 5. Percentagem de contribuição anual das produções desembarcadas nos tipos de pesca do município de Cananéia (SP), no período de 1995 a 2006.

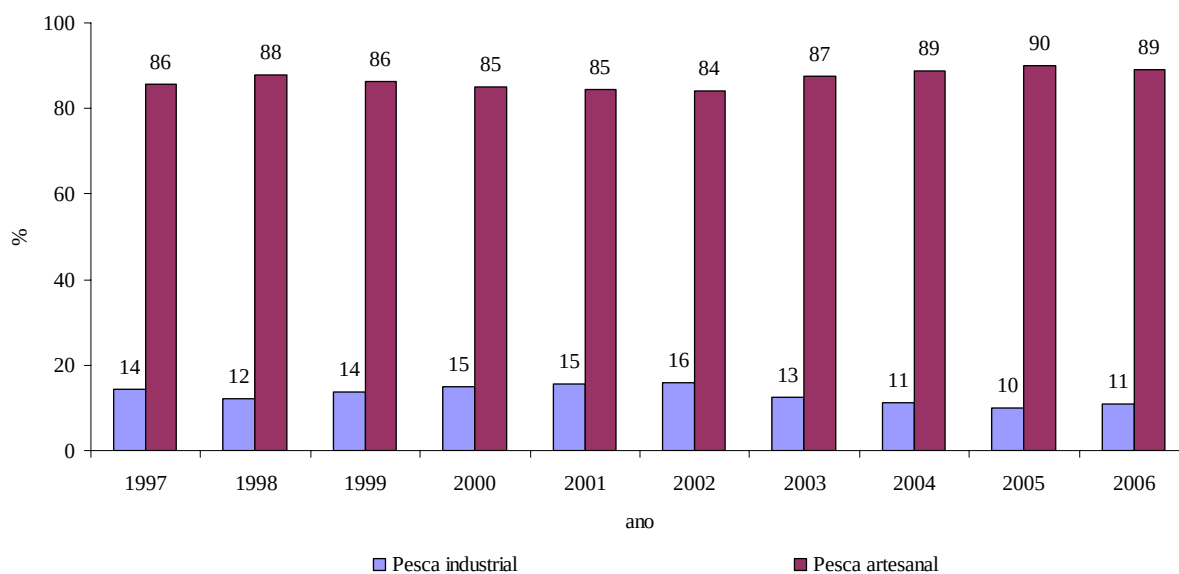


Figura 6. Percentagem de contribuição anual das unidades produtivas nos desembarques de Cananéia (SP), no período de 1995 a 2006.

Tabela III. Produtos pesqueiros desembarcados no litoral sul de São Paulo no período de 1995 a 2006.

Produto	Espécie	Família	Classe	Observação
Teleósteos				
Abrótea	<i>Urophycis mystacea</i>	Gadidae	Osteichthyes	Gônadas
Abrótea	<i>Urophycis brasiliensis</i>	Gadidae	Osteichthyes	
Abrótea (ova)	<i>Urophycis</i> spp.	Gadidae	Osteichthyes	
Agulha	<i>Hemiramphus brasiliensis</i>	Hemiramphidae	Osteichthyes	
Agulhão	<i>Fistularia petimba</i>	Fitulariidae	Osteichthyes	
Agulhão-vela	<i>Tetrapturus albidus</i>	Istiophoridae	Osteichthyes	
Atum	<i>Thunnus</i> spp.	Scombridae	Osteichthyes	
Bacalhau	<i>Equetus punctatus</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Badejo	<i>Mycteroperca rubra</i>	Serranidae	Osteichthyes	
Badejo	<i>Mycteroperca bonaci</i>	Serranidae	Osteichthyes	
Bagre-branco	<i>Genidens barbatus</i>	Ariidae	Osteichthyes	
Bagre-amarelo	<i>Aspistor luniscutis</i>	Ariidae	Osteichthyes	
Bagrinho		Ariidae	Osteichthyes	Juvenil de bagre (várias espécies)
Barracuda	<i>Sphyraena guachancho</i>	Sphyraenidae	Osteichthyes	
Batata	<i>Lopholatilus villarii</i>	Branchiostegidae	Osteichthyes	
Betara	<i>Menticirrhus americanus</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Betara	<i>Menticirrhus littoralis</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Bicuda	<i>Sphyraena tome</i>	Sphyraenidae	Osteichthyes	
Bicuda	<i>Sphyraena sphyraena</i>	Sphyraenidae	Osteichthyes	
Bonito		Scombridae	Osteichthyes	
Cabrinha	<i>Prionotus punctatus</i>	Triglidae	Osteichthyes	
Cangatá	<i>Cathorops spixii</i>	Ariidae	Osteichthyes	
Caranha	<i>Lutjanus griseus</i>	Lutjanidae	Osteichthyes	
Carapau	<i>Caranx crysos</i>	Carangidae	Osteichthyes	
Carapeba	<i>Diapterus</i> spp.	Gerreidae	Osteichthyes	
Caraputanga	<i>Lutjanus analis</i>	Lutjanidae	Osteichthyes	
Caratinga	<i>Diapterus lineatus</i>	Gerreidae	Osteichthyes	
Cascote	<i>Micropogonias furnieri</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Castanha	<i>Umbrina</i> spp.	Sciaenidae	Osteichthyes	
Castanha	<i>Umbrina coroides</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Cavala	<i>Scomberomorus cavalla</i>	Scombridae	Osteichthyes	
Cavalinha	<i>Scomber japonicus</i>	Scombridae	Osteichthyes	
Cherne	<i>Epinephelus</i> spp.	Serranidae	Osteichthyes	
Cioba	<i>Rhomboplites aurorubens</i>	Lutjanidae	Osteichthyes	
Congro	<i>Conger orbignianus</i>	Congridae	Osteichthyes	
Congro-rosa	<i>Genypterus brasiliensis</i>	Ophidiidae	Osteichthyes	
Corcoroca	<i>Orthopristis ruber</i>	Haemulidae	Osteichthyes	
Corcoroca	<i>Pomadasys covinaeformis</i>	Haemulidae	Osteichthyes	
Corvina	<i>Micropogonias furnieri</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Curimbatá	<i>Prochilodus scrofa</i>	Prochilodontidae	Osteichthyes	
Dourado	<i>Coryphaena hippurus</i>	Coryphaenidae	Osteichthyes	
Durão	<i>Caranx hipos</i>	Carangidae	Osteichthyes	
Enchova	<i>Pomatomus saltatrix</i>	Pomatomidae	Osteichthyes	
Escrivão	<i>Eucinostomus</i> sp.	Gerreidae	Osteichthyes	
Espada	<i>Trichiurus lepturus</i>	Trichiuridae	Osteichthyes	

Tabela III (continuação). Produtos pesqueiros desembarcados no litoral sul de São Paulo no período de 1995 a 2006.

Produto	Espécie	Família	Classe	Observação
Teleósteos				
Galo-sem-penacho	<i>Selene setapinnis</i>	Carangidae	Osteichthyes	
Galo-de-penacho	<i>Selene vomer</i>	Carangidae	Osteichthyes	
Garoupa	<i>Epinephelus marginatus</i>	Serranidae	Osteichthyes	
Goete	<i>Cynoscion jamaicensis</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Gordinho	<i>Peprilus paru</i>	Stromateidae	Osteichthyes	
Guaivira	<i>Oligoplites saliens</i>	Carangidae	Osteichthyes	
Guaivira	<i>Oligoplites palometa</i>	Carangidae	Osteichthyes	
Linguado	<i>Paralichthys patagonicus</i>	Paralichthyidae	Osteichthyes	
Linguado	<i>Paralichthys brasiliensis</i>	Paralichthyidae	Osteichthyes	
Linguado	<i>Paralichthys isosceles</i>	Paralichthyidae	Osteichthyes	
Linguado	<i>Paralichthys obignyanus</i>	Paralichthyidae	Osteichthyes	
Manjuba-barrigueira	<i>Anchoa</i> spp.	Engraulidae	Osteichthyes	
Manjuba-branca	<i>Anchoa tricolor</i>	Engraulidae	Osteichthyes	
Manjuba-chata	<i>Anchoa marinii</i>	Engraulidae	Osteichthyes	
Manjuba-de-iguape	<i>Anchoiella lepidentostole</i>	Engraulidae	Osteichthyes	
Manjuba-iriko	<i>Anchoa</i> spp.	Engraulidae	Osteichthyes	
Manjuba-prego	<i>Anchoa lyolepis</i>	Engraulidae	Osteichthyes	
Maria-luíza	<i>Paralonchurus brasiliensis</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Maria-mole	<i>Cynoscion guatucupa</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Meca	<i>Xiphias gladius</i>	Xiphiidae	Osteichthyes	
Merluza	<i>Merluccius hubbsi</i>	Merlucciidae	Osteichthyes	
Mero	<i>Epinephelus itajara</i>	Serranidae	Osteichthyes	
Miraguaia	<i>Pogonias chromis</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Mistura			Osteichthyes	Diversas espécies e famílias de baixo valor comercial
Mossorongo	<i>Synbranchus</i> sp.	Synbranchidae	Actinopterygii	
Namorado	<i>Pseudopersis semifasciata</i>	Pinguipedidae	Osteichthyes	
Olhete	<i>Seriola lalandi</i>	Carangidae	Osteichthyes	
Olho-de-boi	<i>Seriola dumerili</i>	Carangidae	Osteichthyes	
Olho-de-cão	<i>Priacanthus arenatus</i>	Priacanthidae	Osteichthyes	
Ovea	<i>Larimus breviceps</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Pacu	<i>Piaractus mesopotamicus</i>	Characidae	Osteichthyes	
Palombeta	<i>Chloroscombrus chrysurus</i>	Carangidae	Osteichthyes	
Pampo	<i>Trachinotus</i> spp.	Carangidae	Osteichthyes	
Parambiju	<i>Rachycentron canadum</i>	Rachycentridae	Osteichthyes	
Parati	<i>Mugil curema</i>	Mugilidae	Osteichthyes	
Pargo-rosa	<i>Pagrus pagrus</i>	Sparidae	Osteichthyes	
Paru	<i>Chaetodipterus faber</i>	Ephippidae	Osteichthyes	
Peixe-roído			Osteichthyes	Peixes faltando pedaços
Pescada		Sciaenidae	Osteichthyes	Espécies de sciaenidae indefinidas

Tabela III (continuação). Produtos pesqueiros desembarcados no litoral sul de São Paulo no período de 1995 a 2006.

Produto	Espécie	Família	Classe	Observação
Teleósteos				
Pescada-amarela	<i>Cynoscion acoupa</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Pescada-banana	<i>Nebris microps</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Pescada-branca	<i>Cynoscion leiarchus</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Pescada-cambucu	<i>Cynoscion virescens</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Pescada-dentão	<i>Cynoscion microlepdotus</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Pescada-foguete	<i>Macrodon ancylodon</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Pescadinha	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Pirajica	<i>Kyphosus</i> spp.	Kyphosidae	Osteichthyes	
Porco	<i>Balistes capriscus</i>	Balistidae	Osteichthyes	
Prejereba	<i>Lobotes surinamensis</i>	Lobotidae	Osteichthyes	
Robalão	<i>Centropomus undecimalis</i>	Centropomidae	Osteichthyes	
Robalete	<i>Centropomus</i> spp.	Centropomidae	Osteichthyes	
Robalinho	<i>Centropomus</i> spp.	Centropomidae	Osteichthyes	
Robalo	<i>Centropomus parallelus</i>	Centropomidae	Osteichthyes	
Roncador	<i>Conodon nobilis</i>	Haemulidae	Osteichthyes	
Saguá	<i>Genyatremus luteus</i>	Haemulidae	Osteichthyes	
Salema	<i>Anisotremus virginicus</i>	Haemulidae	Osteichthyes	
Sapo	<i>Lophius gastrophysus</i>	Lophiidae	Osteichthyes	
Sardinha-de-iguape	<i>Opisthonema oglinum</i>	Engraulidae	Osteichthyes	
Sardinha-de-lage	<i>Opisthonema oglinum</i>	Clupeidae	Osteichthyes	
Sargo	<i>Archosargus rhomboidalis</i>	Sparidae	Osteichthyes	
Sargo de beijo	<i>Anisotremus surinamensis</i>	Sparidae	Osteichthyes	
Sari-sari	<i>Bagre bagre</i>	Ariidae	Osteichthyes	
Savelha	<i>Brevoortia pectinata</i>	Clupeidae	Osteichthyes	
Sororoca	<i>Scomberomorus brasiliensis</i>	Scombridae	Osteichthyes	
Tainha	<i>Mugil platanus</i>	Mugilidae	Osteichthyes	
Tira-vira	<i>Percophis brasiliensis</i>	Percophidae	Osteichthyes	
Tortinha	<i>Isopisthus parvipinnis</i>	Sciaenidae	Osteichthyes	
Trilha	<i>Mullus argentinae</i>	Mullidae	Osteichthyes	
Trilha	<i>Upeneus parvus</i>	Mullidae	Osteichthyes	
Vermelho	<i>Lutjanus vivanus</i>	Lutjanidae	Osteichthyes	
Virote	<i>Mugil platanus</i>	Mugilidae	Osteichthyes	
Xarelete	<i>Caranx lugubris</i>	Carangidae	Osteichthyes	
Xaréu	<i>Caranx hippos</i>	Carangidae	Osteichthyes	
Xingó		Clupeidae	Osteichthyes	
Xixarro	<i>Trachurus lathami</i>	Carangidae	Osteichthyes	
Total	111	41		
Elasmobrânquios				
Anequim	<i>Isurus oxyrinchus</i>	Lamnidae	Chondrichthyes	
Cação			Chondrichthyes	Várias espécies
Cação-anjo	<i>Squatina</i> sp.	Squatinidae	Chondrichthyes	
Cação-chup-chup			Chondrichthyes	Espécies juvenis
Cação-galha-preta	<i>Carcharhinus</i> spp.	Carcharhinidae	Chondrichthyes	
Caçonete			Chondrichthyes	Várias espécies
Cambeva	<i>Sphyrna</i> spp.	Sphyrnidae	Chondrichthyes	
Galha			Chondrichthyes	Nadadeiras de cações
Machote	<i>Carcharhinus</i> spp.	Carcharhinidae	Chondrichthyes	

Tabela III (continuação). Produtos pesqueiros desembarcados no litoral sul de São Paulo no período de 1995 a 2006.

Produto	Espécie	Família	Classe	Observação
Mangona	<i>Carcharias taurus</i>	Carcharhinidae	Chondrichthyes	Várias espécies
Raia			Chondrichthyes	
Raia-emplasto	<i>Raja</i> spp.	Rajidae	Chondrichthyes	
Vaca	<i>Sphyrna</i> spp.	Sphyrnidae	Chondrichthyes	
Viola	<i>Rhinobatos</i> spp.	Rhinobatidae	Chondrichthyes	
Total	14	6		
Crustáceos				
Camarão-cristalino	<i>Plesionika longirostris</i>	Pandalidae	Crustacea	
Camarão-ferrinho	<i>Artemesia longinaris</i>	Penaeidae	Crustacea	
Camarão-legítimo	<i>Litopenaeus schmitti</i>	Penaeidae	Crustacea	
Camarão-legítimo (rio)	<i>Litopenaeus schmitti</i>	Penaeidae	Crustacea	
Camarão-rosa	<i>Farfantepenaeus paulensis</i>	Penaeidae	Crustacea	
Camarão-rosa	<i>Farfantepenaeus brasiliensis</i>	Penaeidae	Crustacea	
Camarão-rosa (mole)	<i>Farfantepenaeus</i> spp.	Penaeidae	Crustacea	
Camarão-rosa-perereca	<i>Farfantepenaeus</i> spp.	Penaeidae	Crustacea	
Camarão-santana	<i>Pleoticus muelleri</i>	Solenoceridae	Crustacea	
Camarão-sete-barbas	<i>Xiphopenaeus kroyeri</i>	Penaeidae	Crustacea	
Caranguejo-de-profundidade	<i>Chaceon</i> spp.	Geryonidae	Crustacea	
Caranguejo-uçá	<i>Ucides cordatus</i>	Ocypodidae	Crustacea	
Lagosta	<i>Panulirus</i> spp.	Palinuridae	Crustacea	
Lagostim	<i>Metanephrops rubellus</i>	Nephropidae	Crustacea	
Pitu	<i>Metanephrops rubellus</i>	Peneidae	Crustacea	
Sapateira	<i>Scyllarides brasiliensis</i>	Scyllaridae	Crustacea	
Total	13	7		
Moluscos				
Mexilhão (cultivo)	<i>Perna perna</i>	Mytioidae	Bivalvia	
Mexilhão (litro)	<i>Mytella guayanensis</i>	Mytioidae	Bivalvia	
Mexilhão (litro)	<i>Mytella falcatta</i>	Mytioidae	Bivalvia	
Ostra (dz limpa)	<i>Crassostrea brasiliiana</i>	Ostreidae	Bivalvia	
Ostra (dz)	<i>Crassostrea brasiliiana</i>	Ostreidae	Bivalvia	
Vieira	<i>Pecten ziczac</i>	Pectinidae	Bivalvia	
Lula	<i>Loligo sanpaulensis</i>	Loliginidae	Cephalopoda	
Lula	<i>Loligo plei</i>	Loliginidae	Cephalopoda	
Polvo	<i>Octopus vulgaris</i>	Octopodidae	Cephalopoda	
Caramujo	<i>Zidona dufresnei</i>	Volutidae	Gastropoda	Várias espécies
Total	9	6		
TOTAL GERAL	147	60		

este registro de espécies pode estar subestimado, principalmente para os elasmobrânquios, os quais são desembarcados em categorias. Nestes, os principais gêneros desembarcados são: *Rhizonopriodon* e *Mustelus* para os cações e caçonetes e *Raja* sp. para as raia.

A pesca regional apresenta grande dependência de safras, havendo desembarques específicos em cada período, sendo direcionada para determinado produto devido a sua importância tanto em volume quanto em valor comercial (Tab. IV).

Tabela IV. Períodos de pesca dos municípios de Cananéia, Iguape, Ilha Comprida, Itanhaém e Peruíbe.

Cananéia - Pesca industrial (pesca de mar-a-fora)		
Produto	Período de maior produção	Artes de pesca empregadas
Camarão-sete-barbas	Janeiro a fevereiro e maio a julho	Tangones: arrasto duplo
Camarão-sete-barbas escolhido	Novembro a dezembro	Tangones: arrasto duplo
Corvina	Junho a novembro	Rede de emalhe
Pescada-foguete	Março a maio	Rede de emalhe
Betara	Outubro a dezembro	Rede de emalhe
Guaivira	Novembro a março	Rede de emalhe
Sororoca	Junho a setembro	Rede de emalhe
Cação	Novembro a março	Rede de emalhe
Lula	Fevereiro e março	Tangones: arrasto duplo
Camarão-rosa	Junho a novembro	Tangones: arrasto duplo
Cananéia - Pesca artesanal (pesca costeira e estuarino-lagunar)		
Produto	Período de maior produção	Artes de pesca empregadas
Bagre-branco	Outubro a dezembro	Rede de emalhe e espinhel vertical
Betara	Agosto a abril	Rede de emalhe
Camarão-legítimo do estuário	Fevereiro a abril	Gerival
Camarão-sete-barbas	Junho e de setembro a fevereiro	Tangones: arrasto duplo ou simples
Camarão-sete-barbas escolhido	Setembro a janeiro	Tangones: arrasto duplo ou simples
Caranguejo-uçá	Ano inteiro (exceto no período de defeso: outubro e novembro)	Extrativismo
Carapeba	Outubro a dezembro	Cerco-fixo
Corvina	Segundo semestre	Rede de emalhe
Guaivira	Dezembro a março	Rede de emalhe
Manjuba-iriko	Maio a agosto	Rede de arrasto de iriko
Ostra	Ano inteiro (exceto no período de defeso: janeiro e fevereiro)	Extrativismo
Parati	Outubro a abril	Rede de emalhe e cerco-fixo
Pescada-amarela	Outubro a janeiro	Rede de emalhe
Pescada-foguete	Ano inteiro, com maiores produções no segundo semestre	Rede de emalhe
Robalão	Novembro a janeiro	Rede de emalhe
Sororoca	Maio a agosto	Rede de emalhe
Tainha	Maio a outubro	Rede de emalhe e cerco-fixo
Iguape		
Produto	Período de maior produção	Artes de pesca empregadas
Manjuba	Outubro a abril	Corrico, manjubeira e puçá-manjuba
Sardinha	Agosto a novembro	Corrico, manjubeira
Bagre-branco	Outubro a dezembro	Rede de emalhe
Sororoca	Maio a agosto	Rede de emalhe
Siri-azul	Todo ano, maior produção de outubro a dezembro	Puçá
Caranguejo-uçá	Todo ano (exceto outubro e novembro – defeso)	Extrativismo
Pescada-foguete	Maio a dezembro	Rede de emalhe
Parati	Abril e maio	Rede de emalhe e cerco-fixo
Tainha	Abril a outubro	Arrasto de praia, rede de emalhe e cerco-fixo
Traíra	Janeiro a maio, e setembro e outubro	Rede de emalhe

Tabela IV (continuação). Períodos de pesca dos municípios de Cananéia, Iguape, Ilha Comprida, Itanhaém e Peruíbe.

Ilha Comprida		
Produto	Período de maior produção	Artes de pesca empregadas
Betara	Outubro a abril	Rede de emalhe
Corvina	Todo ano, exceto agosto e setembro	Rede de emalhe
Cação	Novembro a fevereiro	Rede de emalhe
Guaivira	Janeiro a setembro	Rede de emalhe
Ovea	Maio a novembro	Rede de emalhe
Pescada-foguete	Todo ano	Rede de emalhe
Sororoca	Maio a setembro	Rede emalhe
Tainha	Fevereiro a junho e setembro a novembro	Arrasto de praia, rede de emalhe e cerco-fixo
Robalo	Todo ano, exceto de julho a setembro	Arrasto de praia, rede de emalhe e cerco-fixo
Parati	Todo ano	Rede de emalhe e cerco-fixo
Pescada-amarela	Julho a janeiro	Rede de emalhe
Itanhaém		
Produto	Período de maior produção	Artes de pesca empregadas
Camarão-sete-barbas escolhido	Janeiro a setembro	Tangones: arrasto duplo ou simples
Pescada-foguete	Julho a janeiro	Rede de emalhe
Camarão-sete-barbas	Janeiro a fevereiro e maio a setembro	Tangones: arrasto duplo ou simples
Bagre	Dezembro e janeiro	Rede de emalhe
Sororoca	Maio a agosto	Rede de emalhe
Tainha	Maio a agosto	Rede de emalhe
Peruíbe		
Produto	Período de maior produção	Artes de pesca empregadas
Camarão-sete-barbas escolhido	Junho a setembro	Tangones: arrasto duplo ou simples
Pescada-foguete	Segundo semestre	Rede de emalhe
Camarão-sete-barbas	Junho a setembro	Tangones: arrasto duplo ou simples
Bagre	Setembro a novembro	Rede de emalhe
Corvina	Segundo semestre	Rede de emalhe
Guaivira	Setembro a dezembro	Rede de emalhe
Sororoca	Maio a outubro	Rede de emalhe
Tainha	Maio a outubro	Rede de emalhe

Processo de gestão dos recursos pesqueiros do litoral sul de São Paulo

A gestão dos recursos pesqueiros no litoral sul de São Paulo é realizada, em parte por um Conselho Gestor, ligado a Área de Proteção Ambiental Federal de Cananéia, Iguape e Peruíbe (CONAPA-CIP). Nele visa-se minorar conflitos e reduzir impactos, tendo como base a sustentabilidade dos recursos disponíveis, por meio de um processo participativo e compartilhado de gestão. A gestão integrada da APA, com a participação efetiva do Poder Público (Federal, Estadual e Municipal) e sociedade civil (setor produtivo e associações civis), mediante ao

Conselho Gestor, caracteriza a implantação dessa modalidade de Unidade de Conservação. Nesta instância gestora discute-se e encaminham-se propostas relativas à normalização, fiscalização, zoneamento, conservação e proteção, melhoria de renda e desenvolvimento sustentável da atividade pesqueira, em conformidade com as diretrizes existentes no âmbito da região (Machado & Mendonça 2007, Mendonça 2007).

Este Conselho é gerenciado pelo Instituto Chico Mendes com o apoio de diversas instituições, tendo nas informações da estatística pesqueira a base para a tomada de decisões sobre as

ações a serem tomadas para o desenvolvimento da pesca da região. Sempre que um tema deve ser trabalhado, há a elaboração de estudos específicos sobre o tema e a geração de toda informação possível. Posteriormente, o tema é levado ao setor envolvido na atividade para discussão e tomada de ações que visem à manutenção da atividade e preservação do ecossistema. Desta maneira algumas normativas são implementadas com a participação de todo o setor produtivo, tendo a estatística pesqueira como base do processo (Machado & Mendonça *op. cit.*).

DISCUSSÃO

A frota pesqueira da região tem como característica marcante ser artesanal, com embarcações de madeira apresentando pequena autonomia de mar, quando pescam na plataforma, e embarcações para a pesca junto à praia e/ou estuário, com baixo incremento tecnológico, geralmente motorizadas com baixa potência de motor. Estas características são comuns na região sudeste-sul do Brasil principalmente para os estados de São Paulo e Paraná, onde encontramos diversas embarcações pequenas e pouco tecnificadas trabalhando sobre recursos como o camarão-sete-barbas e peixes costeiros (Tiago *et al.* 1995, Andriguetto-Filho 2002, Tomás *et al.* 2003).

Embora a frota pesqueira que atua no litoral sul do Estado de São Paulo seja de baixa tecnologia, observa-se um número elevado de artes e metodologias de pesca, sendo a rede de emalhe a arte mais utilizada. Sua ampla utilização era previsível, visto a diversificação de produtos capturados pela arte, estando compatível aos ciclos produtivos da região, mesmo que muitas vezes apresentem maiores custos para sua confecção em comparação as demais artes de pesca. Assim, os pescadores adotam tal arte, com seus tamanhos de malha correspondentes ao produto alvo. Mas ainda se destaca os arrasteiros, principalmente direcionados a captura de camarão-sete-barbas. Esta atividade tem diminuído tanto em número de desembarques como em produção nos últimos anos, considerando a queda na produtividade, com diminuição na abundância (Mendonça 2007), fato já apontado por Valentini *et al.* (1991) quando previram um possível colapso das capturas.

Os pescadores artesanais ou que trabalham em pequena escala, em geral apresentam atividades paralelas e direcionam suas pescarias a mais de um produto pesqueiro. Isto faz com que diversifique as artes e métodos de pesca e, ao mesmo tempo ficam dependentes das safras e períodos de ocorrência das espécies. A diversificação das artes de pesca pode

ser atribuída a diversidade de espécies de interesse comercial da região, os quais dependem de um ambiente propício para seu desenvolvimento e garantia de manutenção dos estoques pesqueiros. Quando uma safra apresenta pouco rendimento, seja pela diminuição da abundância ou mesmo pelo baixo valor comercial que o produto atinge, a pesca artesanal é a primeira a sentir os reflexos e isto é repassado para toda cadeia produtiva, causando crises regionais significativas, assim a diversificação minimiza estes impactos.

O monitoramento das atividades pesqueiras tem o objetivo de orientar as tomadas de decisões e auxiliar na implementação de regras que visam manter o recurso a níveis mínimos para a sobrevivência da atividade pesqueira (Sumaila 2001, Polikansky 2001, Haggan 2001). Dados e informações são os principais instrumentos de um bom manejo, sendo a base de todos os estágios da administração dos recursos pesqueiros, como um enfoque ecossistêmico, englobando a política de formulação, os planos de manejo, a avaliação do processo, a política de atualização e a continuidade do processo (FAO Fisheries Department 2003).

No litoral sul de São Paulo os dados provêm de censo, com coletas junto a todo setor pesqueiro regional. Esta metodologia permitiu obter informações precisas sobre a exploração de recursos com grande expressão quantitativa e também de pequena expressão, mas com valor econômico ou social significativo, havendo o acompanhamento da dinâmica da pesca de todos os recursos. Na pesca artesanal as estimativas normalmente deveriam ser baseadas em censo e não em amostragens, visto a grande variabilidade dos dados, gerada pela dinâmica de pesca (Isaac *et al.* 2000).

A diversidade de artes e métodos no litoral sul de São Paulo é muito grande, dificultando as coletas de produção e causando variação nos dados da dinâmica de pesca. Como a estatística pesqueira é um dos principais instrumentos da gestão, sua execução de maneira a retratar fielmente a atividade, com detalhes de cada método e/ou arte de pesca, deve ser ampla visto que dificilmente estimativas venham atender a demanda para este tipo de pesca.

Na região em estudo, os dados são coletados diariamente através de um sistema que visa obter todas informações pesqueiras de todos os recursos explorados. Para isto, as informações são conferidas junto ao setor através reuniões periódicas com os pescadores mostrando os dados e discutindo a evolução de suas capturas e avaliando o estado dos recursos pesqueiros. Estas reuniões auxiliam na gestão dos recursos fazendo com que as principais pescarias tenham uma análise não apenas do ponto

de vista técnico-científico, mas empírico dos pescadores.

Em um contexto mundial, as regulamentações aplicadas, nas mais diferentes pescarias, muitas vezes consideram aspectos técnicos e econômicos em relação à manutenção ambiental e desenvolvimento econômico (Pezzoli 1997 *apud* Gallagher *et al.* 2004), com decisões que se pautam mais em monitoramento passivo, sem detalhamento das atividades, com lentidão nas ações, do que decisões ativas e avaliação real dos investimentos, tecnologias aplicadas e da política pesqueira (Gallagher *et al. op. cit.*). A grande maioria do território nacional está distante de qualquer política de ordenamento, visto que falta organização do setor e informação para tal, com o Estado mantendo a primazia da condução de investimentos em função de prioridades definidas pelos governos. O Estado tem o papel de mediador de interesses e conflitos, garantindo a legitimidade das ações e o benefício da sociedade, com atuação de dinamizador, gerando políticas para dinâmica integrada e justa. No entanto, tudo isto deve estar respaldado pela sociedade que tem o direito e dever de participar do processo (Moraes 2004). O Estado ao tomar determinada decisão no campo ambiental está de fato definindo quem ficará com os custos ou benefícios advindos da ação antrópica (Quintas 2002). Apenas com o aumento do interesse público e de incentivos do poder econômico pode-se parar a sobrepesca crônica e substituir o foco do manejo pesqueiro de desenvolvimento e exploração para conservação e sustentabilidade (Sproul 2001).

Nesse sentido, as dimensões sócio-culturais das comunidades pesqueiras devem ter pesos relevantes nas decisões e tornar-se parte central do processo de gestão (Kaplan & McCay 2004), estando auxiliadas por dados fidedignos da atividade, com grau de detalhamento mais profundo possível.

Sem dados técnicos que possam garantir um panorama fiel da atividade de forma ampla e precisa, bem como dissociados dos saber dos pescadores e seus interesses, qualquer ação dificilmente será implantada em toda sua plenitude e terá sucesso. Caso não haja uma política holística e articulada de gestão entre os diferentes órgãos gestores e considerando a interação entre os diferentes recursos naturais, a gestão e o manejo ficam limitados a simplesmente administrar as crises pesqueiras localmente (Baigun & Oldani 2005).

No Brasil, um processo de gestão participativa, mesmo com dados técnicos, ainda encontra-se com grande dificuldade de implementação, tendo como maior problema o não

reconhecimento por parte das instâncias superiores (órgãos gestores, regionais, estaduais e federais) da legitimidade do trabalho (Machado & Mendonça 2007).

Acredita-se que no processo de ordenamento da atividade pesqueira a pesca artesanal deve ser tratada de diferente maneira da pesca industrial (Peres *et al.* 2001). A gestão compartilhada com o setor produtivo artesanal, pautada em informações produtivas, econômicas e sociais da atividade seria o caminho mais prudente a ser tomado, visando à manutenção da pesca e a conservação dos recursos. Tal gestão poderia ser efetivada com a discussão das normativas e ações a serem tomadas na pesca de forma ampla, de maneira regionalizada e com maior envolvimento dos pescadores. Desta forma, todos os setores envolvidos passam a ter, de fato, responsabilidade sobre a pesca e esta poderá ser garantida para as gerações futuras.

Conclusões

O litoral sul do Estado de São Paulo, composto pelos municípios de Cananéia, Iguape, Ilha Comprida, Peruíbe e Itanhaém, têm como principais produtos pesqueiros a manjuba (*Anchoviella lepidontostole*), o camarão-sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*), a pescada-foguete (*Macrodon ancylodon*), a tainha (*Mugil platanus*), o parati (*Mugil curema*), a corvina (*Micropogonias furnieri*), o bagre-branco (*Genidens barbatus*) e a ostra (*Crassostrea brasiliensis*), com uma produção pesqueira anual média dos cinco municípios acima de 4 mil toneladas.

A frota pesqueira da região é de pequena escala e artesanal, com embarcações de madeira apresentando pequena autonomia que pescam na plataforma e embarcações para atividades junto à praia e/ou estuário e possuem baixa tecnologia, geralmente motorizadas com baixa potência.

As principais artes de pesca empregadas no litoral sul são as redes de emalhe, visando a captura de diversos peixes e os arrasteiros, principalmente para a captura de camarão-sete-barbas.

Os pescadores trabalham em pequena escala, direcionam suas pescarias a mais de um produto pesqueiro, diversificando as artes e métodos de pesca, com dependência de safras e períodos de ocorrência das espécies e apresentam atividades paralelas (principalmente na construção civil e prestação de serviços). Assim, as coletas de dados pesqueiros censitária atendem as necessidades para analisar a atividade, mesmo de recursos com baixa produtividade, mas com importância econômica e social significativas.

O processo de ordenamento da atividade

pesqueira do litoral sul deve ser de maneira compartilhada com o setor pesqueiro, pautada em informações produtivas, econômicas e sociais da atividade, visando responsabilizar todos os envolvidos na busca da sustentabilidade da atividade e preservação dos recursos pesqueiros.

Referências Bibliográficas

- Andriguetto-Filho, J. M. 2002. Os sistemas de produção pesqueira. **Meio Ambiente de Desenvolvimento do Litoral do Paraná. Subsídios à ação**. NIMAD/UFPR. 27-44.
- Ávila-da Silva, A. O., Carneiro, M. H. & Fagundes, L. 1999. Gerenciador de banco de dados de controle estatístico de produção pesqueira marítima – ProPesq®. **XI Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca – I Congresso Latino Americano de Engenharia de Pesca**, Recife, 2: 824-832.
- Baigun, C. & Oldani, N. 2005. **Manejo y gestion de pesquerias fluviales. Algunos principios fundamentales en defensa de Nuestra Pesca**. Ed. Especial. Año 5. nº 10: 12p.
- Besnard, W. 1950a. Considerações gerais em torno da região lagunar de Cananéia e Iguape I. **Boletim do Instituto Paulista de Oceanografia**, 1(1): 9-26.
- Besnard, W. 1950b. Considerações gerais em torno da região lagunar de Cananéia e Iguape II. **Boletim do Instituto Paulista de Oceanografia**, 1(2): 9-26.
- CNIO, 1998. **O Brasil e o Mar no Século XXI. Relatório de Tomadores de Decisão no País**. 408p.
- FAO Fisheries Department, 2003. The ecosystem approach to fisheries. **GAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries**. N. 4(2): 112p.
- Ferreira, M. G. & Souza, D. C. 1990. **Nomes vulgares e científicos de peixes encontrados na região sudeste-sul com seus correspondentes em inglês e espanhol**. Secretaria do Meio Ambiente / IBAMA. 9 p.
- Figueiredo, J. L. 1977. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil, I. Introdução. Cações, raías e quimeras**. São Paulo, Museu de Zoologia USP. 104 p.
- Figueiredo, J. L. & Menezes, N. A. 1978. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil, II. Teleostei (1)**. São Paulo, Museu de Zoologia USP. 110 p.
- Figueiredo, J. L. & Menezes, N. A. 1980. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil, III. Teleostei (2)**. São Paulo, Museu de Zoologia USP. 90 p.
- Figueiredo, J. L. & Menezes, N. A. 2000. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil, VI. Teleostei (5)**. São Paulo, Museu de Zoologia USP. 116 p.
- Gallagher A., Johnson, D., Glegg, G. & Trier, C. 2004. Constructs of sustainability in coastal management. **Marine Policy**, 28: 249-255.
- Haggan, N., 2001. Reinventing the tree: reflection on the organic growth and creative pruning of fisheries management structures. **Reinventing Fisheries Management**. Edited by Pitcher, T. J., Hart, P. J. B. and Pauly, D. Fisheries Centre. Kluwer Academic Publishers. Part 1. (2): 19-30.
- IBAMA 1993a. **Relatório da IX Reunião do Grupo Permanente de Estudos (GPE) de camarões**, realizada no período de 14 a 18 de outubro de 1991. CEP SUL, Itajaí, SC, 8 p.
- IBAMA 1993b. **Relatório da IX Reunião do Grupo Permanente de Estudos (GPE) de peixes demersais**, realizada no período de 14 a 18 de outubro de 1991. CEP SUL, Itajaí, SC, 93 p.
- Isaac, V. J., Ruffino, M. L. & Mello, P. 2000. **Considerações sobre o método de amostragem para a coleta de dados sobre captura esforço pesqueiro no Médio Amazonas**. Ibama Coleção Meio Ambiente Série Estudos Pesca, Brasília, v. 22, p. 175-200.
- Kaplan, I. M. & McCay, B. J. 2004. Cooperative research, co-management and the social dimension of fisheries science and management. **Marine Policy**, 28: 257-258.
- Machado, I. C. & Mendonça, J. T., 2007. Gestão pesqueira participativa do Complexo Estuarino-lagunar de Cananéia, Iguape e Ilha Comprida e Área Costeira Adjacente. **Áreas aquáticas protegidas como instrumento de gestão pesqueira**. Ana P. Prates, Danielle Blanc. Brasília, MMA/SBF. Série Áreas Protegidas do Brasil, 4: 79-98.
- Mendonça, J. T. 1998. A pesca na região de Cananéia, nos anos de 1995 e 1996. **Dissertação de Mestrado**. Instituto Oceanográfico – USP, São Paulo. 120 p.
- Mendonça, J. T. 2007. Gestão dos recursos pesqueiros do Complexo Estuarino-lagunar de Cananéia, Iguape e Ilha Comprida, litoral sul de São Paulo, Brasil. **Tese de Doutorado** da Universidade Federal de São Carlos. 385 p.
- Mendonça, J. T., Pires, A. D., Calasans, G. C. & Xavier, S. C. 2000. Projeto Pesca Sul Paulista

- Diagnóstico da atividade pesqueira nos municípios de Cananéia, Iguape Ilha Comprida. **Comunidades tradicionais e manejo dos recursos naturais da Mata Atlântica**, Diegues, A. C. & Viana, V. M.. NUPAUB. Parte II: 143-156.
- Menezes, N. A. & Figueiredo, J. L. 1980. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil, IV. Teleostei (3)**. São Paulo, Museu de Zoologia USP. 96 p.
- Menezes, N. A. & Figueiredo, J. L. 1985. **Manual de peixes marinhos do sudeste do Brasil, V. Teleostei (4)**. São Paulo, Museu de Zoologia USP. 105 p.
- Mishima, M., Yamanaka, N., Pereira, O. M., Soares, F. Das C., Sinque, C., Akaboshi, S. & Jacobsen, O. 1985. Hidrografia do complexo estuarino-lagunar de Cananéia (25° S, 48° W), São Paulo, Brasil I. **Boletim do Instituto de Pesca**, São Paulo, 12(3) : 109-121.
- Miyao, S. Y. & Nishihara, L. 1989. Estudo preliminar da maré e das correntes de maré da região estuarina de Cananéia (25oS-48oW). **Boletim do Instituto Paulista de Oceanografia**, São Paulo, v. 37(2): 107-123.
- Moraes, M. B. R., 2004. **Área de Proteção Ambiental – APA como agência de desenvolvimento sustentável: APA Cananéia – Iguape – Peruíbe / SP**. São Paulo: Annablume, FAPESP. 146 p.
- Peres, J. A. A., Pezzuto, P. R., Rodrigues, L. F., Valentini, H. & Vooren, C. M. 2001. Relatório da reunião técnica de ordenamento da pesca de arrasto nas regiões sudeste e sul do Brasil. **Notas Téc. Facimar**, 5: 1-34.
- Policansky, D., 2001. Science and decision making in fisheries management. **Reinventing Fisheries Manangement**. Edited by Pitcher, T. J., Hart, P. J. B. and Pauly, D. Fisheries Centre. Kluwer Academic Publishers. Part 2. (4): 57-72.
- Quintas, J. S., 2002. **Introdução a gestão ambiental pública**. Brasília. IBAMA. 132 p.
- SMA-SP - Secretaria de Estado do Meio Ambiente de São Paulo, 1990. **Macrozoneamento do complexo estuarino lagunar de Iguape Cananéia : Plano de gerenciamento costeiro, São Paulo**. Coordenadoria de Planejamento do Litoral, Série Documentos São Paulo 41 p.
- Sproul, J. T., 2001. Green fisheries: certification as a management tool. **Reinventing Fisheries Manangement**. Edited by Pitcher, T. J., Hart, P. J. B. and Pauly, D. Fisheries Centre. Kluwer Academic Publishers. Part 2. (9): 137-148.
- Stempniewski, H. L. 1997. **Retrospectiva dos serviços de pesca da Secretaria de Agricultura e Abastecimento e O Jubileu de Prata do Instituto de Pesca**. São Paulo, Instituto de Pesca, Coordenadoria da Pesquisa Agropecuária, Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo. 161 p.
- Sumaila, U. R., 2001. Protect marine reserves as hedges against uncertainty: an economist's perspective. **Reinventing Fisheries Manangement**. Edited by Pitcher, T. J., Hart, P. J. B. and Pauly, D. Fisheries Centre. Kluwer Academic Publishers. Part 4. (23): 303-310.
- Tiago, G. G., Tutui, S. L. S., Seckendorff, R. W. von, Grassi, R. T. B. & Inácio, M. L. S. 1995. Análise da frota pesqueira sediada em Ubatuba, estado de São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, 22(2): 71-83.
- Tomás, A. R. G., Gasalla, M. de los A. & Carneiro, M. H. 2003. Dinâmica da frota de arrasto de portas do Estado de São Paulo. In: **Dinâmica das frotas pesqueiras – Análise das principais pescarias comerciais do sudeste/sul do Brasil**. Cergole, M. C. & Rossi-Wongtschowski. São Paulo – Evoluir. 39-63.
- UNESCO, 1999. **World Heritage Nomination – IUCN Technical Evaluation Atlhantic Forests (southeast) Brazil**. UNESCO 1-8.
- UNESCO, 2005. **World Network Of Biosphere Reserves – SC/EES – June 2005**. The MAB Program. 19 p.
- Valentini, H., D’Incao, F., Rodrigues, L. F., Rebelo Neto, J. E., Rahn, E. & Domit, L. G. 1991. Análise da pesca do camarão sete-barbas (*Xiphopenaeus kroyeri*) nas regiões sudeste e sul do Brasil. **Atlântica**, 13(1): 171 - 178.

Received December 2007

Accepted March 2008

Published online June 2008



Sistemas de estatísticas pesqueiras no Pantanal, Brasil: aspectos técnicos e políticos

AGOSTINHO CARLOS CATELLA^{1,4}, RODRIGO DE OLIVEIRA MASCARENHAS^{2,5}, SELENE
PEIXOTO ALBUQUERQUE^{3,6}, FRANCISCA FERNANDES DE ALBUQUERQUE^{3,7}
& EDILAINÉ REGINA DE MATTOS THEODORO^{2,8}

¹Embrapa Pantanal. Rua 21 de Setembro, 1880, CEP 79.320-900, Corumbá, Mato Grosso do Sul, Brasil.

²Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SEMA/MT. Coordenadoria de Fauna e Recursos Pesqueiros. Palácio Paiguás, Rua C, s/n - Centro Político Administrativo, CEP 78.050.970, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil.

³Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul – IMASUL / SEMAC. Gerência de Recursos Pesqueiros e Fauna. Rua Desembargador Leão Neto do Carmo s/nº, Bloco 3 Setor 3, Parque dos Poderes, CEP 79031-902, Campo Grande, Mato Grosso do Sul, Brasil.

E-mails: ⁴catella@cpap.embrapa.br; ⁵rod masc@yahoo.com.br; ⁶selenalbuquerque@hotmail.com; ⁷falbuquerque@net.ms.gov.br; ⁸edilainetheodoro@sema.mt.gov.br

Abstract. Fishing statistics systems in the Pantanal, Brazil: technical and political aspects. To ensure the adequate management of fishing resources, it is essential that information about fishing be obtained continuously and systematically. Considering this need, two systems were created, the “Mato Grosso do Sul Fishing Control System (SCPESCA/MS)” in 1994, which served as the basis for the “Mato Grosso Fishing Control and Monitoring System (SISCOMP/MT)” in 2006. The main difference between them is the way in which the fishing data are collected, involving differences in the operation, quality and quantity of information for each system. Based on the SCPESCA/MS, an database was created, fishing statistics were published, and assessments were made of the stocks exploitation level in order to underpin management practices. In the first year of activities of the SISCOMP/MT system, there was a considerable return of information about professional-artisanal fishing, but a lack of information on sport fishing. This experience has demonstrated that the implementation and maintenance of fishing statistical requires the concerted efforts of various actors and partners. The systems are subject to interruptions caused by changes in state fishing policies, but they can be strengthened to meet the information demands of the actors regularly and with quality.

Key words: Fishing management, inland fisheries, wetlands, SCPESCA/MS, SISCOMP/MT.

Resumo. Para uma gestão adequada dos recursos pesqueiros é fundamental obter informações de forma contínua e sistemática sobre a pesca. Considerando essa necessidade, foi criado o “Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul (SCPESCA/MS)” em 1994, que serviu de referência para a implantação do “Sistema de Controle e Monitoramento da Pesca de Mato Grosso (SISCOMP/MT)” em 2006. A principal diferença entre ambos reside na forma como os dados da pesca são coletados, o que implica em diferenças no funcionamento, quantidade e qualidade de informações para cada um. A partir do SCPESCA/MS foi criado um banco de dados, foram publicados boletins com estatísticas da pesca e realizados estudos de avaliação do nível de exploração dos estoques para subsidiar o manejo. No primeiro ano de atividades do SISCOMP/MT, houve um expressivo retorno de informações da pesca profissional-artesanal, o que ainda não foi obtido para a pesca amadora. A experiência demonstrou que a implantação e manutenção de sistemas de estatísticas pesqueiras requer a articulação de vários atores e parceiros. Os Sistemas estão sujeitos a interrupções causadas por mudanças nas políticas estaduais de pesca, mas podem ser fortalecidos atendendo, regularmente e com qualidade, às demandas de informações dos atores.

Palavras-chave: gestão da pesca, pesca continental, áreas úmidas, SCPESCA/MS, SISCOMP/MT.

Introdução

A Bacia do Alto Paraguai (BAP) localiza-se no centro da América do Sul, em plena faixa tropical, com uma área de 496.000 km² em territórios do Brasil, Paraguai e Bolívia (Carvalho 1986). No Brasil, encontram-se 73% dessa área ocupando os estados de Mato Grosso (ao Norte) e Mato Grosso do Sul (ao Sul) (Fig. 1). O relevo é formado pelas terras baixas e periodicamente inundáveis da planície do Pantanal, com cerca de 140.000 km², ao centro, e pelas terras altas não inundáveis do entorno (PCBAP 1997). O Pantanal é a região de maior importância para a pesca e apresenta uma drenagem complexa com rios, lagoas de diferentes tipos, corixos (córregos temporários com leito definido) e vazantes (que são canais de drenagem temporários sem leito definido), onde ocorrem mais de 260 espécies de peixes, destacando-se os Characiformes (41%) e os Siluriformes (40%) (Britski *et al.* 2007). Além disso, a região abriga flora e fauna diversificadas e foi declarada Reserva da Biosfera em outubro de 2002.

O rio Paraguai é o principal canal de drenagem da BAP, escoando lentamente no sentido norte-sul, com uma vazão média de 1.430 m³ /s ao deixar a região (Brasil 1982, Carvalho 1986). A maioria dos rios da América do Sul e da África apresenta um típico regime de inundação tropical unimodal (Welcomme 1990) e o rio Paraguai não foge a essa regra. A onda de enchente se forma no verão ao norte, leva em torno de seis meses para fluir pelos 850 km de extensão da bacia, chegando durante o inverno no sul da região e mantendo áreas inundadas por períodos extremamente longos (PCBAP 1997).

Essas condições são muito favoráveis para a ictiofauna, de modo que a pesca tornou-se uma importante atividade econômica e social praticada no Pantanal e em toda a Bacia. O perfil da atividade vem se modificando ao longo dos anos em decorrência de novas demandas sociais, geralmente mediadas por decisões políticas circunstanciais, visto que, historicamente, não houve a formulação de uma política de pesca consistente, com objetivos claros e definidos em conjunto com os atores da atividade. Essas decisões repercutiram sobre o desembarque pesqueiro e o bem estar dos atores. Contudo, a pesca sustentável depende de uma gestão adequada, o que por sua vez requer informações tanto dos aspectos biológicos como sócio-econômicos da atividade.

Nesse sentido, algumas iniciativas foram tentadas no passado visando a coleta de estatísticas pesqueiras em ambos os Estados, mas,

infelizmente, foram interrompidas, como será descrito posteriormente. Contudo, foram obtidas séries de dados sobre o esforço e o desembarque pesqueiro, as quais se constituem na única referência importante sobre uma época em que era permitido o uso de apetrechos de malha e os estoques encontravam-se mais próximos de sua condição original.

A fim de reverter esse quadro, foi implantado o “Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul (SCPESCA/MS)” em 1994 e, recentemente, o “Sistema de Controle e Monitoramento da Pesca de Mato Grosso (SISCOMP/MT)” em 2006, cujos resultados do primeiro ano de trabalho ainda não foram finalizados.

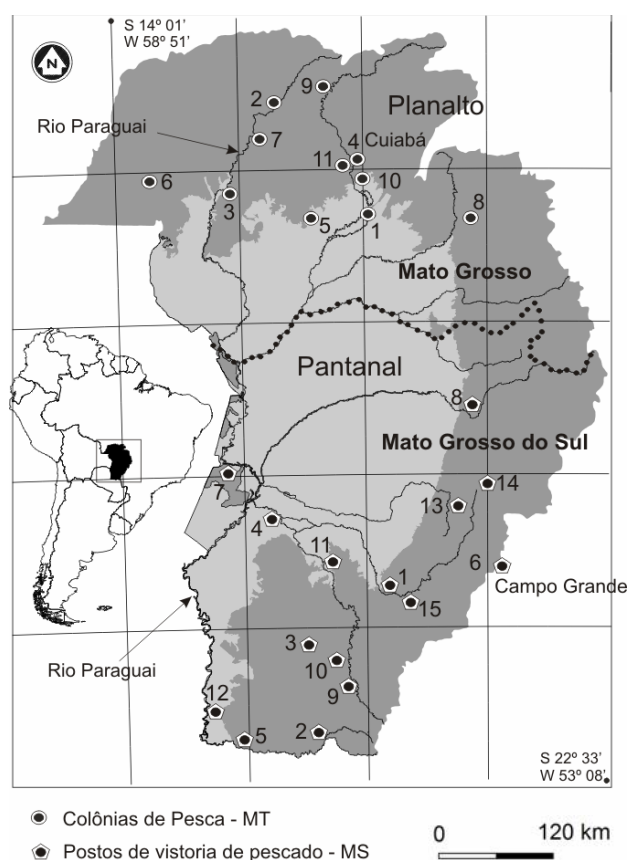


Figura 1. Bacia do Alto Paraguai, onde estão demarcados a planície do Pantanal, o Planalto, o rio Paraguai e a drenagem principal nos Estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (Brasil). Em Mato Grosso estão demarcadas as seguintes Colônias de Pesca: 1- Barão de Melgaço; 2- Barra do Bugres; 3- Cáceres; 4- Cuiabá; 5- Poconé; 6- Porto Esperidião (capatazia de Cáceres); 7- Porto Estrela (capatazia de Barra do Bugres); 8- Rondonópolis; 9- Rosário Oeste; 10- Santo Antônio do Leverger; 11- Várzea Grande. Em Mato Grosso do Sul estão demarcados os seguintes postos de vistoria de pescada da Polícia Ambiental/MS: 1- Aquidauana; 2- Bela Vista; 3- Bonito; 4- Buraco das Piranhas; 5- Cachoeira do Apa; 6- Campo Grande; 7- Corumbá; 8- Coxim; 9- Jardim; 10- Km 21; 11- Miranda; 12- Porto Murtinho; 13- Rio Negro; 14- São Gabriel d'Oeste e 15- Taquarussu.

O presente artigo descreve esses Sistemas, revelando a estrutura e o funcionamento, e as estratégias utilizadas para implantação e manutenção de forma comparativa. São apresentados os principais resultados, as dificuldades técnicas e os aspectos políticos relacionados à utilização dos conhecimentos gerados. Além disso, apresenta um histórico sobre o desenvolvimento da pesca e das estatísticas pesqueiras na região.

Modalidades de pesca

Atualmente, a pesca é realizada em três modalidades: de subsistência, profissional-artesanal e amadora (esportiva), que apresentam diferentes características e objetivos.

A pesca de subsistência destina-se ao consumo próprio e cumpre um importante papel social de garantir o acesso das populações ribeirinhas de baixa renda ou localizadas em regiões isoladas a uma fonte protéica.

A pesca profissional é exercida de forma artesanal, pois está baseada num pescador independente e proprietário dos meios de produção do pescado, que é comercializado e destinado ao consumo humano. Essa atividade compreende, ainda, a captura de iscas vivas, que são vendidas aos pescadores amadores, e a captura de peixes ornamentais que, apesar do seu alto potencial econômico, ainda é pouco expressiva nos dois estados.

Na pesca amadora o peixe é o atrativo e não o produto da pesca, pois o mesmo destina-se ao consumo próprio e não pode ser comercializado. O produto dessa atividade é o turismo pesqueiro, que inclui serviços como transporte, alimentação e hospedagem adquiridos pelos pescadores amadores. No Pantanal, esses serviços são prestados por um forte setor turístico pesqueiro, que se estruturou ao longo das décadas de 1980 e 1990, principalmente no Mato Grosso do Sul, para atender às demandas de um número crescente de clientes oriundos de outros estados do País (Catella 2004, 2007a).

Situação atual da pesca

Durante o período de expansão da pesca amadora (décadas de 1980 e 1990) foi proibido o uso de redes e tarrafas para a pesca profissional-artesanal em diferentes momentos, gerando um forte impacto econômico e social para o setor. A primeira dessas proibições foi efetuada pela Portaria nº 025/1983 da SUDEPE/MS. Silva (1986) descreve o contexto e os fatos que levaram a essa medida, expressa sua opinião contrária e relata o descontentamento dos pescadores, que insistiram em utilizar os

petrechos proibidos. Aparentemente, a atitude inconformada dos pescadores nos primeiros anos ainda garantiu elevada produção pesqueira, como se conclui ao comparar o desembarque médio anual da categoria dos períodos de 1980 a 1983 e de 1984 a 1989, respectivamente iguais a 2.539 toneladas e 1.542 toneladas, estimado por Catella *et al.* (1997) a partir de estatísticas pesqueiras do IBGE. Posteriormente, as proibições desses petrechos foram reforçadas pelo Decreto Estadual nº 5.646/1990 e pelo Decreto Estadual nº 7.362/1993, sendo que este último proibiu o uso da “tarrafa curimbeira”, específica para a captura do curimatá (*Prochilodus lineatus*), e a comercialização dessa espécie, medidas que foram questionadas por Catella *et al.* (1996 e 1997). Os impactos dessas proibições sobre a pesca profissional-artesanal tornam-se evidentes quando se compara a CPUE (captura por unidade de esforço) da atividade antes e depois. Com base em pescarias experimentais, utilizando redes de deriva e tarrafas, Silva (1986) obteve uma produtividade média de 121 kg /pescador*dia na região entre 1979 e 1983. Esse valor contrasta fortemente com os resultados obtidos pelo SCPESCA/MS entre 1994 e 2003, quando os pescadores passaram a utilizar somente anzol, e apresentaram uma produtividade mensal mediana de 11,1 kg / pescador*dia.

Dessa forma, o anzol é o único aparelho de captura permitido para todas as modalidades atualmente, com a exceção de petrechos específicos utilizados para captura de iscas vivas e de peixes ornamentais. Apesar dessas restrições, a pesca clandestina, com a utilização de petrechos de malha, ainda é frequente em algumas áreas.

Além da legislação Federal, os atores da pesca estão sujeitos às normas estaduais, observando-se, historicamente, uma política mais conservadora em Mato Grosso do Sul (Welcomme 1986). Esses atores compartilham, ainda, alguns trechos de rios e lagoas com os pescadores do Paraguai e da Bolívia, países que tem suas próprias normas e políticas de pesca, o que tem gerado conflitos (Catella *et al.* 1997).

As pescarias do Pantanal são do tipo multiusuários e multiespecíficas, porém, o esforço é exercido principalmente sobre as espécies de maior porte, que alcançam os melhores preços no comércio para os pescadores profissionais e representam um troféu mais valioso aos amadores. O desembarque pesqueiro, tanto da pesca profissional-artesanal como da amadora, ocorre de maneira difusa em numerosos pontos ao longo de vários rios.

O desembarque total registrado na Bacia do Alto Paraguai/MS pelo SCPESCA/MS em 2003 foi equivalente a 645 t. Dessa quantidade, 329 t (51%) correspondem à captura da pesca amadora e 316 t (49%) à estimativa de captura da pesca profissional (Catella & Albuquerque 2007). Seis principais espécies foram responsáveis por 73% do desembarque total, a saber: pintado *Pseudoplatystoma corruscans* (Agassiz, 1829) (25,7%), cachara *Pseudoplatystoma fasciatum* (Linnaeus, 1766) (19,1%), pacu *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) (15,7%), dourado *Salminus brasiliensis* (Cuvier, 1816) (7,2%) piavuçu *Leporinus macrocephalus* Garavello & Britski, 1988 (5,6%) e jaú *Paulicea luetkeni* (Steindachner, 1875) (5,3%).

No entanto, como descreve Ruffino (2005), conflitos de pesca ocorrem, historicamente, em qualquer região onde ela tem importância suficiente para gerar demanda de usos múltiplos. Na Amazônia e no Pantanal os principais conflitos estão relacionados aos diferentes interesses da pesca profissional e amadora. Uma gestão pesqueira equilibrada deve balancear a distribuição de oportunidades e benefícios, uma vez que esses atores têm diferentes níveis de organização, de recursos financeiros e de acesso às esferas de decisões do Poder (Catella 2007a).

Em seu conjunto, essas características da pesca no Pantanal descritas anteriormente transformam o monitoramento da atividade um desafio permanente.

Séries históricas de informações pesqueiras

Informações sobre a produção pesqueira profissional do antigo Estado de Mato Grosso, anterior à sua divisão em Mato Grosso e Mato Grosso do Sul em 1979, foram obtidas pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) a partir da década de 1930. Entretanto, essas estatísticas apresentam o desembarque anual total reunindo a produção das bacias do Paraguai, Paraná, Araguaia e Amazônica. Posteriormente, o IBGE publicou anualmente a “Estatística da Pesca”, de 1980 a 1989, separando a produção por Estado, mas também sem distinguir a procedência por bacia. A partir desses dados, Catella *et al.* (1997) estimaram o desembarque pesqueiro anual da Bacia do Alto Paraguai no período para cada Estado, deduzindo a quantidade relativa daquelas espécies que, sabidamente, não ocorrem na região.

Os primeiros estudos sobre a pesca no Pantanal de Mato Grosso do Sul foram realizados pelo Instituto de Preservação e Controle Ambiental

de Mato Grosso do Sul (INAMB), o órgão ambiental do recém-criado Estado, entre 1979 e 1983, com o objetivo de gerar subsídios para a política do setor. Foram instituídas as “Guias de Trânsito de Pescado” para o controle do desembarque das principais espécies nas regiões mais produtivas, que forneceram estatísticas bastante detalhadas compiladas por Silva (1986). Nessa época, os pescadores profissionais utilizavam redes de deriva e tarrafas e não foi registrada a captura dos pescadores amadores que visitavam a região. Além de descrever quantitativamente e qualitativamente a pesca profissional, Silva (1986) foi pioneiro na tentativa de avaliar os estoques pesqueiros da região, mas, infelizmente, seus estudos foram interrompidos em 1983/84 em função de mudanças na política estadual.

Catella *et al.* (1996) relatam que no final da década de 1980 foram instituídas pelo órgão estadual de meio ambiente de Mato Grosso do Sul a “Guia de Controle de Pescado”, para o registro de informações da pesca profissional, e a “Guia de Vistoria e Lacre”, para a pesca amadora. Nessa época, foi criada a Polícia Florestal (atualmente Polícia Ambiental/MS), que tornou-se responsável pela fiscalização e preenchimento dessas guias, mas não foram realizadas estatísticas a partir dos dados.

Os primeiros registros do desembarque pesqueiro no Estado de Mato Grosso, após a divisão, foram efetuados por Ferraz de Lima & Chabalin (1984) entre 1980 e 1983. As estatísticas foram obtidas para as principais espécies capturadas pela pesca profissional no rio Cuiabá e comercializadas no Mercado de Peixes de Cuiabá. Segundo os autores, foram registrados entre 22% e 48% da produção total controlada, sendo o restante comercializado pelo frigorífico estadual, destinado, sobretudo, para outros estados. Catella *et al.* (1997) compilaram dados sobre o desembarque da pesca profissional de Mato Grosso do ano de 1995 a partir das “Guias de Trânsito de Pescados” emitidas pelo Instituto de Defesa da Agricultura (INDEA/MT), órgão estadual de fiscalização sanitária. Foram obtidas informações para as principais espécies, registrando-se a captura mensal e a procedência do pescado, estimando-se que esse registro foi equivalente a cerca de 30% do desembarque total. Posteriormente, Mateus *et al.* (2004) analisaram os registros efetuados pela Polícia Ambiental (MT) do pescado comercializado na nova sede do Mercado de Peixes de Cuiabá em 2000 e 2001, contabilizando o peso e a procedência mensal das principais espécies.

Material e Métodos

Descrição dos Sistemas

Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul – SCPESCA/MS

O Sistema foi implantado em maio de 1994 para a Bacia do Alto Paraguai em Mato Grosso do Sul, numa parceria entre o órgão ambiental do Estado (atualmente Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul – IMASUL/SEMAC/MS), responsável pela gestão da pesca, a Embrapa Pantanal, uma instituição de pesquisa do Governo Federal, e a Polícia Ambiental (15º Batalhão de Polícia Militar Ambiental de Mato Grosso do Sul - 15ºBPMA/MS), responsável pela fiscalização da pesca.

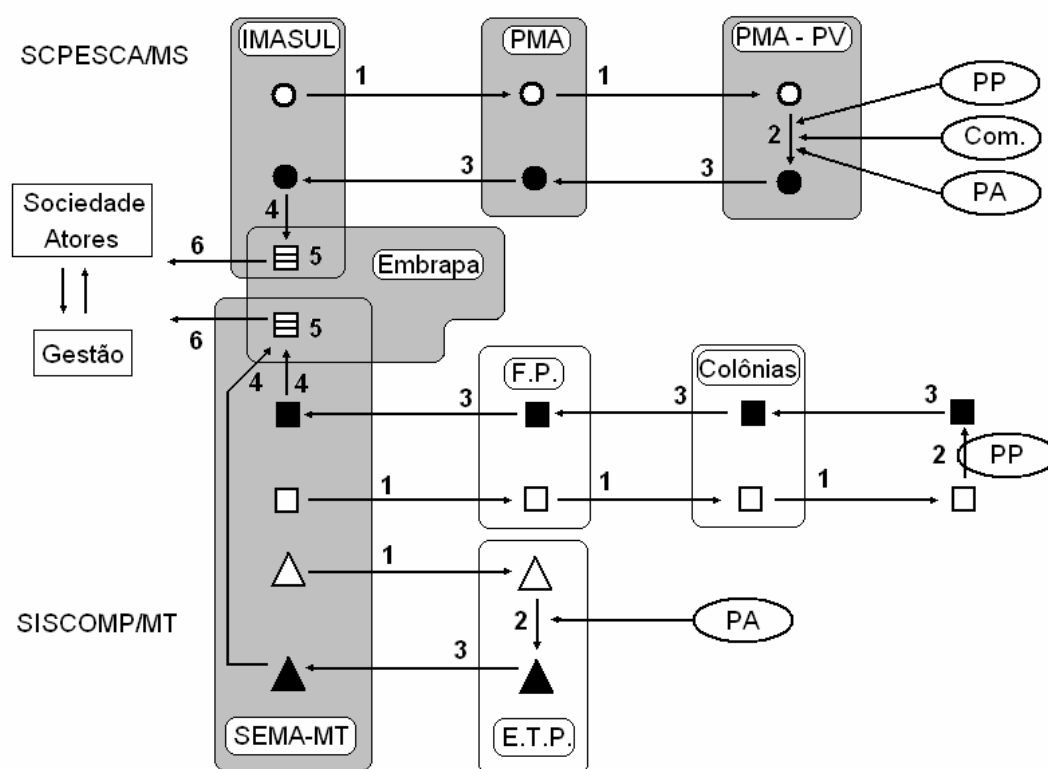
Para implantar o SCPESCA/MS, o trabalho de fiscalização de pescado (profissional e amador), que já era rotineiramente realizado pela Polícia Ambiental, foi transformado em coleta de dados para o Sistema. Inicialmente, foi elaborada uma nova “Guia de Controle de Pescado (GCP)” (Anexo I) em substituição às antigas guias utilizadas pela fiscalização. Essa Guia foi elaborada em conjunto com os policiais ambientais, conhecedores do fluxo do pescado. Ela é constituída de três vias, com as seguintes finalidades: a primeira segue com o pescado, a segunda é destinada ao IMASUL, para a digitação dos dados do Sistema, e a terceira é arquivada para controle na Polícia Ambiental. Foram também realizados treinamentos com todo o efetivo da Polícia Ambiental a fim de orientá-lo sobre o preenchimento das Guias e conscientizá-lo de seu novo e importante papel, como coletores de dados do Sistema. Atualmente, há 18 postos de fiscalização da Polícia Ambiental em Mato Grosso do Sul e 15 deles estão localizados na Bacia do Alto Paraguai, onde foi implantado o Sistema (Fig. 1). Os dados de pesca são obtidos durante todo o ano, sendo os de captura entre os meses de fevereiro e outubro. Durante o período de defeso, que ocorre de novembro a janeiro (incluindo o mês de fevereiro em algumas áreas), a pesca fica proibida, registrando-se apenas o comércio de pescado.

O trabalho de rotina do SCPESCA/MS tem início com a impressão dos blocos de Guias pelo IMASUL. Em seguida, eles são enviados para a Sede da Polícia Ambiental, que os distribui para suas unidades, onde será realizada a vistoria do pescado (Fig. 2). Nas Guias são anotadas informações de pescarias individuais ou daquelas realizadas por um grupo de pescadores profissionais

ou amadores que atuaram juntos. Em cada Guia pode ser registrado um, entre quatro tipos diferentes de registro de pescado: (i) captura da pesca profissional; (ii) comércio interno no Estado; (iii) comércio para outros Estados e (iv) captura da pesca amadora. Depois de preenchidas, as Guias percorrem o caminho inverso e retornam para o IMASUL, onde são digitadas anualmente entre 6 mil e 15 mil unidades, que fornecem 28 variáveis sobre a pesca (Tab. I). A digitação é realizada por meio de um programa de informática que foi especialmente criado para o gerenciamento do SCPESCA/MS, desenvolvido na plataforma MS-DOS em linguagem Dbase e compilado em CLIPPER versão Summer-87. Os dados são acumulados em arquivos mensais, que são impressos para correção e, posteriormente, reunidos em arquivos anuais de dados consolidados, disponíveis para as análises realizadas pela Embrapa Pantanal e IMASUL. Foram desenvolvidas três versões do programa, tornando-o mais amigável, aumentando a velocidade de digitação e introduzindo-se mecanismos de controle para evitar erros de inconsistência de dados. Contudo, um novo programa deverá ser desenvolvido em breve, juntamente com outras melhorias do Sistema, como será discutido posteriormente. Os primeiros resultados gerados são as estatísticas básicas da pesca, obtidas por categoria de pesca, tais como: captura total por espécie, por rio e por mês, número de pescadores que atuaram nos diferentes rios e sua distribuição mensal, mediana mensal do número de dias de pesca e da captura por pescador por viagem, CPUE mediana mensal (kg/pescador*dia), origem dos pescadores amadores e destino do pescado comercializado. Essas informações são publicadas periodicamente nos boletins de pesquisa do SCPESCA/MS.

Para o registro do comércio de iscas-vivas, atividade que não foi prevista na época de implantação do Sistema, os Policiais Ambientais preenchem a Guia normalmente como o fazem para a pesca profissional-artesanal e discriminam o número de exemplares comercializados por espécie no campo reservado para “Observações”.

Após a implantação do SCPESCA/MS em abril de 1994, o mesmo foi apresentado ao órgão ambiental de Mato Grosso como referência para a implantação de um sistema local, mas não houve vontade política para tal naquela ocasião. Somente em 2006 foi possível implantar um sistema estadual naquele Estado, como será descrito a seguir.



Legenda: Documentos para registro de dados da pesca

	Guia de Controle de Pesca - GCP	Declaração de Pesca Individual - DPI	Ficha de Monitoramento da Pesca Amadora - FMFA
não preenchido	○	□	△
preenchido	●	■	▲

Figura 2. Diagrama exibindo a estrutura e o funcionamento do SCPESCA/MS e SISCOMP/MT. Os polígonos cinza correspondem às instituições públicas e os brancos às de iniciativa privada: IMASUL - Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul; PMA - Polícia Militar Ambiental/MS; PMA-PV - Posto de Vistoria da PMA; Embrapa - Embrapa Pantanal; SEMA-MT, Secretaria de Meio Ambiente de Mato Grosso; F.P. - Federação dos Pescadores de Mato Grosso; Colônias - Colônias de Pescadores e E.T.P. - Empresas de turismo pesqueiro. As elipses correspondem aos seguintes atores: PP - pescadores profissionais; Com. - comerciantes de pesca e PA - pescadores amadores. As setas numeradas indicam o fluxo dos documentos de registro de dados da pesca e das atividades dos Sistemas, a saber:

- 1 - Distribuição dos documentos a serem preenchidos;
- 2 - Preenchimento dos documentos com informações pesqueiras pelos atores;
- 3 - Retorno dos documentos preenchidos;
- 4 - Digitação e correção dos dados da pesca;
- 5 - Criação do banco de dados da pesca e análise de dados;
- 6 - Divulgação de resultados.

Sistema de Controle e Monitoramento da Pesca de Mato Grosso - SISCOMP/MT

Ao contrário do que vinha acontecendo em Mato Grosso do Sul, não havia um sistema de coleta e análise de informações da pesca em Mato Grosso. Para reverter essa situação, foi proposta a elaboração

de um “Plano de Ação” (Embrapa 2005) para a implantação de um sistema de estatísticas pesqueiras naquele Estado, como atividade de um projeto de pesquisa vinculado ao Centro de Pesquisas do Pantanal (CPP). A fim de obter subsídios para a elaboração desse Plano, foi realizado um Seminário

Tabela I. Variáveis obtidas a partir da “Guia de Controle de Pescado (GCP)” sobre a captura e o comércio de pescado pela pesca profissional-artesanal (P. prof.) e sobre a captura de pescado pela pesca amadora (P. ama.) para o Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul - SCPESCA/MS.

Variável		P. prof.	P. ama.
Número da Guia de Controle de Pescado *		X	X
Categoria de pesca (profissional ou amadora) *		X	-
Tipo de Guia (captura ou comércio de pescado) *		X	-
Número de pescadores		X	X
Estado de destino do pescado comercializado		X	-
Município de destino do pescado comercializado		X	-
Fornecedor do pescado comercializado		-	-
Destinatário do pescado comercializado		-	-
Estado de origem do pescador amador		-	X
Município de origem do pescador amador		-	X
Meio de transporte utilizado pelo pescador amador		-	X
Local de captura (1)		X	X
Local de captura (2)		X	X
Pesqueiro (localidade específica de captura)		X	X
Número de dias de pesca		X	X
Local de vistoria do pescado (Posto da Polícia Ambiental /MS)		X	X
Data de vistoria do pescado		X	X
Pescados registrados: **			
Pintado	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	X	X
Cachara	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> (Linnaeus, 1766)	X	X
Jaú	<i>Paulicea luetkeni</i> (Steindachner, 1875)	X	X
Dourado	<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	X	X
Pacu	<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	X	X
Barbado	<i>Pirirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz, 1829)	X	X
	<i>Luciopimelodus pati</i> (Valenciennes, 1840)		
Curimatá	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	X	X
Jurupensém	<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	X	X
Jurupoca	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes, 1840)	X	X
Piavaçu	<i>Leporinus macrocephalus</i> Garavelo & Britski, 1988	X	X
Piranha	<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	X	X
	<i>Serrasalmus maculatus</i> Kner, 1858		
	<i>Serrasalmus marginatus</i> Valenciennes, 1837		
Piraputanga	<i>Brycon hilarii</i> (Valenciennes, 1850)	X	X
Tucunaré	<i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira (2006)	X	X
Outras espécies		X	X

* Variáveis de controle do Sistema.

** Para cada tipo de pescado é registrado o peso (kg).

em junho de 2005 em Cuiabá (MT), organizado pela Embrapa Pantanal e pelo órgão estadual de turismo (Secretaria de Desenvolvimento do Turismo de Mato Grosso - SEDTUR), com representantes dos setores turístico pesqueiro e da pesca profissional, contando com o apoio de universidades e instituições ligadas à pesca. Nessa ocasião, o órgão ambiental estadual gestor da pesca (Fundação Estadual de Meio Ambiente -FEMA/MT) encontrava-se num processo de re-estruturação e não participou do evento.

No Seminário, inicialmente procurou-se sensibilizar os atores sobre a importância do levantamento

sistemático de informações pesqueiras; em seguida, os atores indicaram de que forma essas informações poderiam ser obtidas durante suas rotinas normais de operação; e, finalmente, foram levantadas as demandas de informações por parte dos atores, pesquisadores e gestores. A partir disso, procurou-se estabelecer como os diferentes atores e instituições poderiam atuar em parceria num sistema de estatísticas pesqueiras.

Durante o evento, ocorreu um fato que merece destaque em relação à contribuição dos pescadores profissionais para a coleta de dados. Foi

distribuído para os atores um modelo preliminar de guia para coleta de dados da pesca, específico para cada setor, propondo-se a discussão de seus elementos para a formatação de um modelo final. O setor turístico pesqueiro fez algumas sugestões para alteração da ficha e julgou conveniente manter, além das variáveis sobre a pesca, aquelas referentes ao perfil do pescador e de sua viagem, praticamente definindo o formato final da “Ficha de Monitoramento da Pesca Amadora” (Anexo II). Por sua vez, ao observar a ficha, os pescadores profissionais argumentaram que a maioria das informações requeridas já vinha sendo registrada na “Guia de Transporte e Comercialização de Pescado - pesca individual”, que era emitida pela Federação dos Pescadores de Mato Grosso (FEPESC/MT). Portanto, não fazia sentido criar uma nova guia, mas, apenas, incluir naquela existente as informações que faltavam. Naquela ocasião, eles explicaram que essa guia fora criada após uma experiência mal sucedida do setor, ao requerer judicialmente uma compensação pelas perdas na produção pesqueira decorrentes do fechamento da Represa da Usina Hidrelétrica de Manso, o principal afluente do rio Cuiabá, em novembro de 1999. Nesse processo, como os pescadores não dispunham de registros históricos da produção pesqueira para comparar com os dados de captura posteriores ao fechamento da represa, eles não puderam quantificar e comprovar as perdas para receber a compensação pleiteada. Como se verificou mais tarde, essa experiência facilitou a coleta de dados da pesca profissional e a implantação do SISCOMP/MT, tanto pela prática dos pescadores no registro de dados de pesca em guias individuais, como pelo reconhecimento da importância estratégica do registro de informações pesqueiras. No documento Embrapa (2005) encontra-se o Plano de Ação e uma síntese do Seminário.

No início de 2006 foi promovido pela Secretaria de Meio Ambiente de Mato Grosso (SEMA/MT), o novo órgão estadual ambiental e gestor da pesca em Mato Grosso, um encontro em que participaram comerciantes de pescado, pescadores profissionais, empresários do setor turístico pesqueiro e do comércio de iscas vivas para a elaboração, em três dias de trabalho, de um decreto para a regulamentação da lei estadual de pesca. O evento foi conduzido de forma participativa, num clima que garantiu a efetiva troca de informações e experiências entre o órgão gestor e os atores da pesca. Desse encontro resultou a publicação do Decreto Estadual nº 7.175 de 09/03/2006, que instituiu a obrigatoriedade do transporte de pescado acompanhado de uma nova guia denominada

“Declaração de Pesca Individual (DPI)”, baseada na “Guia de Transporte e Comercialização de Pescado - pesca individual”, como os pescadores profissionais haviam reivindicado anteriormente no Seminário.

Foi elaborado um primeiro modelo da Declaração de Pesca Individual (DPI), com a finalidade de registrar os dados da pesca profissional para o sistema de estatísticas pesqueiras. Essa guia seria preenchida individualmente pelos pescadores profissionais e nela podem ser registradas informações sobre a pescaria de abate e captura de iscas vivas. A DPI foi oficialmente entregue aos pescadores durante o “I Seminário para Implantação do Sistema de Controle e Monitoramento da Pesca do Estado de Mato Grosso - SISCOMP/MT – Pesca Profissional”, realizado em junho de 2006 em Cuiabá pela SEMA/MT juntamente com a Embrapa Pantanal. Nesse evento, o Sistema foi apresentado aos pescadores profissionais e demais atores, realizando-se um treinamento sobre o preenchimento da DPI que, naquela mesma ocasião, recebeu sugestões incorporadas posteriormente num segundo modelo (Anexo III). Foram também definidos os procedimentos e as rotinas de trabalho do Sistema em conjunto com os atores. A partir de então, iniciou-se o registro do pescado capturado por esta modalidade de pesca, não só na Bacia do Alto Paraguai, mas também nas bacias Amazônica e Araguaia em Mato Grosso.

O funcionamento do SISCOMP/MT tem início com a impressão dos blocos de DPIs, em três vias, pelo governo estadual através da SEMA/MT. Essa Instituição repassa as guias para a FEPESC/MT que, por sua vez, as distribui para as Colônias de Pescadores onde os pescadores profissionais podem, por fim, ter acesso ao documento a ser preenchido (Fig. 2). Os pescadores profissionais preenchem nas DPIs um total de 30 variáveis (Tabela II), incluindo informações pessoais (nome, colônia à qual é associado e número de registro) assim como dados da pescaria, tais como período de coleta, município, rio, localidade do rio, quantidade pescada por espécie por dia, para os 18 tipos de pescado de maior valor comercial (em peso e unidade) e o destino de comercialização do pescado. Para a declaração de iscas-vivas, são preenchidas as mesmas informações pessoais, entretanto, nos dados da pescaria não é registrado o peso, mas somente o número de exemplares por tipo de isca capturada. Após o preenchimento pelos pescadores, a primeira via da DPI segue com o pescado, a segunda via retorna para a SEMA/MT, para serem digitados os dados no Sistema, e a terceira via é arquivada nas Colônias e fica à disposição do pescador.

Tabela II. Variáveis obtidas a partir da “Declaração de Pesca Individual (DPI)” sobre a captura de pescado (Pescado) e de iscas-vivas (Isclas) pela pesca profissional-artesanal para o Sistema de Controle e Monitoramento da Pesca de Mato Grosso – SISCO/MT.

Variável		Pescado	Isclas
Número da Declaração de Pesca Individual *		X	X
Tipo de pescaria (pescado ou isclas-vivas) *		X	X
Nome do pescador		X	X
Registro Geral de Pesca		X	X
Colônia a que pertence		X	X
Município de residência do pescador		X	X
Local de captura		X	X
Pesqueiro (localidade específica de captura)		X	X
Número de dias de pesca		X	X
Data da pescaria		X	X
Município onde foi efetuada a pescaria		X	X
Município de destino do pescado / isclas		X	X
Destinatário do pescado / isclas		X	X
Pescados registrados: **			
Bagre	<i>Pimelodus spp.</i>	X	-
Barbado	<i>Pinirampus pirinampu</i> (Spix & Agassiz, 1829)	X	-
Cachara	<i>Pseudoplatystoma fasciatum</i> (Linnaeus, 1766)	X	-
Curimatá	<i>Prochilodus lineatus</i> (Valenciennes, 1836)	X	-
Dourado	<i>Salminus brasiliensis</i> (Cuvier, 1816)	X	-
Jaú	<i>Paulicea luetkeni</i> (Steindachner, 1875)	X	-
Jurupensém	<i>Sorubim lima</i> (Bloch & Schneider, 1801)	X	-
Jurupoca	<i>Hemisorubim platyrhynchos</i> (Valenciennes, 1840)	X	-
Pacu	<i>Piaractus mesopotamicus</i> (Holmberg, 1887)	X	-
Pacupeva	Mileinae	X	-
Palmito	<i>Ageneiosus spp.</i>	X	-
Piau	<i>Leporinus spp.</i>	X	-
Piavuçu	<i>Leporinus macrocephalus</i> Garavelo & Britski, 1988	X	-
Pintado	<i>Pseudoplatystoma corruscans</i> (Spix & Agassiz, 1829)	X	-
Piranha	<i>Pygocentrus nattereri</i> Kner, 1858	X	-
Piraputanga	<i>Brycon hilarii</i> (Valenciennes, 1850)	X	-
Tucunaré	<i>Cichla piquiti</i> Kullander & Ferreira (2006)	X	-
Outras espécies		X	-
Isclas-vivas registradas: ***			
Acará preto	Cichidae	-	X
Camboatá	<i>Callichthys callichthys</i> (Linnaeus, 1758)	-	X
Chimburé	<i>Schizodon borellii</i> (Boulenger, 1900)	-	X
Curimatazinho	Curimatidae	-	X
Jeju	<i>Hoplerethrinus unitaeniatus</i> (Spix, 1829)	-	X
Lambari	Tetragonopterinae	-	X
Muçum	<i>Synbranchus marmoratus</i> Bloch. 1795	-	X
Sairu-cascudo	<i>Psectrogaster curviventris</i> Eigenmann & Kennedy, 1903	-	X
Sairu-liso	<i>Potamorhina squamoralevis</i> (Braga & Azpelicueta, 1983)	-	X
Traira	<i>Hoplias malabaricus</i> (Bloch, 1794)	-	X
Tuvira	<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> (Valenciennes, 1839)	-	X
Caramujo	<i>Pomacea spp.</i>	-	X
Caranguejo	Trichodactylidae	-	X
Outras espécies		-	X

* Variáveis de controle do Sistema.

** Para cada tipo de pescado é registrado o peso (kg) e o número de exemplares.

*** Para cada tipo de iscla-viva é registrado o número de exemplares.

Com o intuito de implantar o SISCOMP/MT para a modalidade de pesca amadora, foi realizado em outubro de 2006 o “II Seminário para Implantação do Sistema de Controle e Monitoramento da Pesca do Estado de Mato Grosso SISCOMP/MT – Pesca Amadora” na SEDTUR/MT, que reuniu empresários do setor turístico pesqueiro do Pantanal. Nesse Seminário foi proposta aos empresários a participação num projeto piloto, no qual eles seriam responsáveis por distribuir as “Fichas de Monitoramento da Pesca Amadora (FMPA)” (Anexo III), para os grupos de pescadores amadores que estivessem hospedados em seu empreendimento. Foi realizado um treinamento sobre o preenchimento dessa ficha e foram definidas as etapas seguintes do trabalho. Nessa mesma ocasião, essas fichas também foram distribuídas pela SEMA/MT aos grupos de pescadores amadores que embarcavam no Aeroporto Internacional Marechal Rondon em Várzea Grande-MT, o principal do Estado. Depois de preenchidas, essas fichas poderiam ser devolvidas via correios, sem custos ao pescador.

Resultados dos Sistemas

SCPESCA/MS

A partir dos dados coletados e analisados pelo SCPESCA/MS foram publicados 10 boletins anuais de pesquisa de 1994/1995 a 2003, apresentando uma descrição detalhada da pesca profissional e amadora no Pantanal, a saber: 1994/1995 (Catella *et al.* 1996), 1995 (Catella *et al.* 1999), 1996 (Catella & Albuquerque 2000a), 1997 (Catella & Albuquerque 2000b), 1998 (Catella *et al.* 2001); 1999 (Catella *et al.* 2002), 2000 (Campos *et al.* 2003), 2001 (Albuquerque *et al.* 2003a), 2002 (Albuquerque *et al.* 2003b) e 2003 (Catella & Albuquerque 2007). Essas publicações encontram-se também disponíveis gratuitamente na Internet (<http://www.cpap.embrapa.br/publicacoes/>).

Nos boletins são apresentadas estatísticas para as 13 principais espécies registradas pelo Sistema e para as demais, reunidas em “outras espécies”, para a pesca profissional e amadora. As capturas são separadas por rio, mês, com informações sobre o número de pescadores, a duração média das viagens, a procedência e o destino do pescado, a origem dos pescadores amadores por Estado e cidade, o meio de transporte que utilizaram e sua distribuição ao longo do ano. Além dessas estatísticas, são estimados a produtividade mensal em kg / pescador*viagem e o esforço pesqueiro em kg / pescador*dia para cada modalidade de pesca.

Outros estudos foram realizados com base

no SCPESCA/MS. Catella (2001) elaborou uma tese de doutorado utilizando os dados de 1994 a 1999, analisando o desenvolvimento da pesca. Catella *et al.* (2002) realizaram estudos de avaliação do nível de exploração dos estoques, ajustando modelos de produção excedente para as principais espécies no período de 1994 e 1999. Os autores observaram que a captura total, para a maioria das espécies, respondeu positivamente ao aumento do esforço, exceto para o pacu *Piractus mesopotamicus*, indicando sobrepesca do estoque e, de forma não conclusiva para o jaú *Paulicea luetkeni*. Esses resultados embasaram a adoção de medidas de ordenamento pesqueiro para a proteção dos estoques e foram corroborados por outros estudos, como: Vaz (2001) e Peixer *et al.* (2007) para o pacu, Mateus & Estupiñán (2002) para a piraputanga *Brycon hilarii* (Valenciennes, 1850), Mateus & Petrere (2004) para o pintado *Pseudoplatystoma corruscans*, Mateus & Penha (2007) para o jaú e Penha & Mateus (2007) para o jurupensém *Sorubim lima* (Bloch & Schneider, 1801) e a jurupoca *Hemisorubim platyrhynchos* (Valenciennes, 1840).

Em função da continuidade do SCPESCA/MS, foi possível traçar um perfil da pesca na região, bem como visualizar as principais tendências biológicas e sócio-econômicas da atividade. Além disso, foi gerado um banco de dados com mais de 118 mil registros entre 1994 e 2003. Por meio de um projeto de pesquisa da Embrapa Pantanal, que se encontra em andamento, esse banco foi compartilhado com pesquisadores de várias instituições do País para a realização de outros estudos, a fim de gerar novos conhecimentos sobre a pesca na região.

SISCOMP/MT

O SISCOMP/MT encontra-se em funcionamento desde meados de 2006 e nesse período foram obtidos avanços importantes. O sistema de informática para recebimento dos dados de pesca foi desenvolvido como parte do banco de dados da SEMA/MT denominado “Sistema Integrado de Licenciamento Ambiental de Mato Grosso (SIMLAM/MT)”. Esse sistema permite o cruzamento direto dos dados da pesca com as várias informações referentes ao licenciamento ambiental no âmbito estadual.

Iniciou-se uma campanha de visitas às Colônias de Pesca para realização de reuniões com os pescadores profissionais (os coletores das informações para o Sistema) e comerciantes de pescado, com o objetivo de apresentar o SISCOMP/MT, sensibilizá-los sobre a importância de um sistema estadual de estatísticas pesqueiras e

efetuar um treinamento sobre o preenchimento das guias (DPI). Nesses encontros, percebeu-se que já existe uma boa aceitação do Sistema por parte dos pescadores profissionais. Eles compreendem a importância do mesmo para o registro de sua atividade profissional e como potencial garantia de seus direitos, devido à experiência negativa que tiveram em relação à Represa de Manso. Essa aceitação vem aumentando na medida em que os comerciantes de pescado dão preferência ao produto oficialmente declarado nas guias; os pescadores passam a ter crédito no comércio local mediante a apresentação das guias como comprovante de renda e pela exigência da apresentação das guias para a renovação da autorização para prática da pesca profissional pela Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca da Presidência da República (SEAP/PR).

Em relação à inserção de dados no Sistema, até o final de 2007 foram digitadas cerca de 1500 guias de 2006 relativas à Bacia do Alto Paraguai de um total estimado de 20 mil de todo o Estado que já retornaram à SEMA/MT. Entretanto, cerca de 20% das guias não puderam ser digitadas pela falta de algumas informações-chaves requeridas pelo Sistema ou pela não legibilidade das mesmas.

Outro avanço conquistado pelo SISCOMP/MT foi o reconhecimento junto às instituições federais ligadas à pesca, tais como o Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e a SEAP/PR. Simultaneamente, o Sistema vem sendo reconhecido dentro da própria SEMA/MT como uma importante ferramenta para as avaliações de licenciamento ambiental e proposição de políticas ambientais em âmbito estadual.

No que diz respeito ao projeto piloto realizado para obter informações sobre a pesca amadora, será necessário buscar alternativas para o SISCOMP/MT. Houve pequeno retorno de fichas preenchidas dentre as que foram distribuídas para os empresários do setor turístico pesqueiro e não houve retorno dos grupos de pescadores que receberam as fichas no Aeroporto Internacional Marechal Rondon.

Discussão

De acordo com Welcomme (1990), os dados disponíveis para as análises das pescarias de águas interiores geralmente são muito pobres em qualidade e quantidade, estão sujeitos a uma grande variedade de métodos de coleta e, frequentemente, são incompletos e limitados a curtos períodos de tempo. Algumas dessas observações se aplicam para as séries históricas de dados disponíveis para a pesca no Pantanal descritas anteriormente, mas procurou-se adotar medidas para minimizá-las nos novos

Sistemas.

A premissa que norteou a concepção do SCPESCA/MS e, posteriormente, do SISCOMP/MT, foi de que *o sistema deve se adaptar à pesca e não o contrário*. Nesse sentido, para a implantação de um sistema de estatísticas pesqueiras, é preciso conhecer a pesca, identificar as instituições e os atores locais, suas rotinas e como se dá o fluxo do pescado. A partir de então, e com a participação dos atores, pode ser definido quem, como, quando e onde serão efetuadas as funções de (i) coleta de dados, (ii) alimentação do sistema, (iii) análise de dados, (iv) divulgação de resultados e (v) manutenção do sistema. A experiência demonstrou que um sistema de estatísticas pesqueiras deve ser flexível para incluir ajustes e inovações, pois não é possível prever todas as situações durante o seu planejamento, além da pesca ser uma atividade dinâmica, em constante transformação.

SCPESCA/MS

O estabelecimento da parceria entre três instituições com perfis distintos e atribuições bem definidas foi importante para o fortalecimento político e o êxito do SCPESCA/MS. Diferentemente, o primeiro sistema de estatísticas pesqueiras de Mato Grosso do Sul era vinculado apenas ao órgão estadual de meio ambiente, como descreve Silva (1986), foi interrompido após os primeiros anos de trabalho por iniciativa desse órgão e não foi retomado.

Quando o SCPESCA/MS foi implantado, como não havia recursos para se criar uma estrutura específica de coleta de dados, optou-se por transformar a atividade rotineira de fiscalização da pesca profissional e amadora, que já era efetuada pelos policiais ambientais, em coleta de dados para o Sistema. As principais vantagens dessa escolha foram: (a) obtenção de dados sobre a pesca em toda a Bacia do Alto Paraguai/MS a baixo custo, isto é, com poucos gastos adicionais além daqueles que já eram destinados à fiscalização; (b) foram mantidas as mesmas rotinas que os atores e policiais ambientais estavam habituados; (c) o registro de informações pesqueiras foi simplificado com a introdução da nova “Guia de Controle de Pescado”, com informações de ambas as categorias de pesca; e (d) inclusão das atividades do Sistema na rotina da Polícia Ambiental e do órgão ambiental. As principais desvantagens foram (a) vinculação entre obtenção de dados pesqueiros e fiscalização da pesca, pois esta última é vista com reservas, sobretudo pelos pescadores profissionais; e (b) o não envolvimento direto dos atores no registro dos dados de pesca, reduzindo sua co-responsabilidade em

relação ao Sistema.

Os dados computados estão sujeitos às seguintes fontes de erro relacionadas à própria estrutura do SCPESCA/MS: informações imprecisas, erradas ou não fornecidas verbalmente pelos pescadores durante o preenchimento das guias; erro dos policiais ambientais ao identificar ou pesar as diferentes espécies de pescado vistoriadas; guias mal preenchidas, com informações conflitantes ou ilegíveis. A fim de melhorar a qualidade dos dados, são realizados treinamentos periódicos com os policiais ambientais sobre o preenchimento das guias, destacando-se a importância do seu papel no Sistema e dos produtos gerados a partir do seu trabalho. Contudo, a rotatividade do efetivo da Polícia Ambiental é outro problema, pois um policial, após receber esse treinamento, pode ser removido para atuar em outra função. Além disso, é preciso considerar a dificuldade dos policiais em preencher as guias, quando precisam atender um grande número de pescadores amadores, que se apinham nos postos de fiscalização nos períodos de pico da atividade, na alta temporada de pesca.

O programa de informática que gerencia os dados do SCPESCA/MS foi desenvolvido pela Embrapa Pantanal, o que facilitou sua manutenção e atualização. Durante esses anos, foram desenvolvidas três versões do programa, tornando-o mais amigável e ágil para a digitação e foram introduzidos mecanismos de controle para reduzir erros de inconsistência de dados. Ainda assim, em função do grande volume anual de guias, a alimentação de dados é um dos principais gargalos do Sistema. Ocorre que os digitadores não são funcionários efetivos do órgão ambiental, mas estagiários ou pessoas contratadas por tempo determinado. Isso significa que elas precisam ser treinadas para essa função e, quando já estão bastante aptas e ajustadas ao trabalho, termina o estágio ou o contrato e outras pessoas terão que ser novamente treinadas. Como agravante, houve períodos em que o órgão ambiental não recebeu estagiários e o trabalho foi realizado pelos próprios técnicos ou pela Embrapa Pantanal. Numa próxima investida em atualização do Sistema, as etapas de coleta e alimentação de dado, eventualmente, poderão ser realizadas simultaneamente, utilizando-se os aparelhos digitais portáteis disponíveis atualmente no mercado. A atividade pesqueira envolve a cobrança de taxas arrecadadas pelos governos federal e estadual, que não são revertidas em prol do manejo de recursos pesqueiros. Entretanto, parte destes recursos arrecadados poderia ser destinada à implementação ou manutenção de sistemas de estatística pesqueira.

As estatísticas realizadas pelo SCPESCA/MS baseiam-se numa grande amostragem do desembarque pesqueiro realizado na Bacia do Alto Paraguai/MS, oficialmente vistoriado pela Polícia Ambiental. Entretanto, ocorrem, ainda, capturas que não são contabilizadas e que necessitam de estudos complementares para serem quantificadas, tais como: pesca de subsistência; capturas realizadas por pescadores profissionais cujo produto é vendido diretamente para os consumidores; pescado capturado por pescadores amadores que não é apresentado nos postos de vistoria; peixes consumidos pelos próprios pescadores durante as pescarias; pesca ilegal que utiliza petrechos proibidos ou é praticada em épocas ou locais não permitidos.

As estatísticas anuais obtidas pelo SCPESCA/MS foram publicadas nos boletins, mas, pelo pouco retorno dos atores, percebe-se que essas publicações tiveram um cunho marcadamente “acadêmico”. Assim, uma nova formatação dos resultados, bem como a utilização de outros veículos de comunicação, tais como cartilhas e cartazes, ou mesmo rádio-difusão, deverão ser utilizados para atendê-los. Foram também realizados eventos dirigidos especificamente para os atores, a fim de apresentar os resultados obtidos pelo Sistema e confrontá-los com a experiência e a percepção desses atores sobre a realidade da pesca. Os resultados foram, ainda, divulgados em reuniões e palestras para diferentes públicos, bem como em eventos técnico-científicos. Além disso, e, sobretudo, os resultados foram encaminhados para o órgão ambiental e para o Conselho Estadual de Pesca/MS (CONPESCA/MS), que passou a atuar a partir de 1999, como subsídios para a gestão. Nesse sentido, é preciso fazer um investimento constante na sensibilização dos usuários quanto à importância do fornecimento de informações contínuas e de qualidade para o Sistema, a fim de que as medidas adotadas a partir dos resultados obtidos sejam eficazes para a conservação dos estoques e manutenção dos usos múltiplos do recurso. Assim, o Sistema pode ser fortalecido na medida em que produzir informações e conhecimentos úteis e importantes para os atores, de modo que, num mecanismo de retro-alimentação, eles passem a exigir do Estado a produção dessas informações das quais necessitam.

Durante o período de atividade do SCPESCA/MS, a cada mudança de governo estadual, o mesmo era apresentado pela equipe ao novo dirigente do órgão ambiental, como uma ferramenta disponível para a gestão, a fim garantir a sua continuidade. Contudo, nem sempre o Sistema

foi bem acolhido, pois as informações produzidas nem sempre sustentavam os ensejos da política estadual de pesca vigente. Nesse sentido, Catella (2007b) identificou o período de 2003 a 2006 como “Período de Exceção”, mostrando que, ao contrário do esperado, a criação da Superintendência Estadual de Pesca/MS em 2003 levou ao acirramento das diferenças entre os atores da pesca e decisões importantes foram tomadas à revelia do Conselho e das contribuições do SCPESCA/MS. Essa gestão se empenhou em estabelecer uma moratória para a pesca profissional-artesanal (Correio do Estado, 2005a, 2005b), mas não obteve êxito frente à reação dos pescadores e da sociedade. Além disso, interrompeu as atividades do SCPESCA/MS em 2005, pois os resultados obtidos não apoiavam suas intenções políticas.

Com a mudança do governo estadual a partir de 2007, a Superintendência supracitada foi extinta e teve início um novo “Período de reconstrução”. Foram restabelecidos os trabalhos do SCPESCA/MS e o governo estadual criou uma comissão, incluindo os atores e as instituições públicas ligadas à pesca, para estudar e propor alternativas para a regulamentação do setor, com vistas a uma gestão compartilhada (Catella 2007b).

Dessa forma, as oscilações decorrentes das circunstâncias políticas podem causar interrupções nesses Sistemas, que demandarão um grande esforço para a sua retomada e, conseqüentemente, do monitoramento da pesca.

Em suma, no SCPESCA/MS, a qualidade dos resultados produzidos depende da qualidade das informações que o alimentam e podem ser melhoradas mediante as seguintes ações: (1) treinamento periódico dos policiais ambientais; (2) divulgação dos resultados produzidos para todos os usuários da pesca; (3) partir para uma nova fase de administração da pesca no Estado, criando-se um sistema de parceria entre gestores, órgãos de pesquisa e atores da pesca, delegando para esses últimos a responsabilidade de fornecer as informações, a exemplo do que ocorre no SISCOMP/MT, descentralizando o trabalho que hoje é realizado somente pela Polícia Ambiental.

SISCOMP/MT

Durante os encontros com os pescadores profissionais nas reuniões para sensibilização, percebemos a repercussão da criação de um documento oficial (DPI), emitido em conjunto pelo Estado e pela Federação dos Pescadores de Mato Grosso, que permitiu aos pescadores a comprovação de sua produção pesqueira, garantindo, com isso, o acesso aos direitos trabalhistas, aumentando,

visivelmente, sua auto-estima. Ao mesmo tempo, o órgão gestor passou a dispor de um documento com o registro dos dados da pesca profissional para alimentar o sistema estadual de estatísticas pesqueiras.

A principal diferença entre os dois Sistemas reside na forma como as informações que os alimentam são coletadas. Enquanto no SCPESCA/MS o registro das informações pesqueiras é realizado pelos policiais ambientais, no SISCOMP/MT o registro é feito pelos próprios pescadores profissionais. Além disso, no primeiro Sistema as informações podem ser registradas para pescarias individuais ou, como é mais usual, para um grupo de pescadores que atuaram em conjunto; por sua vez, no segundo, as informações são sempre registradas individualmente por pescador, obtendo-se estimativas mais precisas das variáveis da pesca.

A forma como os dados são coletados no SISCOMP/MT constitui um avanço em relação ao SCPESCA/MS nos seguintes aspectos: (a) maximiza o volume de dados coletados em uma região extensa, na qual o desembarque é difuso; (b) obtém informações mais precisas sobre o esforço de pesca e a captura individual empreendida por pescador; e (c) cria um vínculo entre os atores e o Sistema. No entanto, este método implica algumas dificuldades a serem consideradas: (a) existência de um alto índice de analfabetismo entre os pescadores, que pode gerar um grande volume de guias preenchidas incorretamente, porém, aparentemente, estes pescadores têm recorrido ao auxílio de outras pessoas para preencherem as suas guias; (b) há um grande número de guias a serem digitadas, uma vez que o registro é individual e não por grupo de pescadores. Soma-se a esses aspectos (c) os custos de impressão de um maior número de guias, (d) a distribuição destas para os 6.800 pescadores cadastrados e espalhados num extenso território e (e) a necessidade de treinamento desses pescadores no preenchimento das guias.

A distribuição das guias através dos órgãos de classe dos pescadores profissionais (Federação e Colônias de Pesca) foi escolhida para a valorização dessas Instituições, que passaram a oferecer mais um serviço aos pescadores. Porém, há problemas com algumas colônias, que não repassam as guias para os pescadores inadimplentes com a mensalidade. Há também dificuldades para distribuir as guias para os pescadores que residem em lugares distantes das colônias, para os não filiados às colônias e para os que não estão registrados no órgão ambiental, resultando em capturas não computadas pelo SISCOMP/MT. Para contornar essas dificuldades, as guias também serão distribuídas pela SEMA/MT

que, além da Sede na capital, possui 16 escritórios regionais no interior do Estado. Devido a algumas dessas razões, vem ocorrendo, ainda, uma defasagem considerável entre o preenchimento das guias e sua devolução para SEMA/MT, em função de dificuldades logísticas de colônias mais distantes, retardando a inserção dos dados de pesca desses locais.

Outra potencial fonte de erros é o registro proposital nas guias de quantidades inferiores ao que foi efetivamente capturado, numa tentativa de mascarar as infrações à norma que estabelece uma cota máxima de captura igual a 100 kg por pescador por semana. Isso pode ser agravado pelo fato de o órgão gestor do SISCOMP/MT, que vai ter acesso às guias, ser também o órgão que fiscaliza a atividade pesqueira no Estado. No mesmo sentido, há o risco de serem preenchidas guias com falsos valores de captura, por pescadores interessados em utilizá-las como comprovação de sua atividade para a renovação da licença de pesca, ou para o recebimento do seguro durante o período de defeso.

Diferentemente do que acontece no programa de informática que gerencia o SCPESCA/MS, a equipe do SISCOMP/MT tem pouca autonomia para efetuar a manutenção de seu programa. Como ele é parte do sistema corporativo que gerencia o banco de dados da SEMA/MT, os ajustes são morosos, pois, mesmo os mais simples, só podem ser realizados pela empresa que desenvolveu o sistema. Além disso, enquanto o programa do SCPESCA/MS pode ser replicado conforme a necessidade em diferentes computadores para agilizar a digitação de dados, no programa do SISCOMP/MT essa tarefa, até o presente, só pode ser efetuada nas máquinas da SEMA/MT. Entretanto, a equipe está buscando meios que permitam a inserção remota de dados de pesca no Sistema pelos demais parceiros, via Internet. Como um passo adiante, será desejável que as próprias Colônias e outros atores, devidamente equipados, possam realizar a inserção remota de dados da pesca, cabendo à SEMA/MT validá-los. Outro avanço que se espera obter em médio prazo é a disponibilização *on line* de relatórios com as estatísticas básicas do desembarque pesqueiro, via internet, para que os atores e o público em geral tenham maior acesso aos resultados gerados.

Em relação à pesca amadora, houve baixo retorno de fichas preenchidas no projeto piloto de implantação do SISCOMP/MT para essa categoria, o que pode ser devido à época de execução, durante o mês de outubro, que corresponde ao período de baixa estação no norte do Pantanal. Entretanto, será necessário buscar uma nova maneira de sensibilizar

esses atores a fim de integrá-los no Sistema.

Dentre as dificuldades enumeradas acima para o SISCOMP/MT, muitas podem ser resolvidas em curto prazo, para que haja um ganho em quantidade e qualidade de dados para alimentar o Sistema.

Assim que forem obtidos os primeiros resultados do SICOMP/MT, eles serão comparados com os resultados já disponíveis do SCPESCA/MS e vice-versa. Em conjunto, eles vão fornecer informações sobre a pesca no Pantanal e na Bacia do Alto Paraguai na porção brasileira. Outra fonte de informações importantes para comparação, especialmente para o SISCOMP/MT, são os estudos sobre pesca e biologia pesqueira na área de influência da Represa de Manso, que vêm sendo realizados por uma equipe do Núcleo de Pesquisas em Limnologia Ictiologia e Aqüicultura da Universidade Estadual de Maringá (PR) (UEM-NUPELIA) no trecho do rio Cuiabá entre a represa e a região de Barão de Melgaço (MT).

Num primeiro momento, a experiência com o SCPESCA/MS serviu de referência para delinear a estrutura do SISCOMP/MT, que já foi implantado com base em novos conceitos. Assim, num mecanismo de retro-alimentação e tendo por base os acertos e resultados produzidos pelo SISCOMP/MT, deverão ser realizadas as reformas do SCPESCA/MS.

Concluindo, a implantação, a manutenção e a atualização de Sistemas de Controle e Monitoramento de uma atividade complexa e dinâmica como a pesca no Pantanal requer a articulação de vários parceiros, juntamente com os atores da atividade, para que esses Sistemas se estabeleçam, evitando-se solução de continuidade. Os Sistemas estão sujeitos a interrupções causadas por súbitas e drásticas mudanças nas políticas estaduais de pesca, o que pode acarretar a paralisação de suas atividades e demandará um grande esforço para uma eventual retomada. Apesar de todas as dificuldades levantadas, esses Sistemas são essenciais para que a tomada de decisões seja embasada em dados confiáveis, levantados com ampla participação dos atores. Os sistemas de estatísticas pesqueiras podem ser fortalecidos por meio de ações que demonstrem aos vários atores as vantagens de mantê-los atualizados e em pleno funcionamento, capazes de fornecer regularmente e com qualidade as informações que necessitam.

Agradecimentos

À Embrapa Pantanal, ao Centro de Pesquisa do Pantanal (CPP) / Ministério da Ciência e Tecnologia e à Fundação de Apoio e de

Desenvolvimento do Ensino, Ciência e Tecnologia do Estado de Mato Grosso do Sul (FUNDECT) pelo financiamento dos estudos que deram origem ao presente trabalho. Ao Instituto de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul (IMASUL/SEMAC-MS), ao 15º Batalhão de Polícia Militar Ambiental/MS, à Secretaria de Meio Ambiente - MT e à Embrapa Pantanal pelo suporte aos Sistemas. Ao J.A.T. Freire, da Universidade Federal do Tocantins, pela revisão do texto. Este trabalho foi apresentado no 1º Seminário Nacional de Monitoramento e Estatística da Atividade Pesqueira (1º SENAPE) realizado em agosto de 2007 em Brasília (DF).

Referências Bibliográficas

- Brasil. 1982. Ministério das Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. Projeto RADAMBRASIL. **Folha SE – 21 Corumbá**. Rio de Janeiro, v 27 (Levantamento de Recursos Naturais).
- Britski, H. A., Silimon, K. Z. de S. & Lopes, B. S. 2007. **Peixes do Pantanal. Manual de identificação**. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, 227 p.
- Albuquerque, S. P., Campos, F. L. de R. & Catella, A. C. 2003b. **Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS – 9, 2002**. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal/SEMA- IMAP (Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa, 47), 57 p.
- Albuquerque, S. P., Catella, A. C. & Copatti, A. 2003a. **Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS – 8, 2001**. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, Campo Grande: SEMA- IMAP (Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa, 46), 54 p.
- Campos, F. L. de R. , Catella, A. C. & França , J. V. 2003. **Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS – 7, 2000**. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal /SEMACT/IMAP (Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa, 38), 52 p.
- Carvalho, N. de O. 1986. Hidrologia da Bacia do Alto Paraguai. **1º Simpósio Sobre Recursos Naturais e Sócio-Econômicos do Pantanal**, 1984, Corumbá. Brasília: Departamento de Difusão de Tecnologia, 43-49.
- Catella, A. C. 2001. A pesca no Pantanal de Mato Grosso do Sul, Brasil: descrição, nível de exploração e manejo (1994 – 1999). **Tese de Doutorado**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Universidade do Amazonas, Manaus, Brasil, 351 p.
- Catella, A. C. 2004. **A pesca no Pantanal Sul: situação atual e perspectivas**. Corumbá: Embrapa Pantanal (Embrapa Pantanal. Documentos, 48), 45 p.
- Catella, A. C. 2007a. Uso Plural dos Recursos Pesqueiros como Estratégia para sua Conservação. **1º Congresso Brasileiro de Produção de Peixes Nativos de Água Doce, 1, 2007**, Dourados, MS, Embrapa Agropecuária Oeste, Corumbá, Embrapa Pantanal, CD-ROM - (Documentos / Embrapa Agropecuária Oeste, ISSN 1809 9718, 87).
- Catella, A. C. 2007b. Pesca e Recursos Pesqueiros do Pantanal: Ecologia, Estatística e Gestão. **13ª Semana do Engenheiro de Pesca, 2007**, Recife, PE. Coord. Figueiredo, M. do C., Recife, EDUFRPE. CD-ROM - (ISBN: 978-85-87459-65-7).
- Catella, A. C. & Albuquerque, F. F. de. 2000a. **Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS – 3, 1996**. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal/SEMA-FEMAP (EMBRAPAP-CPAP. Boletim de Pesquisa, 15), 46 p.
- Catella, A. C. & Albuquerque, F. F. de. 2000b. **Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS – 4, 1997**. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal/SEMA-FEMAP (EMBRAPAP-CPAP. Boletim de Pesquisa, 20), 52 p.
- Catella, A. C. & Albuquerque, F. F. de, 2007. **Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS – 10, 2003**. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal/SEMAC-IMASUL, (Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa, 75), 56 p.
- Catella, A. C., Albuquerque, F. F. de & Campos, F. L. de R. 2001. **Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS – 5, 1998**. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal/SEMA-FEMAP (Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa, 22), 72 p.
- Catella, A. C., Albuquerque, F.F. de & Campos, F.L. de R. 2002. **Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS – 7, 1999**. Corumbá: Embrapa Pantanal/SEMACT-IMAP (EMBRAPAP-CPAP, Boletim de Pesquisa, 35), 60 p.
- Catella, A. C., Albuquerque, F. F de, Peixer, J. & Palmeira, S. da S. 1999. **Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPESCA/MS – 2, 1995**. Corumbá, MS: EMBRAPA-CPAP/SEMA/FEMAP (Embrapa Pantanal. Boletim de Pesquisa, 14), 41 p.
- Catella, A. C., Peixer, J. & Palmeira, S. da S. 1996.

- Sistema de Controle da Pesca de Mato Grosso do Sul SCPECA/MS - 1 maio/1994 a abril/1995.** Corumbá, MS: EMBRAPA-CPAP/SEMADES, (EMBRAPA-CPAP. Documentos, 16), 49p.
- Catella, A.C., Nascimento, F.L., Moraes, A.S., Resende, E.K., Calheiros, D.F., Oliveira, M.D. & Palmeira, S.S. 1997. Ictiofauna. Pp. 323-400. In: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal. Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (Pantanal) – PCBAP. **Diagnóstico dos Meios físico e biótico: meio biótico.** Brasília, v.2, t.3.
- Correio do Estado. 2005a. **Estado prepara o fim da pesca profissional.** Campo Grande, 15 fev. p 1.
- Correio do Estado. 2005b. **Pesca acaba dia 3 de novembro e só reabre em 2009.** Campo Grande, 17 out. p 1.
- Embrapa Pantanal. 2005. **Plano de Ação para a Implantação de um Sistema de Controle e Monitoramento da Pesca em Mato Grosso.** Embrapa Pantanal, Corumbá, 5 p. Acessível em http://www.cpap.embrapa.br/pesca/online/PESCA2005_CPAP2.pdf
- Ferraz de Lima, J. A. & Chabalin, E. 1984. **O Mercado de Peixe (Estrutura Econômico-Social).** Cuiabá: Prefeitura Municipal de Cuiabá. 96 p.
- PCBAP. 1997. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai,** Programa Nacional do Meio Ambiente. Brasília: PNMA, vol. III.
- Mateus, L. A. F. & Estupiñán, G. M. 2002. Fish stock assessment of piraputanga *Brycon microlepis* in the Cuiabá River Basin, Pantanal of Mato Grosso, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 62(1): 165-170.
- Mateus, L. A. F., Penha, J. M. F. & Petrere, M. (2004). Fishing resources in the rio Cuiabá Basin, Pantanal do Mato Grosso, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, 2(4): 217-227.
- Mateus, L. A. F. & Penha, J. M. F. 2007. Dinâmica populacional de quatro espécies de grandes bagres na bacia do rio Cuiabá, Pantanal norte, Brasil (Siluriformes: Pimelodidae). **Revista Brasileira de Zoologia**, 24: 87-98.
- Mateus, L. A. F. & Petrere, M. Jr. 2004. Age, growth and yield per recruit analysis of the pintado *Pseudoplatystoma corruscans* (Agassiz, 1829) in the Cuiabá River Basin, Pantanal Matogrossense, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 64(2): 257-264.
- Penha, J. M. F. & Mateus, L. A. F. 2007. Structure and stock assessment of the porthole sholvenose catfish, *Hemisorubim platyrhynchos*, and the duckbill catfish, *Sorubim cf lima*, in the Cuiabá river basin, Pantanal, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, 67(4): 81-89.
- Peixer, J., Catella, A. C. & Petrere Jr. M. Yield per recruit of the pacu *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) in the pantanal of Mato Grosso do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, 67: 631-637.
- Ruffino, M. L. 2005. **Gestão do uso dos Recursos Pesqueiros na Amazônia.** Manaus: Ibama, 135 p.
- Silva, M. V. 1986. **Mitos e verdades sobre a pesca no Pantanal sul-matogrossense** FIPLAN-MS, Campo Grande. 146 p. Acessível em http://www.cpap.embrapa.br/pesca/online/PESCA1986_MVieiraSilva.pdf
- Vaz, M. M. 2001 Problemas no ajuste da curva de crescimento do pacu *Piaractus mesopotamicus* (Holmberg, 1887) (Pisces, Characidae) e seu manejo no Pantanal Mato Grossense. **Tese de Doutorado.** Universidade Estadual de S.Paulo, Jaboticabal, 127 p.
- Welcomme, R. L. 1986. **Proposal for Studies of the Fisheries of the Pantanal**, 6 P. Acessível em http://www.cpap.embrapa.br/pesca/online/PESCA1986_Welcomme1.pdf
- Welcomme, R. L. 1990. Status of Fisheries in South American Rivers. **Interciência**, 15(6): 337-345.
- Welcomme, R. L. 2001. **Inland Fisheries: Ecology and Management.** FAO, Blackwell Science, Oxford, 358 p.

Received December 2007

Accepted April 2008

Published online June 2008

Trabalho apresentado no 1º Seminário Nacional de Monitoramento e estatística da Atividade Pesqueira

ANEXO I



GOVERNO DO ESTADO DE MATO GROSSO DO SUL
PODER EXECUTIVO
SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE
INSTITUTO DE MEIO AMBIENTE DE MATO GROSSO DO SUL



GUIA DE CONTROLE DE PESCADO

Nº 000000

☐ **Profissional**

☐ Provisória ou local	☐ Intermunicipal	☐ Interestadual
Pescador:		
APC/RGP nº	Nº de Pescadores / Barco:	
Condutor:	Veículo:	
Destinatário:	Cidade/Estado:	
Fornecedor:		
Nota de Entrada/Fiscal nº	SIF nº	

☐ **Amadora**

Pescador:	Nº de Pescadores:
Destino - Cidade/Estado:	
ADP nº:	
Transporte: ☐ Veículo Próprio Placa:	
☐ Ônibus ☐ Avião ☐ Trem ☐ Outros	
Pescado adquirido – Nota Fiscal nº:	
Local de Captura (rio/pesqueiro):	
Data da Pesca: / / a / /	

Discriminação de pescado			Observações
Espécie	Peso (kg)	Exemplar (kg)	
Pintado			
Cachara			
Jaú			
Dourado			
Pacu			
Barbado			
Curimatá			
Jurupensém			
Jurupoca			
Piaçuçu			
Piranha			
Piraputanga			
Tucunaré			
Outros			
Total			

Lacre nº (s):

Local: _____, ____ / ____ / ____

Autoridade Fiscal	Pescador	Condutor
1ª Via: Pescador(es)	2ª Via: SEM/MS	3ª Via: C.I.P.Flo.

ANEXO II

GOVERNO DO ESTADO DE MATO GROSSO
SECRETARIA DE ESTADO DO MEIO AMBIENTE - SEMA – MT
SECRETARIA DE DESENVOLVIMENTO DO TURISMO - SEDTUR – MT
CENTRO DE PESQUISAS DO PANTANAL - CPP
FICHA DE MONITORAMENTO DA PESCA AMADORA

Nº 0000000

Informações sobre o pescador

Sexo: ☐ M, ☐ F Idade: _____ Escolaridade: ☐ 1 ^o grau, ☐ 2 ^o grau, ☐ 3 ^o grau, ☐ pós-graduação	
Profissão: ☐ estudante, ☐ profissional autônomo ou liberal, ☐ funcionário publico, ☐ funcionário de empresa privada, ☐ aposentado, ☐ outro	
Faixa de renda (em salários mínimos): ☐ até 2, ☐ de 3 a 5, ☐ de 6 a 10, ☐ de 11 a 15, ☐ de 16 a 20, ☐ acima de 20	
Frequência com que pesca: ☐ semanal, ☐ mensal, ☐ semestral, ☐ anual, ☐ outro	
Já esteve na região anteriormente? ☐ sim, ☐ não; Se sim, quantas vezes? _____	
Qual sua maior motivação para vir na região? _____	
Pretende retornar? ☐ sim, ☐ não. Já veio com familiares na região? ☐ sim, ☐ não	
Se sim, com quem? ☐ esposa, ☐ marido, ☐ filhos, ☐ filhas, ☐ pais, ☐ avós, ☐ outros	
Além do pescado capturado, você comprou ou pretende comprar pescado no local? ☐ sim, ☐ não. Se sim, quantos quilos e de quais espécies? _____	
Em média, quanto você gastou em hospedagem, alimentação e serviços contratados no local por dia? R\$ _____	

Informações sobre a viagem e a pescaria do grupo

Número de pescadores: _____ Cidade e Estado de origem: _____					
Principal meio de transporte utilizado: ☐ veículo próprio, ☐ veículo alugado, ☐ ônibus ou van fretados, ☐ ônibus de linha, ☐ avião, ☐ outro					
Hospedagem: ☐ hotel ou pousada, ☐ barco-hotel, ☐ pesqueiro, ☐ acampamento, ☐ outros					
Utilizou os serviços de algum operador ou agente de viagem? ☐ sim, ☐ não					
Os serviços utilizados foram contratados: ☐ no local, ☐ na cidade de origem					
Se na cidade de origem, com que antecedência fez o contrato? _____					
Vocês contrataram diretamente no local algum destes serviços? ☐ aluguel de barco, ☐ guia ou roteirista, ☐ cozinheira, ☐ caseiro, ☐ outros, qual? _____					
Local da pescaria: rio _____ Município: _____					
Período efetivo da pescaria: ____ / ____ / ____ a ____ / ____ / ____					
Pescado capturado pelo grupo					
Espécie	Unidades	kg	Espécie	Unidades	kg
Bagre			Pacupeva		
Barbado			Palmito		
Cachara			Piau		
Curimatá			Piavuçu		
Dourado			Pintado		
Jaú			Piranha		
Jurupensém			Piraputanga		
Jurupoca			Tucunaré		
Pacu			Outros		
Adquiriram iscas-vivas no local? ☐ sim, ☐ não, incluído nos serviços contratados, ☐ não					
Se sim, quantas e de quais espécies? _____					
Empresa: _____			Local: _____		

N° 000000

() Pescado		() Iscas vivas	
Colônia		Município de residência:	
Nome do pescador:		RGP:	
Dados de captura			
Local de pesca (rios):		Localidade:	
Dias de pesca: de / / a / /		Município:	

Pescado																
Bacia do Alto Paraguai																
	1		2		3		4		5		6		7		TOTAL DA SEMANA	
DATA	/		/		/		/		/		/		/			
Espécie	Uni	Kg	Uni	Kg	Uni	Kg	Uni	Kg	Uni	Kg	Uni	Kg	Uni	Kg	Uni	Kg
Bagre																
Barbado																
Cachara																
Curimbatá																
Dourado																
Jaú																
Jurupensêm																
Jurupoca																
Pacu																
Pacupeva																
Palmito																
Piau																
Piaçuçu																
Pintado																
Piranha																
Piraputanga																
Tucunaré																
Total (Kg)																

Destino – Município: () Barco-Hotel () Feira Livre () Frigorífico () Hotel/Pousada
() Mercado () Peixaria () Pessoa física () Restaurante () Supermercado () Outros:

Espécie	Unidade	Unidade	Unidade
Acará preto			
Camboatá			
Caramujos			
Caranguejo			
Chimboré			
Curimbatazinho			
Destino: Município () Barco-Hotel () Hotel/Pousada () Pessoa física () Outros			
Local:	Data: / /	Assinatura do Pescador:	
1ª via: acompanhar o pescado	2ª via: encaminhar a SEMA/MT	3ª via: arquivar no álbum de emissão	

Pan-American Journal of Aquatic Sciences (2008) 3(3): 174-192



Sistema integrado de estatística pesqueira para a Amazônia

MAURO LUIS RUFFINO

Diretor de Ordenamento, Controle e Estatística (DICAP) da Secretaria Especial de Aquicultura e Pesca da Presidência da República (SEAP/PR) – Esplanada dos Ministérios – Bloco D – Ed. Sede – 2º Andar – Sala 238 – Brasília, D.F. – Cep. 70.043-900 – E-mail: mauroruffino@seap.gov.br

Abstract: Integrated system of fisheries statistics for the Amazon. The Floodplain Natural Resources Management Project (ProVárzea) executed by IBAMA, integrated institutions and projects that historically collecting effort and catch data, strengthened and expanded a system along of the Amazon-Solimões-river channel. This system was implemented because the institutions just had a monitoring system of fishery activity with the following characteristics: i) working with the total universe of landings on the respective collecting locals, and not estimating by samples; ii) the data were processed by a relational data bank; (iii) the original data can be interchanged in different formats; and iv) the type of information obtained were similar, and the majority of the categorical variables were standardized. The system permitted construct a common data base and realize integrated analysis about the data collected a long in 17 municipalities. The system gave information published on annual statistics bulletins and on internet, and subsided the fishery management on the region, by establishment of closing season, and mainly the fishery community co-management by fishing agreement. The system was expanded to other states, but since 2005 all collecting data system was interrupted by the end of financing.

Key words: effort and catch data, fishery landing monitoring, ProVárzea, fishing agreement.

Resumo. O Projeto Manejo dos Recursos Naturais da Várzea (ProVárzea), executado pelo IBAMA, integrou instituições e projetos que historicamente coletam dados de captura e esforço de pesca, fortalecendo e expandindo o sistema ao longo da calha dos rios Amazonas-Solimões. O sistema foi implantado porque as instituições contratadas já possuíam um sistema de monitoramento da atividade pesqueira com as seguintes características: i) trabalhavam com o universo total de desembarques ocorridos nos respectivos locais de coleta, em vez de estimativas baseadas em amostragens; ii) os dados eram processados através de um banco de dados relacional; iii) os dados brutos podiam ser intercambiados em diversos formatos; e iv) o tipo de informação obtida na coleta era similar, o que possibilitou a padronização da maioria das variáveis categóricas. O sistema permitiu construir uma base de dados comum e realizar análises integradas dos dados coletados em 17 municípios. O sistema gerou informações publicadas em boletins estatísticos anuais e disponibilizadas na Internet, e subsidiou o ordenamento pesqueiro na região, através do estabelecimento de períodos de defeso e manejo comunitário através dos acordos de pesca. O sistema foi expandido para outros estados, mas desde 2005 o sistema foi interrompido pela finalização do financiamento.

Palavras chave: dados de captura e esforço, monitoramento de desembarques pesqueiro, ProVárzea, acordo de pesca.

Introdução

Os recursos pesqueiros têm sido tradicionalmente subestimados na sua importância pelas autoridades governamentais. Prova disso é a quase inexistência de séries de dados estatísticos e informações científicas sobre a pesca nos diagnósticos econômicos, informes ecológicos ou até publicações turísticas sobre a região amazônica.

O monitoramento do desembarque pesqueiro é crucial para que seja possível conhecer o estado de exploração dos estoques e subsidiar medidas de ordenamento.

A manutenção de um sistema destes representa desafios de ordem técnica, operacional e institucional, visto que ao longo das décadas de 80 e 90 foram estabelecidos diferentes sistemas de coleta

de dados descontínuos na Amazônia, por diferentes instituições e pesquisadores (Goulding 1979, Smith 1979, Petrere 1978a, b, 1982, 1983, Merona & Bittencourt 1988, 1991, Merona 1993, IBAMA 1994).

Considerando que o volume estimado das capturas na Amazônia é elevado, mas ainda desconhecido; o seu potencial pesqueiro; a importância do pescado que sustenta populações ribeirinhas; a ocorrência de sobrepesca de alguns estoques como *Colossoma macropomum*, (tambaqui) (Isaac & Ruffino 1996) e *Brachyplatystoma vailantii* (piramu-taba) (Barthem & Petrere 1995); a existência de graves conflitos sociais pelo uso dos recursos; a implementação de usina hidrelétrica que potencialmente barram as rotas migratórias de importantes estoques de peixes; a deficiência das autoridades, para avaliar e monitorar a aplicação e os possíveis efeitos da legislação existente, a implantação de um sistema de coleta de informações sobre o captura e esforço pesqueiro é mais do que necessária.

Porém, a coleta de dados sobre a produção pesqueira, não é tarefa fácil. As enormes distâncias, a complexa geografia da Amazônia, com um sistema periódico de inundações, que implicam na formação de numerosos lagos, canais e várzeas que aumentam enormemente as áreas de pesca, tornam essa tarefa extremamente difícil. Por isto, e por suas características principalmente artesanais, a pesca da região é denominada de “pesca difusa”.

Segundo Shepherd (1984), o acompanhamento da atividade pesqueira constitui-se no melhor método de amostragem das populações naturais de peixes, fornecendo informações não apenas sobre a sua biologia e parâmetros populacionais, mas também, e principalmente, sobre os efeitos da exploração pesqueira sobre a densidade dos estoques. A validade da aplicação de técnicas estatísticas sofisticadas para a análise deste tipo de informações é dependente da qualidade dos dados básicos originais, tais como, captura total, esforço de pesca, tamanho e estrutura das capturas.

O sistema de coleta de dados do Projeto IARA/IBAMA, bem como do projeto desenvolvido pela UFAM/INPA/IBAMA, apesar de terem servido como exemplo para outros projetos da região, apresentaram algumas dificuldades, como: i) descontínuidades nas coletas de dados por falta de controle sobre os coletores; e ii) as distâncias entre as sedes dos projetos e as outras cidades e a falta de um sistema eficiente de comunicação (telefone, fax, etc) não permitiu a conferência dos dados, possibilitando a entrega de formulários incompletos ou com falhas na informação.

Assim, o presente artigo apresenta a experiência do ProVárzea/IBAMA com a estatística pesqueira, que estabeleceu estrategicamente, apoio às instituições e projetos que historicamente coletam dados de captura e esforço de pesca, fortalecendo e expandindo o sistema em operação ao longo da calha dos rios Amazonas e Solimões.

Material e Métodos

Segundo Isaac *et al.* (2000), apesar de sabermos da necessidade da implementação de um sistema generalizado de coleta de dados estatísticos de pesca para toda a Amazônia, requer-se a concepção de um desenho amostral o mais econômico e eficiente possível visando a redução de custos tanto na coleta como na digitação dos dados, assim como a otimização do binômio eficiência-economia. Porém, um problema prático e corrente em qualquer levantamento é *quanto trabalho é preciso fazer?* A estatística traduz esta questão de outra maneira, *qual o tamanho da amostra a ser tomada?* Quantos dias, n , serão necessários amostrar para se obter a melhor representatividade da informação a ser coletada?

Tentando responder a essas perguntas, Isaac *et al.* (2000) realizaram uma análise da viabilidade de um sistema de amostragem para a coleta de dados de desembarque pesqueiro na Amazônia, utilizando dados de captura e esforço pesqueiro obtidos nos desembarques pesqueiros da cidade de Santarém nos anos de 1993 e 1994, através do Projeto IARA, executado pelo IBAMA. A unidade amostral foi *um dia*. No entanto, considerada a grande variação e em alguns casos a falta de normalidade, que as médias de produção diária apresentaram nas análises, concluíram que a coleta deste tipo de informações deveria adotar a metodologia de censo, nos principais locais de desembarque da região. E caso se decida adotar um sistema de amostragem, deverão ser sorteados entre 15 e 18 dias por mês e por local para realizar as coletas e obter um erro mais ou menos estabilizado. Ainda, mesmo nestas condições dever-se-á esperar uma variabilidade de pelo menos 30% nas médias dos estimadores, o que fornecerá dados com grande imprecisão. A quantidade de amostras necessárias, agregado a um procedimento de estratificação para diminuir a variabilidade é de tal proporção que não apresenta vantagens em relação ao procedimento de coleta de dados contínuo (censo).

Assim, o ProVárzea/IBAMA adotou o procedimento do censo como metodologia a ser utilizada na área de abrangência do projeto. E para apoiar, fortalecer e expandir os sistemas previamente existentes, o ProVárzea/IBAMA contratou os

serviços das instituições que já vinham executando o monitoramento pesqueiro, tais como MPEG (Museu Paraense Emílio Goeldi), IARA (Instituto Amazônico de Manejo Sustentável dos Recursos Ambientais), UFAM (Universidade Federal do Amazonas) e SCM (Sociedade Civil Mamirauá).

Para se realizar o gerenciamento dos recursos em nível de Bacia hidrográfica, fez-se necessário expandir o sistema de coleta de dados para mais alguns pontos de desembarque, de maneira que tivéssemos uma boa cobertura da Bacia. Assim, o sistema foi implementado em 17 municípios ao longo da calha dos rios Amazonas-Solimões conforme Figura 1, seguindo as etapas a seguir.

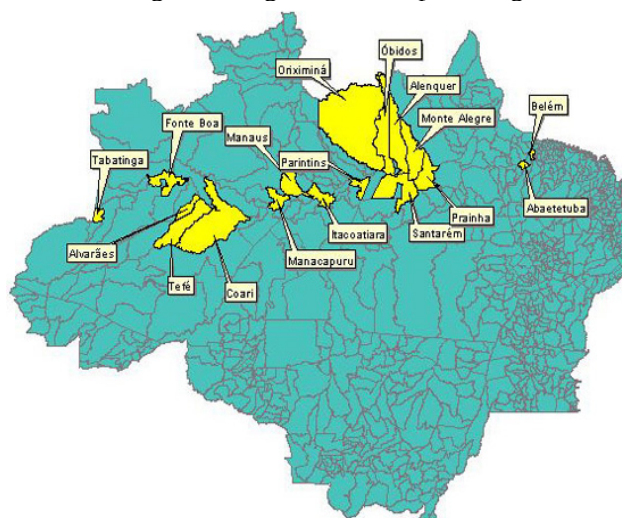


Figura 1. Localização dos municípios com controle de desembarque pesqueiro pelo ProVárzea/IBAMA de 2001 a 2004.

Observação da pesca e categorização de variáveis

Foram observadas inicialmente, durante as visitas aos mercados e portos, as características das pescarias regionais. Uma lista de espécies foi estabelecida, assim como classificadas outras variáveis categóricas que são necessárias na coleta de informações, tais como: tipos de aparelhos de pesca; tipos de embarcações utilizadas para o transporte do pescado; locais de pesca (ambientes); tipo de relacionamento entre os pescadores e o dono da embarcação geleira; e nome dos mercados ou locais de desembarque.

Formulário de coleta

As informações observadas foram incorporadas em um formulário de entrevista, individual, que contém toda a informação sobre a captura por espécie e o esforço pesqueiro correspondente a um desembarque. No entanto, para cada região, os formulários foram adaptados aos nomes regionais (Anexo 1).

Coleta e monitoramento dos dados

A escolha dos coletores de dados, bem como seu treinamento e acompanhamento, foi de responsabilidade de cada instituição que prestadora do serviço.

Durante o desembarque ou logo após, entrevistou-se o dono ou encarregado da embarcação para responder as questões do formulário (Anexo 1). Os pesos, correspondentes a todas as espécies de peixes trazidas ao porto, foram estimados pelo entrevistado, ou informados ao coletor após a pesagem nas balanças dos mercados. Para as espécies que não são pesadas, pois a sua comercialização é por unidade ou por cento (por exemplo, acari, *Lyposarcus pardalis* e tamoatá, *Hoplosternum littorale*), realizou-se paralelamente amostragens para determinar mensalmente o peso médio individual destas espécies para a posterior correção dos dados de peso.

Adicionalmente à coleta de dados sobre captura e esforço, realizou-se a tomada de comprimento de cerca de sete espécies (dourada *Brachyplatystoma rousseauxii*, piramutaba *Brachyplatystoma vailantii*, curimatá *Prochilodus nigricans*, jaraqui escama fina *Semaprochilodus taeniurus*, jaraqui escama grossa *Semaprochilodus insignis*, tambaqui *Colossoma macropomum* e tucunaré *Cichla* sp.). Tais informações foram obtidas com o intuito de poder estimar taxas de crescimento e mortalidade, complementando, desta forma, as informações necessárias para obter informações sobre a dinâmica de populações e avaliação de estoques das principais espécies capturadas. Os formulários preenchidos pelos coletores eram entregues a uma pessoa encarregada de analisar um a um, para detectar possíveis falhas na coleta, inconsistência dos dados, ou erros nas anotações, consultando o coletor o mais rápido possível para corrigir estes problemas.

Agregação espacial dos dados

A princípio foram definidas zonas ao longo da calha dos rios Amazonas-Solimões em função da geomorfologia dos lagos, correspondente aos seguintes trechos, de Oeste para Leste: 1) Estuário – Almeirim/PA; 2) Almeirim/PA – Parintins/AM; 3) Parintins/AM – Manaus/AM; 4) Manaus/AM – Tefé e 5) Tefé/AM – Tabatinga.

Na medida do possível, os locais de pesca foram identificados até lagos, utilizando um endereço (rota do barco, rio, cidade mais próxima, etc.) para contornar eventuais problemas de lagos com nomes iguais.

Foram definidas também as variáveis ambientais que deveriam constar no Sistema de Informação Geográfica (SIG) para auxiliar na análise dos dados da estatística pesqueira, sendo estas: 1- Área

Alagável (% de floresta, % de vegetação herbácea, % de campo, % de água); 2- Nível do rio; 3- Profundidade dos Lagos; 4- Morfometria e Morfologia; e 5- Distância do canal principal do rio.

Banco de dados

Para o armazenamento e a análise dos dados foi programado um banco de dados, com algumas vantagens: i) é um banco de dados relacional, usando por isso menos espaço para armazenar as informações que repetidamente ocorrem em vários registros; ii) usa o ambiente Windows, com todas as suas vantagens; iii) permite a realização de relatórios, tabelas e gráficos com relativa facilidade; e iv) permite o trabalho em rede. Contudo, considerando a heterogeneidade das estruturas e atributos dos bancos de dados pré-existente, constituiu-se um grupo de trabalho formado pelos pesquisadores envolvidos que elegeram um conjunto mínimo de atributos comuns a serem perseguidos, referente a alguns grupos ou variáveis conforme a tabela 1. A modelagem do banco de dados central se deu em consonância com as diretrizes gerais estabelecidas pelo grupo, inicialmente prevendo uma estrutura de dados que possibilitasse o controle total da conversão dos dados a partir da unidade de controle localizada em Manaus, com uma metodologia de gerência do processo de importação/exportação dos dados, de modo a permitir maior autonomia dos executores na gerência de suas próprias bases. A interface entre as bases dos executores e a Unidade de Coordenação do Projeto (UCP) foi implementada nos moldes desejados, com a replicação das tabelas de referência da base central nas bases remotas e com a criação de tabelas de conversão administradas exclusivamente pelos executores.

A Figura 2 apresenta a estrutura do Banco de Dados Central do ProVárzea/IBAMA e as interrelações entre as diferentes unidades. O modelo conceitual final foi implementado e possui um “menu” de controle que dá acesso às funções disponíveis. Foram implementados também, alguns formulários de consulta e manipulação de dados que permitissem a visualização e edição manual dos dados de desembarque, captura e aparelhos de pesca, bem como das tabelas de referência utilizadas na conversão dos dados dos executores para o formato exigido pela base UCP.

As rotinas de interface entre as bases de dados remotas e a base de dados central foram implementadas como aplicações que foram instaladas nos ambientes operacionais dos executores (Figura 3).

Tabela 1. Atributos do Banco de Dados Central.

Grupo	Atributo
Identificadores	Porto (ID) Desembarque (ID) Tipo de informação Data de chegada
Embarcação	Tipo Nome Origem Comprimento Pessoas embarcadas Pescadores embarcados Pescadores contratados Capacidade de gelo
Local de Pesca	Macro-região Rio Município mais próximo Nome do lago
Peixe	Ordem Família Gênero Espécie Captura Comprimento furcal Preço/kg
Aparelho de pesca	Nome / código Nome regional
Custeios	Rancho Combustível Gelo

Uma vez instaladas, estas aplicações de interface tiveram acesso às bases de dados dos executores, permitindo extrair as informações que satisfaçam ao critério de seleção especificado no formulário de exportação (Figura 4). Na base central, o formulário de importação permite a aquisição dos dados gerados pelos executores.

O ambiente operacional disponível na UCP é adequado à guarda e tratamento dos dados de monitoramento de desembarques pesqueiros. Com equipamentos da classe Pentium III e com espaço livre em disco da ordem de 10 GB, a operação dos sistemas não apresentou nenhum problema. Contudo, como se mantém informações em dispositivos sujeitos ao desgaste, foi implementada uma rígida rotina de backup como forma de preservar a integridade das informações administradas. A rotina de backup previu cópias de segurança diária e as mídias utilizadas eram guardadas em local apropriado, incluindo um local fisicamente distante das instalações do projeto. Uma vez por semana, uma mídia de backup era transferida das instalações do projeto para um local remoto e uma mídia retornava desse local remoto para as instalações do projeto.

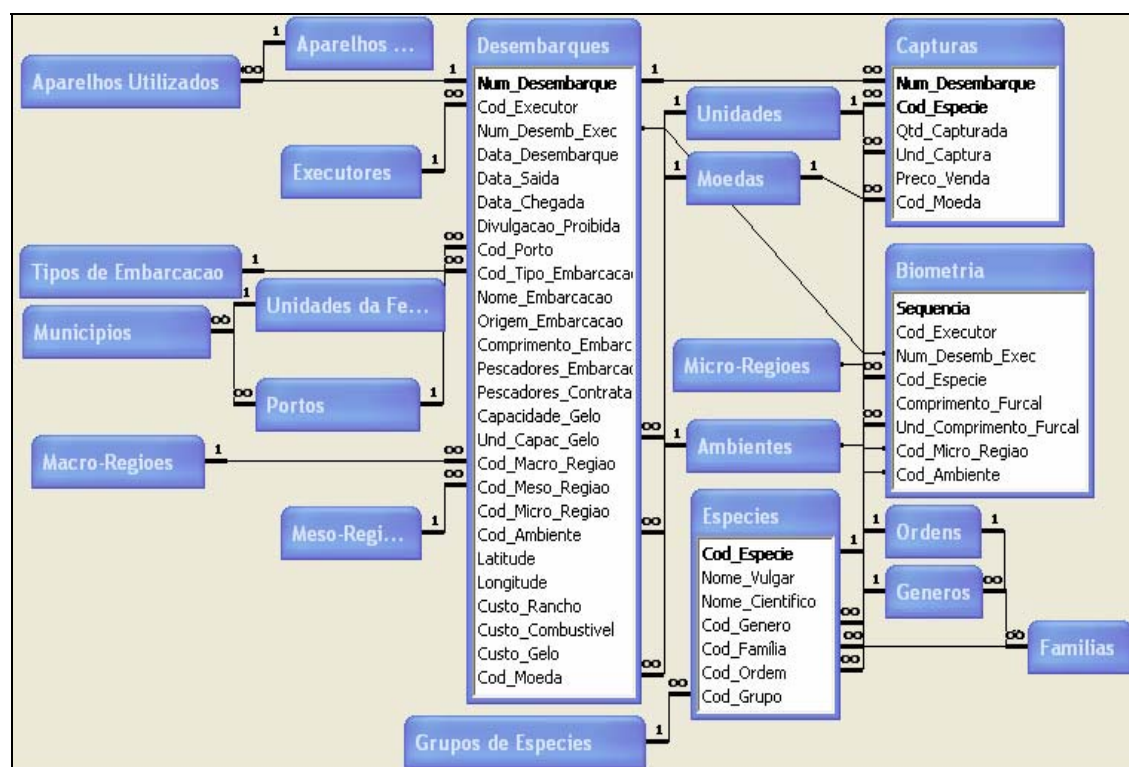


Figura 2. Estrutura Relacional do Banco de Dados Central do ProVárzea/IBAMA.

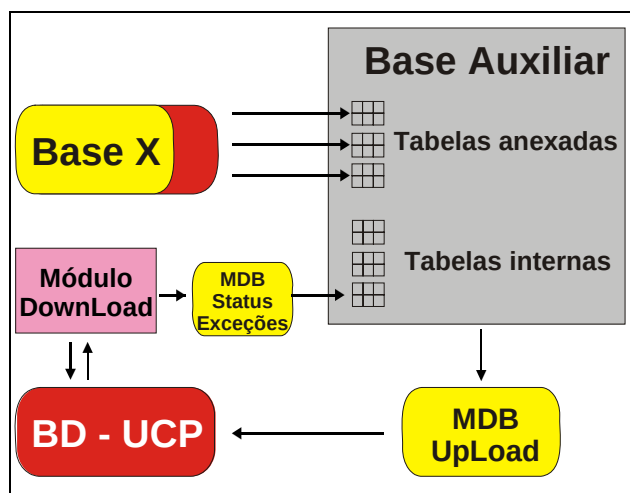


Figura 3. Sincronização das bases de dados remotas e a Base de Dados Central. (**Base X**: denominação usada para fazer referência ao banco de dados dos executores; UFAM; MPEG; IARA; e SCM; **Módulo download**: módulo programado para extrair variáveis dos bancos de dados dos executores (Base X); é um módulo de importar dado que faz um sistema de download, pois gera um arquivo .txt que pode ser enviado via e-mail; **DB Upload**: arquivo de banco de dados que faz o Upload do arquivo a ser enviado; **Base Auxiliar**: arquivos, tabelas e procedimentos que auxiliam na transferência ou recebimento dos dados; **Tabelas anexadas**: anexos, base de dados criada e fazendo referências a tabelas nas bases regionais, usa-se anexos para não interferir diretamente na base de dados; **Tabelas internas**: tabelas internas com códigos de variáveis e dados que auxiliam na Base X; **BD-UCP**: Banco de Dados do ProVárzea - Unidade Central de Processamento, junção de todos os dados importados das Bases X, dos co-executores).

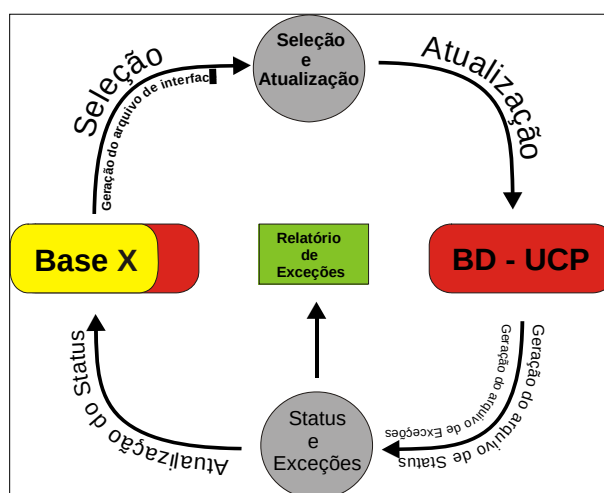


Figura 4. Esquema de alimentação do Banco de Dados Central do ProVárzea/IBAMA.

Resultados

A primeira função da coleta de dados estatísticos deve ser retornar as informações, o mais rápido possível, para IBAMA, órgãos estaduais de meio ambiente, Prefeituras, Universidades, comunidades interessadas ou público em geral. Para tal, é suficiente a construção de simples tabelas referenciando, por exemplo, a captura por mês e por espécie, ou os preços médios por espécie, ou o número de pescadores envolvidos na atividade, etc. Nesse sentido os dados foram disponibilizados na internet, no site do ProVárzea (www.ibama.gov.br)

/provarzea), assim como foram publicados em Boletins Estatísticos Anuais (Ruffino *et al.* 2002, 2005, 2006, Thomé-Souza *et al.* 2007).

No entanto, análises mais completas dos dados foram realizadas utilizando técnicas estatísticas variadas, após a tabulação e graficação dos dados básicos. Os dados coletados permitiram abordagens nas seguintes áreas: estatística descritiva, estatística dedutiva, estatística multivariada, modelagem mono específica e modelagem multiespecífica (Araújo 2001, Barroncas 2002, Isaac 2002, Almeida *et al.* 2002, 2003, Gonçalves 2003, Takahashi 2003, Vieira 2003, Isaac & Cerdeira 2003, Isaac *et al.* 2003, Barbosa 2004, Barroso 2004, Fernandes 2004, Teixeira 2004, Santos-Filho 2004, Souza 2005,

Vicentini 2004, Isaac *et al.* 2004, Freitas *et al.* 2007, Isaac *et al.* in press, Junior *et al.* manuscrito); assim como subsidiaram a discussão, implementação e o monitoramento do manejo comunitário através de acordos de pesca (Aquino *et al.* 2007, Isaac *et al.* 2003).

Buscando um melhor entendimento das informações coletadas, o sistema permitiu que fosse realizado uma integração do banco de dados relacional da estatística pesqueira com o sistema de informações geográficas desenvolvido pelo ProVárzea/IBAMA (Figura 5) permitindo a obtenção de setorização e espacialização dos ambientes de pesca (Figura 6) (Pinto *et al.* 2007, Teixeira *et al.* 2007).

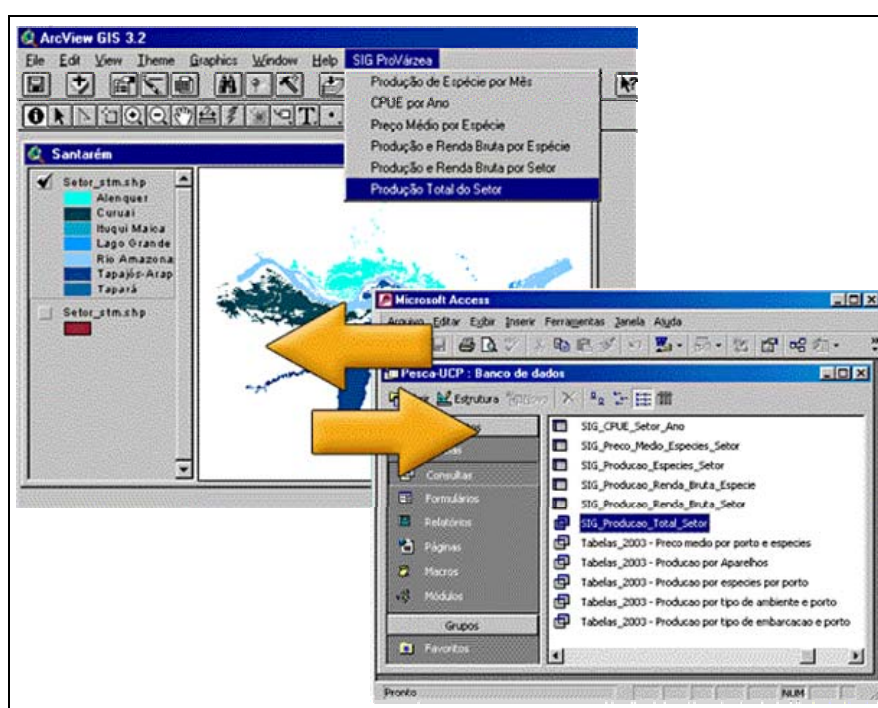


Figura 5. Relacionamento entre o Banco de Dados da Estatística Pesqueira e o Sistema de Informação Geográfica.

Em 2003, o ProVárzea/IBAMA expandiu o sistema para o estado do Acre por solicitação da Secretaria Estadual de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado, e no mesmo ano capacitou técnicos e repassou a metodologia para o Estado de Rondônia, através da Universidade Federal de Rondônia.

No total, o sistema envolveu 50 pessoas, sendo 35 coletores, sete digitadores, quatro supervisores, e quatro pesquisadores coordenadores, com um custo anual médio de R\$ 600 mil para cobrir 17 municípios numa área com extensão de 3.000 km de rio.

Em 2005, o monitoramento foi interrompido, uma vez que o financiamento externo finalizou devido a mudanças na composição dos financiadores do ProVárzea/IBAMA e a não

disponibilização de recursos financeiros pelo BAMA¹.

Mesmo com esse entrave, foram realizadas e finalizadas algumas atividades quanto à junção com o SIG; as parcerias com órgãos ligados à pesca em

¹ Após a saída do governo inglês como doador do ProVárzea/IBAMA em 2005 e conseqüente finalização do financiamento da estatística pesqueira (que fez parte das atribuições desse doador), o Banco de Reconstrução da Alemanha (KfW), outro doador do ProVárzea, se comprometeu a continuar com o apoio à estatística pesqueira por mais 6 meses, com a condição de o Governo Brasileiro, assumir esse compromisso, uma vez que entendeu-se que se tratava de uma obrigação governamental soberana que não podia ser transferida para órgãos externos. Uma vez que, após esse período, os respectivos recursos financeiros não puderam ser disponibilizados por fontes do governo brasileiro, a maior parte dos levantamentos não teve continuidade.

escalas municipal, estadual e federal; a contribuição com dados, informações e propostas para o Núcleo de Recursos Pesqueiros do IBAMA, à Divisão de Fiscalização/DIPRO e Procuradoria do IBAMA, à estatística pesqueira nacional, além da participação em congressos e seminários.

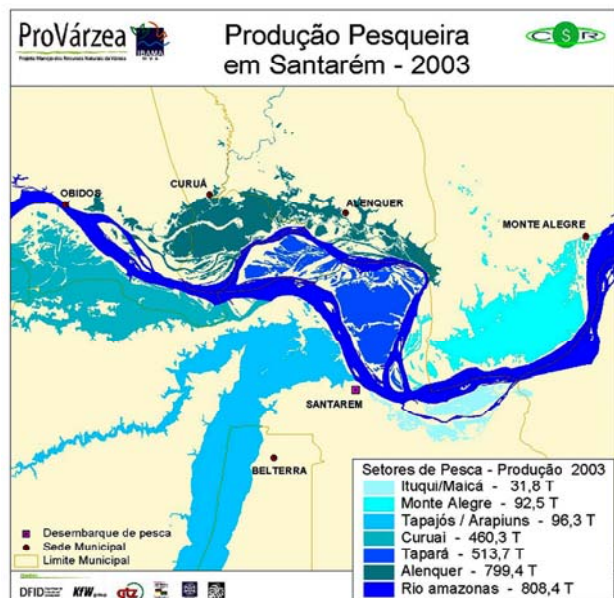


Figura 6. Produção pesqueira por setor na região de Santarém, PA, no ano de 2003.

Discussão

Veríssimo (1895) observou no final do século passado que a nossa "estatística não sai da sua enfezada infância: é pobre, deficiente e mal feita", o que compromete de sobremaneira a administração futura de qualquer recurso.

As estatísticas de pescado no Brasil começaram a ter um padrão mais regular a partir de 1959, quando o Escritório de Estatística do Ministério de Agricultura passou a coletar e processar os dados de desembarque de todo o Brasil. As estatísticas disponíveis de 1959 a 1968 apresentam a produção anual do Brasil como um todo, sem separar a produção de cada estado. Somente a partir de 1969 é que a produção de pescado passou a ser divulgada por estados da União.

Na Amazônia, o primeiro controle de desembarque desenvolvido com mais esmero foi feito pela Coordenadoria Regional da Superintendência de Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE) do Pará, ao implantar o sistema de controle de desembarque da piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii*), tendo como objetivo básico o ordenamento da pesca exercida pelo complexo de indústria pesqueira que se estabeleceu em Belém, em 1968. A estatística de desembarque da piramutaba foi dividida em pesca artesanal e pesca industrial e o sistema de coleta de dados de ambas

foi implantado na região em 1972, ainda numa forma precária. A coleta de dados se aperfeiçoou a partir de 1976, quando o controle passou a ser feito em 15 municípios dos Estados do Pará e Amapá.

Na Amazônia ocidental, o primeiro sistema de coleta de estatística de desembarque de pescado foi montado em Manaus, pelo Dr. Miguel Petrere Jr., com o apoio do Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia (INPA) e objetivava fornecer informações sobre o processo de pesca nos rios do Estado do Amazonas submetidos à exploração em escala co-comercial (Petrere 1978a,b). Análises desses dados cobrem até o ano de 1986, a partir do qual o sistema foi sendo gradativamente desativado, infelizmente.

Em 1979, a Coordenadoria Regional da SUDEPE do Estado do Amazonas implantou um sistema de coleta de dados de produção de pescado em nove municípios, realizado pelos servidores da SUDEPE, distribuídos nos municípios, que registravam diariamente o desembarque de 19 tipos de pescado. Nos relatórios da SUDEPE não há menção sobre os dados coletados pelo INPA e, novamente, o sistema foi desarticulado depois de 1988.

Além dos sistemas de coletas acima mencionados, outras estatísticas de desembarque foram realizadas em diferentes localidades na Amazônia e cobrindo períodos menores. Essas estatísticas decorreram de projetos de pesquisa que não tinham a pesca como tema básico, porém, necessitavam de informações do desembarque de pescado da frota comercial e/ou artesanal a fim de estudar a ecologia dos peixes ou avaliar impactos ambientais. Goulding (1979) estudou a pesca e a ecologia de peixes do Rio Madeira e, para tal, estabeleceu em Porto Velho-RO um sistema de coleta de dados de desembarque de pescado em 1977 e 1978. A ELETRONORTE e o INPA mantiveram um sistema de coleta de dados na área de influência da Unidade Hidroelétrica de Tucuruí, no Rio Tocantins, a fim de avaliar o impacto desta construção, entre novembro de 1980 a julho de 1982, antes do fechamento das comportas, e entre setembro de 1984 a novembro de 1987, durante o enchimento. Santos (1986) apresenta a estatística de desembarque das cidades de Porto Velho, Guajará-Mirim e Pimenteiras em Rondônia, para os anos de 1981 a 1984. Barthem (1990), estudando a pesca e a migração da piramutaba, controlou o desembarque de pescado no mercado municipal de Belém em 1984 e 1985. Ribeiro *et al.* (1995) controlaram o desembarque do Rio Tocantins no trecho acima da represa, na cidade de Imperatriz, no Maranhão.

A década de 90 iniciou com quatro projetos sendo executados em diferentes cidades ao longo dos rios Amazonas-Solimões, que mantiveram um sistema da coleta de dados nos mercados locais. O Projeto Mamirauá implantou em outubro de 1991, na cidade de Tefé-AM, um sistema de coleta de dados a fim de monitorar a pesca que estava sendo exercida na Estação Ecológica Mamirauá, do Estado do Amazonas. O Projeto IARA/IBAMA montou em 1991 em Santarém-PA um sistema de coleta de dados em mercados e frigoríficos para obter informações que subsidia-sem a política de manejo da pesca regional. O Museu Paraense Emílio Goeldi iniciou em maio de 1993 as coletas de dados de desembarque da frota pesqueira que desembarca no Porto Municipal, o Ver-O-Peso, em Belém-PA. Por último, a Universidade Federal do Amazonas montou em Manaus um sistema de coleta de dados de desembarque da frota comercial em Manaus e dos pescadores artesanais nas comunidades próximas à capital.

A partir de 2000, o sistema desenvolvido pelo ProVárzea/IBAMA integrou os sistemas desses quatro projetos e não apenas atendeu as necessidades da geração de informação para subsidiar o ordenamento pesqueiro na região com medidas clássicas, como períodos de defeso, tamanhos mínimos, etc, mas sobretudo permitiu subsidiar, monitorar e avaliar o manejo comunitário através dos acordos de pesca, assim como os planos de manejo de algumas unidades de conservação, como o da Reserva de Desenvolvimento Sustentável de Mamirauá. Ainda, o sistema serviu de exemplo para outros estados que incorporam tal metodologia, como os estados do Acre e Rondônia.

A operacionalização do sistema de 2001 a 2004 custou cerca de R\$ 2,4 milhões, produziu mais de 25 trabalhos científicos, subsidiou o monitoramento e avaliação de sete acordos de pesca na região de Santarém e um na região de Parintins.

Considerando a grande variação e a falta de normalidade dos dados da pesca do Baixo Amazonas, Isaac *et al.* (2000) concluíram que o monitoramento dos desembarques pesqueiros deveria continuar com a metodologia de censo e não por amostragem. Isaac *et al.* (este volume) comparando os dados de produção estimados por censo e aqueles estimados por amostragem, na costa do Pará verificaram uma super estimativa dos valores pelo método de amostragem. Ainda, os autores enumeram uma série de erros, conceituais e outros aleatórios que inviabilizam o sistema de amostragem utilizado pelo Estatipesca, programa que vem sendo utilizado pelo IBAMA e que

tem gerado os dados estatísticos de pesca oficiais do Brasil.

No caso de frotas artesanais com grandes variabilidades no seu desempenho, como é o caso na Amazônia, há necessidade de amostrar um grande número de barcos, ou mesmo realizar censo total, para obter valores de produção que sejam realistas.

Apesar do sistema do ProVárzea/IBAMA atender às necessidades metodológicas da região e ter imputado um sistema viável operacionalmente do ponto de vista da integração interinstitucional dos sistemas de coleta de dados, mais uma vez, por falta de vontade política e de institucionalização e incorporação da metodologia pelo IBAMA, o sistema de coleta foi interrompido.

Nos dias atuais, com o avanço tecnológico existente, não é aceitável um país com as dimensões do Brasil, com um sistema diverso e complexo de pescarias importantes social e economicamente, não ter um sistema nacional de estatística pesqueira eficiente e contínuo.

A realização do 1º Seminário Nacional de Monitoramento e Estatística da Atividade Pesqueira (1º SENAPE) realizado em agosto 2007 proporcionou uma avaliação das experiências brasileiras, no sentido de recomendar ao Estado os aspectos que podem ser aproveitados e adaptados para esta finalidade, daquelas experiências consideradas bem sucedidas, bem como o que deve ser evitado ou reavaliado. Ainda, o 1º SENAPE identificou a necessidade urgente de um Serviço Estatístico Pesqueiro Nacional (SEPAL) que se responsabilize pela produção de uma estatística pesqueira industrial, artesanal, esportiva e aquícola, tanto marinha quanto continental, incluindo o comércio internacional de pescados (balança comercial brasileira pesqueira).

Assim, baseado na experiência do Pro Várzea/IBAMA e de outras bem sucedidas, cabe agora ao estado brasileiro o desafio de implementar um sistema que tenha como base quatro ações principais: i) captação e posterior integração de diversas fontes de informações pesqueiras num único sistema, permitindo uma melhoria na cobertura, avaliação de qualidade e interpretação dos dados gerados; ii) inovação nos processos de obtenção de dados e distribuição dos produtos, procurando adequar o fluxo de informações pesqueiras à realidade das novas tecnologias; e iii) disponibilização de informações praticamente em tempo real, atendendo de forma ágil às demandas dos vários setores interessados; e iv) continuidade no sistema que venha a ser implementado.

Agradecimentos

Agradecemos a toda a equipe do ProVárzea que acreditou no desafio de inovar buscando aperfeiçoar o sistema de gestão de uso dos recursos pesqueiros na Amazônia. Em especial, agradecimentos à equipe que esteve à frente da estatística pesqueira e sistema de informação geográfica, Anselmo Cristiano de Oliveira, César Valdenir Teixeira, Emerson Carlos Soares, Flavio Bocarde, Marcelo Parise, Simone Nunes Ferreira, Urbano Lopes da Silva Junior e Willer Hermeto Almeida Pinto. Agradecimento aos pesquisadores Ronaldo Borges Barthem do Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG), Vandick Batista, da Universidade Federal do Amazonas (UFAM), Victoria Judith Isaac, da Universidade Federal do Pará (UFPA), Claudemir Oliveira da Silva, do Instituto Amazônico de Manejo dos Recursos Ambientais (IARA), Guilherme Estupinã e João Paulo Viana, da Sociedade Civil Mamirauá (SCM). Agradecemos ainda ao Grupo Ambiental Natureza Viva (Granav) de Parintins, AM e à Colônia de Pescadores Z-20 de Santarém, PA que foram fundamentais nos trabalhos de campo de setorização dos ambientes de pesca.

Referências Bibliográficas

- Almeida O., Lorenzen K. & McGrath D. 2002. Impact of co-management agreements on the exploitation and productivity of floodplain lake fisheries in the Lower Amazon. **Proceedings of the 9th Biennial Conference of the International Association for the Study of Common Property**. Zimbabwe, 12 p. Acessível em [http://www.iascp2002.org/Abstracts/almeida080502.doc].
- Almeida, O. T., Lorenzen, K. & McGrath, D. G. 2003. Commercial fishing sector in the regional economy of the Brazilian Amazon. **The second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries: Sustaining Livelihoods and Biodiversity in the New Millennium**. Phnom Penh, Kingdom of Cambodia, 15-24.
- Aquino, A. S., Bocarde, F., Lima, N. A. S. & Ruffino, M. L. 2007. Gestão participativa no manejo de recursos pesqueiros na Amazônia. Pp. 227-246. In: Prates, A.P. & Blanc, D. (Org.). **Áreas Aquáticas Protegidas como Instrumento de Gestão Pesqueira**. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, 272 p.
- Araújo, L. M. S. 2001. Estrutura populacional do Jaraqui (*Semaprochilodus insignis*) em micro regiões hidrográficas do Estado do Amazonas- Brasil. **Relatório Bolsista de Iniciação Científica**. Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 27 p.
- Barbosa, H. T. B. 2004. Caracterização do uso dos recursos pesqueiros em áreas de várzea no município de Manacapuru, Amazonas. **Relatório Bolsista de Iniciação Científica**. Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 32 p.
- Barroncas, R. K. 2002. Aspectos da distribuição espacial da frota pesqueira na Amazônia Central. **Relatório Bolsista de Iniciação Científica**. Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 39 p.
- Barroso, A. L. F. 2004. A pesca e a conservação das áreas alagáveis na calha dos rios Solimões-Amazonas. **Monografia de Conclusão de Curso**. Universidade Luterana do Brasil, Manaus, 38 p.
- Barthem, R. B. 1990. Descrição da pesca da piramutaba (*Brachyplatystoma vaillantii* Pimelodidae) no estuário e na calha do rio Amazonas. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi**, sér. Antropol., 6(1):117-130.
- Barthem, R. B. & Petrere, M. 1995. Fisheries and population dynamics of *Brachyplatystoma vaillantii* (Pimelodidae) in the Amazon Estuary. Pp. 329-340. In: Meyer, R.M.; Zhang, C.; Windsor, M.L.; McCay, B.J.; Hushak, L.J.; Muth, R.M. (Eds.). **Fisheries Resource Utilization and Policy**. Proceedings of the World Fisheries Congress, Theme 2. Oxford & IBH Publishing Co.
- Fernandes, V. L. A. 2004. Avaliação do uso de malhadeiras pela frota pesqueira que desembarca em Manaus e Manacapuru, Amazonas. **Relatório Bolsista de Iniciação Científica**. Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 33 p.
- Freitas, C. E. C., Nascimento F. A. & Souza, F. K. S. 2007. Levantamento do estado de exploração dos estoques de curimatã, jaraqui, surubim e tambaqui. Pp. 76-100. In: ProVárzea (Ed.). **O setor pesqueiro na Amazônia: análise da situação atual e tendências do desenvolvimento a indústria pesqueira**. IBAMA, Manaus, 122 p.
- Gonçalves, C. 2002. Avaliação do desembarque pesqueiro efetuado em Manacapuru, Amazônia Central. **Relatório Bolsista de Iniciação Científica**. Universidade Federal do Amazonas Manaus, 28 p.
- Goulding, M. 1979. **Ecologia da pesca no Rio Madeira**. Instituto Nacional de Pesquisa da Amazônia, Manaus, 172 p.
- IBAMA. 1994. Camarão norte e piramutaba.

- Relatórios das reuniões dos grupos permanentes de estudos - GPE's. Piramutaba. IBAMA, Brasília. **Coleção Meio Ambiente. Série Estudos Pesca** (9): 77-150.
- Isaac, V. J. 2002. O peixe nosso de cada dia. Revista Virtual da Iniciação Acadêmica, <http://www.propesp.ufpa.br>
- Isaac, V. J. & Cerdeira, R. G. P. 2003. **Avaliação e monitoramento de impactos dos acordos de pesca, região do Médio Amazonas**. Editora da Universidade do Amazonas, Manaus, 64 p.
- Isaac, V. J. & Ruffino, M. L. 1996. Population dynamics of tambaqui, *Colossoma macropomum*, Cuvier 1818, in the Lower Amazon, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, 3(4): 315-333.
- Isaac, V. J., Ruffino, M. L. & Melo, P. 2000. Considerações sobre o Método de Amostragem para Coleta de Dados sobre Captura e esforço Pesqueiro no Médio Amazonas. IBAMA, Brasília, **Coleção Meio Ambiente. Série Estudos Pesca**, (22): 175-200.
- Isaac, V. J., Silva, C. O., Azevedo, C. R. & Mello, R. Q. 2003. **Estudo das atividades pesqueiras no Lago Grande de Curuai**. IBAMA, Manaus, 45 p.
- Isaac, V. J., Silva, C. O. & Ruffino, M. L. 2004. A pesca no Baixo Amazonas. Pp. 169-195. In: Ruffino, M.L. (Org.). **A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira**. IBAMA, Manaus, 272 p.
- Isaac, V. J., Silva, C. O. & Ruffino, M. L. (in press). The artisanal fishery fleet of the lower Amazon. **Fishery Management and Ecology**.
- Merona, B. 1993. Pesca e Ecologia dos Recursos Aquáticos na Amazônia. Pp. 159-185. In: Furtado, L.; Leitão, W. & Mello, A. F. (Eds.). **Povos das Águas - Realidade e Perspectiva na Amazônia**. MCT/CNPq/MPEG, Belém.
- Merona, B. de & Bittencourt, M. M. 1988. A pesca na Amazônia através dos desembarques no mercado de Manaus: resultados preliminares. **Memorias de la Sociedad de Ciencias Naturales La Salle**. 48: 433-453.
- Merona, B. & Bittencourt, M.M. 1991. La pêche artisanale en Amazonie centrale: approches et difficultés. Pp. 433-441. In: Durand, J.R; Lemoadde, J. & Weber, J. (Eds.). **La recherche face à la pêche artisanale**. Symposium International ORSTOM-IFREMER, Orstom.
- Petrere, M. 1978a. Pesca e esforço de pesca no estado do Amazonas. I. Esforço e captura por unidade de esforço. **Acta Amazonica**, 8:439-454.
- Petrere, M. 1978b. Pesca e esforço de pesca no estado do Amazonas. II. Locais e aparelhos de captura e estatística de desembarque. **Acta Amazonica**, 8 (Suplemento 2), 1- 54.
- Petrere, M. 1982. Ecology of the fisheries in the river Amazon and its tributaries in the Amazonas Satate (Brazil). **PhD Thesis**. University of East Anglia, Norwich, England, 96 p.
- Petrere, M. 1983. Relations among catches, fishing effort and river morphology for eight rivers in Amazonas State (Brazil), during 1976-1978. **Amazoniana**, 8: 281-296.
- Ribeiro, M. C. L. B., Petrere, M. & Juras, A. A. 1995. Ecological integrity and fisheries ecology of the Araguaia-Tocantins River Basin, Brazil. **Regulated Rivers: Research & Management**, 11:325-350.
- Ruffino, M. L., Silva, C. O., Viana, J. P., Barthem, R. B., Batista, V. S. & Isaac, V. J. 2002. **Estatística Pesqueira do Amazonas e Pará - 2001**. IBAMA, Manaus, 76 p.
- Ruffino, M. L., Silva Junior, U. L., Soares, E. C., Silva, C. O., Barthem, R. B., Batista, V. S., Estupiñan, G, Isaac, V.J., Fonseca, S. & Pinto, W. 2005. **Estatística Pesqueira do Amazonas e Pará - 2002**. IBAMA, Manaus, 84 p.
- Ruffino, M. L., Silva Junior, U. L., Soares, E. C., Silva, C. O., Barthem, R. B., Batista, V. S., Isaac, V. J., Fonseca, S. & Pinto, W. 2006. **Estatística Pesqueira do Amazonas e Pará - 2003**. IBAMA, Manaus, 76 p.
- Santos, G. M. 1986. Composição do pescado e situação da pesca no estado de Rondônia. **Acta Amazonica**, 16: 43-84.
- Santos-Filho, L. C. 2004. Avaliação da pesca do matrinchã, *Brycon cephalus* (Günther, 1869) (Teleostei, Characidae) na Amazônia Central a partir de desembarques pesqueiros. **Dissertação de Mestrado**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 95 p.
- Shepherd, J. G. 1984. The Availability and Information of Fisheries Data. Pp. 95-109. In: May, R.M. (ed.). **Exploitation of Marine Communities**. Springer-Verlag, Berlin, 366 p.
- Silva Junior, U. L., Ruffino, M. L., Batista, V.S., Silva, C.,O. & Raseira, M. B. (manuscrito). **Incertezas e estimação do tamanho de estoques pesqueiros da Amazônia baseado**

- em dados de captura e esforço.** 18 p.
- Sousa, K. N. S. 2005. A produção Pesqueira de Sistemas Lacustres em Micro-bacias da Amazônia central. **Tese de Doutorado.** Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 178 p.
- Takahashi, M. S. Q. 2003. Caracterização das influências sociais e econômicas ocorridas no desembarque de pescado na cidade de Manaus. **Monografia de Conclusão de Curso.** Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 27 p.
- Teixeira, R. M. 2004. Distribuição espacial dos pesqueiros utilizados pela frota pesqueira de Manaus no rio Purus. **Relatório Bolsista de Iniciação Científica.** Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 18 p.
- Thomé-Souza, M. J. F; Raseira, M. B, Ruffino, M. L., Silva, C. O., Batista, V. S., Barthem, R. B. & Amaral, E. S. R. 2007. **Estatística Pesqueira do Amazonas e Pará - 2004.** IBAMA, Manaus, 76 p.
- Veríssimo (1895). **A pesca na Amazônia.** Livraria Clássica Alves, Rio de Janeiro, 206 p.
- Vicentini, R. N. 2004. Avaliação dos efeitos das medidas de manejo na pesca efetuada na Amazônia Central. **Dissertação de Mestrado.** Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Brasil, 96 p.
- Vieira, E. F. 2003. Dinâmica Sazonal e Interanual da Estrutura Populacional e do Impacto da Exploração Pesqueira do Jaraqui de Escama Fina (*Semaprochilodus taeniurus*) e Jaraqui Escama Grossa (*Semaprochilodus insignis*) em Subsistemas Hidrográficos da Amazônia Central. **Tese de Doutorado.** Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 246 p.

Received January 2008

Accepted March 2008

Published online June 2008

Trabalho apresentado no 1º Seminário Nacional de Monitoramento e estatística da Atividade Pesqueira

ANEXO 1

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS

Projeto Manejo dos Recursos Naturais da Várzea - ProVárzea
ESTATÍSTICA PESQUEIRA - CONTROLE DE DESEMBARQUE

NOME DA EMBARCAÇÃO _____ PORTO DE ORIGEM _____ UF _____
 CANOA () CANOA MOTOR () BARCO PESCADOR () BARCO COMPRADOR ()
 BARCO MISTO () BARCO CARGA () BARCO LINHA () BARCO RECREIO ()

DESPESAS DA VIAGEM CAPACIDADE EMBARCADO CONSUMO
 GELO (Kg) _____
 COMBUSTIVEL: DIESEL () GASOLINA () _____

LOCAIS DE PESCA: _____ MUNICÍPIO: _____ PERÍODO: DIA () NOITE ()
 TIPO DE PESQUEIRO: RIO () LAGO () IGARAPÉ () IGAPÓ () PRAIA ()
 ENSEADA () BOCA () CAPIM () FURO ()
 Nº PESCADORES: DA EMBARCAÇÃO _____ CONTRATADOS _____
 Nº CANOAS DA EMBARCAÇÃO _____ CONTRATADOS _____
 Nº DE CADA APARELHO DE PESCA:
 ESPINHEL _____ TARRAFA _____ BUBUIA _____ ZAGAIA _____ MIQUEIRA _____ ARRASTÃO _____
 FLEXA _____ LINHA DE MÃO _____ CANIÇO _____ MATAPI _____ PUÇÁ _____ MALHADEIRA DE
 ALGODÃO _____ OUTROS _____

DURAÇÃO DA VIAGEM: DATA DE SAÍDA ____/____/____ DATA DA CHEGADA ____/____/____

CD	ESPÉCIE	PESO PESCADOR	PREÇO	CD	ESPÉCIE	PESO PESCADOR	PREÇO
01	ACARÁ-ROSA DO			37	MANDÍ		
02	ACARÁ-ROXO			38	MANDUBÉ		
03	ACARÁ-ATINGA			39	MAPARÁ		
04	ACARÁ-AÇU			40	PACU COMUM (MANTEIGA)		
05	ACARÁ-BARARUÁ			41	PACU-JUMENTO		
06	ACARI-CACHIMBO			42	PACU-MARRECA		
07	ACARÍ-PEDRA			43	PACU-OLHUDO		
08	ACARÍ-BODÓ			44	PEIXE-BOI		
09	APAPÁ-AMARELO			45	PEIXE-CACHORRO		
10	APAPÁ-BRANCO			46	PESCADA		
11	ARACÚ-AMARELO			47	PESCADA-PRETA		
12	ARACÚ-CABEÇA GORDA			48	PIRACATINGA		
13	ARACU-COMUM (PIAU)			49	PIRAMUTABA		
14	ARRAIA			50	PIRANAMBÚ		
15	ARUANA OU BAIANO			51	PIRANHA-CAJÚ		
16	AVIUM			52	PIRANHA-MAFURÁ		
17	BACÚ-LISO			53	PIRANHA-PRETA		
18	BACÚ-PEDRA(CASCUDO)			54	PIRAPITINGA		
19	BARBADO			55	PIRARARA		
20	BRANQUINHA-CASCUDA			56	PIRARUCU		
21	BRANQUINHA-COMUM			57	PURÁQUÉ		
22	BRANQ-CABEÇA-LISA			58	SARANHA		
23	CAMARÃO			59	SARDINHA-COMPRIDA		
24	CARA-DE-GATO			60	SARDINHA-PAPUDA		
25	CHARUTO			61	SURUBIM-LENHA		
26	CUJUBA			62	SURUBIM-PINTADO		
27	CURIMATÁ			63	SURUBIM-TIGRE		
28	DAOURADA			64	TAMBAQUI-AMARELO		
29	FILHOTE OU PIRAIBA			65	TAMBAQUI-PRETO		
30	FURA-CALÇA (MOELA)			66	TAMUATÁ		
31	JANDIÁ			67	TRAÍRA		
32	JARAQUI-FINA			68	TUCUNARÉ-AÇÚ		
33	JARAQUI-GROSSA			69	TUCUNARÉ-PINIMA		
34	JAÚ			70	TUCUNARÉ-TATÚ		
35	JEJÚ			71	SALADA		
36	JANDIÁ			72	OUTROS		

LOCAL DE DESEMBARQUE: _____ CIDADE: _____ UF: _____
 OBSERVAÇÕES: _____ COLETOR: _____



A estatística pesqueira no litoral do Pará: resultados divergentes

VICTORIA J. ISAAC¹, ROBERTO V. DO ESPÍRITO SANTO¹ & JOSÉ L. G. NUNES¹

¹Universidade Federal do Pará, Laboratório de Biologia Pesqueira e Manejo de Recursos Aquáticos. Av. Perimentral 2651, CEP 66070 530, Belém-PA. E-mail: biologiapesqueira@yahoo.com.br

Abstract: The fishing statistics on the coast of Pará State: divergent results. Fishing is an important activity in the state of Pará. Between 1996 and 2005, yield increased 120%, however, this growth may have been a result of biases in the estimates of the total catch. Official statistics data are originated from samplings carried out in the main landing ports. Total catch is estimated for each locality and strata using the average catch per trip of the controlled vessels. Concomitantly, we conducted a fishery research project in Bragança, on (Pará State), registering all fish landing. Total catch obtained as the sum of all catch per trip led us to four times lower yield than the official figures in the same period. The data of this project was used to simulate stratified samplings and to calculate the relative bias of the estimates of total catch. The results of the present research indicate that fishery is an opportunistic activity with extremely heterogeneous strategies. Therefore, data on catch per trip have a large variance and an asymmetrical distribution. These characteristics resulted in large bias of total catch estimations. It is concluded that, even if census presume higher costs, sampling procedures should be avoided, whenever possible. A way to get higher economic sustainability should be found.

Keywords: Amazon, fishing production, sampling, relative.

Resumo. O estado do Pará é um dos principais produtores nacionais de pescado. Recentemente, observou-se um aumento de 120% da produção, indicando possíveis erros nos procedimentos utilizados para sua estimativa. Os valores oficiais têm como base apenas uma parte do total dos desembarques. A produção total é estimada a partir da captura média por viagem das embarcações controladas. Por outro lado, a soma da produção de todos os desembarques pesqueiros observados em Bragança resultou em uma produção total 4 vezes menor que a apresentada pelas estatísticas oficiais, no mesmo período. Os dados dessa pesquisa foram utilizados no presente trabalho para simular amostragens estratificadas e calcular a produção total. O erro relativo foi estimado pela comparação das estimativas e o valor verdadeiro. Os resultados indicaram que a pesca é uma atividade com estratégias extremamente variadas e oportunistas. A produção por viagem possui uma grande variância e uma distribuição assimétrica. Estas características conduzem a estimativas viciadas da captura total. Somente uma amostra de 70% da frota pode estabilizar o erro da estimativa. Concluiu-se que, mesmo na hipótese de implicar em custos superiores, os sistemas de coleta de dados para a pesca artesanal deveriam, sempre que possível, abranger todo o universo da frota.

Palavras-chave: Amazonas, produção, amostragem, erro relativo.

Introdução

O Estado do Pará desempenha importante papel no cenário da atividade pesqueira do Brasil, sendo um dos primeiros estados em volumes capturados. O extrativismo pesqueiro é uma atividade tradicional praticada desde antes da colonização, pelas comunidades indígenas; a partir

da década de 60 ela se tornou uma atividade profissional relevante, devido ao incentivo do governo para a instalação de indústrias pesqueiras, principalmente no município de Belém. Segundo as estatísticas oficiais, em 2005, a produção total foi de quase 147 mil toneladas de pescado, sendo 57% de

origem extrativista marinha, 41% extrativista de águas interiores e o restante de aquicultura. Desse total, 87,5% corresponde à produção da frota artesanal ou de pequena escala (IBAMA 2007). A evolução histórica das capturas, entre 1996 e 2005, demonstra um crescimento de 120%. À luz dessas informações, poder-se-ia inferir que os estoques pesqueiros capturados pela frota paraense encontram-se em excelente estado de conservação e que a pesca está em franco crescimento. No entanto, inúmeros trabalhos científicos chamam a atenção para o aumento desordenado do esforço e para a sobre-exploração de alguns estoques pesqueiros, mesmo aqueles que são capturados pela pesca artesanal ou de pequena escala, como é o caso da guriuba, *Aspistor parkeri* (Traill, 1832) (Araújo, 2001; Souza *et al.* 2003a), serra *Scomberomorus brasiliensis* Collette, Russo & Zavala-Camin, 1978 (Souza *et al.* 2003b), pescada amarela *Cynoscion acoupa* (Lacepède, 1801) (Souza *et al.* 2003c), piramutaba *Brachyplatystoma vaillantii* (Valenciennes, 1840) (Barthem & Petrere 1995), pargo *Lutjanus purpureus* Poey (1867), (Souza *et al.* 2003d), camarão rosa *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez Farfante, 1967) (Isaac *et al.* 1992), dentre outros (Frédou & Asano-Filho 2006). Tendências decrescentes na captura são observadas para vários estoques (Isaac *et al.* 2006).

A atividade pesqueira representa um dos melhores métodos de obter amostras para estudar as populações de peixes, fornecendo informações não apenas sobre a sua biologia e parâmetros populacionais, mas também sobre os efeitos da própria exploração pesqueira na densidade e composição dos estoques naturais (Shepherd 1984, 1988). A aplicação de técnicas sofisticadas para a análise deste tipo de informações depende da qualidade dos dados básicos originais, tais como, captura total, esforço de pesca e composição das capturas. A importância dos dados sobre a pesca foi reconhecida há mais de um século, em 1885, quando cientistas da Inglaterra verificaram que não podiam investigar o efeito da pesca sobre os estoques de peixes devido à falta de estatísticas adequadas (Williams 1977). Informações sobre a captura e o esforço pesqueiro são também fundamentais para a escolha de políticas públicas e medidas de manejo dos estoques e conservação dos ecossistemas envolvidos.

Os dados oficiais sobre a produção pesqueira marinha artesanal do Pará provêm de amostragens realizadas nos principais portos de desembarque. O sistema de coleta de dados foi instalado pelo IBAMA através do programa ESTATPESCA (Aragão 2007). Coincidentemente,

pouco após a implantação desse sistema, a produção pesqueira do litoral paraense aumentou bruscamente (Fig. 1). Por isso, é possível questionar se esse aumento reflete realmente a realidade dos estoques ou é um resultado das alterações no método de coleta e malha amostral. Para a obtenção da produção total os responsáveis pela execução do programa realizam uma seleção de uma porcentagem fixa (20%) da frota pesqueira marinha e estuarina do Estado. Para esta seleção é realizada uma estratificação das embarcações por tipo e arte de pesca e por local. Após isso, é obtida uma estimativa da captura média por viagem dessa frota controlada. A média serve como base para estimar a produção total, por espécie, por localidade e por mês, para cada estrato. Censos da frota ativa e do número de artes de pesca são realizados periodicamente para conhecer o número total de barcos por estrato. Nas águas interiores, o Projeto ProVárzea/IBAMA tem aplicado, nos últimos anos, uma coleta de todos os desembarques registrados em um grande número de cidades e portos, na forma de censo (100% da frota), obtendo informações que vem sendo utilizadas para a gestão dos recursos pesqueiros (Ruffino 2008). Porém este sistema foi interrompido em 2005 com a finalização do financiamento externo.

Sistemas de amostragem garantem uma forma mais econômica de coletar informações pesqueiras, o que naturalmente é um fator fundamental para a escolha de métodos para a avaliação de estoques, principalmente em países em desenvolvimento, com escassos recursos financeiros. Obviamente, se o sistema de amostragem rendesse estimativas confiáveis, este método seria preferido pelos gestores, que visam otimizar recursos. Contudo, é de conhecimento geral que a pesca na Amazônia tem um caráter predominantemente artesanal. Como tal, a sua principal característica é sua variabilidade no que diz respeito a estratégias de captura, tecnologia e comercialização. Daí que o método de amostragem pode apresentar problemas que conduzam a estimativas pouco acuradas.

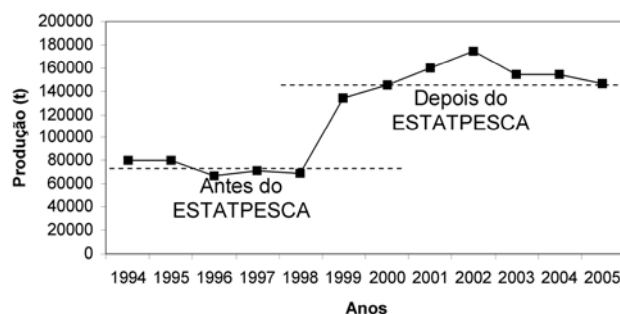


Figura 1. Produção pesqueira de origem marinha nos portos do Estado do Pará. Fonte: Boletins Estatísticos do IBAMA (<http://www.ibama.gov.br/recursos-pesqueiros/index.php/documentos/estatistica-pesqueira/>).

O presente trabalho analisa os problemas decorrentes de utilizar amostragem da frota para estimar a captura total no Estado do Pará, com a finalidade de contribuir para um melhor planejamento dessa atividade de monitoramento.

Material e Métodos

Os dados utilizados para este trabalho provem de coletas realizadas no período de julho de 2000 a junho de 2001 em sete portos pesqueiros do município de Bragança, no litoral paraense (Fig. 2). A coleta foi realizada diariamente de segunda a sábado e para todos os desembarques pesqueiros observados.

A coleta dos dados foi feita por dois monitores em cada localidade. Esses monitores foram remunerados como estagiários, bolsistas do projeto, e foram escolhidos pela própria comunidade, em reuniões prévias realizadas com os representantes e pescadores locais. A familiaridade entre os moradores da região e os monitores garantiu a veracidade dos dados coletados. Além de informações sobre a forma de preenchimento dos formulários de coleta, os monitores receberam treinamento teórico, incluindo noções de ecologia e gestão pesqueira, de modo a prepará-los para possíveis situações de conflitos ou de questionamentos por parte dos pescadores e moradores.

Ao chegar ao porto, entrevistas eram aplicadas aos patrões ou mestres de cada barco que desembarcava, utilizando uma estratégia de censo e não de amostragem. Os dados coletados em cada desembarque incluíram além da produção (kg) por categoria de espécie (nome comum do pescado), nome e tipo da embarcação; porto de origem da embarcação; características físicas da embarcação; nome do proprietário da embarcação; data de desembarque; local de captura; artes de pesca utilizadas; número de pessoas envolvidas na atividade da pesca, duração da viagem (data de saída e de chegada da embarcação) e local de pesca.

Estes dados censitários serviram como base para realizar várias seleções aleatórias de barcos, simulando um sistema de amostragem similar ao utilizado pelo ESTATPESCA (Aragão 2007). Para tal, utilizou-se apenas o estrato da frota de barcos pesqueiros de pequeno porte, que utilizam rede de malha. Este estrato é um dos mais representativos da frota artesanal que atua na região (Espírito Santo 2000).

Para este estrato, a média mensal da captura por viagem (Cm) foi estimada e a produção total mensal (Ct) foi calculada em duas situações: $Ct = Cm \cdot ND$ ou $Ct = Cm \cdot NB$, onde: ND é o número

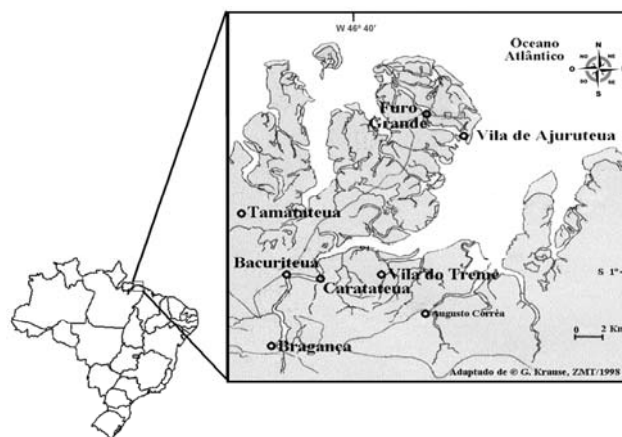


Figura 2. Estuário do rio Caeté e portos de desembarque onde ocorreu a coleta de dados de pesca.

total de desembarques no mês no local e NB é o número total de barcos ativos no mês, para o estrato considerado. A captura total anual é obtida pela soma das capturas totais de cada mês.

Uma vez que dispúnhamos de todos os dados desembarcados, foi possível comparar a estimativa de produção total, obtida com a simulação (amostragens), com a verdadeira produção total, obtida a partir da somatória de todos os registros de desembarques desse estrato da frota, em cada mês. Assim, foi estimado o erro relativo (ER%) da estimativa, sendo: $ER\% = (P_{tv} - P_{te}) / P_{tv} \cdot 100$, onde P_{tv} é a produção total verdadeira e P_{te} é a produção total, estimada pelo procedimento de amostragem e extrapolação.

Resultados

Descrição sumária da pesca

A frota pesqueira marinha/estuarina que desembarca nos portos do Estado do Pará atua na área costeira e na plataforma interna, desde o limite norte do Brasil até o litoral do Maranhão. Trata-se de embarcações, a maioria, de madeira, muito variadas na sua estrutura e tamanho e que podem ser classificadas em, pelo menos, seis categorias: montaria (canoa construída com um único tronco de madeira, movida a remo), canoa (canoa de tabuas, movida a remo), canoa motorizada, barco de pequeno porte (embarcação de madeira com comprimento de 8 a 12m), barco de médio porte (embarcação de madeira, com mais de 12 m) e barco industrial (barco de ferro e mecanizado), além das chamadas “geleiras” que são barcos que só transportam o pescado para os portos. Todas estas modalidades desembarcam nos portos do município de Bragança, tendo sido registrados mais de 1.000 embarcações ativas diferentes, nos 12 meses de coleta.

As pescarias ocorrem com uma grande diversidade de artes de pesca, que vão desde linhas

de mão simples, até espinhéis e redes de espera de grande porte, além das armadilhas fixas ou não, como currais e covos, como descrito em Espírito Santo e colaboradores (2005).

A composição específica da captura observada nos portos de Bragança registra uma riqueza de quase 100 espécies diferentes, o que indica não só a existência de uma ictiofauna muito diversa, mas também a flexibilidade das estratégias de captura da frota, que atua de forma muitas vezes oportunista e de acordo com as conveniências logísticas, sazonais ou de mercado.

A produção total no período de 12 meses foi de 4.583 t de pescado, sendo 3.522 t provenientes da frota considerada de pequena escala (montaria, canoa, canoa motorizada, barco de pequeno porte) e 1.061 t da frota de larga escala (barco de médio porte e barco industrial). A frota de pequena escala atua nos estuários ou na costa, em regiões de pouca profundidade e próximo dos locais de desembarque. A frota de maior porte captura preferencialmente no ambiente marinho, na frente do estado do Amapá, por ser uma região mais produtiva para a pesca.

A produção total apresenta um ciclo sazonal, sendo maior durante o período chuvoso (de dezembro a maio), com máximos de março a maio e menor no período de estiagem (de junho a novembro), com mínimos entre outubro e novembro.

No caso específico das embarcações de pequeno porte que atuam com redes de malha, ocorreram 4.002 desembarques em 12 meses, com uma produção total de 1.015 t, sendo que a produção média por viagem de pesca variou de 117 quilos em outubro a 394 quilos no mês de março (Tab. I). As viagens de pesca duram, em média, 4 dias e empregam uma tripulação de 4 pescadores.

Problemas da estimativa da produção por amostragem

A pesar do padrão sazonal evidente, os volumes desembarcados diariamente pelas embarcações de todas as categorias, nos portos de Bragança, possuem uma grande variabilidade, provavelmente relacionada também a outros fatores, como o preço do óleo diesel, o estado do tempo, ou a demanda do mercado, dentre outros. O desembarque total diário nos portos variou de 12 kg a 19.000 kg (Fig. 3). Durante um único dia pode acontecer desde um único desembarque até 50 desembarques.

Mesmo dentro de um único estrato o comportamento das embarcações não é homogêneo. Quando foi analisada a frequência de desembarques da frota de barcos de pequeno porte atuando com redes de malha, observou-se que muitas unidades atuam de forma ocasional, visitando os portos apenas até 5 vezes em um período de um ano. Esta classe representa 77% de todas as unidades registradas no estrato. Os 23% restantes apresentam uma variabilidade enorme na frequência de atuação,

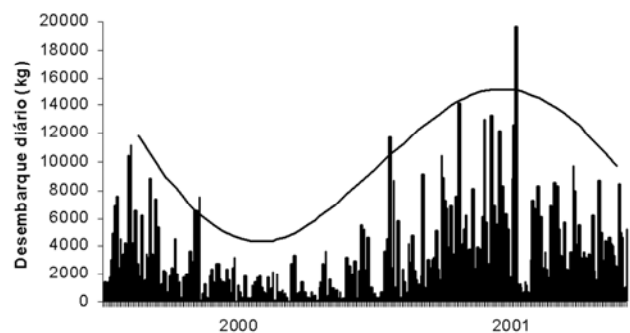


Figura 3. Variações diárias dos desembarques (kg) de toda a frota pesqueira nos portos do município de Bragança-PA no período de julho de 2000 a junho de 2001. *

Tabela I. Produção total (kg), captura média (kg) por viagem, número de desembarques totais e desembarques amostrados por mês de coleta, a partir da seleção de 20% da frota do estrato.

Mês	Produção	Captura.viagem ⁻¹	Desembarques totais	Desembarques amostrados	% do total de desembarques
Julho	104.665	235,7	444	59	13%
Agosto	75.750	234,5	323	55	17%
Setembro	60.599	238,6	254	46	18%
Outubro	26.098	117,0	223	36	16%
Novembro	23.859	161,2	148	21	14%
Dezembro	52.828	272,3	194	38	20%
Janeiro	63.260	218,1	290	61	21%
Fevereiro	97.517	294,6	331	63	19%
Março	167.557	398,0	421	81	19%
Abril	121.335	287,5	422	71	17%
Maio	116.947	228,9	511	89	17%
Junho	104.718	237,5	441	66	15%
Total	1.015.133	253,7	4002	686	17%

de, mais ou menos, 10, até cerca de 100 desembarques por ano (Fig. 4).

Por sua vez, a frequência de desembarques correlaciona-se com o tamanho do barco, a capacidade de carga, a sua autonomia e, em definitiva, com o seu desempenho e produtividade. As embarcações muito frequentes nos portos apresentaram uma produção média de 66 kg.viagem⁻¹, os de média frequência rendem 179 kg.viagem⁻¹ e os pouco frequentes desembarcam em média 355 kg.viagem⁻¹ (Fig. 5).

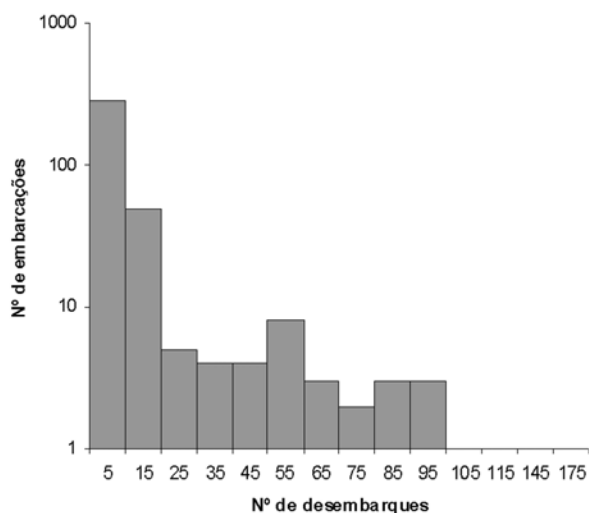


Figura 4. Frequência anual do número de desembarques (em escala logarítmica) por barco, em relação ao número de embarcações de pequeno porte atuando com redes de malha, no período de julho de 2000 a junho de 2001.

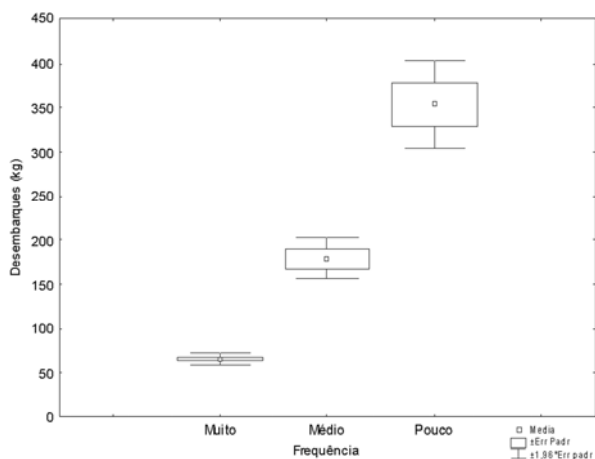


Figura 5. Produção média por viagem (kg) dos barcos de pequeno porte que atuam com redes de malha, em função da frequência anual de desembarques nos portos de Bragança.

Em relação à duração das viagens, os barcos de maior frequência realizam viagens muito curtas, de mais ou menos um dia; os barcos de média frequência realizam viagens com duração média de 7 dias e os que desembarcam ocasionalmente apresentam viagens longas, com uma duração de pelo menos 9 dias (Fig. 6).

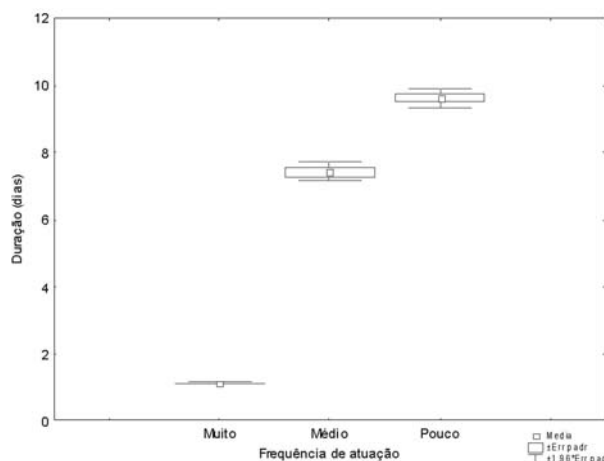


Figura 6. Duração média das viagens (dias) dos barcos de pequeno porte que atuam com redes de malha, em função da frequência da frequência anual de desembarques nos portos de Bragança.

Simulando uma amostragem dos desembarques para 20% da frota de pequeno porte que atuaram com rede de malha, observa-se que a representatividade dessa amostra, em relação ao universo do total dos desembarques pesqueiros ocorridos no período estudado, não foi constante, variando de 13% a 21% do total de desembarques, dependendo do mês considerado (Tab. I).

A produção média por viagem para o estrato resultou em valores com distribuição bastante irregular e assimetria francamente negativa. A média foi de 235 quilos, a mediana de 99 quilos e a moda de 15 quilos. A produção total, estimada a partir da multiplicação da média mensal da captura por viagem e o total de desembarques observados, resultou quase sempre em valores bem superiores à verdadeira produção, com exceção do mês de agosto, que obteve valores estimados pouco menores aos observados. O erro relativo variou entre 6% e 59%, dependendo do mês considerado. Quando a estimativa da produção total foi feita extrapolando para o total de barcos ativos na categoria no mês, em lugar de usar o total de desembarques, o erro foi ainda maior, variando entre 1% e 202%, sendo a produção estimada quase sempre também maior do que a verdadeira (Tab. II). A utilização da mediana, no lugar da média, não diminui o erro, que em alguns casos ficou até maior.

O erro na extrapolação da produção total esteve relacionado com a frequência de atuação da frota. Barcos menos frequentes nos desembarques passam mais tempo capturando e suas produções são maiores. Neste caso a produção estimada pela amostragem de 20% do total de unidades resultou em um erro médio de 128%. Os barcos de maior frequência capturam pequenas quantidades de pescado, em pescarias curta e litorâneas. Neste caso

as extrapolações mostraram um erro negativo de 68%, ou seja, as estimativas geraram produções menores do que as verdadeiras (Tab. III).

Observando o comportamento do erro em função do número de barcos amostrados, temos que as variações mensais dos erros de produção diminuem com o aumento do número de embar-

cações amostradas, sendo bem pequenas com uma amostragem de mais de 70% da frota (Fig. 7). Porém, mesmo com grande número de amostras, o erro da estimativa se mantém, demonstrando que o uso da média amostral, não é uma estimativa adequada para ser utilizada na extrapolação da produção total.

Tabela II. Comparação entre a produção total verdadeira (kg) e as estimativas da produção total, obtidas a partir da média da captura (kg) por viagem e extrapolando para o número de desembarques mensais ou para o número de barcos ativos.

Mês	Captura. viagem ⁻¹ (20% da frota)	Produção total verdadeira	Produção estimada		Erro relativo	
			Pelo Nr. desembarques	Pela frota ativa	Pelo Nr. desembarques	Pela frota ativa
Julho	303,7	104.665	134.833	111.754	29%	7%
Agosto	204,3	75.750	65.986	75.179	-13%	-1%
Setembro	260,3	60.599	66.124	95.802	9%	58%
Outubro	126,6	26.098	28.228	46.583	8%	78%
Novembro	194,8	23.859	28.825	71.672	21%	200%
Dezembro	434,1	52.828	84.206	159.731	59%	202%
Janeiro	263,5	63.260	76.427	96.983	21%	53%
Fevereiro	312,0	97.517	103.277	114.822	6%	18%
Março	476,0	167.557	200.396	175.168	20%	5%
Abril	361,5	121.335	152.568	133.045	26%	10%
Mai	244,1	116.947	124.759	89.846	7%	-23%
Junho	254,9	104.718	112.415	93.807	7%	-10%

Tabela III. Erro médio relativo da estimativa da produção pesqueira quando obtida a partir das categorias de barcos, classificadas pela frequência de desembarque nos portos do município de Bragança.

Categoria	Característica	Erro relativo médio
Pouca frequência	- Grande produção - Pesqueiros distantes, mais produtivos - Produção por viagem acima da média	128%
Média frequência	- Média produção - Pesqueiros mais distantes da costa - Produção por viagem ligeiramente abaixo da média	-0,3%
Grande frequência	- Baixa produção - Pesqueiros litorâneos estuarinos muito explorados - Produção por viagem muito abaixo da média	-68%

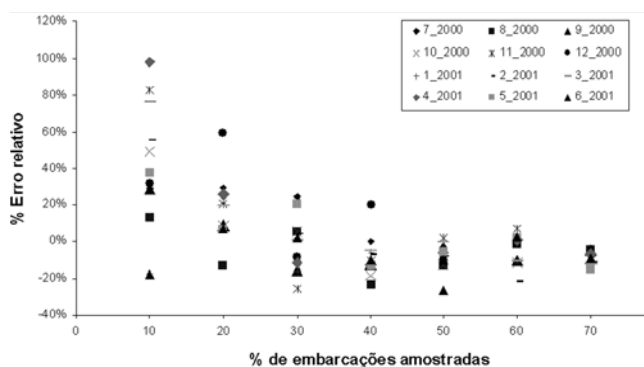


Figura 7. Erro relativo da produção total em função da porcentagem do número de embarcações supostamente amostradas.

Discussão

Os portos do município de Bragança, no estado do Pará, recebem em torno de 4.500t de pescado por ano (Espírito Santo 2002, Braga 2002). No mesmo período, os dados oficiais relatam uma produção total de mais de 16.000 t.ano⁻¹ para essa região (IBAMA, 2002, 2003). As diferenças de quase 400% na produção total, obtida através de dados censitários (Espírito Santo *op. cit.*, Braga *op. cit.*) ou da amostragem e extrapolação das médias (IBAMA 2002, 2003) demonstram que os procedimentos utilizados para estimar a captura total não estão gerando estimativas acuradas da mesma.

A principal fonte de erro tem a ver com a utilização da média amostral como parâmetro para a estimação. Este parâmetro só pode ter validade se confirmada a distribuição normal dos valores da produção por viagem para cada categoria utilizada (Sokal & Rohlf 1995). Esta condição não pareceu verdadeira no caso da frota artesanal de pequena escala no litoral paraense, que sempre apresentou distribuições francamente assimétricas, com valores médios bem superiores à moda e à mediana. Adicionalmente, a construção de estratos supõe que os mesmos contem unidades mais ou menos homogêneas no seu comportamento e produção. O estrato de barcos de pequeno porte atuando com redes de malha nos portos de Bragança demonstrou grande heterogeneidade, sendo formado por subgrupos com desempenhos bastante distintos, o que se manifesta no aumento da variância da captura média por viagem.

Além destes problemas, existem outras fontes de erro. A frequência de ocorrência dos barcos no porto e o procedimento de escolha dos mesmos para serem amostrados também podem interferir nos resultados finais. Se as amostragens não forem estritamente aleatórias, coletores de dados podem dar preferência para certo tipo de barcos, mesmo dentro de uma categoria ou estrato. Barcos de maior porte são controlados por indústrias, pois o pescado é conduzido para a planta de beneficiamento, assim que chega ao porto. Este procedimento facilita a detecção do momento da chegada no porto, que é comunicada anteriormente para o pessoal de apoio da empresa e pode ser transmitida aos coletores de dados. Assim, os mesmos poderiam preferir estes barcos para realizar as coletas. Este tipo de vício amostral agrava o erro positivo na estimativa da produção total.

Desta forma percebe-se que, no caso de frotas artesanais com grandes variabilidades no seu desempenho, para continuar no sistema de amostragem há necessidade de utilizar um maior número de unidades amostrais, para obter valores de produção que sejam mais realistas. Os custos para aumentar a amostragem para 70% da frota não devem ser muito diferentes daqueles nos quais todos os barcos que aportem no local sejam abordados. Assim, o censo, como método de coleta de dados de desembarques nos principais portos de pesca deve ser seriamente considerado, nas propostas de planos de monitoramento da frota pesqueira. O aumento nos custos deverá ser compensado com a disponibilidade de dados confiáveis que possam efetivamente ser utilizados para a gestão. A cooperação entre as comunidades, pesqueiras, com as universidades e instituições de pesquisa, pode ser um caminho para

obter maior sustentabilidade econômica para este tipo de monitoramento.

Para uma solução de compromisso poderia se pensar em uma primeira etapa a seleção de alguns portos para utilizar métodos de censo e outros para realizar amostragem. Nesse caso a preocupação será como escolher os locais de cada metodologia. A possibilidade de realizar censos somente nos locais com maior produção deve ser tomada com cuidado. Isto porque em locais onde predominam barcos de pequeno porte, a produção pode ser menor, mas o número de desembarques pode ser muito alto, como foi demonstrado para localidades como Ajuruteua no município de Bragança (Espírito Santo 2002), (Tab. IV), o que concede maior variabilidade à média amostral.

Tabela IV. Produção e número de desembarques da frota de pequena escala nos portos de desembarque do município de Bragança-PA (Extraído de Espírito Santo 2002).

Localidades	Produção (t)	Nº de desembarques
Bragança	1.006	1.829
Treme	1.094	5.162
Ajuruteua	634	9.402
Bacuriteua	259	171
Furo Grande	218	1.281
Tamatateua	204	1.827
Caratateua	108	1.461
Total	3.522	21.133

A pesca é por excelência uma atividade de risco, implicando no desenvolvimento de estratégias para a otimização de esforços e minimização de conflitos (Tvedten & Hersoug 1992). Sabemos que quanto menor a escala da pesca, maior o número de pessoas envolvidas e maior a quantidade de variáveis fora do controle, ou seja, maior será o oportunismo na escolha dos locais e modalidades de captura de cada equipe de pesca. A pesca artesanal representa 90% dos volumes desembarcados no estado do Pará (IBAMA 2007) e sua importância econômica e social não deve ser negligenciada. Por outro lado, este setor se destaca pela falta de organização social e carência de poder político, o que determina a falta de direcionamento das políticas públicas e recursos. Estas características fazem com que as metodologias e esforços ideais a serem investidos na coleta de dados para o monitoramento da pesca não sejam realmente considerados na hora da tomada de decisão.

A busca de métodos acurados para a estimativa da captura total deveria ser o primeiro passo para poder ter maiores informações sobre esta

classe de pesca, subsidiando planos de desenvolvimento que focalizem o crescimento das condições de trabalho e qualidade de vida deste setor. Contudo, os dados de produção não serão suficientes para o subsídio dos investimentos e programas. Informações sobre esforço pesqueiro e a evolução do poder de pesca, bem como o monitoramento das condições sócio-econômicas dos pescadores, terão também um importante papel na definição de políticas públicas adequadas. Metodologias adequadas para estas variáveis não foram ainda devidamente discutidas e necessitam de maiores investigações, no futuro.

Referências

- Aragão, J. A. N. 2006. **Censo estrutural da pesca coleta de dados e estimação de desembarques de pescado**. IBAMA. Brasília. 180 p. Accessible at www.ibama.gov.br/rec_pesqueiros/download.php?id_download=112
- Araújo, A. R. R. 2001. Dinâmica populacional e pesca da guriyuba, *Arius parkeri* (Traill, 1824 Siluriformes: Ariidae), na costa Atlântica do estado do Amapá. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal do Ceará, Brasil, 71 p.
- Barthem, R. B., Petrere, M. Jr. 1995. Fisheries and populations dynamics of the freshwater catfish *Brachyplatystoma vaillantii* in the Amazon estuary. **Vol 1. Proceedings of the World Fisheries Congress**, Oxford & IBH Publishing Co. Pvt. Ltd., New Delhi, 329-350.
- Braga, C. F. 2002. A atividade pesqueira de larga escala nos portos de desembarque do estuário do rio Caeté, Bragança-PA. **Dissertação de mestrado**. Universidade Federal do Pará, Bragança, Brasil, 63 p.
- Espírito Santo, R. V. 2002. Caracterização da atividade de desembarque da frota pesqueira artesanal de pequena escala na região estuarina do rio Caeté, município de Bragança-Pará-Brasil. **Dissertação de Mestrado**. Universidade federal do Pará, Bragança, Brasil, 88 p.
- Espírito Santo, R. V., Isaac, V. J., Silva, L. M. A., Martinelli, J. M., Higuchi, H. & Saint-Paul, U. 2005. **Peixes e camarões do litoral bragantino, Para, Brasil**. MADAM, Belém, 268 p.
- IBAMA, 2002. **Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina do Brasil 2000**. 16 p. Accessible at <http://www.ibama.gov.br/recursos-pesqueiros/wp-content/files/estati2000.pdf>
- IBAMA, 2003. **Boletim estatístico da pesca marítima e estuarina do Brasil 2001**. 124 p. Accessible at <http://www.ibama.gov.br/recursos-pesqueiros/wp-content/files/estati2001.pdf>.
- IBAMA, 2007. **Estatística da pesca 2005**. Brasil. Grandes regiões e unidades da federação. 147 p. Accessible at <http://www.ibama.gov.br/recursos-pesqueiros/download/25/.pdf>.
- Isaac, V. J., Dias Neto, J. & Damaceno, F. G. 1992. **Biologia e dinâmica de populações e administração pesqueira do camarão rosa *penaeus subtilis* da região norte do Brasil**. Coleção MEIO AMBIENTE, Série ESTUDOS DE PESCA, IBAMA, Brasília, 187 p.
- Isaac, V. J., Martins, A. S., Haimovici, M., Castello, J. P. & Andriguetto, J. M. 2006. Síntese do estado de conhecimento sobre a pesca marinha e estuarina do Brasil. Pp. 11-40. In: ISAAC, V. J., MARTINS, A.S., HAIMOVICI, M., CASTELLO, J. P. & ANDRIGUETTO, J. M. **A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: Recursos, tecnologias, aspectos sócio-econômicos e institucionais**. UFPA, Belém, 2006. 186p.
- Frédou, F. L. & Asano Filho, M. 2006. Recursos Pesqueiros da Região Norte. Pp. 121-152. In: Jablonski, S., Rossi-Wongtschowski, C. L. D. B., Haimovici, M., Lessa, R. P., Martins, A., Ávila, R. & Frédou, F. L. (Eds.). **Programa REVIZEE - Relatório Executivo**. Ministério do Meio Ambiente. Editora VGarte, Brasília, 279 p.
- Ruffino, M. L. 2008. Sistema Integrado de Estatística Pesqueira para a Amazônia. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, neste volume.
- Shepherd, J. G. 1984. The Availability and Information Content of Fisheries Data. Pp. 95-109. In: MAY, R. M. (Ed.). **Exploitation of Marine Communities**. Dahlem Konferenzen, Springer-Verlag, Berlin, 366 p.
- Shepherd, J. G. 1988. Fish stock assessments and their data requirements. In: Gulland, J. A. (Ed.). **Fish population dynamics: the implications for management**. John Wiley & Sons, Ltd, London, 422 p.
- Sokal, R. R. & Rohlf, F. J. 1995. **Biometry: The principles and practice of statistics in biological research**. Freeman & Co., New York, 881 p.
- Souza, R. C., Fonseca, A. F., Souza, L. A., Ikeda, R. G. P., Brito, C. S., Furtado Junior, I. & Andrade, I. S. 2003 a. **Dinâmica populacional de guriyuba *Arius parkeri* na**

- costa norte do Brasil. Relatório de atividades.** Programa REVIZEE. Mimeo.
- Souza, R. C., Ikeda, R. G. P., Fonseca, A. F., Souza, L. A., Brito, C. S., Frédou, F. L., Lima, P. R., Castro, A. C. L. & Dourado, E. 2003 b. **Dinâmica populacional da serra *Scomberomorus brasiliensis* da costa norte do Brasil. Relatório de atividades.** Programa Revizee. Mimeo.
- Souza, R. C., Souza, L. A., Ikeda, R. G. P., Brito, C. S., Furtado Junior, I., Torres, M. F., Castro, A. C. L., Matos, I. P., & Frédou, F. L.: 2003 c. **Dinâmica populacional da pescada amarela *Cynoscion acoupa* da costa norte do Brasil. Relatório de atividades.** Programa REVIZEE. Mimeo.
- Souza, R. C., Souza, L. A., Silva, B. B., Fonseca, A. F., Ikeda, R. G. P., Brito, C. S. & Furtado Junior. 2003 d. **Dinâmica populacional do pargo *Lutjanus purpureus* na costa norte do Brasil.** Relatório de atividades. Programa REVIZEE. Mimeo.
- Tvedten, I. & Hersoug, B. 1992. **Fishing for Development: Small-Scale Fisheries in África.** The Scandinavian Institute of African Studies.: Nodiska Afrikainstitutet, Uppsala, 228p.
- Williams, T. 1977. The raw material of population dynamics. Pp. 27-45. *In*: GULLAND, J.G. (Ed.). **Fish Population Dynamics**, John Wiley & Sons, Ltd., London, 372 p.

Received December 2007

Accepted May 2008

Published online August 2008



Caracterização das comunidades de anelídeos poliquetas ao longo de um gradiente de profundidade na região do Ancão (Algarve - Portugal)

MARTA COSTA E SILVA¹, PAULA PEREIRA², MANUELA FALCÃO² & LUÍS CANCELA DA FONSECA^{1,3}

¹Faculdade de Ciências do Mar e do Ambiente, Universidade do Algarve. Campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal. E-mail: tome.marta@gmail.com

²Centro Regional de Investigação Pesqueira do Sul (INRB/IPIMAR), Av. 5 de Outubro s/n, 8700-305 Olhão, Portugal. E-mails: paulafp@live.com; mfalcao@crisul.ipimar.pt

³Laboratório Marítimo da Guia/Centro de Oceanografia (FCUL), Av. N. Sra. do Cabo, 939, 2750-374 Cascais, Portugal. E-mail: lfonseca@ualg.pt

Abstract: Characterization of the polychaete annelids communities throughout a gradient of depth in the Ancão region (Algarve - Portugal). This study reports on the distribution of polychaete assemblages in the region of the "Ancão", off the Faro - Quarteira coast (Algarve, South of Portugal). It was developed in four sampling stations at different depths (14, 21, 22 and 29 meters). Stations with a similar sediment type, essentially coarse sand, were chosen in order to enhance the depth gradient effect. For this study we have used both, sediment environment (depth, grain size, organic matter, water content, phytopigments), and community descriptors (specific richness, abundances, diversity and evenness). The sampling campaigns had been done on board of the "NI Donax" (INRB-IPIMAR), and samples were collected with Shipek and Van Veen grabs. A total of 1118 individuals, from 27 polychaetes families were obtained. Despite of the 112 taxa found, six of them account more than 50% of the total abundance: *Pisione remota*, *Goniada maculata*, *Eunice vittata*, *Sphaerosyllis campoy*, *Hyalinoecia bilineata* and *Protodorrillea kefersteini*. Species richness, diversity and evenness had increased until 22 m depth. The trophic function "carnivores" was predominant, followed by "deposit-feeders" and "herbivores". Considering the characteristics of the studied stations regarding faunal groups and sediment parameters differences, we can associate them to the infralittoral (14 m) and circalittoral (21, 22 and 29 m) zones.

Keywords: Benthic fauna; soft bottom; East Atlantic; South Portugal.

Resumo. O presente trabalho visou a caracterização das comunidades de anelídeos poliquetas na região do "Ancão", ao largo do trecho costeiro Faro - Quarteira (Algarve, Sul de Portugal). Foi desenvolvido em quatro estações de amostragem localizadas a diferentes profundidades (14, 21, 22 e 29 metros). Para facilitar a análise do gradiente de profundidade, utilizaram-se estações com um tipo de sedimento semelhante, essencialmente constituído por areia grosseira. Para este estudo utilizaram-se, quer descritores do ambiente sedimentar (profundidade, granulometria, matéria orgânica, teor em água, fitopigmentos), quer descritores da comunidade em estudo (riqueza específica, abundâncias, diversidade e equitabilidade). As campanhas de recolha foram efectuadas a bordo do "NI Donax" (INRB-IPIMAR), sendo as amostras recolhidas por meio de colhedores apropriados (Shipek e Van Veen). Recolheram-se 1118 indivíduos, pertencentes a 27 famílias de poliquetas. Apesar de terem sido encontrados 112 taxa, seis contabilizaram mais de 50% da abundância total: *Pisione remota*, *Goniada maculata*, *Eunice vittata*, *Sphaerosyllis campoy*, *Hyalinoecia bilineata* e *Protodorrillea kefersteini*. A riqueza em espécies, a diversidade e equitabilidade aumentaram até aos 22 m de profundidade e a função trófica "carnívoros" foi predominante. Seguiram-se as funções "detritívoros" e "herbívoros". Face às características das estações estudadas (diferenças nos seus parâmetros sedimentares e agrupamentos faunísticos), podemos associá-las aos andares infralitoral (14 m) e circalitoral (21, 22 e 29 m).

Palavras-chave: Polychaeta, fauna bentónica, substratos móveis; Atlântico Este; Sul de Portugal.

Introdução

As actividades humanas são actualmente, directa ou indirectamente, a principal causa de alterações da diversidade biológica marinha. A presente taxa de degradação dos ecossistemas marinhos é alarmante (Bachelet *et al.* 1996, Gray 1997), sendo a conservação da biodiversidade marinha uma prioridade para a humanidade (Vasconcelos 2002).

O estudo da zonação das comunidades ao longo de gradientes de habitat é o foco central na avaliação ecológica, sabendo-se que as alterações espaciais dos parâmetros ambientais são directa ou indirectamente a causa da elevada heterogeneidade espacial que se observa nas comunidades bentónicas (Bergen *et al.* 2001, Tenore *et al.* 2006). Há, assim, necessidade de definir condições de referência, pelo que a determinação de factores importantes na organização das comunidades biológicas e dos limites que, ao longo desses gradientes, provocam quebras naturais nessas comunidades, são componentes necessários na definição de condições de referência que variam tipicamente em função do habitat.

A maioria dos estudos sobre a estrutura das comunidades bentónicas incide na análise de relações entre parâmetros quantitativos básicos como o número de espécies, abundância, biomassa e gradientes ambientais ou variações temporais (Pearson & Rosenberg 1978). De igual modo, investigações acerca da estrutura trófica têm sido conduzidas de forma a examinar relações entre grupos tróficos da macrofauna bentónica e gradientes ambientais (Boaventura *et al.* 1999, Cancela da Fonseca *et al.* 2001). O uso destes grupos para caracterizar o papel do macrozoobentos nas comunidades marinhas é vantajoso pois incorpora estimativas da estrutura da comunidade e acede ao (ou infere o) seu funcionamento (Bachelet 1981, Gaston *et al.* 1995, Boaventura *et al.* 1999).

Sendo a mobilidade dos organismos do macrobentos relativamente reduzida (Clark & Warwick 1994) os seus povoamentos consideram-se detentores do maior potencial de integração da variação de condições ambientais a longo termo num local determinado (Pérès 1976, Pagola-Carte *et al.* 2002). A sua habilidade para revelar alterações espaciais e temporais tornam-nos num alvo para a maioria dos programas de monitorização ambiental desenvolvidos para detectar sinais de degradação do habitat (Warwick 1993, Pagola-Carte *et al.* 2002).

Este trabalho foi realizado com o objectivo de caracterizar as comunidades de anelídeos poliquetas (macrofauna bentónica) nas areias subtidais pouco profundas da região do Ancão. Esta

caracterização contemplou a sua distribuição e organização trófica em função dos descritores do ambiente sedimentar, com a variação da profundidade.

Metodologia

A campanha de recolha foi efectuada a bordo do “NI Donax” (INRB-IPIMAR) e as amostras para estudo de parâmetros sedimentares e do macrozoobentos foram recolhidas na zona do Ancão (sul de Portugal), em quatro estações de amostragem localizadas respectivamente às profundidades de 14, 21, 22 e 29 metros (Figura 1). A selecção das estações foi feita de modo a reter as que tivessem um tipo de sedimento tão semelhante quanto possível, tendo em vista reduzir a influência da natureza sedimentar na composição das comunidades bentónicas.

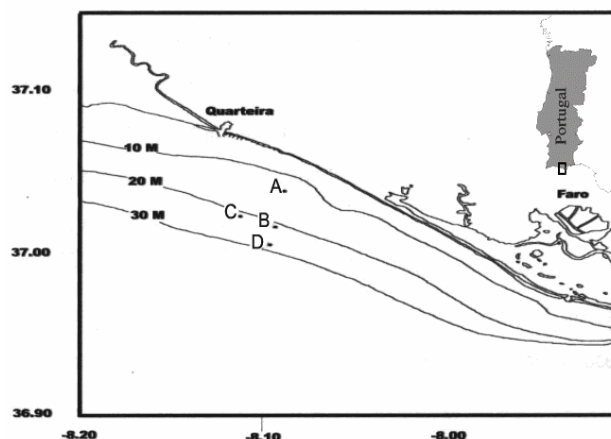


Figura 1. Localização das estações estudadas ao longo do gradiente de profundidade na zona do Ancão, Algarve, costa sul de Portugal (A: 14 m; B: 21 m; C: 22 m; D: 29 m).

As amostras de sedimento para estudo da granulometria foram obtidas com um colhedor Shipeck, sendo os lodos (fracção inferior a 63 μm , $\geq 4 \Phi$) separados por via húmida. A granulometria expressa em unidades phi (Φ - simétrico do logaritmo de base 2 do diâmetro da partícula em milímetros) da fracção areno-cascalhenta foi determinada por passagem a seco por bateria de peneiros de malhas decrescentes (-2 a 4 Φ) segundo a escala de Wentworth (Buller & McManus 1979). Os sedimentos foram classificados segundo as suas percentagens em Cascalho, Areia e elementos finos (Vasa = silte + argila), de acordo com um sistema de classificação adaptado das cartas sedimentológicas do Instituto Hidrográfico da marinha portuguesa (Moita 1986).

Para determinação dos teores em matéria orgânica, água e fitopigmentos os sedimentos foram recolhidos com uma draga Van Veen

modificada (modelo Sousa Reis/LMG, área de ataque $0,05\text{m}^2$ - Sousa Reis *et al.* 1985). O conteúdo orgânico livre de cinzas (%MO) e os teores de água, clorofila a, feopigmentos e carotenos (%H₂O, Cl_a, Feop e Carot) da camada superficial dos sedimentos (1° cm) foram obtidos de acordo com os métodos descritos em Lorenzen (1967), Plante-Cuny (1974) e Cancela da Fonseca *et al.* (2006). Determinaram-se os índices de Moss - I_{Moss} - (Moss 1967), de Margalef ou de diversidade pigmentar - I_{Margalef} - (Margalef 1991) e a percentagem de degradação - %Degradação - (Lorenzen 1967), considerados como indicadores do estado fisiológico das populações microfítobentônicas (Plante-Cuny 1978).

Para estudo dos poliquetas recolheram-se quatro replicados, com a mesma draga Van Veen modificada, em cada uma das estações definidas. As amostras foram crivadas no local (crivos de malha quadrada com 1mm de lado - Josefson 1986) e fixadas em formol a 10% corado com Rosa de Bengala e neutralizado com Borax. No laboratório os organismos foram separados e, sempre que possível, identificados até ao nível específico.

A variabilidade entre estações foi avaliada por meio dos índices univariados seguintes (Pielou 1966, Krebs 1989, 1994): i) Riqueza específica (S): total de espécies nos quatro replicados recolhidas por estação; ii) abundância total (N): Número total de indivíduos registados nos quatro replicados; iii) índice de diversidade de Shannon-Wiener (H' - $\log_2$, bits/ind.); iv) índice de equitabilidade de Pielou (J'). Para o respectivo cálculo foi utilizado o programa PRIMER v.5.2 (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research).

As diferenças nos valores destes índices foram comparadas em função da profundidade (14, 21, 22 e 29 m) através de uma ANOVA (one-way) depois de verificar a conformidade das variáveis com as condicionantes do método - normalidade e homogeneidade das variâncias. O teste de multicomparação HSD de Tukey ($P < 0.05$) foi utilizado sempre que se registaram diferenças significativas (Zar 1984, Underwood 1997).

As similaridades entre os locais amostrados de acordo com as suas composições faunísticas (dados acumulados por estação) foram investigadas com o auxílio de dois métodos de análise multivariada (Análise de Cluster: Aglomeração hierárquica - Dendogramas; Ordenação: análise multidimensional não métrica - MDS) disponíveis no conjunto de programas

PRIMER, utilizando-se o coeficiente de similaridade de Bray-Curtis (Clark & Warwick 1994). As espécies com maior contribuição para as semelhanças e diferenças entre as estações foram determinadas com o auxílio da rotina SIMPER (percentagens de similaridade - Clarke 1993) do PRIMER.

Foram ainda analisadas as similaridades entre os descritores do ambiente sedimentar (análise em modo R - Legendre & Legendre 1984), utilizando a aglomeração hierárquica (Dendogramas, método UPGMA) e o coeficiente de correlação de Bravais-Pearson, disponível no conjunto de programas NTSYS-pc v. 2.02k (Rohlf 1998). A relação entre estes e os índices univariados calculados para as comunidades estudadas foi investigada por meio de uma técnica de ordenação - análise em componentes principais (PCA) - utilizando o conjunto de programas Brodgar (Zuur 2003).

De modo a determinar quais dessas variáveis (ambientais e de comunidade) se relacionavam melhor com a classificação faunística, recorreu-se à rotina BIOENV (Clarke & Ainsworth 1993) do programa PRIMER, que utiliza o coeficiente de Spearman para estabelecer correlações entre as matrizes de similaridade que servem de base às ordenações faunística (MDS) e das variáveis ambientais (PCA).

As espécies de anelídeos poliquetas foram distribuídas por quatro grupos tróficos funcionais individualizados: filtradores ou suspensívoros (F); detritívoros (D); herbívoros (H); carnívoros (C). Esta classificação refere-se não a um organismo como indivíduo mas à sua função simples ou multitrófica dentro do sistema descrito, i.e. "indivíduo funcional" (Cancela da Fonseca *et al.* 2001) e, nos casos em que uma espécie possui mais do que uma função trófica, assumiu-se que estas são desempenhadas com a mesma importância e intensidade (Bachelet 1981, Boaventura *et al.* 1999, Cancela da Fonseca *et al.* 2001). A distribuição das várias espécies inventariadas neste estudo pelo grupo trófico apropriado foi baseada em Aller & Dodge (1974), Bachelet (1981), Fauchald & Jumars (1979), Josefson (1986), Sprung (1994) e Gambi *et al.* (1997).

Foram também calculados os índices de diversidade (H' _trof - $\log_2$, bits/ind.) e de equitabilidade (J' _trof), tendo por base a abundância das diferentes funções tróficas estabelecidas para o conjunto das espécies e indivíduos amostradas nos quatro replicados recolhidas em cada estação.

Resultados

Parâmetros do sedimento

Os valores dos parâmetros do sedimento analisados neste estudo (Tabela I) evidenciaram que: i) para as diferentes profundidades amostradas, a fracção de areia foi sendo progressivamente substituída por cascalho; ii) a percentagem de vasa no sedimento, sempre muito baixa, se encontrava também relacionada com o aumento da profundidade; iii) independentemente da profundidade, foi a fracção grosseira que predominou na área de estudo (aos 14 e 21 m - areia grosseira; aos 22 e 29 m - areia grosseira cascalhenta); iv) a %MO aumentou com a profundidade e coincidiu igualmente com um aumento da %H₂O; v) a concentração de clorofila a diminuiu com a profundidade; vi) os teores de carotenos e feopigmentos aumentaram até aos 22 metros, sofrendo um decréscimo na estação mais profunda; vii) os valores de %Degradação e I_Margalef foram tanto maiores quanto maior a profundidade amostrada; viii) os valores de I_Moss diminuíram com a profundidade.

Os quatro locais amostrados caracterizaram-se, no que respeita às percentagens dos diferentes componentes sedimentares (Cascalho, Areia e Vasa), por sedimentos grosseiros (as partículas distribuíram-se entre -1 e 1 Φ) permitindo avaliar a influência da profundidade nas comunidades de poliquetas existentes na zona de estudo, para tipos de sedimento que podem ser considerados razoavelmente semelhantes (Figura 2).

Parâmetros relativos aos Polychaeta

Recolheram-se 1118 indivíduos repartidos por 112 taxa (maioritariamente espécies),

pertencentes a 27 famílias de poliquetas (Tabela II), das quais os Syllidae (26) e os Spionidae (8) foram as que contabilizaram maior número, tendo as restantes entre uma e cinco espécies. As famílias com maior número de indivíduos foram, Pisionidae (19,9%), Sillyidae (18,8%) e Goniadidae (12,2%). Seguiram-se Eunicidae (7%), Onuphidae (6%), Capitellidae e Dorvillidae (5%), Nereididae (4%), Lumbrineridae e Serpulidae (3%), Paraonidae, Sigalionidae, Nephtyidae e Spionidae (aprox. 2%). A representação das restantes famílias foi inferior a 1% (Figura 3).

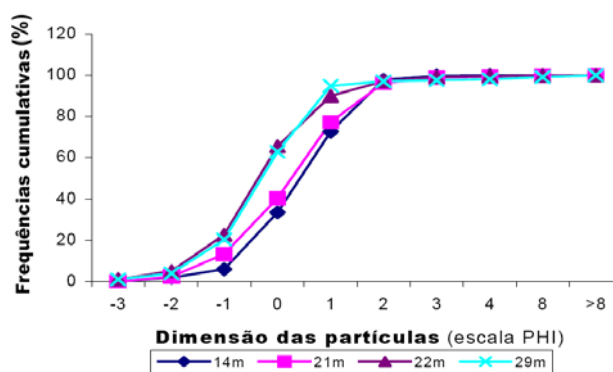


Figura 2. Distribuição dos valores cumulativos da granulometria por profundidade amostrada na zona de estudo.

Apesar do elevado número de espécies encontradas, seis contabilizaram 55% da abundância total: *Pisione remota* (19,9%), *Goniada maculata* (12,2%), *Eunice vittata* (6,8%), *Sphaerosyllis campoy* (5,7%), *Hyalinoecia bilineata* (5,5%) e *Protodorvillea kefersteini* (4,8%). Trinta e nove espécies foram encontradas apenas numa estação, com um único indivíduo.

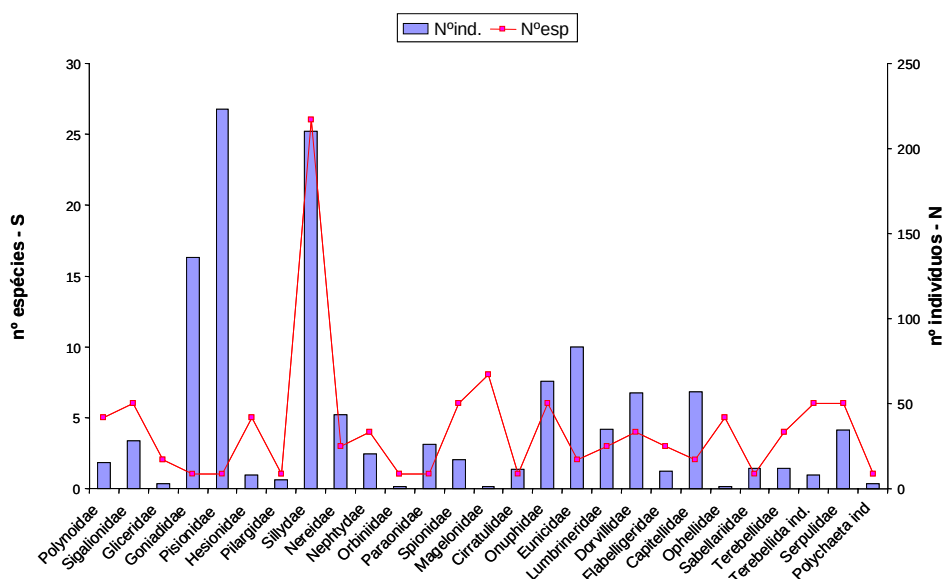


Figura 3. Abundância em número de espécies e em número de indivíduos das famílias de Polychaeta encontradas na zona do Ancão.

Tabela I. Valores dos descritores do sedimento para as diferentes estações estudadas na zona do Ancão.

Descritor	Estações/Profundidade (m)			
	A/14	B/21	C/22	D/29
Cascalho (%)	5,89	13,43	22,66	20,39
Areia (%)	94,07	85,95	76,82	77,7
Vasa (%)	0,04	0,62	0,52	1,91
Carot (µg/g)	0,88	1,05	1,35	0,64
Cla (µg/g)	0,67	0,33	0,23	0,08
Feop (µg/g)	0,81	0,99	1,55	0,92
% Degradação	55,11	69,77	85,27	90,92
I_Margalef	2,7	3,3	3,34	3,45
I_Moss	1,04	0,9	0,85	0,84
%MO	0,42	0,44	0,61	2,02
%H ₂ O	15,18	14,61	14,62	17,91

A variação das abundâncias das espécies para cada profundidade revelou (Figura 4) que: i) *Pisone remota* foi a espécie dominante aos 14, 21 e 22 m e a sua densidade diminuiu com o aumento da profundidade; ii) *Hyalinoecia bilineata*, *Protodorvillea kefersteini* e *Eunice vittata* foram as espécies mais abundantes aos 29 m. iii) tal como *Pisone remota* também *Goniada maculata* se tornou menos abundante com o aumento da profundidade; iv) *Eunice vittata* e *Hyalinoecia bilineata* apresentaram um padrão de ocorrência inverso; v) a densidade de *Sphaerosyllis campoy* aumentou até aos 21 m decrescendo para profundidades maiores; vi) *Protodorvillea kefersteini* evidenciou um padrão de

ocorrência inverso.

As categorias tróficas revelaram que, na área de estudo, a função “carnívoros” foi predominante (Figura 5A), detendo 41% da abundância. Seguiram-se as funções “detritívoros” e “herbívoros”. Estas três funções apresentaram-se por ordem decrescente de abundância, sendo o decréscimo de uma para a outra de aproximadamente 10%. O grupo funcional “filtradores” esteve francamente menos representado (6%). A função em que se registou maior número de espécies (Figura 5B) foi a detritivoria (70 espécies), correspondendo igualmente aos filtradores o menor número (19 espécies).

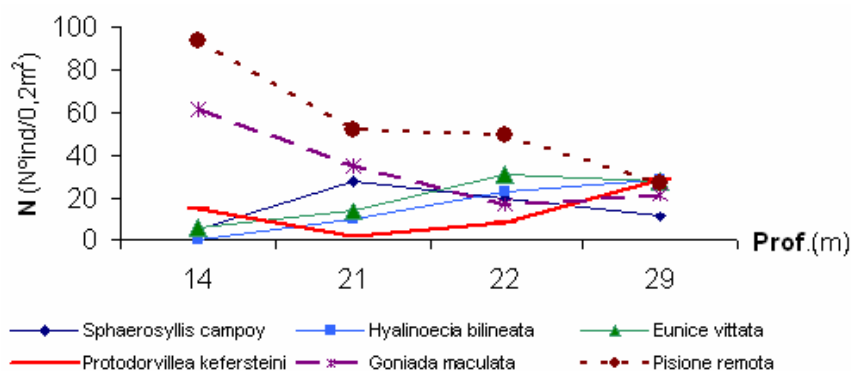
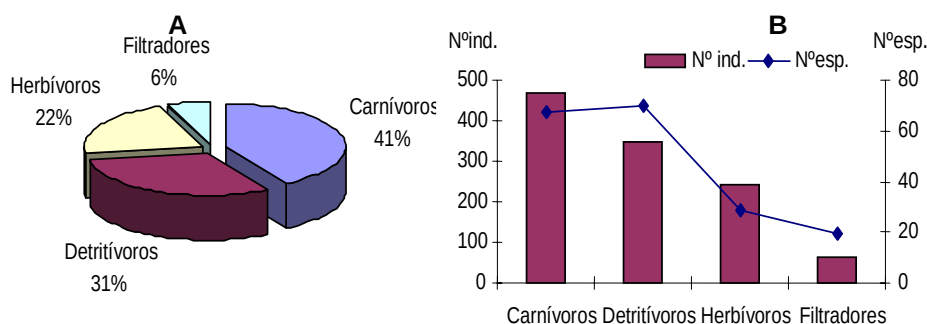
**Figura 4.** Variação da abundância (Nº ind./0,2m²) das espécies dominantes de Polychaeta encontradas na zona do Ancão, para as diferentes profundidades amostradas.**Figura 5.** Abundância relativa (A), em número de indivíduos e de espécies (B) dos principais grupos tróficos encontrados na zona do Ancão.

Tabela II. Abundância das espécies de anelídeos poliquetas, para cada estação/profundidade amostrada e para o total da zona de estudo. Função trófica atribuída a cada espécie

Família	Espécie	Estações / Profundidade (m)				Total	Função Trófica
		A / 14	B / 21	C / 22	D / 29		
Polynoidae	<i>Harmothoe extenuata</i> (Grube, 1840)	0	1	0	1	2	C
	<i>Malmgrenia arenicolae</i> (Saint-Joseph, 1888)	0	1	0	2	3	C
	<i>Malmgrenia</i> cf <i>andreapolis</i> (McIntosh, 1874)	0	0	1	6	7	C
	<i>Malmgrenia</i> spp	0	2	0	0	2	C
	Polynoidae indeterminado	0	0	1	0	1	C
Sigalionidae	<i>Eumida sanguinea</i> (Örsted, 1843)	0	1	0	2	3	C
	<i>Euthalenessa dendrolepis</i> (Claparède, 1868)	0	1	0	0	1	C
	<i>Hesionura elongate</i> (Southern, 1914)	11	0	0	1	12	C
	<i>Pseudomystides limbata</i> (Saint-Joseph, 1888)	0	2	4	1	7	C
Phyllodocidae	<i>Pirakia fuscens</i> (Saint-Joseph, 1888)	0	1	0	0	1	C, D
	Phyllodocidae indeterminado	0	1	3	0	4	C
Glyceridae	<i>Glycera mimica</i> Hartman, 1965	2	0	0	0	2	C
	<i>Glycera tessellata</i> Grube, 1863	1	0	0	0	1	C
Goniadidae	<i>Goniada maculata</i> Örsted, 1843	62	35	17	22	136	C
Pisionidae	<i>Pisone remota</i> (Southern, 1914)	94	52	50	27	223	H, D
Hesionidae	<i>Hesiospina similis</i> (Hessle, 1925)	0	1	0	0	1	C, D
	<i>Kefersteinia cirrata</i> (Keferstein, 1862)	0	2	1	1	4	C
	<i>Nereimyra punctata</i> (Müller, 1788)	1	0	0	0	1	C, D
	<i>Syllidia armata</i> Quatrefages, 1865	0	0	0	1	1	C
	Hesionidae indeterminado	0	0	0	1	1	C, D
Pilargidae	<i>Sigambra tentaculata</i> (Treadwell, 1941)	0	3	0	2	5	C
Sillydae	<i>Brania oculata</i> (Hartmann-Schröder, 1960)	0	0	0	2	2	H, C, D
	<i>Dioplosyllis cirrosa</i> Gidholm, 1962	0	3	0	0	3	C
	Eusyllinae indeterminado	1	0	2	0	3	H, C, D
	<i>Exogone dispar</i> (Webster, 1879)	0	3	0	0	3	H, C, D
	<i>Exogone hebes</i> (Webster & Benedict, 1884)	1	1	1	0	3	H, C, D
	<i>Exogone verugera</i> (Claparède, 1868)	0	2	0	5	7	H, C, D
	<i>Exogone</i> sp I	1	0	0	0	1	H, C, D
	<i>Exogone</i> indeterminado	0	0	2	0	2	H, C, D
	<i>Odontosyllis gibba</i> Claparède, 1863	1	0	3	0	4	C
	<i>Parapionosyllis labronica</i> Cognetti, 1965	0	1	1	0	2	C
	<i>Parapionosyllis minuta</i> (Pierantoni, 1903)	0	18	4	0	22	C
	<i>Sphaerosyllis campoy</i> San Martín, Acero, Contonente & Gomez, 1982	5	28	20	11	64	H, C, D
	<i>Pseudobrania</i> sp I	0	0	1	0	1	H, C, D
	<i>Sphaerosyllis</i> cf <i>pirifera</i> Claparède, 1868	1	1	4	0	6	C, D
	<i>Sphaerosyllis hystrix</i> Claparède, 1863	2	0	1	0	3	C, D
	<i>Sphaerosyllis</i> sp I	2	1	0	0	3	H, C, D
	<i>Sphaerosyllis</i> sp II	1	2	2	0	5	H, C, D
	<i>Sphaerosyllis</i> spp	0	4	5	1	10	H, C, D
	<i>Sphaerosyllis taylori</i> Perkins, 1981	12	10	3	2	27	H, C, D
	<i>Syllis</i> sp I	0	2	0	0	2	C
	<i>Syllis</i> sp II	1	6	4	3	14	C
	<i>Syllis</i> sp III	0	0	0	5	5	C
	<i>Typosyllis</i> cf <i>hyalina</i> (Grube, 1863)	0	0	0	1	1	C
	<i>Typosyllis cornuta</i> (Rathke, 1843)	0	7	3	0	10	C
	Sillydae sp I	2	0	0	0	2	H, C, D
	Sillydae indeterminado	1	1	3	0	5	H, C, D
Nereididae	<i>Nereis</i> sp I	5	12	12	8	37	F, H, C, D
	<i>Nereis</i> sp II	0	0	4	1	5	F, H, C, D
	<i>Nereis</i> sp III	0	0	1	0	1	F, H, C, D
Nephtyidae	<i>Aglaophamus</i> sp	0	0	1	0	1	C
	<i>Nephtys caeca</i> (Fabricius, 1780)	12	2	1	1	16	C
	<i>Nephtys cirrosa</i> Ehlers, 1868	2	0	0	0	2	C
	<i>Nephtys longosetosa</i> Örsted, 1843	0	0	0	1	1	C
Orbiniidae	Orbiniidae indeterminado	1	0	0	0	1	D

Paraonidae	<i>Aricidea cerrutii</i> Laubier, 1967	2	0	6	3	11	D
	<i>Aricidea claudiae</i> Laubier, 1967	0	0	0	1	1	D
	<i>Cirrophorus branchiatus</i> Ehlers, 1908	0	0	2	0	2	D
	<i>Levinsenia gracilis</i> (Tauber, 1879)	0	1	0	2	3	D
	<i>Paradoneis</i> cf <i>lyra</i> (Southern, 1914)	0	1	1	0	2	D
	<i>Paradoneis lyra</i> (Southern, 1914)	0	3	4	0	7	D
Spionidae	<i>Polydora</i> cf <i>ciliata</i> (Johnston, 1838)	0	1	0	0	1	F, D
	<i>Polydora</i> sp I	0	2	0	0	2	F, D
	<i>Polydora</i> spp	0	9	0	0	9	F, D
	<i>Prionospio</i> cf. <i>salzi</i> Laubier, 1970	0	0	1	0	1	D
	<i>Prionospio multibranchiata</i> Berkeley, 1927	1	0	0	0	1	D
	<i>Scolecopsis tridentata</i> (Southern, 1914)	1	0	0	0	1	D
	<i>Spio filicornis</i> (O.F. Müller, 1776)	0	1	0	0	1	D
	<i>Spiophanes bombix</i> (Claparède, 1870)	1	0	0	0	1	D
Magelonidae	<i>Magelona minuta</i> Eliason, 1962	0	0	1	0	1	H, C, D
Cirratulidae	<i>Caulleriella bioculata</i> (Keferstein, 1862)	1	0	0	0	1	D
	Cirratulidae sp I	0	0	5	0	5	D
	Cirratulidae sp II	0	0	1	0	1	D
	Cirratulidae sp III	0	0	0	1	1	D
	Cirratulidae cf sp III	0	0	0	1	1	D
	<i>Chaetozone gibber</i> Woodham & Chambers, 1994	0	0	2	0	2	D
Onuphidae	<i>Hyalinoecia bilineata</i> (Baird, 1870)	0	10	23	29	62	H, C, D
	<i>Nothria britannica</i> (McIntosh, 1903)	0	0	0	1	1	H, C, D
Eunicidae	<i>Eunice vittata</i> (Delle Chiaje, 1828)	6	14	31	28	79	H, C
	<i>Marphysa bellii</i> (Audouin & Milne-Edwards, 1833)	0	0	1	1	2	H, C, D
Lumbrineridae	<i>Nematonereis unicornis</i> Schmarda, 1861	1	1	0	0	2	C, D
	<i>Lumbrineris acuta</i> (Verrill, 1875)	0	0	3	0	3	H, C, D
	<i>Lumbrineris</i> cf <i>acuta</i> (Verrill, 1875)	0	3	0	0	3	H, C, D
	<i>Lumbrineris latreilli</i> (Audouin & Milne-Edwards, 1833)	0	10	7	1	18	H, C, D
	<i>Lumbrineris paradoxa</i> Saint-Joseph, 1888	0	0	4	7	11	H, C, D
Dorvillidae	<i>Protodorvillea kefersteini</i> (McIntosh, 1869)	15	2	8	29	54	C
	<i>Schistomeringos caeca</i> (Webster & Benedict, 1887)	0	1	0	0	1	C
	<i>Schistomeringos neglecta</i> (Fauvel, 1923)	0	0	1	0	1	C
Flabelligeridae	<i>Diplocirrus</i> cf <i>glaucus</i> (Malmgren, 1867)	0	0	3	1	4	D
	<i>Pherusa eruca</i> (Claparède, 1869)	1	2	1	2	6	D
Capitellidae	<i>Capitella</i> sp.	0	0	1	0	1	D
	<i>Decamastus</i> sp.	0	1	0	0	1	D
	<i>Mediomastus</i> sp.	2	7	11	14	34	D
	<i>Notomastus</i> sp.	0	14	3	0	17	D
	Capitellidae indeterminado	1	3	0	0	4	D
Opheliidae	Opheliidae indeterminado	0	1	0	0	1	D
Sabellariidae	<i>Chone acustica</i> (Claparède, 1869)	2	0	0	2	4	F
	<i>Chone duneri</i> Malmgren, 1867	1	0	0	0	1	F
	<i>Jasmineira elegans</i> Saint-Joseph, 1894	0	0	1	0	1	F
	Fabricinae spp	1	4	1	0	6	F
Terebellidae	<i>Pista cristata</i> (O.F. Müller, 1776)	0	2	2	2	6	D
	<i>Polycirrus</i> sp.	0	3	0	1	4	D
	Thelepodinae indeterminado	1	0	0	0	1	F
	Terebellidae indeterminado	0	1	0	1	2	D
	(Terebellida indeterminado)	0	0	0	6	6	F
Sabellidae	Sabellidae indeterminado	0	0	1	0	1	F
Serpulidae	<i>Hydroides stoichadon</i> Zibrowius, 1971	4	3	11	1	19	F
	<i>Pomatoceros triqueter</i> (Linnaeus, 1767)	1	0	3	2	6	F
	<i>Semivermilia</i> cf <i>torulosa</i> (Delle Chiaje, 1822)	0	0	0	2	2	F
	<i>Serpula massiliensis</i> Zibrowius, 1967	0	0	0	1	1	F
	<i>Vermiliopsis</i> cf <i>striaticeps</i> (Grube, 1862)	0	0	1	0	1	F
	Serpulidae indeterminado	2	0	3	0	5	F
Total		266	307	298	247	1118	

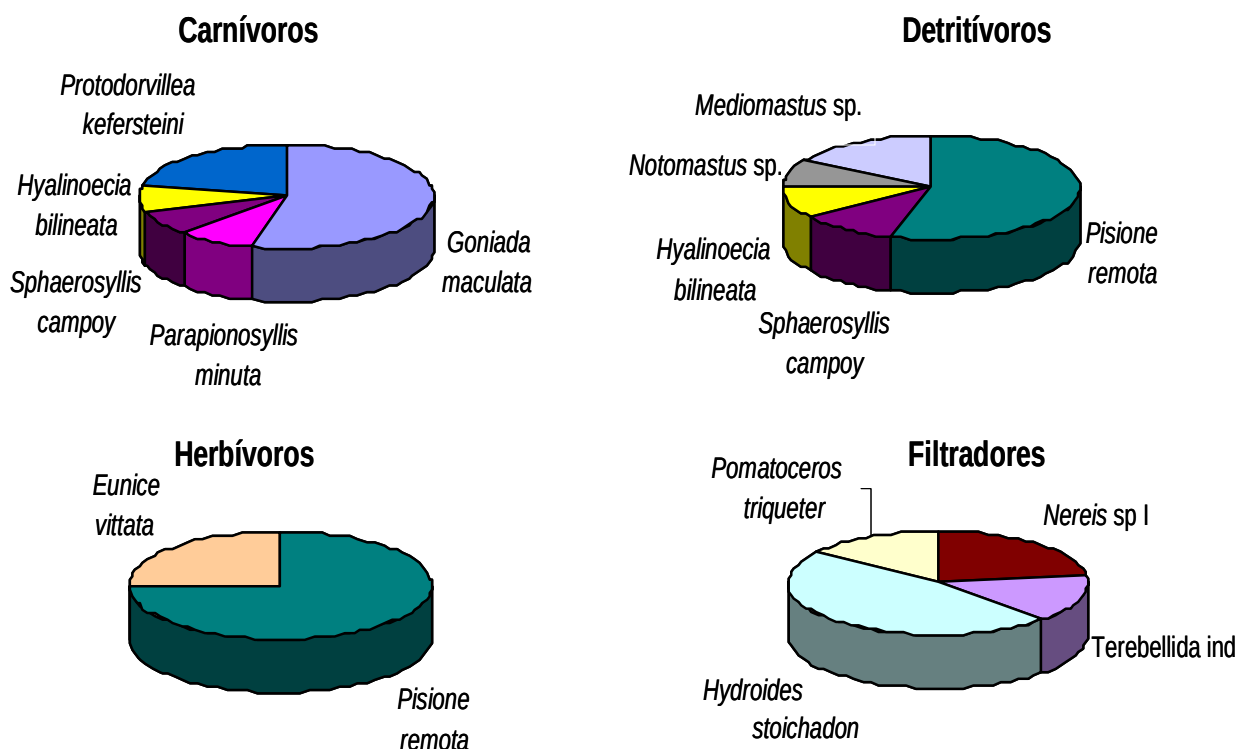


Figura 6. Representação das espécies que primeiro contribuem para 60% da abundância dos grupos tróficos encontrados na zona do Ancão.

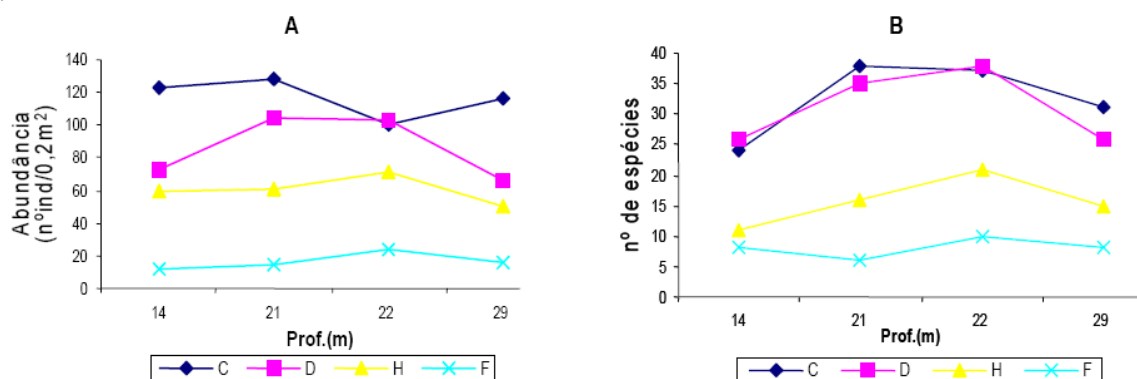


Figura 7 – Abundância em número de indivíduos (A) e de espécies (B) dos principais grupos tróficos para as diferentes profundidades amostradas na zona do Ancão.

Apesar do elevado número de espécies encontradas, poucas foram as que contribuíram para 60% da abundância total de cada função trófica (Figura 6). Nos “carnívoros” *Goniada maculata* foi responsável por 29,2% desta função. *Pisione remota*, que pode ser detritívora e herbívora, foi a espécie mais representada nestes grupos, contribuindo para cada um deles com 32,3% e 46,2%, respectivamente. Nos “filtradores” destacou-se *Hydroides stoichadon* que representou 29,4% da abundância total desta função.

As quatro funções tróficas estão representadas em todas as profundidades amostradas (Figura 7). O padrão de ocorrência de “filtradores”, “detritívoros” e “herbívoros” foi semelhante: verificou-se uma tendência crescente da abundância destes três grupos até aos 22 m, profundidade a que

se registaram os máximos de abundância (24, 103 e 71 indivíduos respectivamente), e a partir da qual houve um decréscimo dos valores.

A função “carnívoros” dominou em todos os locais amostrados, com exceção dos 22 m (100 indivíduos), com dominância de “detritívoros” (Figura 7A). Tendo por base o número de espécies recolhidas que integram cada uma das funções tróficas (Figura 7B), verificou-se que “carnívoros” aumentam até aos 21 m e “detritívoros” e “herbívoros” até aos 22 m seguidos por um decréscimo. O menor número da função “filtradores” registou-se aos 21 m e o maior aos 22 m.

A representatividade da função “carnívoros” aos 14, 21 e 22 m de profundidade deveu-se fundamentalmente à espécie *Goniada maculata* (51%, 27%, 17% respectivamente). Aos 29 m a

espécie com maior contribuição para esta função foi *Protodorvillea kefersteini*, seguida por *Goniada maculata*. Outras espécies com contribuições importantes foram: aos 21 m *Parapionosyllis minuta* e aos 22 m *Eunice vittata*. *Pisione remota* foi a espécie mais representada nas funções tróficas “detritívoros” e “herbívoros” em todas as profundidades.

Outras espécies cuja contribuição foi importante para “detritívoros” foram: *Notomastus* sp. (14%) aos 21 m e *Mediomastus* sp. aos 22 m. Aos 29 m a grande contribuição de *Mediomastus* sp. juntou-se a de *Hyalinoecia bilineata*. Para a função “herbívoros” *Sphaerosyllis campoy*, *Eunice vittata* e *Hyalinoecia bilineata* foram predominantes aos 21 m, 22 m e 29 m, respectivamente. A função trófica “filtradores” aos 14 m e 22 m foi desempenhada principalmente por *Hydroides stoichadon*, aos 21 m por *Polydora* spp e aos 29 m por Terebellida indeterminados.

Análise univariada

Os valores obtidos para os diferentes índices univariados às várias profundidades (Tabela III) mostram que: i) O valor de N mais elevado se registou aos 21 m com um total de 307 indivíduos; ii) este valor diminuiu com o aumento da profundidade, tendo um mínimo aos 29 m (247 ind.), com valores intermédios aos 14 e 22 m (266 e 298 indivíduos, respectivamente); iii) aos 14 m registou-se o menor valor de S (41), que aumentou até aos 22 m (59), diminuindo de novo aos 29 m (49); iv) os valores mais baixos de H' e J' registaram-se à menor profundidade (3,4 e 0,6 respectivamente); v) nas restantes estações os valores da diversidade oscilaram entre 4,5 e 4,8, mantendo-se constantes os valores da equitabilidade ($\approx 0,8$); vi) para a totalidade dos poliquetas foi obtido um índice de diversidade de 4,36 bits e um índice de equitabilidade de 0,77. Para N, S e J' não foram encontradas diferenças significativas em função da profundidade (respectivamente $F=0.195$, $F=1.691$ e $F=2.533$, $p>0.05$ – one way ANOVA).

Para H', a mesma análise revelou a existência de diferenças significativas ($F= 4.186$, $p<0.05$) devidas ao valor registado na estação menos profunda que apresentou diferenças significativas com todas as outras ($p<0.05$); não se registaram diferenças significativas entre as restantes três profundidades.

Os valores dos índices de diversidade de Shannon-Wiener (H'_trof) e equitabilidade (J'_trof) de Pielou relativos às funções tróficas obtidos para as diferentes profundidades representadas neste estudo (Tabela III) revelaram que a diversidade de interações tróficas e a respectiva equitabilidade aumentaram até aos 22 m, profundidade a que se registaram os valores máximos (1,85 e 0,92 respectivamente) e diminuindo para os 29 m. Os valores mais baixos para estes índices foram obtidos aos 14 m de profundidade (1,70 e 0,85 respectivamente). Os valores globais para toda a área de estudo foram, respectivamente, de 1,75 bits e de 0,88.

Análise multivariada

Relação entre os parâmetros do sedimento

A análise de classificação hierárquica dos descritores do ambiente sedimentar estudados (cf. Tabela I) permitiu a separação de três grupos (Figura 8). No primeiro, os subgrupos Prof e Vasa, e %MO e %H₂O, foram os que apresentaram a correlação positiva mais forte, estando também muito relacionados entre si ($p<0.001$). O subgrupo Cascalho e %Degradação apresentou uma correlação positiva igualmente forte, encontrando-se, por sua vez, muito relacionado ($p<0.001$) com o índice de diversidade pigmentar de Margalef (I_Margalef). Os dois primeiros subgrupos correlacionaram-se positivamente com este terceiro ($p<0.05$).

O segundo grupo foi formado pelos pigmentos Carot e Feop, que se correlacionaram positivamente ($p<0.001$). Os parâmetros do terceiro grupo - Areia, Cl_a e I_Moss – apresentaram também uma forte correlação positiva entre si ($p<0.001$).

Tabela III. Valores de riqueza específica (S), abundância (N), diversidade (H'), equitabilidade (J') e diversidade (H'_trof) e equitabilidade (J'_trof) das funções tróficas referentes às espécies de anelídeos poliquetas e respeitantes às estações estudadas na zona do Ancão.

Descritor	Estações / Profundidade (m)				Total	Média	Desvio Padrão
	A/14	B/21	C/22	D/29			
S	41	57	59	49	112	-	-
N	266	307	298	247	1118	279,5	27,91
H' (bit)	3,42	4,71	4,84	4,48		4,36	0,65
J'	0,64	0,81	0,82	0,8		0,77	0,09
H'_trof (bit)	1,7	1,72	1,85	1,74		1,75	0,07
J'_trof	0,85	0,86	0,92	0,87		0,88	0,03

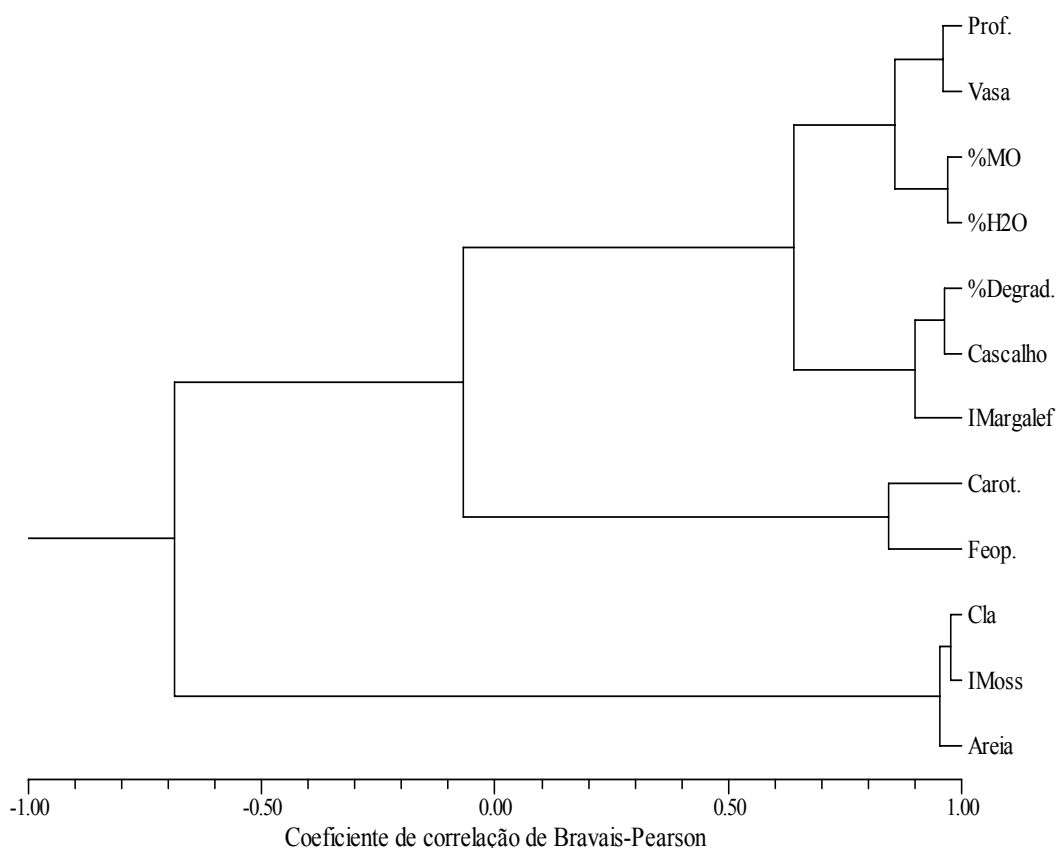


Figura 8. Dendrograma de similaridade entre os descritores do ambiente sedimentar utilizando o coeficiente de correlação de Bravais-Pearson (análise em modo R). Códigos explicados no texto.

Ao aumento da profundidade associou-se assim o aumento da fracção fina no sedimento bem como o aumento das percentagens de matéria orgânica e água. Com a profundidade aumentaram também a fracção de cascalho no sedimento, a percentagem de degradação e o índice de Margalef. Carotenos e feopigmentos variaram em conjunto mas não apresentaram uma correlação significativa com os parâmetros dos outros grupos.

O conjunto dos dois primeiros grupos relacionou-se negativamente com o terceiro ($p < 0.05$) reflectindo que, com o aumento da profundidade o sedimento comportou uma menor fracção de areia, diminuindo também os valores da clorofila a e do

índice de Moss.

Relação entre os descritores relativos aos Polychaeta

Os valores de similaridade de Bray-Curtis entre estações foram calculados a partir da soma das abundâncias (espécies de poliquetas) dos quatro replicados amostrados em cada local. A matriz simétrica obtida serviu de ponto de partida às análises hierárquica (dendrograma) e de ordenação (MDS) subsequentes. Partindo de um nível de similaridade de 60% foi evidenciada a presença de quatro grupos distintos, correspondendo a cada uma das profundidades amostradas (Figura 9). A um

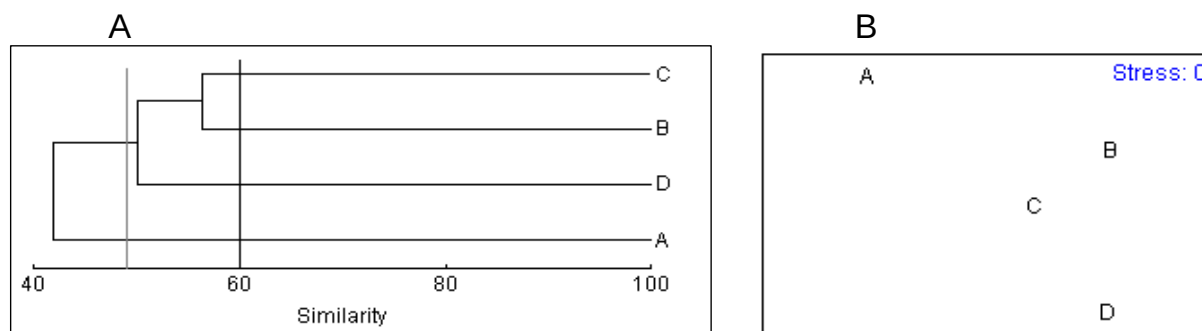


Figura 9. Dendrograma (A) e MDS (valor crítico: 0,00) (B) de similaridades entre locais (índice de Bray-Curtis), calculados a partir da soma das abundâncias (espécies de Polychaeta) dos quatro replicados amostrados em cada local, transformados com raiz quadrada.

Tabela IV. Análise SIMPER: Espécies de anelídeos poliquetas que contribuem para uma similaridade média de 52,2% no Grupo 1 (espécies que primeiro contribuem para aprox. 50% da abundância).

Espécies	Grupo 1		Contrib%	Cum.%
	Abund. méd.	Sim méd.		
<i>Pisione remota</i>	43,00	5,62	10,77	10,77
<i>Goniada maculata</i>	24,67	4,20	8,04	18,81
<i>Eunice vittata</i>	24,33	4,15	7,95	26,76
<i>Hyalinoecia bilineata</i>	20,67	3,62	6,93	33,69
<i>Sphaerosyllis campoy</i>	19,67	3,58	6,85	40,53
<i>Nereis</i> sp. I	10,67	2,94	5,64	46,17
<i>Mediomastus</i> sp.	10,67	2,79	5,35	51,52

Tabela V. Análise SIMPER: Espécies de anelídeos poliquetas que contribuem para uma dissimilaridade média entre o Grupo 1 e o Grupo 2 de 58,9% (espécies que primeiro contribuem para aprox. 50% da abundância).

Espécie	2º Grupo	1º Grupo	Diss. méd.	Contrib.%	Cum.%
	Abund. méd.	Abund. méd.			
<i>Hyalinoecia bilineata</i>	0,00	20,67	2,52	4,33	4,33
<i>Pisione remota</i>	94,00	43,00	1,83	3,14	7,48
<i>Goniada maculata</i>	62,00	24,67	1,67	2,87	10,35
<i>Hesionura elongata</i>	11,00	0,33	1,66	2,86	13,21
<i>Eunice vittata</i>	6,00	24,33	1,37	2,35	15,56
<i>Nephtys caeca</i>	12,00	1,33	1,31	2,25	17,82
<i>Lumbrineris latreilli</i>	0,00	6,00	1,25	2,15	19,97
<i>Sphaerosyllis campoy</i>	5,00	19,67	1,17	2,02	21,99
<i>Parapionosyllis minuta</i>	0,00	7,33	1,13	1,94	23,93
<i>Mediomastus</i> sp.	2,00	10,67	1,03	1,78	25,71
<i>Notomastus</i> sp.	0,00	5,67	0,99	1,70	27,42
<i>Sphaerosyllis</i> spp.	0,00	3,33	0,97	1,66	29,08
<i>Protodrilus kefersteini</i>	15,00	13,00	0,94	1,61	30,69
<i>Lumbrineris paradoxa</i>	0,00	3,67	0,89	1,53	32,23
<i>Pseudomystides limbata</i>	0,00	2,33	0,82	1,41	33,63
<i>Pista cristata</i>	0,00	2,00	0,79	1,37	35,00
<i>Nephtys cirrosa</i>	2,00	0,00	0,79	1,37	36,37
<i>Syllidae</i> sp I	2,00	0,00	0,79	1,37	37,74
<i>Glycera mimica</i>	2,00	0,00	0,79	1,37	39,10
<i>Typosyllis cornuta</i>	0,00	3,33	0,79	1,36	40,47
<i>Sphaerosyllis taylori</i>	12,00	5,00	0,78	1,34	41,81
<i>Exogone verugera</i>	0,00	2,33	0,67	1,16	43,02
<i>Paradoneis lira</i>	0,00	2,33	0,67	1,16	44,18
<i>Malmgrenia</i> cf. <i>Andreapolis</i>	0,00	2,33	0,67	1,16	45,34
<i>Kefersteinia cirrhata</i>	0,00	1,33	0,64	1,10	46,43
<i>Sphaerosyllis histrix</i>	2,00	0,33	0,62	1,06	47,49
<i>Sphaerosyllis</i> sp I	2,00	0,33	0,61	1,06	48,55
<i>Sigambra tentaculata</i>	0,00	1,67	0,60	1,03	49,58
<i>Serpulidae</i> indeterminado	2,00	1,00	0,60	1,03	50,61

nível de 45%, que pode considerar-se reflectir ainda uma similaridade significativa entre os agrupamentos, temos a individualização de dois grupos (Figura 9A):

- 1º Grupo, formado pelas estações B, C e D onde as estações B e C são aglomeradas com uma similaridade de 56%, juntando-se-lhes a estação D, a um nível de similaridade de aproximadamente 50%.

- 2º Grupo, formado apenas pela estação A.

A disposição gráfica das quatro estações revelada pela análise MDS (Figura 9B) foi convergente com os agrupamentos resultantes da classificação hierárquica. O valor crítico encontrado (Stress=0) indica que esta análise não apresenta qualquer risco de induzir interpretações incorrectas (Clark & Warwick 1994).

De todas as espécies de poliquetas

identificadas, a análise SIMPER (Tabelas IV e V) indicou que:

- no primeiro grupo as espécies *Eunice vittata*, *Sphaerosyllis campoy*, *Mediomastus* sp. foram dominantes e a espécie *Hyalinoecia bilineata* exclusiva;
- no segundo grupo dominaram as espécies *Pisone remota* e *Goniada maculata*.

Esta análise permitiu ainda identificar outras espécies:

- que só existem no 1º Grupo (B, C, D) - *Lumbrineris latreilli*, *Parapionosyllis minuta*, *Notomastus* sp., *Sphaerosyllis* spp, *Lumbrineris paradoxa*, *Pseudomystides limbata*, *Pista cristata*, *Typosyllis cornuta*, *Exogone verugera*, *Paradoneis lyra*, *Malmgrenia* cf. *andrapolis*, *Kefersteinia cirrhata*, *Sigambra tentaculata*;
- que só existem no 2º Grupo (A) - *Nephtys cirrosa*, *Sillyidae* sp I, *Glycera mimica*;
- dominantes no 2º Grupo (A) - *Hesionura elongata*, *Nephtys caeca*, *Protodorvillea kefersteini*, *Sphaerosyllis taylori*, *Sphaerosyllis histrix*, *Sphaerosyllis* spI, *Serpulidae* indeterminado.

Relação entre os parâmetros do sedimento e os índices univariados

Juntando à matriz dos descritores do ambiente sedimentar os índices univariados calculados (cf. Tabela III) para as comunidade de poliquetas, a PCA efectuada revelou que a ordenação dos pontos de amostragem se mantém a mesma, tal como a estrutura de associação dos descritores (Figura 10).

H' e J' agruparam-se com I_Margalef, e este grupo associou-se, por sua vez, ao Cascalho e à %Degradação. Este conjunto de descritores foi o que mais contribuiu para a parte negativa do eixo 1 da PCA.

N agrupou-se com um dos parâmetros do sedimento que integravam o segundo grupo (Carot); o outro desses parâmetros (Feop), associou-se à riqueza específica (S), que surgiu relacionada com a diversidade e equitabilidade das funções tróficas (H'_trof; j'_trof), sendo este o conjunto de descritores que mais condicionou a estação C. A estação D apareceu associada aos descritores Prof, Vasa, %MO e %H₂O.

A parte positiva do eixo 1 foi totalmente determinada pelos descritores Areia, I_Moss e Cl_a, que condicionaram a posição da estação A. Este grupo opôs-se claramente aos restantes grupos, pelo que o número de espécies presentes e os valores dos índices de diversidade e de equitabilidade se associaram aos parâmetros do ambiente sedimentar

mais condicionados pela profundidade. Os valores de N e S aparecem associados aos parâmetros do sedimento (carotenos e feopigmentos) mais relacionados com as profundidades intermédias, mas também com os índices H'_trof e J'_trof.

A estação B apareceu no centro da distribuição, em posição intermédia relativamente aos grupos de parâmetros que determinaram o eixo 1 da PCA.

A aplicação do método BIOENV permitiu seleccionar ($r_{\text{Spear}} = 0.53$, $p < 0.01$) I_Margalef, N, Prof, J', Vasa, Cl_a, I_Moss e H' como o grupo de parâmetros que melhor explica a ordenação das estações de modo consistente com ambas as categorias de descritores utilizados: faunísticos por um lado (MDS), e ambientais e índices univariados ou de comunidade por outro (PCA).

Discussão

Parâmetros do sedimento

Ainda que todas as estações sejam caracterizadas por um tipo de sedimento grosseiro, a estação A, localizada a menor profundidade (14 m), não possui qualquer conteúdo em vasa, indicativo da existência de hidrodinamismo acentuado. Este parâmetro apresenta geralmente valores mais elevados perto da costa, pela acção de correntes e ondulação, impedindo aí a deposição de sedimentos finos que se verifica em regiões mais afastadas da costa e com hidrodinamismo mais fraco (Snelgrove & Butman 1994), como é o caso da estação D, situada a maior profundidade (29 m), onde se registou a maior percentagem de vasa no sedimento, o que sugere a ocorrência de deposição.

Os valores de Cl_a presente no sedimento diminuem com a profundidade das diferentes estações o que se deve certamente à atenuação da luz que provoca uma baixa do microfitobentos. A clorofila a absorve maioritariamente comprimentos de onda do espectro electromagnético superiores a 600nm enquanto os pigmentos acessórios absorvem os inferiores a 600 nm. Como a maioria da luz que penetra em profundidade se encontra na região entre 400 nm e 600 nm, é clara a importância dos pigmentos acessórios na absorção da energia necessária ao processo fotossintético, com a profundidade (Parsons *et al.* 1984), daí que com o aumento desta se registre uma diminuição no desempenho da função clorofilina, e o aumento no teor de carotenoides que passam a intervir mais activamente na fotossíntese e dos quais esta se torna dependente.

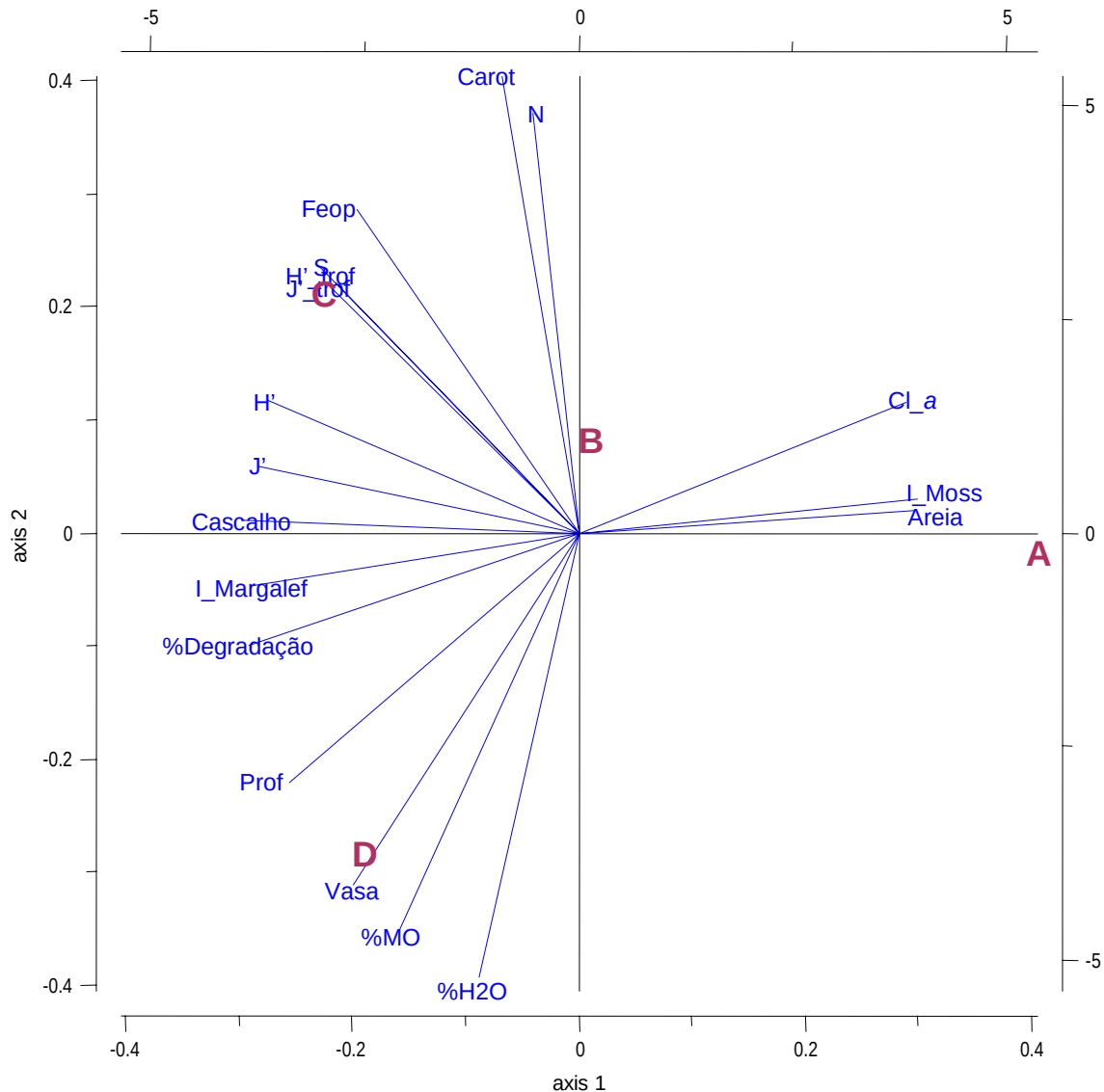


Figura 10. PCA com base nos descritores (ambiente sedimentar e índices univariados) calculados para as comunidades amostradas (projecção dos descritores - a azul - e das estações amostradas no plano definido pelas 1ª e 2ª componentes principais). Códigos explicados no texto. (eixos 1 e 2 retêm 92.81% da variância).

A clorofila a vai sendo degradada e convertida em feopigmentos, daí que a acompanhar a diminuição desta se verifique o aumento do conteúdo em feopigmentos (cf. Cancela da Fonseca *et al.* 1987). A partir dos 22 m há uma diminuição no teor de feopigmentos e carotenoides, que associada ao aumento de matéria orgânica no sedimento parece indicar que a origem desta não deverá ser predominantemente vegetal.

Índices univariados

No que diz respeito aos Polychaeta, e apesar do elevado número de espécies encontradas, mais de 50% da abundância total depende de apenas seis espécies. O maior valor de abundância foi encontrado na estação B (21 m), havendo uma diminuição deste valor com o aumento da profundidade, e registando-se a menor abundância

na estação D. O valor de diversidade mais baixo (3.42 bits) tem lugar na estação A, a que corresponde o menor número de espécies (41) e em que *Pisione remota* e *Goniada maculata* detêm em conjunto 58% da abundância. A dominância destas espécies é evidenciada pelo baixo valor obtido para a equitabilidade (0,6).

A riqueza de espécies, a diversidade e equitabilidade aumentam até aos 22 m, indicando que o ambiente físico se torna mais favorável para este grupo. Com o aumento da profundidade, a estabilidade do sedimento aumenta (Snelgrove & Butman 1994), permitindo a existência de comunidades mais bem estruturadas e equilibradas (Margalef 1991).

Aos 29 m há uma diminuição da abundância e riqueza específica e ainda que pouco acentuada, da diversidade; no entanto o valor da equitabilidade

mantém-se igual ao obtido para as outras estações (21 e 22 m), indicando que a estabilidade da comunidade se mantém, dado os valores de J' traduzirem em si um maior ou menor equilíbrio das comunidades (Pielou 1966, Magurran 1988, Margalef 1991).

Funções tróficas

A organização trófica da comunidade de anelídeos poliquetas na área de estudo tem a ver com a dominância da função “carnívoros”, tanto em efectivo, como em número de espécies, o que não é de estranhar dada a preferência deste grupo por substratos arenosos (Boaventura *et al.* 1999, Cancela da Fonseca *et al.* 2001). O baixo valor obtido para o índice de diversidade trófica global reflecte essa dominância relativamente às outras funções tróficas existentes.

Analisando a distribuição espacial das funções tróficas, os carnívoros dominam em todas as estações exceptuando a situada a 22 m, na qual são ligeiramente ultrapassados pelos detritívoros. A dominância dos carnívoros está na origem dos baixos valores de diversidade registados naquelas estações, assistindo-se ao aumento da diversidade com a diminuição da representatividade desta função trófica. A distribuição mais homogénea das funções tróficas na estação situada a 22 m de profundidade traduz-se numa diversidade das funções tróficas mais elevada, indicativa da existência de uma multiplicidade de níveis tróficos e interacções biológicas (Massé 1972, Gray 1974, Santos & Simon 1980). Esta estação é a que regista maior número de espécies às quais foi atribuída mais do que uma função trófica.

Segundo Pearson & Rosenberg (1978) a capacidade de muitas espécies variarem os seus métodos de alimentação de forma a adaptarem-se às alterações de alimento potencial, constitui um dos processos homeostáticos fundamentais para a estabilidade de uma comunidade. Esta estabilidade da comunidade é reflectida pelo registo dos valores mais elevados, quer para o índice de diversidade das funções tróficas, quer para a respectiva equitabilidade. O valor deste último ($J'_{\text{trof}} = 0,92$), dá-nos a indicação que a diversidade registada se aproxima muito da diversidade máxima que poderia ocorrer (Pielou 1966, Magurran 1988) numa situação em que todas as funções tróficas fossem igualmente representadas.

A alteração de importância dos grupos tróficos a que se assiste nesta estação indica-nos que a estrutura da comunidade se altera, o que pode estar relacionado com a variação de alguns parâmetros ambientais, ou de interacções biológicas (Santos &

Simon 1980, Snelgrove & Butman 1994). De facto, foi nesta profundidade que se registou o maior teor em feopigmentos, indicando uma maior disponibilidade de alimento para os detritívoros, sendo esta a função maioritária a este nível batimétrico.

Análise multivariada

A análise multivariada efectuada entre locais amostrados considerando as espécies de poliquetas, evidenciou uma clara separação em termos de afinidades faunísticas entre a estação A e um grupo formado pelas estações B, C e D. Há uma distinção espacial evidente, sugerindo uma variação das comunidades bentónicas em função da profundidade.

A área de estudo pode assim ser dividida em duas zonas de localização e composição variáveis:

- Zona da estação A, caracterizada por um sedimento com maior concentração de clorofila a, inexistência de vasa e baixos valores de cascalho e matéria orgânica, localizada mais próxima da costa e que devido à sua situação de menor profundidade, é mais afectada pelo hidrodinamismo, o qual induz maior perturbação nas comunidades, tornando-as mais empobrecidas, instalando-se espécies mais tolerantes e melhor adaptadas o que também impede o recrutamento com sucesso de muitas formas bentónicas (Orth 1977, Santos & Simon 1980, Snelgrove & Butman 1994). O povoamento é caracterizado pelas espécies de Anelídeos Poliquetas, *Pisione remota* e *Goniada maculata*. Encontram-se também espécies exclusivas, como *Nephtys cirrosa*, *Sillyda sp I*, *Glycera mimica*;
- Zona das estações B, C e D onde a população se encontra mais estabilizada e com uma composição específica complexa, caracterizada pela dominância da família Capitellidae e sendo as famílias Onuphidae e Lumbrineridae exclusivas; pelas espécies de poliquetas *Eunice vittata*, *Sphaerosyllis campoy*, *Mediomastus sp.* dominantes e a *Hyalinoecia bilineata* exclusiva.

A PCA efectuada confirma os grupos anteriormente referidos e permite separar a estação B como a principal estação de transição, incaracterística e não afectada maioritariamente por nenhum dos principais descritores individualizados na análise BIOENV.

Observando o MDS obtido verificamos que as estações B e C se encontram mais próximas em termos de afinidades faunísticas e cujos sedimentos possuem 1% de vasa, partilhando todavia uma grande similaridade com a estação D, em que o

sedimento possui 2% de vasa e a maior concentração de matéria orgânica registada. A estação B, embora se encontre mais próxima da D em termos geográficos, apresenta-se mais similar à estação que mais dela se aproxima em termos batimétricos, a C.

Assim, podemos distinguir nesta zona (estações B, C e D) dois conjuntos:

- Um, localizado entre a menor e a maior profundidade amostrada (profundidades intermédias; estações B e C), onde a população se diversifica e estão representadas espécies de poliquetas dos dois povoamentos vizinhos, encontrando-se aqui exclusivamente espécies de poliquetas como: *Parapionosyllis minuta*, *Notomastus* sp., *Typosyllis cornuta*, *Paradoneis lyra*;
- Outro localizado a maior profundidade (estação D), onde já existe alguma acumulação de sedimentos finos, caracterizado pelo ligeiro empobrecimento em espécies de poliquetas, sendo no entanto caracterizada por uma diversidade, equitabilidade e riqueza específica superiores às registradas na menor profundidade amostrada e pela presença de espécies exclusivas, como *Terebellida* ind. e *Syllis* spIII.

Relação entre os parâmetros do sedimento e os relativos aos Polychaeta

A alteração dos descritores sedimentares com o aumento profundidade traduz-se desde logo no aumento da percentagem de elementos finos, o parâmetro do sedimento que se apresenta mais positivamente correlacionado com a profundidade. A percentagem de matéria orgânica e de água no sedimento aumentam também, sendo parâmetros que apresentam habitualmente um comportamento semelhante (Cancela da Fonseca *et al.* 1987, 2006). Quanto maior a energia hidrodinâmica, maior a velocidade, maior a quantidade de partículas do sedimento que são transportadas pela água, depositando-se em ambientes de baixa energia, sendo as de maior tamanho deixadas para trás (Bergen *et al.* 2001). Com o aumento da profundidade, os efeitos da energia da onda no fundo diminuem havendo um aumento da quantidade de elementos finos e de matéria orgânica que se depositam no sedimento.

O aumento da profundidade está associado à maior estabilidade do sedimento (menor ressuspensão dos sedimentos e transporte pela energia da onda e correntes de maré) permitindo a ocorrência de populações mais bem estruturadas e equilibradas, daí a profundidade estar associada aos índices de diversidade e de equitabilidade. Estes apresentam igualmente uma relação positiva com o

índice de Margalef ou índice de diversidade pigmentar, indicando-nos o aumento do valor deste índice com o aumento da profundidade o envelhecimento e/ou senescência dos organismos microfítobentónicos, pelo que as comunidades microfítobentónicas se vão tornando mais envelhecidas e logo menos produtivas. O mesmo é também traduzido pela relação positiva entre a CI_a e o índice de Moss, considerado um bom indicador (para valores ≥ 1) da predominância dos processos produtivos (Moss 1967, Cancela da Fonseca *et al.* 1987). Com o aumento da profundidade, a luz que atinge o fundo vai-se tornando insuficiente para a realização da fotossíntese, havendo uma diminuição do microfítobentos e, certamente, da produtividade primária do sistema.

O número de indivíduos surge em oposição à profundidade (ao longo do eixo 2 da PCA), pois a maior estabilidade do sedimento que se vai fazendo sentir com o aumento da profundidade permite a ocorrência de espécies com ciclos de vida mais longos e menores taxas de reprodução, e que estão por isso representadas por um menor número de indivíduos (Orth 1977, Santos & Simon 1980, Snelgrove & Butman 1994).

Pérès & Picard (1964) definiram, para o domínio bentónico, a noção de andar que pressupõe que cada um destes espaços é ocupado por povoamentos característicos, cuja distribuição é determinada por diversos factores abióticos e bióticos, e cujos limites são definidos pela mudança das espécies que os caracterizam.

Face às características das comunidades das estações estudadas, podemos associá-las aos andares infralitoral (14 m) e circalitoral (21, 22 e 29 m), sendo estes definidos com base nas diferenças nos parâmetros sedimentares, bem como nos diferentes agrupamentos faunísticos que se encontram em cada um deles, frequentemente dependentes da luminosidade disponível (Pérès & Picard 1964, Saldanha 1974, Pérès 1976). A separação destes grupos de estações foi acentuada pelos dois métodos de ordenação utilizados (MDS e PCA). O decaimento da clorofila a reforça esta interpretação.

Estão representadas três comunidades. Uma situada no seio do andar infralitoral, correspondendo algumas espécies de poliquetas às descritas por Monteiro-Marques (1987) como características da biocenose de areias infralitorais, por Pérès & Picard (1964) como da biocenose de areias grosseiras e gravilhas sob influência de correntes de fundo e por Glémarec (1969) como preferenciais de areias. A povoar o sedimento das profundidades intermédias (21 e 22 m) encontram-se muitas espécies definidas por Monteiro-Marques (1987) na biocenose do

detrítico costeiro e que ocupa justamente uma zona entre a parte inferior do andar infralitoral e a superior do circalitoral.

Os valores de diversidade aplicados às funções tróficas corroboram a ideia de mudança que ocorre na comunidade aos 22 m. A variação dos teores de fitopigmentos (Cl_a, Feop e Carot) permite a mesma interpretação.

Não podemos no entanto considerar a presença destas biocenoses na área de estudo pois estas definem-se com base em associações de espécies pertencentes a diversas categorias taxonómicas (Bayed & Glémarec 1987), sendo aqui apenas consideradas espécies de poliquetas. Contudo, face às características das estações estudadas (diferenças nos seus parâmetros sedimentares e agrupamentos faunísticos), podemos associá-las aos andares infralitoral (estação A) e circalitoral (restantes

estações), detectando-se um gradiente de transição para este último ambiente representado, respectivamente, pelas estações B, C e D.

Agradecimentos

Os autores agradecem o apoio recebido por parte dos técnicos do CRIP Sul (INRB/IPIMAR) e da tripulação do “NI Donax” durante os trabalhos de mar. Agradecem ainda a M. Lurdes Inácio e a Cristina Martins pelo apoio na realização das análises dos fitopigmentos e ao CIACOMAR (Centro de Investigação dos Ambientes Costeiros e Marinhos da Universidade do Algarve) e ao seu técnico, Júlio Cunha, as análises da granulometria dos sedimentos. Aos dois revisores anónimos agradecem as críticas e sugestões relevantes para a melhoria do manuscrito.

Referências

- Aller, R. C. & Dodge, R. E. 1974. Animal-sediment relation in a tropical lagoon. Discovery Bay. Jamaica. **Journal of Marine Research**, 32: 209-231.
- Bachelet, G. 1981. Données préliminaires sur l'organisation trophique d'un peuplement benthique marin. **Vie Milieu**, 31: 205-213.
- Bachelet, G. Montaudouin, X. & Dauvin, J. C. 1996. The quantitative distribution of subtidal macrozoobenthic assemblages in Arcachon Bay in relation to environmental factors: A multivariate analysis. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 42: 371-391.
- Bayed, A. & Glémarec, M. 1987. La plate-forme continentale atlantique nord-marocaine: bionomie et zoogéographie. **Oceanologica Acta** 10: 111-121.
- Bergen, M., Weisberg, S. B., Smith, R. W., Cadien, D. B., Dalkey, A., Montagne, D. E., Stull, J. K., Velarde, R.G. & Ranasinghe, J. A. 2001. Relationship between depth, sediment, latitude, and the structure of benthic infaunal assemblages on the mainland shelf of southern California. **Marine Biology**, 138: 637-647.
- Boaventura, D., Cancela da Fonseca, L. & Teles-Ferreira, C. 1999. Trophic structure of macrobenthic communities in the Portuguese Coast. A review on lagoonal, estuarine and rocky littoral habitats. **Acta Oecologica**, 20: 407-415.
- Buller, A. T. & McManus, J. 1979. Sediment sampling and analysis. Pp. 87-130. In: Dyer, K. R. (Ed). **Estuarine hydrography and sedimentation. A handbook**. Cambridge Univ. Press, London, 230 p.
- Cancela da Fonseca, L., Costa, A. M., Bernardo, J. M & Fonseca, R. 1987. Lagoa de Santo André (SW Portugal): Phytopigments as sedimentary tracers. **Limnetica**, 3: 299-306.
- Cancela da Fonseca, L., Duarte, P. & Pombo Gaspar, F. 2001. Trophic group patterns of macrobenthos in brackish coastal systems. **Boletim do Museu Municipal do Funchal**, Sup.nº6, 139-165.
- Cancela da Fonseca, L., Pereira, P., Gaspar, M. B., Moura, A., Carvalho, S., Leitão, F., Drago, T. & Falcão, M. 2006. Macrozoobentos e ambiente sedimentar da Lagoa de Óbidos (Costa Oeste de Portugal): um estudo de referência. **Actas do 1º Seminário sobre Sistemas Lagunares Costeiros**. Instituto da Conservação da Natureza/Cezh, Lisboa: 24-42.
- Clarke, K. R. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. **Australian Journal of Ecology** 18:117-143
- Clarke, K. R. & Ainsworth, M. 1993. A method of linking multivariate community structure to environmental variables. **Marine Ecology Progress Series**, 92: 205-219.
- Clarke, K. R. & Warwick, R. M. 1994. **Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation**. Natural Environment Research Council, UK, 144 p.
- Fauchald K. & Jumars, P. 1979. The diet of worms: a study of the polychaete feeding guilds. **Oceanography and Marine Biology: An**

- Annual Review**, 17: 193-284.
- Gambi, M. C., Castelli, A. & Guizzardi, M. 1997. Polychaete populations of the shallow soft bottoms of Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica): Distribution, diversity and biomass. **Polar Biology**, 17: 199-210.
- Gaston, G. R., Brown, S. S., Rakocinski, C. F., Heard, R. W. & Summers, J. K. 1995. Trophic structure of macrobenthic communities in northern gulf of Mexico estuaries. **Gulf Research Reports**, 9: 111-116.
- Glémarec, M. 1969. Les peuplements benthiques du plateau continental Nord-Gascogne. **Thèse de Doctorat d'État es Sciences Naturelles**. Faculté des Sciences de Brest. 167 p.
- Gray, J. S. 1974. Animal-sediment relationships. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**, 12, 223-261.
- Gray, J. S. 1997. Marine biodiversity: patterns, threats and conservation needs. **Biodiversity and Conservation**, 6: 153-175.
- Josefson, B. 1986. Temporal heterogeneity in deep-water soft-sediment – an attempt to reveal temporal structure. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 23: 147-169.
- Krebs, C. J., 1994. **Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance** (4th ed.). Harper Collins College Publishers, 801 p.
- Krebs, C. J., 1989. **Ecological Methodology**. Harper Collins Publishers, New York, 654 p.
- Legendre, L. & Legendre, P. 1984. **Écologie Numérique. I. – Le traitement multiple des données écologiques. II – La structure des données écologiques.** (2^{ème} ed.). Masson Ed. Paris. 260 p; 335 p.
- Lorenzen, C. J. 1967. Determination of Chlorophyll and Phaeo pigments: spectrophotometric equations. **Limnology & Oceanography**, 12: 343-346.
- Magurran, A. E. 1988. **Ecological diversity and its measurement**. Chapman and Hall. Princeton University Press, USA, 179 p.
- Margalef, R. 1991. **Ecologia** (7^a ed.) Ediciones Omega. Barcelona, 951 p.
- Massé, H. 1972. Contribution à l'étude de la macrofaune des peuplements des sables fins infralittoraux des côtes de Provence. Discussion, comparaison et interprétation des données quantitatives. **Téthys**, 4(2): 397-422.
- Moita, I. 1986. **Plataforma continental – Carta dos sedimentos superficiais: Notícia explicativa da Folha SED 7 e 8, Cabo de S. Vicente ao Rio Guadiana**. Publ. Instituto Hidrográfico, Lisboa, 18 p.
- Monteiro Marques, V. 1987. A Plataforma Continental do Algarve: Definição qualitativa das biocenoses de substrato móvel. **Documentos Técnicos do Instituto Hidrográfico**, 31: 1-204.
- Moss, B. 1967. A spectrophotometric method for the estimation of percentage degradation of chlorophylls to pheopigments in extracts of algae. **Limnology & Oceanography**, 12: 335-340.
- Orth, R. J. 1977. The importance of sediment stability in seagrass communities. Pp. 281-300 *In*: Coull, B.C. (Ed.) **Ecology of Marine Benthos**. University of South Carolina Press, 467 p.
- Pagola-Carte, S., Urkiaga-Alberdi, J., Bustamante, M. & Saiz-Salinas, J. I. 2002. Concordance degrees in macrozoobenthic monitoring programmes using different sampling methods and taxonomic resolution levels. **Marine Pollution Bulletin**, 44: 63-70.
- Parsons, T. R., Takahashi, M. & Hargrave, B. 1984. **Biological Oceanographic Processes** (3th ed.). Pergamon Press, GB, 330 p.
- Pearson TH, Rosenberg R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**, 16: 229-311.
- Pérès, J. M. 1976. **Précis d'océanographie biologique**. Presses Universitaires de France, Paris, 246 p.
- Pérès, J. M. & Picard, J. 1964. Nouveau Manuel de bionomie benthique de la Mer Méditerranée. **Recueil des Travaux de la Station Marine d'Endoume**, 31: 5-137.
- Pielou, E. C. 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. **Journal of Theoretical Biology**, 13: 131-144.
- Plante-Cuny, M. R. 1974. Évaluation par spectrophotométrie des teneurs en chlorophylle "a" fonctionnelle et en phéopigments des substrats meubles marins. **Documents Scientifiques de la Mission. O.R.S.T.O.M. Nosy-Bé**, 45: 1-76.
- Plante-Cuny, M. R., 1978. Pigments photosynthétiques et production primaire des fonds meubles néritiques d'une région tropicale (Nosy-Bé, Madagascar). **Journal de Recherche Oceanographique**, 3: 1-14.
- Rohlf, F. J. 1998. **NTSYS-pc: Numerical taxonomy and multivariate analysis system. Program manual**. Exeter Software.

- New York.
- Saldanha, L., 1974. Estudo do povoamento dos horizontes superiores da rocha litoral da costa da Arrábida (Portugal). **Arquivos do Museu Bocage**, 5(2): 1-382.
- Santos, S. L. & Simon, J. L. 1980. Marine soft-bottom community establishment following annual defaunation: larval or adult recruitment? **Marine Ecology Progress Series**, 2: 235-241.
- Snelgrove, P. V. R. & Butman, C. A. 1994. Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. **Oceanography and Marine Biology: An Annual Review**, 32: 111-117.
- Sousa Reis, C., Guerreiro, J., Monteiro, A., Castro, J., Duarte, P., Raimundo, L. & Santos, A. 1985. Contribuição para o estudo da Bionomia Bentónica da “Ria” Formosa (zona da Ilha de Tavira) - I. Dados preliminares. **Text et Res. Sémin. “Systèmes Lagunaires - Ria Formosa”**. Institut Franco-Portugais. Lisboa.
- Sprung, M. 1994. Macrobenthic secondary production in the intertidal zone of Ria Formosa – a lagoon in southern Portugal. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 38: 539-558.
- Tenore, K. R., Zajac, R. N., Terwin, J., Andrade, F., Blanton, J., Boynton, W., Carey, D., Diaz, R., Holland, A. F., Lopez-Jamar, E., Montagna, P., Nichols, F., Rosenberg, R., Queiroga, H., Sprung, M. & Whitlatch, R. B. 2006. Characterizing the role benthos plays in large coastal seas and estuaries: a modular approach. **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 330: 392-402.
- Underwood, A. J. 1997. **Experiments in Ecology: Their Logical Design and Interpretation Using Analysis of Variance**. Cambridge University Press, Cambridge. 504p.
- Vasconcelos, M. S. 2002. **A Condição Humana e os Oceanos. Breviário de Meditação**. IPIMAR, Lisboa, 370 p.
- Warwick, R. M. 1993. Environmental impact studies on marine communities: pragmatical considerations. **Australian Journal of Ecology**, 18: 63-80.
- Zar, J. H. 1984. **Biostatistical analysis** (2nd edn.) Prentice-Hall International, New Jersey, 718 p.
- Zuur, A., 2003. **Brodgar v. 2.06**. Highland Statistics, Ltd. Aberdeen. Uk.

Received July 2007

Accepted July 2008

Published online August 2008



La pesquería de langostino en Punta Del Diablo (Uruguay): un primer acercamiento

ANGEL M. SEGURA^{1*}, ESTELA A. DELGADO², ALVAR CARRANZA²

¹ Sección Oceanología, Facultad de Ciencias, Montevideo-Uruguay.

² UNDECIMAR, Facultad de Ciencias, Montevideo-Uruguay

*Author to whom correspondence should be addressed: e-mail: amsegura@fcien.edu.uy, Sección Oceanología, Facultad de Ciencias, Iguá 4225, Montevideo 11400, Uruguay.

Abstract: The red shrimp fishery in Punta Del Diablo (Uruguay): a first approach. The red shrimp *Pleoticus mulleri* is captured along most of its distribution range. In Uruguay, it is targeted by the artisanal fleet operating in the Atlantic coast, although a description of the fishery is lacking for this area. The highest fishing effort is located in Punta del Diablo, where the fishing season lasts from September-October to December. This fishery is operated by 7 small vessels (7-9 m) in journeys lasting from 8 to 12 h. The total shrimp-catch per fishing season is ca. 12 tons. By-catch consisted in 27 fish species (21 bony fishes and 6 Condriactians), 11 mollusks species, 9 crustacean species, 2 echinodermatan and one polychaete. We registered interactions with the South American sea lion *Otaria flavescens* that resulted in gear damage. *Larus dominicanus* was the most abundant avian species feeding on discarded organisms. During fieldwork, we experienced an important cooperation from the artisanal fishing community, which needs to be linked to scientific knowledge towards a co-management experience.

Keywords: red shrimp, artisanal fishery, co-management.

Resumen: El langostino *Pleoticus muelleri* es capturado comercialmente en gran parte de su rango de distribución. En Uruguay se pesca artesanalmente en la costa Atlántica, aunque no existen para la zona descripciones de ésta pesquería. El mayor esfuerzo pesquero se verifica en Punta el Diablo, donde las zafas duran desde setiembre-octubre hasta fines de diciembre. En ella participan 7 embarcaciones pequeñas (7-9 m) que operan en jornadas de 8 a 12 horas de duración. Se capturan por zafa ca. 12 toneladas de langostino. La captura incidental consistió de 27 especies de peces (21 teleósteos y 6 cartilagosos), 11 especies de moluscos, 9 especies de crustáceos, 2 de equinodermos y una de poliqueto. Se registraron interacciones con el león marino sudamericano *Otaria flavescens* que resultaron en roturas del arte. *Larus dominicanus* fue la especie de ave más abundante alimentándose del descarte. Durante los muestreos se consiguió una importante cooperación por parte de la comunidad de pescadores artesanales, la cual es necesario capitalizar y formalizar para consolidar una experiencia de co-manejo de la pesquería.

Palabras clave: camarón, pesquería artesanal, co-manejo.

Las pesquerías artesanales o de subsistencia constituyen el 25% de la producción pesquera total mundial y proveen más de la mitad de los organismos acuáticos para consumo humano (Mathew 2001). Sin embargo, éstas pesquerías a menudo reciben poca o nula atención por parte de las autoridades nacionales (Pauly 1997) y se desconocen sus características básicas (Lewison *et al.* 2004) por lo que no son consideradas en general al establecer planes de manejo (Pauly 1997, Castilla & Defeo 2005).

Las pesquerías de camarones utilizan como arte de pesca una red de arrastre de fondo con baja selectividad, lo que genera una importante captura incidental (Alverson *et al.* 1994, Kelleher 2005). Además, en estas pesquerías se registran interacciones con mamíferos marinos, tortugas y grandes condriactios (megafauna; *sensu* Zeeberg *et al.* 2006) con el consiguiente impacto negativo para las poblaciones de éstas especies y la pesquería en general (Lewison *et al.* 2005).

El langostino o camarón rojo, *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) es capturado comercialmente en gran parte de su rango de distribución, desde Río de Janeiro (Brasil) hasta Chubut (Argentina) (Boschi 1989, Costa *et al.* 2004). En la costa oceánica de Rocha-Uruguay (33°50'-34°40' S y 53°30'-54°10' O) se pesca artesanalmente por embarcaciones costeras (<10 Toneladas de Registro Bruto¹; Figura 1) en Punta del Diablo, Barra de Valizas y La Paloma (Figura 2). Actualmente, en Punta del Diablo (Rocha) se realiza el mayor esfuerzo pesquero en capturar éste recurso (Segura 2006). En este contexto, los objetivos de este trabajo fueron a) describir aspectos operativos de esta pesquería (e.g. zona de pesca, dinámica, flota, magnitud de las capturas) y b) documentar la captura incidental así como las interacciones con especies de la megafauna.

Mediante embarques quincenales, se relevaron 2 zafas consecutivas de langostino en Punta del Diablo (septiembre de 2005 a octubre 2006). La zona de pesca estuvo comprendida entre la costa y la isobata de 13 m, delimitada por el sur con la Punta Palmar (34°03' S), y con el Canal Andreoni por el Norte (33°54' S) (Figura 2). Las zafas del 2005/2006 se extendieron desde setiembre-octubre hasta fines de diciembre. El comienzo y la duración de la zafa variaron interanualmente menos de un mes, según información reportada por los pescadores. La zafa de camarón coincidió temporalmente (octubre y noviembre) con la pesca del tiburón “gatuso” (*Mustelus schmitti*). Durante éstos meses los pescadores optaron por una u otra especie según el rendimiento y el precio de venta de la captura.

La flota estuvo compuesta por 12 embarcaciones de las cuales 7 dirigieron su esfuerzo a este recurso específicamente, capturándose por zafa entre 10 y 12 toneladas. La captura por unidad de esfuerzo (CPUE; kg *Pleoticus muelleri*/Lances) mostró un patrón jorobado. La CPUE aumentó desde el inicio de la zafa en octubre hasta mediados de diciembre y luego disminuyó hasta no registrarse capturas en enero (Tabla I). Las embarcaciones (entre 6 y 9 m de eslora) fueron construidas con madera revestida con fibra de vidrio y utilizaron motores fuera de borda con una potencia (media $\pm$ DE) de 29 ± 11 caballos de fuerza (HP) con motores desde 15 a 40 HP. El arte de pesca utilizado fue una red de arrastre de fondo, de 9 m de apertura horizontal con malla de 25 mm en las alas y en el copo tomados entre nudos estirados, con dos

portones de 18 kg c/u. El tiempo de arrastre (media $\pm$ DE) fue 21 ± 4 minutos y la velocidad fue 1.6 ± 0.1 nudos (Tabla I). La tripulación estuvo constituida por un capitán y uno o dos marineros, según la embarcación. La maniobra de calado y virado de la red se realizó de forma totalmente manual. La captura fue seleccionada a bordo reteniéndose exclusivamente langostinos de mayor tamaño (> 25 mm de longitud cefalotorácica). El capitán escogió basándose en su conocimiento fondos arenosos o fangosos para arrastrar con el fin de evitar posibles “enganches” de la red en zonas rocosas.



Figura 1. Embarcación de pesca artesanal (*chalana*) operando en Punta del Diablo (Rocha-Uruguay).

Las jornadas de pesca comenzaron en la mañana (8:00-10:00 am) y finalizaron en la tarde (15:00-17:00 pm) y dependieron de la abundancia del recurso y las condiciones atmosféricas locales. Excepcionalmente se registraron jornadas de pesca de 12 horas. Las breves jornadas de pesca responden a la imposibilidad de las barcas de refrigerar la captura y la consiguiente posibilidad de descomposición de la misma y posterior pérdida económica.

Se capturaron incidentalmente al menos 50 taxa, identificándose 27 especies de peces (21 teleósteos y 6 cartilaginosos); 11 especies de moluscos, 9 especies de crustáceos, 2 de equinodermos y una de poliqueto, entre otras. Se presenta en la Tabla II la lista de especies capturadas incidentalmente. El registro de abundantes especies de peces, en su mayoría juveniles (A. Segura com. pers.), y el registro de gasterópodos y bivalvos entre otros (Tabla II), sugieren potenciales impactos sobre la comunidad nectónica y bentónica. Sin embargo, el impacto de ésta pesquería sobre el ecosistema podría ser de escasa magnitud debido a la reducida zona de

¹ TRB: Es la capacidad cerrada total de la embarcación. Se mide en toneladas de arqueo y equivale a 2.832 metros cúbicos.

Tabla I. Información pesquera de los embarques relevados en la zafra 2005/2006. Captura por unidad de esfuerzo (CPUE) en kg de *Pleoticus muelleri* por lance, esfuerzo (número de lances), velocidad de arrastre en nudos, duración media por lance en minutos con sus respectivos desvíos estándar (σ). Se muestra la relación Captura de *P. muelleri*/Captura incidental en peso (**= $P < 0.01$, prueba de Chi cuadrado).

Fecha	CPUE (kg/lance)	Esfuerzo (# Lances)	Velocidad (Nudos)	Duración media lance (Min) (σ)	Captura C. incidental
Date	CPUE (kg/rawl)	Effort (# trawls)	Speed (Knots)	Mean trawling time (Min) (σ)	Catch by-catch
17/9/05	0	2	-	-	-
10/10/05	40	12	1.5	23 (7.93)	-
30/10/05	117	14	1.5	25 (6.25)	1.05
21/11/05	26	2	1.6	24 (1.41)	0.84**
5/12/05	200	17	1.7	15 (5.18)	0.58**
20/12/05	20	12	1.5	20 (4.15)	-
06/01/06	0	2	1.6	17 (5.66)	-

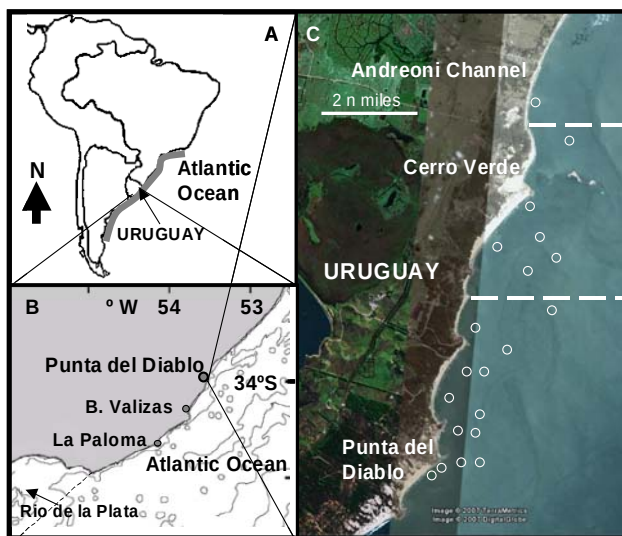


Figura 2. A) Mapa de Sudamérica indicando el rango de distribución de *Pleoticus muelleri* (línea gris). B) Detalle de la costa Atlántica Uruguaya indicando las comunidades pesqueras donde se captura langostino. C) Zona de pesca en Punta del Diablo con lances relevados en la zafra 2005 (círculos) y la zona propuesta para Área Marina Protegida-Cerro Verde (líneas punteadas).

pesca, el reducido esfuerzo (tanto en días totales de pesca como duración de la zafra) y las pequeñas dimensiones del arte.

Durante el período de estudio, se registraron tres eventos de interacción con el “león marino” *Otaria flavescens* que se alimentó de parte de la captura, ocasionando roturas en la red que provocaron el abandono de la pesca. Este tipo de interacción es, según los pescadores, muy recurrente y altamente problemática. En las dos zafras evaluadas, se comunicó una sola captura de una tortuga de pequeño porte (largo del caparazón ca. 20 cm) que no fue identificada. La misma mostró gran vitalidad cuando fue liberada. A pesar de este hecho puntual, la captura incidental de organismos de la

megafauna (mamíferos marinos, grandes condricios) no parece ser un problema mayor en ésta pesquería, posiblemente debido a las reducidas dimensiones del arte, baja velocidad y escaso tiempo de arrastre. La “gaviota común” (*Larus dominicanus*) fue predominante sobre el resto de las aves que se alimentaron del descarte (“gaviotines” *Sterna* spp; “petreles gigantes” *Macronectes giganteus* y “fragatas”, *Fregata magnificens*).

Sería conveniente evaluar más extensivamente la pesquería, para cuantificar el alcance y la intensidad de las mencionadas interacciones. Sobre la base de la gran fracción de peces juveniles descartados y a la interacción con *O. flavescens* y *L. dominicanus*, se sugiere la implementación de sistemas excluidores de captura incidental perfilados principalmente a la exclusión de peces juveniles (e.g. redes de malla cuadrada; Broadhurst *et al.* 1999). Éste hecho disminuiría las probabilidades de rotura de la red por parte de *O. flavescens* y el descarte a bordo, disminuyendo el alimento disponible para las especies carroñeras (e.g. *L. dominicanus*).

La continuación de los estudios de esta pesquería resulta impostergable para prevenir posibles efectos sobre el ecosistema. Es indispensable para lograr este objetivo que las comunidades involucradas en la explotación del recurso participen activamente, tanto en la investigación y el monitoreo como de la toma activa de decisiones, para aprovechar el conocimiento ecológico tradicional (CET *sensu* Pauly 1997). Este tipo de estudios son básicos y permitirán obtener la información necesaria para desarrollar e implementar futuras estrategias de manejo del recurso basadas en la comunidad (co-manejo *sensu* Mathew 2001).

Tabla II. Lista de taxa capturados incidentalmente en la pesquería de *Pleoticus muelleri* en Punta del Diablo (Rocha-Uruguay).

Nombre científico	
Chondrichthyes	
Myliobatidae	<i>Myliobatis goodei</i> Garman, 1885
Rajidae	<i>Sympterygia acuta</i> Garman, 1877
Rajidae	<i>Sympterygia bonapartii</i> Müller & Henle, 1841
Rhinobatidae	<i>Rhinobatos horkelii</i> Müller & Henle, 1841
Squatinae	<i>Squatina guggenheim</i> Marini, 1936
Triakidae	<i>Mustelus schmitti</i> Springer, 1939
Actinopterygii	
Ariidae	<i>Genidens barbatus</i> (Lacepede, 1803)
Triglidae	<i>Prionotus punctatus</i> (Cuvier, 1829)
	<i>Monacanthus ciliatus</i> Oken, 1817
Batrachoididae	<i>Porichthys porosissimus</i> (Valenciennes, 1837)
Carangidae	<i>Selene setapinnis</i> (Mitchill, 1815)
Congridae	<i>Conger orbignyanus</i> Valenciennes, 1847
Cynoglossidae	<i>Symphurus</i> spp. (Rafinesque, 1810)
Engraulidae	<i>Anchoa marinii</i> Hildebrand, 1943
Paralichthyidae	<i>Paralichthys orbignyanus</i> (Valenciennes, 1939)
	<i>Urophycis brasiliensis</i> (Kaup, 1858)
Phycidae	<i>Percophis brasiliensis</i> Quoy & Gaimard, 1824
Pinguipedidae	<i>Oncoptherus darwini</i> Steindachner, 1875
Pleuronectidae	<i>Macrondon ancyodon</i> Schneider, 1801
Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i> (Linnaeus, 1766)
Scianidae	<i>Micropogonias furnieri</i> (Desmarest, 1823)
	<i>Paralichthys brasiliensis</i> (Steindachner, 1875)
	<i>Menticurus americanus</i> (Linnaeus, 1758)
	<i>Acanthistius brasiliensis</i> (Valenciennes, 1828)
Serranidae	<i>Stromateus brasiliensis</i> (Fowler, 1906)
Stromateidae	<i>Peprilus paru</i> (Linnaeus, 1758)
Trichiuridae	<i>Trichurus lepturus</i> Linnaeus, 1758
Equinodermata	
Echinoidea/Mellitidae	<i>Mellita quinquesperforata</i> (Leske, 1778)
Asteroidea/Asterinidae	<i>Asterina stellifera</i> (Möbius, 1859)
Artropoda Crustacea	
Majidae	<i>Libinia spinosa</i> H. Milne Edwards, 1834
Portunidae	<i>Arenaeus cribarius</i> (Lamarck, 1818)
	<i>Ovalipes trimaculatus</i> (de Haan, 1933)
Atelecyclidae	<i>Corystoides chilensis</i> Milne Edwards & Lucas, 1844
Xanthidae	<i>Pilumnus reticulatus</i> Stimpson, 1860
Diogenidae	<i>Loxopagurus loxochelis</i> (Moreira 1901)
Penaeidae	<i>Artemesia longinaris</i> (Bate 1888)
	<i>Farfantepenaeus paulensis</i> (Pérez-Farfante, 1967)
Caprellidea	<i>Caprella</i> spp.
Peracarida	No id.
Mollusca	
Cephalopoda/Loliginidae	<i>Loligo sanpaulensis</i> Brakoniecki, 1984
Gastropoda	
Volutidae	<i>Pachycymbiola brasiliensis</i> (Lamarck, 1811)
Nassariidae	<i>Buccinanops moniliferum</i> (Valenciennes, 1834)
	<i>Buccinanops cochlidium</i> (Dillwyn, 1817),
Olividae	<i>Olivancillaria urceus</i> (Röding, 1798)
	<i>Olivancillaria deshayesiana</i> Duclos, 1857
	<i>Olivancillaria vesica auricularia</i> (Lamarck, 1810)
	<i>Parvanchis</i> spp.
Columbellidae	
Bivalvia	
Mytilidae	<i>Mytilus edulis platensis</i> (d'Orbigny, 1842)
	<i>Perna perna</i> (Linnaeus, 1758)
Veneridae	<i>Amiantus purpurata</i> (Lamarck, 1856)
Annelida	
Polychaeta/Eunicidae	No id.
Ctenophora	No id.
Cnidaria	
Scyphozoa	No id.
Fanerogamas	
Clorophyta	<i>Ulva lactuca</i> Linnaeus, 1753
Rodophyta	No id.

No id. = no identificado al nivel específico.

Agradecimientos

A la comunidad de pescadores de Punta del Diablo, por sus invaluables enseñanzas. A Idea Wild (Biodiversity Conservation) por los instrumentos de campo proporcionados mediante un premio a A. S. A. C. agradece a Rufford Small Grants for Nature Conservation. Se agradece a los dos árbitros anónimos por sus valiosos aportes y sugerencias y a F. Scarabino por la ayuda en la identificación de los invertebrados bentónicos y su posterior curación en el Museo Natural de Historia Natural y Antropología de Uruguay.

Referencias

- Alverson, D. L. Freeberg, M. H. Murawski, S. A. & Pope, J. G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. **FAO Fisheries Technical Paper** No. 339. Rome, 235 pp.
- Boschi, E. E. 1989. Biología pesquera del langostino del litoral patagónico de Argentina. **Contribuciones del INIDEP** no. 646, Mar del Plata, 71 pp.
- Broadhurst, K. M. Larsen, R. B. Kenelly, S. J. & Mcshane, P. E. 1999. Use and success on composite square - mesh codends in reducing by-catch and improving size-selectivity in Gulf St. Vincent, South Australia. **Fisheries Bulletin**, 97: 434-448.
- Castilla, J. C. & Defeo, O. 2005. Paradigm Shifts Needed for World Fisheries. **Science**, 309: 1324-1325.
- Costa, R. C. Fransozo, A. & Pinheiro, A. P. 2004. Ecological distribution of the shrimp *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Decapoda: Penaeoidea) in southeastern Brazil. **Hydrobiologia**, 529: 195-203.
- Kelleher, K., 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. **FAO Fisheries Technical Papers** no. 470, Rome, 131pp.
- Lewison, R. Crowder, L. Read, A. & Freeman, S. 2004. Understanding

- impacts of fisheries bycatch on marine megafauna. **Trends in Ecology and Evolution**, 15: 598-604.
- Mathew, S. 2001. Small-scale fisheries perspectives on an ecosystem-based approach to fisheries management. **Reykjavik Conference on Responsible Fisheries in the Marine Ecosystem**, Reykjavik, 15pp.
- Pauly, D. 1997. Small-scale fisheries in the tropics: Marginality, marginalization and some implications for fisheries management. *In*: Pikitch, E. K., Huppert, D. D., Sissenwine, M. P. (Eds.) **Global trends: Fisheries management**. **American Fisheries Society Symposium**, 40-49.
- Segura, A. M. 2006. Aspectos biológicos y pesqueros del langostino *Pleoticus muelleri* (Bate, 1888) (Decapoda: Solenoceridae) en Punta del Diablo, Uruguay. **Bachelor thesis**. Universidad de la República. Montevideo-Uruguay, 49pp.
- Zeeberg, J. Corten, A. & Graaf, E. 2006. Bycatch and release of pelagic megafauna in industrial trawler fisheries off Northwest Africa. **Fisheries Research**, 78: 186-195.

Received October 2007

Accepted July 2008

Published online August 2008



Do phosphates improve the seafood quality? Reality and legislation

ALEX AUGUSTO GONÇALVES¹ & JOSÉ LUIS DUARTE RIBEIRO²

¹Dr. is a post-doc researcher at Center of Water Resources Studies, Dalhousie University, Halifax, NS, Canada (alaugo@gmail.com).

²Dr. is a professor at Faculty of Engineering, UFRGS, Porto Alegre, Brazil (ribeiro@producao.ufrgs.br).

Abstract: Phosphates are natural components of almost all foods and are also used as functional food additives in food processing. In the seafood industry, phosphates have a wide application and are providing many functional uses. Consumers should be able to acquire seafood with as little loss of content and quality as possible. An appropriate treatment of the seafood with phosphates should be chosen carefully, based on the seafood species, product type and according to the consumer's expectations and international legislations. Moreover, phosphates cannot substitute an inadequate handling and cannot improve the quality of a poor product. The conditions of the product and its quality should be evident and documented during the whole processing.

Key words: Seafood, phosphates, quality, legislation.

Resumo. Os fosfatos melhoram a qualidade do pescado? Realidade e legislação. Os fosfatos são componentes naturais de quase todos os alimentos e também são utilizados como aditivos alimentares no processamento dos alimentos. Na indústria do pescado, os fosfatos têm uma ampla aplicação e fornecem múltiplos usos funcionais. Os consumidores devem adquirir pescado com pouca perda de conteúdo de água e de qualidade, o máximo possível. Um tratamento adequado do pescado, com fosfato deve ser cuidadosamente escolhido, com base na espécie, tipo de produto e de acordo com as expectativas do consumidor e de legislações internacionais. Além disso, os fosfatos não podem substituir um tratamento inadequado e não pode melhorar a qualidade de um produto pobre. As condições iniciais do produto e sua qualidade devem ser evidentes e documentadas durante todo o tratamento.

Palavras chave: pescado, fosfatos, qualidade, legislação.

Industrial Relevance

This review intend to show for researchers and seafood industrials the potential use of additive phosphate in industrial applications; showing the importance of legislation and limit use. The phosphates application in seafood is shown promising, but it has to be used with criterion. The incorrect or abusive use will lead to sensorial failures and besides that, it can characterize economic frauds.

Introduction

Seafood is very popular in the world, with high nutritional value, what explains the high demands on the part of the consumers. Besides, the growing costs of these products generate higher quality expectations. Consumers should be able to obtain "seafood products" of high quality, best

appearance and little weight loss, mainly the frozen products (Gonçalves 2004a, 2004b, 2005; Schnee 2004).

Shortly after the capture, a series of complex alterations (biochemical and microbiological) occurs on the surface and inside the edible portion of all seafood, resulting in a decrease of its quality. Water is the most abundant component in its muscle, considering weight as well as volume (70-80%). As a main component, it influences the seafood sensorial attributes, its shelf life and quality. However, a part of this water is lost during transportation, from its capture to its processing and posterior commercialization, through drip, evaporation and/or cooking (Toldrá 2003; Gonçalves 2004a, 2004b).

Thus, the seafood processing companies have a great concern in retaining this water, first

for economic reasons (seafood is sold by weight) and secondly, for the quality of the final product (Toldrá 2003). On the other hand, an excessive loss of water can generate a great dissatisfaction on the part of the consumers for the following reasons: (a) the drip of the fish generates an undesirable appearance; (b) cooking reduces the size of the fish; (c) and mainly, the loss of the sensorial attributes (juice, texture and color) makes the seafood less attractive.

Use of phosphates in seafood

Aware of the loss of water during the capture and processing, the commercial practices have been involving the control, addition (hydration) and retention of the moisture of the fish during the capture, processing, distribution, storage and preparation. The treatment of the fish with phosphates, to guarantee its quality, has been used for many years. However, excessive addition of water can lead to adulteration resulting in economic fraud, while a limit of water and loss of water can endanger the quality, the shelf life and the acceptance of the product by the consumer (Schnee 2004; Garrido & Otwell 2004).

Among the functional properties changed by the addition of phosphates in seafood and its products are: (a) the retention of the moisture and natural flavor, inhibiting the loss of fluids during the distribution and the commercialization, (b) the emulsifying (mainly in sausage products), (c) the inhibition of the process of lipid oxidation (by the quelation of metallic ions), (d) the stabilization of the color, and (e) the cryoprotection which contributes to the extension of its shelf life (Neto & Nakamura, 2003; Schnee 2004; Ünal *et al.* 2004).

Recently, the use of phosphates in some segments of the fishing industry has been object of meticulous exam of the governmental institutions in several countries, including Brazil. When used inadequately, the excessive absorption of moisture can lead to economic fraud accusation. However, when applied criteriously, the phosphates retain the natural moisture resulting in softer and succulent products. It is important to highlight that the polyphosphates should never be used to mask an inferior or deteriorated quality product (Aitken 2001; Neto & Nakamura 2003).

Classification and nomenclature

The phosphates are obtained by the refine of the calcium phosphates that occur naturally in the mineral rocks. Through total or partial neutralization

of the phosphoric acid with alkaline metallic ions (sodium, potassium or calcium), two phosphate classes are formed: orthophosphates and pyrophosphates (Dziezak 1990; Lampila 1992; Neto & Nakamura 2003; WFM 2004).

The basic structures for the salts of phosphate are the orthophosphoric acids. The salts formed by the reaction with a base, as the sodium hydroxide, are for that reason referred to as orthophosphates, besides other salts of sodium which are also presented on Table 1, with the common nomenclatures in the literature, as well as the code International Number System for Food Additives - INS (Marujo 1988; Dziezak 1990; Teicher 1999; Neto & Nakamura 2003; WFM 2004).

Table 1. Phosphoric acid and sodium orthophosphates.

Name	INS
Phosphoric Acid, Orthophosphoric Acid, Monobasic Sodium Phosphate (MSP)	338
Monosodium Phosphate, Monosodium Orthophosphate, Sodium Biphosphate	339i
Dibasic Sodium Phosphate (DSP), Disodium Phosphate, Disodium Orthophosphate	339ii
Tribasic Sodium Phosphate (TSP), Trisodium Phosphate, Trisodium Orthophosphate	339iii

Source: Teicher (1999)

When the orthophosphates are heated under controlled conditions of pH, reactions occurs, or they condense forming the pyrophosphates or diphosphates. If, under controlled conditions, higher temperatures are used, it will promote the polymerization, producing the tripolyphosphates and components of larger molecular weights. Table 2 presents the additives more commonly used in the processing of meats, chickens and seafood (Dziezak 1990; Teicher 1999; WFM 2004).

Table 2. Sodium pyrophosphates and sodium polyphosphates.

Name	INS
Sodium Acid Pyrophosphate (SAPP), Dihydrogen Sodium Pyrophosphate, Dihydrogen Sodium Diphosphate, Disodium Pyrophosphate, Dibasic Sodium Pyrophosphate	450i
Tetrasodic Pyrophosphate (TSPP), Sodium Pyrophosphate, Sodium Pyrophosphate	450iii
Tetrabasic, Sodium Diphosphate	
Sodium Tripolyphosphate (STP), Pentasodic, Sodium Triphosphate	451i
Sodium Hexametaphosphate (SHMP), Sodium Polyphosphate, Sodium Metaphosphate	452i

Source: Teicher (1999)

Physical and chemical properties and their functions

According to Marujo (1988), Food Chemicals Codex establishes the following specifications for the phosphates to be used in food: High degree of purity (variable according to the product), Arsenic (maximum 3 ppm), Fluoride (maximum 50 ppm), Lead (maximum 5 ppm), Heavy metals (maximum 10 ppm), Insolubles (maximum 0.1%).

In the seafood applications, the phosphates

more commonly used are pure Sodium Tripolyphosphate (STP) or in mixtures with Sodium Hexametaphosphate (SHMP) or Sodium Acid Pyrophosphate (SAPP) and/or Tetrasodium Pyrophosphate (TSPP), because they show a combination of properties, such as solubility, adjustment of the medium pH and tolerance to the ions Mg^{2+} and Ca^{2+} , frequently present in the processing water. Some typical properties are summarized on Table 3 (Teichner 1999; Neto & Nakamura 2003; Ünal *et al.* 2004).

Table 3. Properties of the commonly used phosphates.

Properties	STP	SHMP	SAPP	TSPP
pH (aqueous solution 1%, 25°C)	9,8	6,9	4,4	10,2
Solubility (g/100g; sol./sol.)	13	> 60	13	6
P ₂ O ₅ (%)	58	67	63	53
Total Na ₂ O (%)	42	32	28	46

Source: Marujo (1988); Dziezak (1990); Teicher (1999)

Hydration and water holding capacity

According to FDA (1993), sodium tripolyphosphates are additives of the phosphate family used in the seafood industry with a humectant function, i.e., those substances maintain the moisture of the product, being more used in scallops, shrimp and lobsters processing.

According to Detienne and Wicker (1999), interaction of the polyphosphates with the muscular tissue and the hydration and tenderization mechanism of the meat, have not been completely understood. Some hypothetical factors discussed among several researchers have shown that the actions of the polyphosphates in the muscular tissue can happen due to (a) the increase of the pH of the meat, (b) the increase of the ionic force, (c) the quelation of metallic ions and (d) the dissociation of the actomyosin complex.

The water holding capacity (WHC) involves an interaction between the protein or the proteic food and the water. The largest or smallest affinity of the protein with the water is also linked to other functional properties such as color, texture, firmness, softness and, above all, the juiciness (Sgarbieri 1996; Ordóñez-Peneda 2005).

There are several factors that modify WHC, among them, the ones that have a strong effect on the post mortem changes, leading to the production of lactic acid and the consequent reduction of the pH, to the loss of ATP, to the beginning of the rigor mortis and to the changes of the cellular structure associated with the proteolytic enzymatic activity (Ordóñez-Peneda 2005).

The polyphosphates help the muscular protein solubilization and the meat acidity decrease (increase pH), when there is an increase of space

around the proteins and, thus, larger amount of water can be kept within the proteins (Minatti 2004).

The effect of the phosphates in the retention and connection with the molecules of water is due to a specific polianionic effect or to an alteration of the load of the muscle proteins. That effect is only reached through a group of special phosphates called "diphosphates", which make the proteins attract the molecules of water (Figure 1).

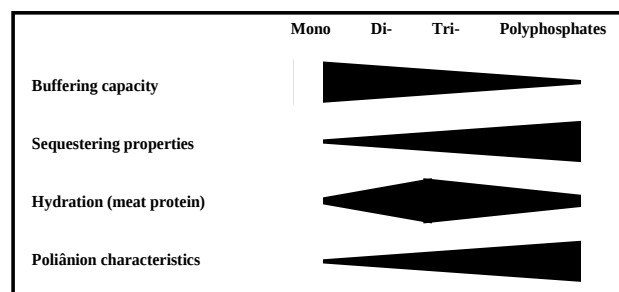


Figure 1. Chemical characteristics of the phosphates (Schnee, 2004).

The long chains of phosphates can be less effective, and their effectiveness will depend on how fast their conversion into diphosphates occurs, by means of the muscular enzymes (Marujo 1988; Dziezak 1990; Teicher 1999; Schnee 2004).

The moderated increase of the pH (less acid condition), due to the phosphate use, is also an important factor, but not the only one, in the retention of water. The fish proteins show less WHC when the muscular pH is around 5.4 (isoelectric point of the proteins).

The phosphates increase the pH at a high level of approximately 6.4 (Figure 2). If the final pH of the product is very high, the shelf life decreases and failures as sliminess, translucency and fat

decomposition will be observed (Dziezak 1990; Teicher 1999; Schnee 2004).

As a result of the increase of the water holding capacity by the protein in cooked meat, the following improvements are generally observed: improvement in the yield (8 to 10%), better retention of the flavor and better texture (Teicher 1999; Neto & Nakamura 2003).

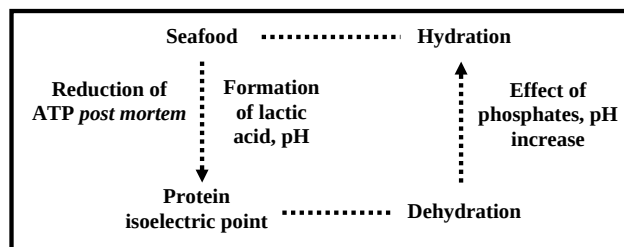


Figure 2. Effects of the phosphates in the biochemistry of the muscle (Schnee, 2004).

Other beneficial functions of the phosphates include the capacity of isolation and quelation of metallic cations as Ca^{2+} , Mg^{2+} , Fe^{2+} and Fe^{3+} . The ion quelation helps to inhibit the development of oxidative process, and to stabilize the color, considering that the quelation of Ca^{2+} Mg^{2+} also influences the capacity of water retention (Marujo 1988; Dziezak 1990; Teicher 1999; Neto & Nakamura 2003).

General applications of phosphates

Thorarinsdottir *et al.* (2004) proved that the effectiveness of the phosphates in the properties of retention of water in meat products depended on the type and on the amount of phosphates, as well as on the type of product that was processed with their addition.

The phosphates are generally applied by immersion, spray, injection or tumbling into phosphate solution with different concentrations. The dry addition is also used in minced meat systems. Among those presented systems, the most efficient way to apply the phosphates is through the vacuum tumbling. However, tumbling in excess can cause the extraction of proteins before the absorption of the phosphate solution (Otwell 1992; 1993; Lampila 1993; Ünal *et al.* 2004).

Researches developed by Aitken (2001) demonstrated that the easiest way to apply phosphates in food products is by immersion with light agitation so that the whole surface is contacted with the solution. Lately, the growing use of continuous systems of phosphate addition has been observed, besides discontinuous methods that are very much used, as the immersion of the fish in solutions with variable concentrations and times

occurs. In either system, a uniform application of the phosphates is to be assured to guarantee good yield (Marujo 1988; Lampila 1992).

The phosphates are applied in solutions from 2 to 10% to obtain the great activation of the proteins, which results in approximately 0.5% of residual phosphates in the final product. The phosphates can also be applied by means of ice that has been prepared with phosphates and water. The exact concentrations and the time of treatment depend mainly on the seafood species. The treatment is more efficient soon after the capture and it should be done before any thermal treatment.

According to Schnee (2004), the concentrations more commonly used by industry are:

- ❖ Ice making: 3% solution
- ❖ Dipping/Washing: 2 – 6% solution for 2-20 min
- ❖ Spraying: 5 – 10% solution
- ❖ Tumbling: 2 – 6% solution
- ❖ Injecting: 5 – 8% solution
- ❖ Dry adding: 0.3 – 0.5% to minced systems
- ❖ Glazing: 5% solution

Specific applications of the phosphates

Removal of the shrimp exoskeleton

An alternative to help with the mechanical removal of the shrimp exoskeleton is the use of a solution of sodium tripolyphosphate (1 to 6%). In some cases, the concentration is higher reaching 8-10%. This technique increases the recovery of the shrimp meat from 20 to 30%, based on the initial weight (Henson & Kowalewski 1992; Neto & Nakamura 2003).

The shrimp is also immersed in tripolyphosphate solution, followed by vapor cooking, passing through flexible steel roller, where the meat is separated from the soft shell; packed and frozen (cooking is optional). The solutions are recycled, periodically reinforced by the polyphosphate addition, and eventually discarded. Each processor operates in a differentiated way; some substitute the solutions daily, others every two or three days (Henson & Kowalewski 1992; Lampila 1992; Teicher 1999; Neto & Nakamura 2003).

Shrimp

Shrimp is a highly perishable product and it should be maintained under low temperature to extend its quality and its safety. For those reasons, all the treatments with phosphates should be carried out under inferior temperatures of 4°C or between 0°C and 2°C for long exposure periods. Thus, low temperatures should be maintained during this period and the selected phosphates should be more soluble in low temperatures and kept soluble in them.

Shrimps are processed in different ways, according to the species and consumers demand. The phosphates don't generally penetrate in the shell of the shrimps and they are only functional before cooking. The adapted use of phosphates in shrimp results in better yield of the product and promotes sensorial benefits for the consumer. For shelled shrimp - or shelled and deveined (visceral removal) - treated with phosphates at 2-4% for 20-120 minutes (4°C) there was an increase of 5 to 8% of the acceptability when compared with the non-treated shrimp; as for the shelled shrimp with added value (butterfly cut) treated with phosphate at 2-4% for 10-25 minutes (<4°C) there was an increase of 8 to 10% of acceptability (Garrido & Otwell 2004; Gonçalves, 2005).

Crab

The primary effects of the phosphates in crab are: larger yield, better quality of the meat and increase of the period of stability in frozen storage. In natura crab pieces can be immersed in a polyphosphate solution (8-10%) for 1 to 2 hours before vapor cooking (Neto & Nakamura, 2003).

Scallops

The use of sodium tripolyphosphates in scallops, in concentrations of 4% (20 minutes), of 10% (1 minute) and of 2.5% until the moisture reaches 82%, 84% and 86%, respectively, added with 1% of NaCl, was shown efficient in the control of the drip loss during defrosting and after cooking, besides decreasing the microbial count. No additional benefit was verified by the long exposure to TPF, while in short exposure it produced desirable functional effects, generally without exceeding 83% of moisture (Rippen *et al.* 1993).

Fish Fillets

The best results for fillets or pieces of raw fish meat are obtained with an immersion or washing in solution of 2 to 6% of phosphates, until the residual contents of phosphates reach approximately 0.5%. Some species need less than 1 minute of treatment to reach that amount, but others don't exceed that level, even after a long exposure. The phosphate solutions are very effective and controllable when they are used in direct contact with the fish meat and not with the whole fish, as they don't penetrate the skin or the bones. For a better penetration in the meat, a vacuum tumbling or injection can be used, mainly for species such as tuna, catfish and some shellfishes (Aitken 2001; Schnee 2004).

Sinergic effect of the combination of salt with phosphates

In the fish processing, the solubilization of the sodium tripolyphosphate will suffer interference if the water presents high salt levels. It is recommended to have the phosphates dissolved before the addition of salt, once this salt reduces the solubility of the phosphates, and to use a mixture of compatible phosphates with the presence of salt (Teicher 1999).

For some products, the phosphates are applied with salt, to help the interaction among the proteins and to distribute the flavor better. But the salt increases the osmotic pressure of the solution, and so, the amount of water that is absorbed decreases (Lampila 1992; Teicher 1999; Schnee 2004).

Cares associated to the use of phosphates

Not all the sources of sodium tripolyphosphate exhibit acceptable levels of insoluble substances and characteristics of solubility. Some care should be taken, when using different product sources, with different raw materials and production processes. Among the factors that affect the acting of the sodium tripolyphosphate are the crystalline form, the granulometria and the density (Teicher 1999).

The factors "time of immersion" and "phosphate concentration" should be very well studied, because for the same product or species, the immersion in a solution of phosphate at 5% requests a time of treatment of 24 hours, while in a solution at 25% requests just 2 seconds to reach the same effect, i.e., inhibition of the formation of a superficial proteic clot and reduction of the loss when cooking (Otwell 1992; Lampila 1993).

Care should also be taken when the phosphates are applied to the fish with different thickness, different parts of the muscle, different species and the content of initial moisture. Another aspect that demands attention refers to the treatment of small shrimps without shell and deveined (viscera removal), due to the tendency of occurring excessive treatment, resulting in the formation of a transparent or vitreous appearance and a viscous texture (Lampila 1993; Neto & Nakamura 2003).

When high levels of polyphosphates are used, the processing and the flavor can be affected. An astringent taste has been occurred in superior levels at 0.5%. The polyphosphate solution can also be hydrolyzed for the orthophosphate form in the presence of the fosfatase enzyme, found in the meat. If that happens, the orthophosphates can react with the fatty acid and form soap presenting a specific flavor (Teicher 1999).

Legislation

It is of extreme importance the concern of all the sections acting in the segment of fish with the consumers' health and protection. However, some principals are valid for the additives in general and they should be observed (Marujo 1988):

- ❖ no substance should be used either to disguise any damage or quality inferiority or to make the product look better or with a higher value than it really has;
- ❖ the use of additive is acceptable, as long as they are used for suitable proposals, according to the amount limits established by the legislation and under the specific conditions for such use;

- ❖ to be sure of the quality and safety of the additive and other products in general, care should be taken so that the products follow the specifications of purity according to the appropriate legislation;

Sodium tripolyphosphate is one of the phosphates which belong to the family used in the fish industry that can be used as humectant, i.e., substances that keep the moisture of the product (FDA 2003).

According to Health Ministry (ANVISA) it can be observed in Table 4 that the phosphates can only be used after freezing, in the glazing process, with a maximum concentration of 0.5%.

Table 4. Use of phosphates in fish according to the National Health Surveillance Agency (ANVISA/Brazil)

Product	Additive	INS	Max Level in final product
External coating of frozen fish (Res. CNS/MS no. 4, de 24 de novembro de 1988)	Polyphosphates:		
	Sodium Hexametaphosphate	452 i	0.5% (0.5g/100g) or (0.5g/100ml)
	Sodium metaphosphate	452 i	
	Potassium metaphosphate	452 ii	
	Sodium pyrophosphate	450 iii	
	Potassium pyrophosphate	450 v	
	Sodium tripolyphosphate	451 i	
	Potassium tripolyphosphate	451 ii	
	Calcium polyphosphate	452 iv	

Source: Brazil (1988)

Table 5. Use of phosphates in fish according to the Ministry of Agriculture (Brazil).

Product	Additive	INS	Max Level in final product
External coating of frozen fish (Ofício Circular n° 13/70 e n° 009/2003)	Tripolyphosphates	451 i	0.5%
		451 ii	(0.5g/100g) or (0.5g/100ml)

Source: Brazil (1970)

According to DIPES/DIPOA/MAPA (Brazil 2003), the additive employment (Table 5), before freezing, can only be approved when provably exists the indispensable technician back-up, on the part of a research institution and, naturally, with the guarantee of the competent authority, ANVISA (Health Ministry).

According to FDA (USDA 2004), there is neither prohibition of the phosphates use in fish nor a limit for their use. They can be used as a multifunctional substance without restrictions for specific alimentary products. The appropriate use will be controlled by the Good Manufacturing Practices (Table 6).

Table 6. Use of phosphates in fish according to the United States.

Purpose use	Additive	INS	Max Level in final product
Multiple purpose	Sodium Acid Pyrophosphate (21 CR 182.1087)	450 i	GRAS (Generally Recognized as Safe) when used in accordance with good manufacturing practice
	Sodium Phosphate (21 CR 182.1778)	339 i	
	Sodium Tripolyphosphate (21 CR 182.1810)	450 iii	
Sequestrants	Disodium Phosphate (21 CR 182.6290)	339 ii	
	Dipotassium Phosphate (21 CR 182.6285)	340 ii	
	Sodium Hexametaphosphate (21 CR 182.6760)	452 i	
	Sodium Metaphosphate (21 CR 182.16769)	452 i	
	Sodium Pyrophosphate (21 CR 182.6787)	450 iii	
	Tetra Sodium Pyrophosphate (21 CR 182.6789)	450 iii	
	Sodium Tripolyphosphate (21 CR 182.6810)	451 i	

Source: US Code of Federal Regulations (2007)

On the other hand, the Canadian Food Inspection Agency (CFIA 2007) liberates the use of phosphates in different fish species, with multiple

uses, but it cannot exceed the concentration from 0.1% to 0.5% with some restrictions (see notes below Table 7).

Table 7. Use of phosphates in fish according to Canada

Product (Purpose use)	Additive	INS	Max Level in final product
GLAZE (To prevent cracking)	Sodium monohydrogen phosphate or sodium phosphate-dibasic	339	GMP
FROZEN: CLAMS, CRAB, FILLETS, LOBSTER, SHRIMP AND MINCED FISH (processing loss control and reducing thaw dripping)	Sodium acid pyrophosphate, tetrabasic or tetrasodium pyrophosphate	450 iii	0.5 %
	Sodium tripolyphosphate	451 i	
	Sodium hexametaphosphate	452 i	
	Disodium Pyrophosphate or sodium acid pyrophosphate	450 i	
SURIMI-BASED PRODUCTS - KAMABOKO (texturizer)	Sodium acid pyrophosphate, tetrabasic or tetrasodium pyrophosphate	450 iii	0.1 %
	Sodium tripolyphosphate	451 i	
	Sodium hexametaphosphate	452 i	
CANNED CLAMS (emulsifying, gelling, stabilizing and thickening agents)	Sodium tripolyphosphate	451 i	0.5 %
CANNED SEAFOOD GENERAL (sequestering agent)	Sodium hexametaphosphate	452 i	0.1 %
	Disodium Pyrophosphate or sodium acid pyrophosphate	450 i	0.5 %

Source: Canadian Food Inspection Agency (2007)

Note 1: Used singly or in combination with sodium acid pyrophosphate and sodium tripolyphosphate, not to exceed 0.5 %, calculated as sodium phosphate, dibasic.

Note 2: Crab meats contain naturally occurring phosphates in the average amount of 1.7%. The action level applied to the presence of phosphates in crab meats will be the total amount of the naturally occurring and added phosphates to a level of 2.2%.

Note 3: Clam meats contain naturally occurring phosphates in the average amount of 1.0%: The action level applied to the presence of phosphates in clam meats will be the total amount of the naturally occurring and added phosphates to a level of 1.5%.

Note 4: Lobster meats contain naturally occurring phosphates in the average amount of 1.47%: The action level applied to the presence of phosphates in frozen lobster will be the total amount of the naturally occurring and added phosphates to a level of 1.97%.

Note 5: For minced fish, the flesh of fin fish contains naturally occurring phosphates in the average amount of 1.37%. The action level applied to the presence of phosphates in minced fish will be the total amount of the naturally occurring and added phosphates to a level of 1.87%.

Note 6: Frozen fish fillets contain naturally occurring phosphates in the average amount of 1.37%. The action level applied to the presence of phosphates in fish fillets will be the total amount of the naturally occurring and added phosphates to a level of 1.87%.

Note 7: Shrimp meats contain naturally occurring phosphates in the average amount of 1.6%: The action level applied to the presence of phosphates in shrimp meats will be the total amount of the naturally occurring and added phosphates to a level of 2.1%

Note 8: Lobster meats contain naturally occurring phosphates in the average amount of 1.47%: The action level applied to the presence of phosphates in frozen lobster will be the total amount of the naturally occurring and added phosphates to a level of 1.97%.

Codex Alimentarius (Table 8) is a little more flexible and tolerates a higher percentage of phosphates in the final product (1%). However,

the European Community (Table 9) restricts in smaller percentage similar to the other legislations.

Table 8. Use of phosphates in fish according to Codex Alimentarius.

Product (Purpose use)	Additive	INS	Max Level in final product
QUICK FROZEN FILLETS (Codex Stan 190-1995)	Monosodium orthophosphate	339 i	1% 10 g/kg expressed as P ₂ O ₅ , singly or in combination (includes natural phosphate)
	Monopotassium orthophosphate	340 i	
	Tetrasodium diphosphate	450 iii	
	Tetrapotassium diphosphate	450 v	
	Pentasodium triphosphate	451 i	
	Pentapotassium triphosphate	451 ii	
	Sodium polyphosphate	452 i	
	Calcium, polyphosphates	452 iv	
QUICK FROZEN BLOCKS OF FISH FILLET, MINCED FISH FLESH AND MIXTURES OF FILLETS AND MINCED FISH FLESH (Codex Stan 165-1989)	Monosodium orthophosphate	339 i	
	Monopotassium orthophosphate	340 i	
	Tetrasodium diphosphate	450 iii	
	Tetrapotassium diphosphate	450 v	
	Pentasodium triphosphate	451 i	
	Pentapotassium triphosphate	451 ii	
	Sodium polyphosphate	452 i	
	Calcium, polyphosphates	452 iv	
QUICK FROZEN FISH STICKS (FISH FINGERS), FISH PORTIONS AND FISH FILLETS - BREADED OR IN BATTER (Codex Stan 166-1989)	Monosodium orthophosphate	339 i	
	Monopotassium orthophosphate	340 i	
	Tetrasodium diphosphate	450 iii	
	Tetrapotassium diphosphate	450 v	
	Pentasodium triphosphate	451 i	
	Pentapotassium triphosphate	451 ii	
	Sodium polyphosphate	452 i	
	Calcium, polyphosphates	452 iv	
QUICK FROZEN SHRIMPS OR PRAWNS (Codex Stan 92-1981)	Tetrasodium diphosphate	450 iii	
	Tetrapotassium diphosphate	450 v	
	Pentasodium triphosphate	451 i	
	Pentapotassium triphosphate	451 ii	
QUICK FROZEN LOBSTERS (Codex Stan 95-1981)	Pentasodium triphosphate	451 i	
	Pentapotassium triphosphate	451 ii	
	Sodium polyphosphate	452 i	
	Calcium polyphosphates	452 iv	

Source: Codex Alimentarius (2007)

Table 9. Use of phosphates in fish according to European Community.

Product (Purpose use)	Additive	INS	Max Level in final product
SURIMI (Directive N° 95/2/EC 20/02/95)	Pentasodium triphosphate	451 i	0.1%
	Pentapotassium triphosphate	451 ii	(1 g/kg)
FISH AND CRUSTACEAN PASTE (Directive N° 95/2/EC 20/02/95)	Pentasodium triphosphate	451 i	0.5%
	Pentapotassium triphosphate	451 ii	(5 g/kg)
FILLETS OF UNPROCESSED FISH, FROZEN AND DEEP-FROZEN (Directive N° 95/2/EC 20/02/95)	Calcium polyphosphates	452 iv	0.5% (5 g/kg)
UNPROCESSED AND PROCESSED MOLLUSCS AND CRUSTACEANS FROZEN AND DEEP-FROZEN (Directive N° 95/2/EC 20/02/95)	Calcium polyphosphates	452 iv	0.5% (5 g/kg)
CANNED CRUSTACEAN PRODUCTS (Directive N° 95/2/EC 20/02/95)	Calcium polyphosphates	452 iv	0.1% (1 g/kg)

Source: European Parliament and Council (1995)

Final considerations about the use of phosphates

The phosphates are an indispensable additive for the maintenance of the functional properties of the seafood myofibrillary proteins which helps the preservation of the muscle integrity, inhibits the drip loss of the fresh fish, and helps to prevent the economic loss during the thawing and the cooking. The phosphates also increase the thermal stability of the proteins of the fish which is usually lower than the one of other animals.

There are possibilities of using phosphates and mixtures in several concentrations and treatment

times. However, a deeper study should be carried on in order to demonstrate such possibilities, since the final products obtain sensorial quality, not only being characterized with weight gain.

As a conclusion, the phosphates application in seafood is shown promising, but it has to be used with criterion. The incorrect or abusive use will lead to sensorial failures and besides that, it can characterize economic frauds.

Acknowledgements

The present study was carried out with the support of CAPES (Brazilian research council), which is also acknowledged.

References

- Aitken, A. 2001. Polyphosphates in fish processing. **Torry Advisory Note**, 31: 1-4.
- Applewhite, L. A., Otwell, W. S. & Garrido, L. 1993. Consumer evaluations of phosphated shrimp and scallops. **Proceedings of the 18th Annual Tropical and Subtropical Fisheries Technological Conference of the Americas**. Virginia, USA, 101-106.
- Bota, J. R. & Cahill, F. M. 1993. Moisture content of scallop meat: Effect of species, time of season and method of determining "added water". **Proceedings of the 18th Annual Tropical and Subtropical Fisheries Technological Conference of the Americas**. Virginia (USA): p. 43-50.
- Brazil. Agência Nacional de Vigilância Sanitária – ANVISA. 1988. **Aprovar a revisão das Tables I, III, IV e V referente a Aditivos Intencionais**. Resolução CNS/MS nº 04, 24/11/1988.
- Brazil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - MAPA. 1970. **Comunica Resolução da Comissão Nacional de Normas e Padrões para Alimentos nº 08/69 "Estender o emprego dos tripolyphosphates para o revestimento externo de pescado congelado (glaciamento) observando os limites constantes da Table I do Decreto nº 55.871/65"**. CIRCULAR Nº 13/01/1970.
- Brazil. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento – MAPA. 2003. **Comunica que dentre outros aspectos, "O tripolyphosphate de sódio não deve ser utilizado antes do congelamento. A aplicação deste aditivo somente será autorizada na água de superfície, de acordo com as instruções contidas na Circular DIPOA no. 13/70"**.
- CIRCULAR/GAB/DIPOA/SDA Nº 009, 12/11/03.
- Canadian Food Inspection Agency, Animal Products Directorate, Fish, Seafood and Production. **List of Permitted Additives in Fish and Fish Products**. Available in: http://active.inspection.gc.ca/eng/anima/fispoi/product/additi/fispoiadd_dbe.asp - Access in 05.02.07.
- Codex STAN 190-1995. **Norma del Codex para filetes de Pescado congelados rápidamente**. Codex Stan 190-1995, vol. 9A, 2001, p. 3-9 (Available in: <http://www.codexalimentarius.net/> - Access in 05.02.07).
- Codex STAN 165-1989. **Norma del Codex para bloques de filetes de Pescado, carne de pescado picada y mezclas de filetes y de carne de pescado picada congelados rápidamente**. Codex Stan 165-1989, REV. 1-1995, vol. 9A, 2001, p. 11-22 (Available in: <http://www.codexalimentarius.net/> - Access in 05.02.07).
- Codex STAN 166-1989. **Norma del Codex para barritas, porciones y filetes de Pescado empanados o rebozados congelados rápidamente**. Codex Stan 166-1989, REV. 1-1995, vol. 9A, 2001, p. 30-39 (Available in: <http://www.codexalimentarius.net/> - Access in 05.02.07).
- Codex STAN 92-1981. **Norma del Codex para los camarones congelados rápidamente**. Codex Stan 92-1981, REV. 1-1995, vol. 9A, 2001, p. 40-46 (Available in: <http://www.codexalimentarius.net/>).
- Codex STAN 95-1981. **Norma del Codex para langostas congelados rápidamente**. Codex Stan 95-1981, REV. 1-1995, vol. 9A, 2001, p.

- 47-54 (Available in: <http://www.codexalimentarius.net/> - Access in 05.02.07).
- Detienne, N. A. & Wicker, L. 1999. Sodium chloride and tripolyphosphate effects on physical and quality characteristics of injected pork loins. **Food Engineering and Physical Properties**, 64(6): 1042-1047.
- Dziezak, J. D. (1990). Phosphates improve many foods. **Food Technology**, 80-92.
- Erdogdu, F., Balaban, M. O., Otwell, W. S. & Garrido, L. 2004. Cook-related yield loss for pacific white (*Penaeus vannamei*) shrimp previously treated with phosphates: effects of shrimp size and internal temperature distribution. **Journal of Food Engineering**, 64: 297-300.
- European Parliament and Council Directive No 95/2/EC of 20 February 1995. **Food additives other than colours and sweeteners**. Available in: http://europa.eu.int/comm/food/fs/sfp/addit_flavor/flav11_en.pdf - Access in 06.02.07.
- FDA. U. S. Food and Drug Administration. **Is something foshy going on?** FDA Consumer Magazine, September 1993 Issue.
- Garrido, L. R. & Otwell, M. S. 2004. Phosphates 101: Facts behind the myths. **Personal communication**, 4 p.
- Gonçalves, A. A. (2004a). Aplicação de fosfatos em pescado: um problema ou uma oportunidade? **Revista Aquicultura & Pesca**, no. 3, set., p. 8-24.
- Gonçalves, A. A. (2004b). Los fosfatos en el pescado: ¿fraude económica o mejora de la calidad? **Revista INFOPESCA Internacional**, no. 20, out/dez, p. 19-28.
- Gonçalves, A. A. 2005. Estudo do processo de congelamento do camarão associado ao uso do aditivo fosfato. **PhD. Thesis**, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil, 170 p.
- Harlow, J. **Sea Scallops: How to avoid getting soaked**. Available in: <http://www.bpe.com/food/columns/harlow/sea-scallops.htm> - Access in 10.08.04.
- Heitkemper, D. T., Kaine, L. A., Jackson, D. S. & Wolnik, K. A. 1993. Determination of tripolyphosphate and related hydrolysis products in processed shrimp. **Proceedings of the 18th Annual Tropical and Subtropical Fisheries Technological Conference of the Americas**. Virginia, USA, 92-100.
- Henson, L. S.; Kowalewski, K. M. (1992). Use of phosphates in seafood. **Infotish International**, v. 5, p. 52-54.
- Lampila, L. E. 1992. Functions and uses of phosphates in the seafood industry. **Journal of Aquatic Food Product Technology**, 1(3/4): 29-41.
- Lampila, L. E. 1993. Polyphosphates rationale for use and functionality in seafood and seafood products. **Proceedings of the 18th Annual Tropical and Subtropical Fisheries Technological Conference of the Americas**. Virginia, USA, 13-20.
- Marujo, R. C. 1988. O uso de phosphates em pescados. In: **Seminário sobre Controle de Qualidade na Indústria de Pescado** (Kai, M. & Ruivo, U.E. coords.). São Paulo: Edições Loyola, ITAL, p. 260-264.
- Minatti, D. 2004. A função dos fosfatos nos produtos derivados de carne. **Revista Nacional da Carne**, nº 331, setembro.
- Neto, M. P. & Nakamura, V. Y. 2003. Uso de phosphates em frutos do mar. TecnoCarnes Expresso. **Revista Nacional da Carne**, nº 320, ano XXVIII, Outubro, p. 110-113.
- Ordóñez-Pereda, J. A., Rodríguez, M. I. C., Álvarez, L. F., Sanz, M. L. G., Minguillón, G. D. G. F.; Perales, L. H. & Cortecero, M. D. S. 2005. **Tecnología de alimentos - Alimentos de Origen Animal**. v. 2. Artmed, Porto Alegre, 279 p.
- Otwell, W. E. 1992. Use of sulfites and phosphates with shrimp. **Proceedings of the 17th Annual Tropical and Subtropical Fisheries Technological Conference of the Americas**. Mexico, 64-67.
- Regenstein, J., Lu, X., Weilmeier, D. 1993. Functionality of polyphosphates. **Proceedings of the 18th Annual Tropical and Subtropical Fisheries Technological Conference of the Americas**. Virginia, USA, 21-42.
- Rippen, T.; Sutton, H.; Lacey, P.; Lane, R.; Fisher, R. & Dupaul, W. 1993. Functional, microbiological and sensory changes in sea scallops (*Placopecten magallanicus*) treated with sodium tripolyphosphate during iced storage. **Proceedings of the 18th Annual Tropical and Subtropical Fisheries Technological Conference of the Americas**. Virginia (USA): p. 51-71.
- Schnee, R. 2004. **Budenheim Phosphates for Seafood Processing**. Chemische Fabrik Budenheim, 11 p.
- SFA – Southeastern Fisheries Association. **Tripolyphosphate**. Available in:

- http://www.southeasternfish.org/seafoodsafety/tripolyphosphate/tripolyphosphateweb/tripolyphosphate2new_files/frame.htm - Access in 10.08.04.
- Sgarbieri, V. C. 1996. **Proteínas em alimentos protéicos: propriedades, degradações e modificações**. São Paulo: Varela, 517 p.
- Taylor, P. G. 1993. The application of phosphates in the processing of pacific shrimp or what's so different about this use? **Proceedings of the 18th Annual Tropical and Subtropical Fisheries Technological Conference of the Americas**. Virginia (USA): p. 72-91.
- Teicher, H. 1999. Aplicação de fosfatos em carnes, aves e produtos marinhos. **Revista Aditivos & Ingredientes**, 5(nov./dez.): 37-40.
- Tenhet, V., Finne, G., Nickelson, R., Toloday, D. 1981a. Penetration of sodium tripolyphosphate into fresh and prefozen peeled and deveined shrimp. **Journal of Food Science**, 46: 344-349.
- Tenhet, V., Finne, G., Nickelson, R., Toloday, D. 1981b. Phosphorous levels in peeled and deveined shrimp treated with sodium tripolyphosphate. **Journal of Food Science**, 46: 350-356.
- Toldrá, F. 2003. Muscle Foods: water, structure and Functionality. **Food Science Technology International**, 9(3): 173-177.
- Ünal, S. B., Erdogdu, F., Ekiz, H. I. & Ozdemir, Y. 2004. Experimental theory, fundamentals and mathematical evaluation of phosphate diffusion in meats. **Journal of Food Engineering**, 65: 263-272.
- U.S. Code of Federal Regulations 2004. **Title 21 - Food and Drugs. Chapter I - Food and Drug Administration, Department of Health and Human Services. Part 182 - Substances Generally Recognized as Safe.** Title 21, Volume 3, Revised as of April 1, 2004, 21CFR182, Page 456-469. Accessible at <http://www.cfsan.fda.gov/~lrd/FCF182.html> (Accessed 04/18/2008).
- USDA National Organic Program. **Sodium Phosphates Processing**. National Organic Standards Board Technical Advisory Panel Review, Sept. 21, 19 p., 2001. Available in: <http://www.ams.usda.gov/nop/nationallist/TAPReviews/sodiumphosphates.pdf> - Access in 10.08.04
- USDA National Organic Program. **Tetrasodium Pyrophosphate Processing**. National Organic Standards Board Technical Advisory Panel Review, July 29, 13 p., 2002. Available in: <http://www.ams.usda.gov/nop/nationallist/TAPReviews/tetrasodiumpyrophosphates.pdf> - Access in 10.08.04
- WFM - Whole Foods Market. **Phosphates**. Available in: <http://www.wholefoodmarket.com/healthinfo/phosphates.html> - Access in 10.08.04

Received March 2008

Accepted August 2008

Published online August 2008



Quality evaluation of frozen seafood (*Genypterus brasiliensis*, *Prionotus punctatus*, *Pleoticus muelleri* and *Perna perna*) previously treated with phosphates

ALEX AUGUSTO GONÇALVES¹, BÁRBARA TRINDADE RECH², PRISCILA DE MATTOS RODRIGUES² & DIENEFER MARIA TEIXEIRA PUCCI²

¹Dr, is post-doc researcher at Center of Water Resources Studies, Dalhousie University, Halifax, NS, Canada. (alaugo@gmail.com).

²Graduates of Food Engineering from Universidade do vale do Rio dos Sinos - UNISINOS, São Leopoldo, RS, Brazil.

Abstract: Phosphates are natural components in almost all foods and are also used as functional food additives in food processing. In the seafood industry phosphates have a wide application for both fresh and frozen products and are proving many functional uses. The most important advantages of seafood phosphate treatment are increase water holding capacity, reduction of drip losses, nutrient retention and improve texture and tenderness. The objective of this research was to verify the potentiality of phosphates to reduce drip losses (after thawing, grilling and cooking) from important commercial species, pink cuskeel (*Genypterus brasiliensis*), searobin (*Prionotus punctatus*), mussel (*Perna perna*) and red shrimp (*Pleoticus muelleri*), with enjoyable sensorial attributes (appearance/color; juice/texture; flavour and taste) and utilizing phosphate quantities in accordance to international limits. Samples treated with 2% (searobin fillet) and 5% (pink cuskeel fillet, red shrimp and mussel) of phosphates solution (STTP: Sodium Tripolyphosphate; and BLEND: Sodium Tripolyphosphate + Sodium Tetra-pyrophosphate + NaCl) produced the greatest weight gains, lower phosphate concentration in final product and preference for phosphate treated product.

Key words: drip loss, water holding capacity, sensorial attributes, polyphosphates, legislation.

Resumo. Avaliação da qualidade do pescado congelado (*Genypterus brasiliensis*, *Prionotus punctatus*, *Pleoticus muelleri* and *Perna perna*) previamente tratado com fosfato. Os fosfatos são componentes naturais de quase todos os alimentos e também são utilizados como aditivos alimentares funcionais no processamento de alimentos. Na indústria do pescado os fosfatos têm uma vasta aplicação tanto para produtos frescos como congelados e estão demonstrando sua funcionalidade. As principais vantagens do tratamento do pescado com fosfato são o aumento da capacidade de retenção de água, redução de perdas por gotejamento, a retenção de nutrientes naturais e melhoria de textura e maciez. O objetivo deste trabalho foi verificar a potencialidade dos fosfatos para reduzir perdas por gotejamento (após o descongelamento e cozimento), congrio rosa (*Genypterus brasiliensis*), cabrinha (*Prionotus punctatus*), mexilhão (*Perna perna*) e camarão vermelho (*Pleoticus muelleri*), mantendo os atributos sensoriais (aparência/cor; suculência/textura; odor e sabor) agradáveis e utilizando quantidades de fosfato de acordo com os limites internacionais. Amostras tratados com solução de fosfato a 2% (filé de cabrinha) e 5% (filé de congrio rosa, camarão vermelho e mexilhão) (STTP: Tripolifosfato de sódio; e BLEND: Tripolifosfato de Sódio + Tetra-pirofosfato de Sódio + NaCl) produziram maiores ganho de peso, menor concentração de fosfato no produto final e a preferência por produto tratado com fosfato.

Palavras chave: perda por gotejamento, capacidade de retenção de água, atributos sensoriais, polifosfatos, legislação.

Introduction

Water is the largest portion, both volume and weight, in all edible seafood products. Fish proteins are more sensitive to changes during freezing, frozen storage, and thawing than others meats. Commercial practices have evolved to control, add and retain moisture during harvest,

processing, distribution, storage and preparation (Schubring *et al.* 2003, Toldrá 2003).

Phosphates have a wide application in seafood industry as a quality-improving agent in aquatic product process; but it is forbidden to use it in some aquatic processes (Cui *et al.* 2000, Schnee 2000, Ünal *et al.* 2004, 2006). However, the effectiveness of phosphates in the properties of water retention in meat products depended on the type and on the amount of phosphates, as well as, on the type of product that was processed with their addition (Otwell 1992, 1993, Lampila 1992, 1993, Thorarinsdottir *et al.* 2004, Ünal *et al.* 2004, 2006).

According to Detienne and Wicker (1999), interactions of the polyphosphates with the muscular tissue and hydration and tenderization mechanism have not been completely understood. Some hypothetical factors discussed among several researchers have shown that the actions of the polyphosphates in the muscular tissue can happen due to (a) the increase of the pH of the meat, (b) the increase of the ionic force, (c) the quelation of metallic ions and (d) the dissociation of the actomyosin complex. The first and universal effect of all polyphosphate treatment is to increase the fish weight by retaining water. The weight gain is not only technological benefit but also represents to the producer a gain in weight of product sold. Polyphosphates should be added to fish only for technically justifiable purposes.

Little drip loss occurs when products are frozen quickly and stored properly, but if not, excessive drip loss can occur and render making the products unfit for consumption. It has been reported that the usage of polyphosphate dips increases water holding capacity of flesh and reduces drip and deterioration of the quality (Schnee 2000, Aitken 2001, Turan *et al.* 2003, Gonçalves 2005).

Polyphosphate treatment of fish before freezing often reduces the amount of thaw drip that is the liquid released when frozen fish is thawed. Good quality fish with properly frozen and cold stored, normally develops little thaw drip; therefore, application of polyphosphate to such material is generally only of slight value. The poor quality fish may drip much more after freezing and thawing stages and treatment will reduce the loss to some extent (Aitken 2001, Turan *et al.* 2003, Hunt *et al.* 2004).

The water holding capacity (WHC) involves an interaction between the protein or the proteic food and the water. The largest or smallest affinity of the protein with the water is also linked to other

functional properties such as color, texture, firmness, softness and, above all, the juiciness (Sgarbieri 1996, Ordóñez-Peneda 2005).

The literature data showed that additional research is necessary to determine how phosphate treatments would affect yield losses for different sizes, cooked to reach a standard internal product temperature for common commercial species and sizes (Otwell 1993, Erdogdu *et al.* 2004, Garrido & Otwell 2004). No phosphate treatment is success unless the right product is used. Proper use of phosphate to influence the moisture content in seafood is currently in debate relative to regulatory concerns for adulterations vs. commercial concerns for “good manufacturing practices” (Tenhet *et al.* 1981 a,b, Lampila 1993).

Sodium tripolyphosphate (STPP) is one of the phosphates which belong to the family used in the seafood industry that can be used as humectant, i.e., substances that keep the moisture of the product. According to FDA (USCFR 2004), there is neither prohibition of the phosphates use in seafood nor a limit for their use. They can be used as a multifunctional substance without restrictions for specific alimentary products. The appropriate use will be controlled by the Good Manufacturing Practices. On other hand, International legislation (EPCD 1995, Codex 2001, CFIA 2004) liberates the use of phosphates in different seafood species, with multiple uses, but it cannot exceed the concentration from 0.1% to 1% with some restrictions.

Freezing and cooking can decrease the moisture content so as to adversely affect consumer acceptance. Studies have demonstrated that consumers prefer cooked seafood with higher moisture content (Otwell 1993, Teicher 1999).

The objective of this research was to verify the potentiality of phosphates to reduce drip losses (after thawing and grilling/cooking) from important commercial species, with enjoyable sensorial attributes and in accordance to international phosphates limits.

Materials and Methods

Raw material

Fillets of pink cuskeel (*Genypterus brasiliensis*) and searobin (*Prionotus punctatus*), raw fresh red shrimp (*Pleoticus muelleri*) and mussel (*Perna perna*) (Figure 1) were obtained from Natubrás Pescados Ltda. (Piçarras, SC, Brazil).

All fillets were received in closed box with layers of fish fillets and ice (ratio 1:1) at 2°C. Fillets samples were washed in cold drinking water and divided by weight. Previous experiments

showed that 150g and 120g representing weight for three fillets from pink cuskeel and searobin, respectively. Mussel samples were shelled and standardized in size 195 mussels per kilogram (half male and female). Shrimps samples were selected by size, de-headed, shelled but not deveined, standardized in size 133 shrimps per kilogram (counts/kg). For each experiment these weights were used, standardized (in triplicate) and immediately cooled on ice before being treated with phosphate and frozen. The seafood standardization was made due to the shape and thickness of the frozen fillets, shrimp and mussel, which are important factors that affect freezing process (Huan *et al.* 2003).

Phosphate application method

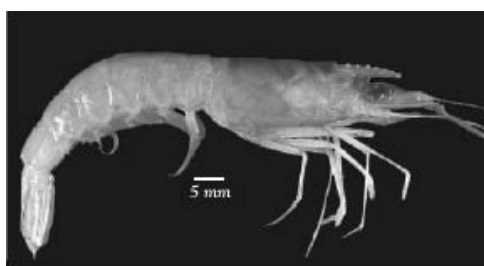
Samples of pink cuskeel fillets (three fillets per treatment), shrimp and mussel (three groups of 300 g) were exposed to follow treatment: i) soaked in a 5% food grade sodium tripolyphosphate (STPP, Astaris); ii) soaked in a 5% blend solution (sodium tripolyphosphate + sodium tetra pyrophosphate + NaCl, Globalfood); iii) soaked in drinking water (control group). Samples of searobin fillets were exposed to the same treatment but at 2% phosphate concentration. The soaking time (120 min at 2°C) and phosphates concentration were chosen by previously experiments (Gonçalves 2005, Rech 2005, Rodrigues 2005, Pucci 2006). After soaking samples were drained for 30 seconds on a stainless



Pink cuskeel, *Genypterus brasiliensis*



Searobin, *Prionotus punctatus*



Red shrimp, *Pleoticus muelleri*



Mussel, *Perna perna*

Figure 1. Seafood utilized (Costa *et al.* 2003 and Fish Base 2007).

steel mesh strainer (0.30 mm), weighed and submitted to a freezing process. Three replications for each group were accomplished.

Freezing method

For the individual freezing (IQF) samples were frozen under -30°C (ultrafreezer FREEGEL – FHBT300) until the core temperature reached -20°C (around 24 hours). For the best protection samples were submitted to glazing procedure, standardized following the industrial process (reaching plus 15% of weight) and according to methodology described by Gonçalves (2005) by dipping samples into a cold water container (1°C) for 10 seconds and then packaged in plastic bags, weighed and stored at -18°C for 15 days until the thawing and cooking process.

Drip loss evaluation

The quality parameters analyzed for this purpose were drip loss during thawing, after grilling (fish fillets) and cooking (shrimp and mussel), adapted from Campañone *et al.* (2002) and were expressed as DL:

$$DL = [(W_0 - W_F) / W_0] \times 100 (\%)$$

Eq. 1

Where W_0 is the initial sample weight and W_F is the final sample weight (in grams).

Thawing loss of thawed samples was determined through the known weights of samples before and after thawing and expressed as % thawing loss (Eq. 1). Samples were thawed in a cold room (4°C) for 24 hours (according to Regenstien *et al.* 1993) and weighed to calculated drip loss after thawing (DLT). The cooking/grilling loss (DLG =

drip loss after cooking/grilling) was calculated as previously described for the thawing loss.

Changes on product weight were based on the difference of weights following the phosphate treatments, freeze-thaw cycle, and grilling/cooking-cooling procedure. Each experimental value represents the average of three determinations.

Grilling process

Samples were grilled using the standard cook procedure by García-Arias *et al.* (2003). Grilling of fillets was performed on a stainless steel grill. Grill thermostat was set at 350°C. Fish fillet grilling lasted 3 min. To ensure uniform grilling/heating, sample inside temperature was controlled using a quartz electronic thermometer, and the process ended when fillets internal temperature raised 60–70°C. To keep the fish from sticking, the grill was slightly sprinkled with salt, before grilling.

Cooking process

Samples were boiled using the standard cook procedure by Applewhite *et al.* (1993), where the water was brought to boiling, the shrimp added, the water boiled again and the shrimp boiled for 1 minute (total approximately 2 minutes); and for mussel samples, the cooking time was 4 minutes. After cooking, samples were drained on a stainless steel mesh strainer (0.30 mm) at room temperature (24°C) for 1 minute before being weighed. Preliminary experiments (Gonçalves 2005, Rech 2005) showed that yield loss did not change after 2 minutes during cooling at this room temperature.

Phosphate determination

The method for the determination of phosphates in processed seafood is capable of confirming the use of STPP. Quantitative results should preferably be reported in terms of a total concentration of pyrophosphate + tripolyphosphate (expressed as % P_2O_5). Thus, phosphates concentrations ($P_2O_5\%$) in raw and phosphate treated samples were obtained by colorimetric determination (spectrophotometry), which is used when the amount of phosphorus is small. The procedure was followed the methodology of Instituto Adolfo Lutz (1985) and were done in triplicate.

Sensorial evaluation

A quantitative descriptive analysis (QDA) was performed with the presence of a staff of 40 non-trained panellists randomly recruited and pre-screened by a familiarity with eating grilled fish

fillets and boiled shrimp and mussel. Judgments were based on sensory attributes (appearance, flavour, taste and texture) of grilled and boiled samples and were asked to use an unstructured 9 cm line scale to grade the samples. Each person received 3 hot samples at 50°C for evaluation (Teixeira *et al.* 1987, Dutcosky 1996).

Statistic analysis

The results were analyzed using the statistical package SPSS (version 13). For their interpretation the analysis of variance (ANOVA) was used. The significant difference ($p < 0.05$) among treatments was evaluated with Tukey's test.

Results

Phosphates action and weight variation

According to Turan *et al.* (2003) neither phosphate usage nor glazing treatment was effective when used by itself to prevent drip loss in frozen rainbow trout. However, the combination of glazing + packaging did prevent drip loss and protect the moisture content of the inner and surface layers of the product.

Thorarinsdottir *et al.* (2004) proved that the effectiveness of phosphates in the properties of water retention in meat products depended on the type and on the amount of phosphates, as well as on the type of product that was processed with their addition.

As expected, treatment with phosphates solution caused an increase in weight of both samples, due to a net increase in moisture content as a consequence of water binding properties of proteins (Figure 2). Searobin fillets retained more moisture than pink cuskeel fillets, inclusively after thawing and grilling procedure. Mussel samples retained more moisture than shrimp samples after thawing and cooking procedure. Blend phosphate promoted higher moisture uptake than STPP. These results were in agreement to muscle phosphates content founded in all samples (Table I).

Its interesting notes that searobin fillet is thinner than pink cuskeel fillets which phosphate diffusing into the tissue with more efficacy (Figure 2). Care should also be taken when phosphates are applied to fish with different thickness, different parts of muscle, different species and the content of initial moisture.

Commercial experience and researches has demonstrated that phosphates can enhance sensory quality and increase consumer appeal for shrimp. The proper use of phosphate in most shrimp results in better product performance and does indeed

provide sensory benefits to the consumer. The acceptable or optimal level was 5-8% (target uptake) (Garrido & Otwell 2004).

An increase of weights was observed for all groups (shrimp, mussel, pink cuskeel and searobin) after immersion in water (3%, 1%, 0%, 11%), in STPP solution (7%, 17%, 5%, 18%) and in Blend solution (9%, 20%, 7%, 18%) respectively. The blend solution promotes more weight increase than others groups (Figure 2) and for mussel and searobin the phosphate action was more intense.

Similar results were obtained by Erdogdu *et al.* (2004) for shrimp (8.6%) in the same size (135-155) and 4% STPP solution. According to

Schnee (2000) optimum results are obtained if fillets or pieces of meat are dipped or washed raw in a 2 to 6% phosphate solution until approximately a 0.5% phosphate addition results in the product. Some fish species need less than one minute dipping time to reach this addition, but others do not exceed this level even after prolonged exposure. Phosphate solutions are most effective and controllable when used in direct contact with the fish meat and they should only be used once. Phosphates do not penetrate skin or bones. For better penetration the meat or fillets can also be phosphated by tumbling in vacuums or with injection.

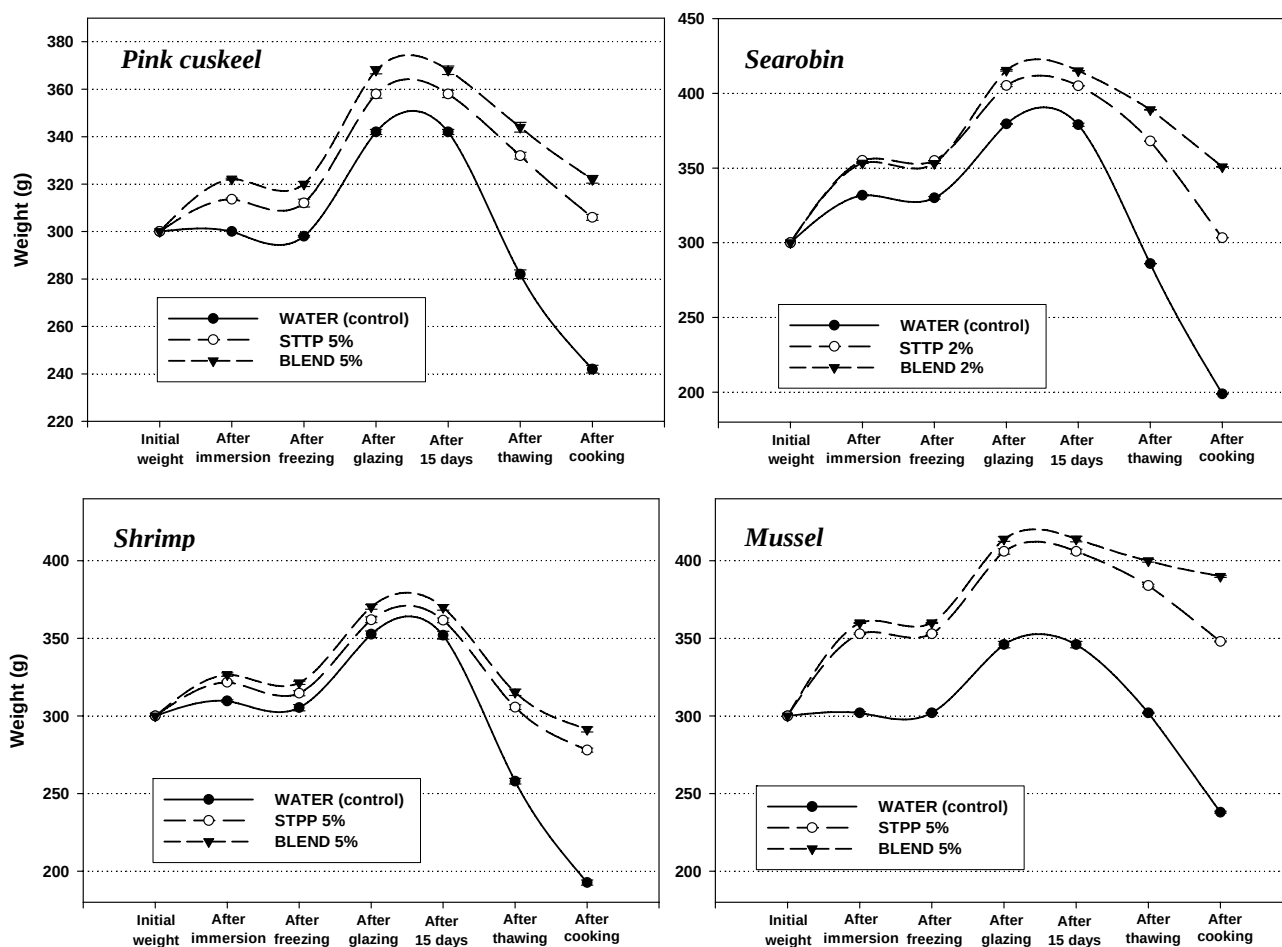


Figure 2. Weight variation during freezing, thawing and cooking.

Phosphate concentration

Tenhet *et al.* (1981b) comment that natural variation in phosphorous level occurs and breakdown of STPP during treatment and frozen storage could interfere in phosphate determination. The results obtained for samples treated with phosphates (STPP and Blend) are shown in Table I. Phosphates (P_2O_5 %) were detected in all samples but at lower percentage than the international

legislation (0.5% to 1%).

Heitkemper *et al.* (1993) comment that STPP is the most commonly used phosphate in the processed shrimp industry and current legislation limit in USA its use in accordance with Good Manufacturing Practices, but the potential exists for economic fraud through mislabelling or excessive use of STPP.

Table I. Phosphate concentration ($P_2O_5\%$).

SAMPLES		Phosphate ($P_2O_5\%$) (mean $\pm$ sd)	International Legislation* ($P_2O_5\%$)
pink cuskeel fillets	raw (control)	0.090 $\pm$ 0.001	
	STPP 5%	0.145 $\pm$ 0.007	GMP (USA)
	Blend 5%	0.345 $\pm$ 0.020	0.5% (Canada)
Searobin fillets	raw (control)	0.097 $\pm$ 0.004	0.5% (European Union)
	STPP 5%	0.194 $\pm$ 0.018	1% (Codex)
	Blend 5%	0.213 $\pm$ 0.019	
Shrimp	raw (control)	0,323 $\pm$ 0,003	
	STPP 5%	0,421 $\pm$ 0,005	GMP (USA)
	Blend 5%	0,457 $\pm$ 0,003	0.5% (Canada)
Mussel	raw (control)	0,092 $\pm$ 0,006	0.5% (European Union)
	STPP 5%	0,114 $\pm$ 0,016	1% (Codex)
	Blend 5%	0,230 $\pm$ 0,030	

* EPCD (1995), Codex (2001), USCFR (2004), CFIA (2004).

There is a risk of producing false-negative and-positive results when inorganic polyphosphates are to be quantified in fish and meat. Inorganic di- and triphosphates (limit of detection < 0.5 mg/kg) are neither naturally present in fish nor the product of a degradation reaction during storing/transporting of the animal/tissue or a processing of the sample. Traces of inorganic polyphosphates are to be considered as an indication that the sample has undergone a previous treatment with polyphosphates (Kaufmann *et al.* 2005).

Drip loss evaluation

Phosphates had the strongest effects on yield after thawing and thermal process (i.e., grilling and/or cooking) when compared with control sample. Drip loss after thawing (Table II) was higher for untreated samples when compared to samples treated with phosphate. Drip losses after thawing for searobin fillets samples was higher than pink cuskeel fillets and higher for shrimp treatments, but in lower proportion when phosphates were used and it can be supposed that phosphates had different actions for each seafood product and each species had different behaviour.

According to Erdogdu *et al.* (2004) STPP treatment involves a diffusion process, and the amount of STPP reaching inside the samples was less in the larger size because of higher diffusion thickness. Their results showed similar results for shrimp treated with 4% STPP (20.3%) and control (26.8%); and comment that as size decreased, the final moisture difference between STPP concentrations decreased. It is expected that larger

surface-to-volume ratio of small shrimp resulted in better absorption of STPP into the volume. This drip loss could be due to the freezing process or to shrimp size that has a direct influence on thawing drip loss.

According to Schnee (2000) cooking losses for frozen seafood are usually 10 to 30%. All data presented in Table II had high drip loss (after thawing/cooking) but when treated with phosphates showed lower losses. Phosphates blend were more effective to prevent yield losses (retained more moisture) compared to STPP.

Aitken (2001) comment that fish treated with phosphates before freezing often reduces the amount of thaw drip (i.e., liquid released when frozen fish is thawed).

Good quality fish, properly frozen and cold stored, normally develops little thaw drip; therefore application of polyphosphate to such material is generally only of slight value but stored at too high a temperature may have a high thaw drip loss, and again polyphosphate treatment before freezing can reduce the loss, but this does nothing to prevent the corresponding deterioration in flavour and texture; there is no substitute for good cold storage. The higher drip loss showed by control groups indicate that then freezing process (ultrafreezer at -30°C for 24 hours) could be interfered.

Poor quality fish when frozen and thawed may drip much more, and treatment will reduce the loss to some extent, but this is not sufficient reason for using polyphosphates; poor quality fish should not be frozen, since the product will be poor irrespective of treatment. For these experiments, all samples were used as fresh as possible.

Table II. Drip loss.

Treatments		Drip loss (%)	
		DLT	DLC
pink cuskeel	Control	17.54 ± 1.79 ^a	14.20 ± 1.63 ^a
	Treated with 5% STPP	7.26 ± 1.43 ^b	7.83 ± 1.26 ^b
	Treated with 5% Blend	6.52 ± 1.07 ^b	6.40 ± 1.63 ^c
searobin	Control	24.53 ± 0.09 ^a	30.45 ± 0.04 ^a
	Treated with 2% STPP	9.14 ± 0.04 ^b	17.60 ± 0.12 ^b
	Treated with 2% Blend	6.30 ± 0.04 ^c	9.83 ± 0.03 ^c
shrimp	Control	26.70 ± 0.42 ^a	25.30 ± 1.25 ^a
	Treated with STPP	15.50 ± 0.56 ^b	9.10 ± 0.30 ^b
	Treated with Blend	14.80 ± 0.58 ^c	7.72 ± 0.44 ^c
mussel	Control	12.70 ± 0.71 ^a	21.20 ± 0.75 ^a
	Treated with STPP	5.40 ± 0.32 ^b	9.40 ± 0.12 ^b
	Treated with Blend	3.38 ± 0.18 ^c	2.50 ± 0.73 ^c

Note: mean±sd (n = 03); same letters in the column are not significantly different (p ≥ 0.05).

Sensorial evaluation

According to Shahidi & Botta (1994) sensory quality of seafood is defined as a complex set of characteristics including appearance, aroma, taste and texture. Thermal processing changes the sensory and textural properties of fish, partly due to the denaturation of proteins.

Texture is considered to be the most important sensory quality since it may change dramatically during extended cooking while the characteristic flavour develops relatively early during the process and does not change substantially after prolonged heating (Erdogdu & Balaban 2000).

The thermal process during grilling fillets was higher (350°C for 3 min) and could change the sensorial evaluation. For shrimp and mussel the temperature was lower. The sensorial results (Table III and Figure 3) showed an improvement quality for all samples after phosphates treatment, but lower for fish fillets when compared to shrimp and mussel.

Polyphosphates cannot significantly improve the eating quality of fish, although claims in this respect are often made. Excessive treatment of small products such as thin fillets can even result in undesirable flavour changes and sloppy texture (Aitken 2001).

Panellist's evaluations indicated preference for the treated product and did not found significant differences between fish fillets phosphates treatment except in searobin fillets (taste and texture, Table III) where blend was the best treatment.

A distinct preference for phosphated shrimp than mussel was verified. Shrimp samples had the best notes when compared with mussel samples maybe due the fact of panellists were familiarized more to shrimp than mussel in their diet.

The retention of moisture and ability to hold water in cooked product can provide a consumer benefit in terms of texture (higher notes). For other sensorial attributes there was no distinct objection to phosphated product.

It can be observed that soaking seafood samples in phosphate solution prior to cooking resulted in their tenderization compared to controls.

It has been concluded that phosphate resulted in the weakening of muscle fibre structure and the swelling of its protein gel systems, thus increasing water holding capacity. Sensory panellists commented the texture of product treated with phosphate as juicy or similar to fresh product.

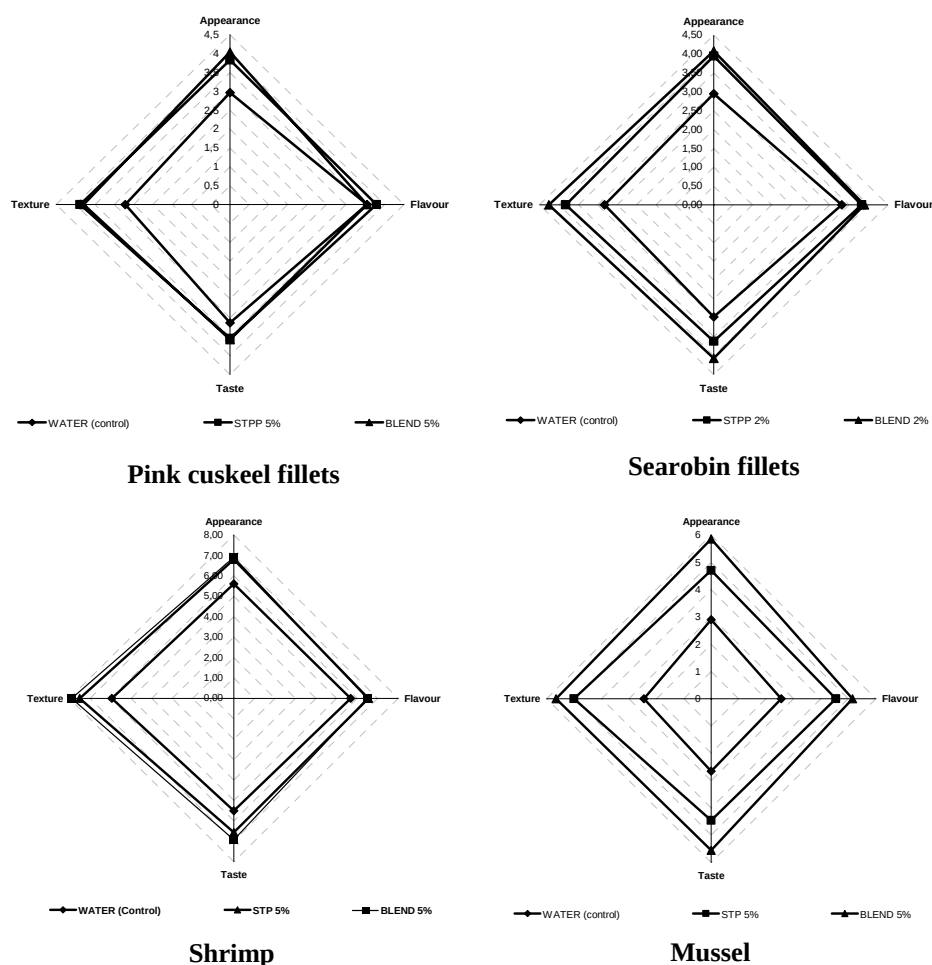
In all cases, panellists generally felt the phosphated seafood meet their expectations and they liked and judged the products to be high quality and valued more than non-phosphated product. These expectations were in accordance with results obtained by Applewhite *et al.* (1993).

Then, we could conclude that phosphates are an indispensable additive for the maintenance of the functional properties of the seafood myofibrillary proteins which helps the preservation of the muscle integrity, inhibits the drip loss and helps to prevent the economic loss during the thawing and the cooking.

Table III. Sensory evaluation of cooked samples.

Sensorial attributes	Control	treated with STPP	Treated with Blend
<i>Pink cuskeel fillets</i>			
Appearance	2.96 ± 1.27 ^a	3.83 ± 1.01 ^b	4.04 ± 1.12 ^b
Flavor	3.54 ± 0.93 ^a	3.79 ± 1.10 ^a	3.54 ± 1.10 ^a
Taste	3.13 ± 1.12 ^a	3.54 ± 1.28 ^a	3.58 ± 1.35 ^a
Texture	2.71 ± 1.16 ^a	3.88 ± 1.15 ^b	3.79 ± 1.06 ^b
<i>Searobin fillets</i>			
Appearance	2.95 ± 0.92 ^a	3.95 ± 0.92 ^b	4.08 ± 0.77 ^b
Flavor	3.31 ± 0.66 ^a	3.82 ± 0.88 ^b	3.98 ± 0.75 ^b
Taste	2.97 ± 0.90 ^a	3.62 ± 1.11 ^b	4.07 ± 0.84 ^c
Texture	2.82 ± 1.02 ^a	3.82 ± 1.02 ^b	4.26 ± 0.64 ^c
<i>Shrimp</i>			
Appearance	5.45±0.39 ^a	6.80±1.05 ^b	6.91±1.08 ^b
Flavor	5.91±0.79 ^a	6.55±0.58 ^b	6.49±0.80 ^b
Taste	5.55±0.43 ^a	6.56±0.45 ^b	6.92±0.62 ^c
Texture	5.50±0.75 ^a	7.50±0.41 ^b	7.89±0.40 ^c
<i>Mussel</i>			
Appearance	2.90 ± 1.48 ^a	4.70 ± 1.42 ^b	5.85 ± 1.14 ^c
Flavor	2.55 ± 1.50 ^a	4.55 ± 0.89 ^b	5.15 ± 1.23 ^b
Taste	2.65 ± 0.99 ^a	4.45 ± 1.23 ^b	5.55 ± 1.15 ^c
Texture	2.45 ± 1.32 ^a	5.00 ± 1.05 ^b	5.65 ± 0.99 ^c

Note: same letters in the line are not significantly different ($p \geq 0.05$); mean±sd; n = 40

**Figure 3.** Sensory evaluation of cooked samples.

Conclusions

Results indicated that dipping: i) searobin and ii) pink cuskeel fillets, shrimp, mussel in 2% and 5% STPP and Phosphate Blend solutions, respectively, can be used to prevent the large thawing and cooking-related yield losses.

Panellists evaluation have demonstrated a similar preference for fish fillets treated with phosphates, and a distinct preference for shrimp and mussel treated with phosphates, mainly blend treatment in both samples.

Phosphate treatment should be just enough to produce the desired technological effect and no more. The continued use of phosphates to

treat seafood remains in question. Proper use has not been appropriately defined in commercial practice or regulation. The responsibility to resolve this situation in the best interest of commerce and consumers will rely on industry action.

Acknowledgements

The author gratefully acknowledges Mr. José Félix Duarte, Mr. Eduardo José da Borba Duarte, for having opened the company Natubrás Pescados Ltda. for the execution of this work and to Eng. Estevam Martins for kindly support during the practical execution of this work.

References

- Aitken, A. 2001. Polyphosphates in fish processing. **Torry Advisory Note**, 31: 1-4.
- Applewhite, L. A., Otwell, W. S. & Garrido, L. 1993. Consumer evaluations of phosphated shrimp and scallops. **Proceedings of the 18th Annual Tropical and Subtropical Fisheries Technological Conference of the Americas**. Virginia, USA, 101-106.
- Campañone, L. A., Roche, L. A., Salvadori, V. O. & Mascheroni, R. H. 2002. Monitoring of weight losses in meat products during freezing and frozen storage. **Food Science and Technology International**, 8(4): 229-238.
- CFIA - Canadian Food Inspection Agency 2004. **List of Permitted Additives in Fish and Fish Products**. Animal Products Directorate, Fish, Seafood and Production. Accessible at http://active.inspection.gc.ca/eng/anima/fispoi/product/additi/fispoiadd_dbe.asp (Accessed 04/18/2008).
- Codex Alimentarius – CODEX STAN 92-1981. 2001. **Norma del Codex para los camarones congelados rápidamente**. Codex Alimentarius – Pescado y productos pesqueros. Roma: FAO/OMS. Codex Stan 92-1981, REV. 1-1995, vol. 9A, p. 40-46.
- Costa, R. C., Fransozo, A., Melo, G. A. S. & Freire, F. A. M. 2003. Chave ilustrada para identificação dos camarões Dendrobranchiata do litoral norte do estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, 3(1): 1-12.
- Cui, H., Cai, F. & XU, Q. 2000. Determination of tripolyphosphate in frozen cod and scallop adductor by ion chromatography. **Journal of Chromatography A**, 884: 89-92.
- Detienne, N. A. & Wicker, L. 1999. Sodium chloride and tripolyphosphate effects on physical and quality characteristics of injected pork loins. **Food Engineering and Physical Properties**, 64(6): 1042-1047.
- Dutcosky, S. D. 1996. **Análise Sensorial de Alimentos**. Curitiba, Universitária Champagnat, 123 p.
- Erdogdu, F. & Balaban, M. O. 2000. Thermal processing effects on the textural attributes of previously frozen shrimp. **Journal of Aquatic Food Product Technology**, 9(4): 61-84.
- Erdogdu, F., Balaban, M. O., Otwell, W. S. & Garrido, L. 2004. Cook-related yield loss for pacific white (*Penaeus vannamei*) shrimp previously treated with phosphates: effects of shrimp size and internal temperature distribution. **Journal of Food Engineering**, 64: 297-300.
- European Parliament and Council 1995. Directive No 95/2/EC of 20/02/1995. **Unprocessed and processed mollusks and crustaceans frozen and deep-frozen**. Accessible at http://ec.europa.eu/food/fs/sfp/addit_flavor/fla_v11_en.pdf. (Accessed 04/18/2008)
- Fish Base 2007. **A Global Information System on Fishes**. Accessible at <http://www.fishbase.org> (Accessed 04/18/2008).
- García-Arias, M. T., Álvarez Pontes, E., García-Linares, M. C., García-Fernández, M. C. & Sánchez-Muniz, F. J. 2003. Grilling of sardine fillets. Effects of frozen and thawed modality on their protein quality. **Lebensm.-Wiss. u.-Technol. (Food Science + Technology)**, 36: 763-769.
- Garrido, L. R. & Otwell, M. S. 2004. Phosphates 101: Facts behind the myths. **Personal communication**, 4 p.
- Gonçalves, A. A. 2005. Estudo do processo de congelamento do camarão associado ao uso do aditivo fosfato. **PhD. Thesis**, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil, 170 p.

- Heitkemper, D. T., Kaine, L. A., Jackson, D. S. & Wolnik, K. A. 1993. Determination of tripolyphosphate and related hydrolysis products in processed shrimp. **Proceedings of the 18th Annual Tropical and Subtropical Fisheries Technological Conference of the Americas**. Virginia, USA, 92-100.
- Huan, Z., He, S., Ma, Y. 2003. Numerical simulation and analysis for quick-frozen food processing. **Journal of Food Engineering**, 60: 267-273.
- Hunt, A. L., Kim, J. S., Park, J. W. & Schnee, R. 2004. Effect of various blends of phosphate on fish proteins during frozen storage. **Proceedings of the 2004 IFT Annual Meeting and Food Expo**, July 12-16, Las Vegas, USA, Section 63-11.
- Instituto Adolfo Lutz 1985. **Normas Analíticas do Instituto Adolfo Lutz: métodos químicos e físicos para análise de alimentos**. v.1, 3 ed., Instituto Adolfo Lutz, São Paulo 533 p.
- Kaufmann, A., Maden, K., Leisser, W., Matera, M. & Gude, T. 2005. Analysis of polyphosphates in fish and shrimps tissues by two different ion chromatography methods: Implications on false-negative and -positive findings. **Food Additives and Contaminants**, 22(11): 1073–1082.
- Lampila, L. E. 1992. Functions and uses of phosphates in the seafood industry. **Journal of Aquatic Food Product Technology**, 1(3/4): 29-41.
- Lampila, L. E. 1993. Polyphosphates rationale for use and functionality in seafood and seafood products. **Proceedings of the 18th Annual Tropical and Subtropical Fisheries Technological Conference of the Americas**. Virginia, USA, 13-20.
- Ordóñez-Pereda, J. A., Rodríguez, M. I. C., Álvarez, L. F., Sanz, M. L. G., Minguillón, G. D. G. F.; Perales, L. H. & Cortecero, M. D. S. 2005. **Tecnología de alimentos - Alimentos de Origen Animal**. v. 2. Artmed, Porto Alegre, 279 p.
- Otwell, W. E. 1992. Use of sulfites and phosphates with shrimp. **Proceedings of the 17th Annual Tropical and Subtropical Fisheries Technological Conference of the Americas**. Mexico, 64-67.
- Otwell, W. E. 1993. Use of phosphates with penaeid shrimp. **Proceedings of the 18th Annual Tropical and Subtropical Fisheries Technological Conference of the Americas**. Virginia, USA, 78-91.
- Pucci, D. M. T. 2006. Aplicação de fosfato em filé de cabrinha (*Prionotus punctatus*). **Monografia de Conclusão de Curso**, Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Engenharia de Alimentos), 69 p.
- Rech, B. T. 2005. Aplicação de fosfatos em mexilhão, *Perna perna*. **Monografia de Conclusão de Curso**, Univ. do Vale do Rio dos Sinos (Engenharia de Alimentos), 75 p.
- Regenstein, J., Lu, X., Weilmeier, D. 1993. Functionality of polyphosphates. **Proceedings of the 18th Annual Tropical and Subtropical Fisheries Technological Conference of the Americas**. Virginia, USA, 21-42.
- Rodrigues, P. M. 2005. Aplicação de fosfato em filé de congrio-rosa (*Genypterus brasiliensis*). **Monografia de Conclusão de Curso**, Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Engenharia de Alimentos), 64 p.
- Sgarbieri, V. C. 1996. **Proteínas em alimentos protéicos: propriedades, degradações e modificações**. Varela, São Paulo, 517 p.
- Shahidi, A. K. & Botta, R. 1994. **Seafood: Chemistry, Processing, Technology, and Quality**. Chapman and Hall, New York, 234 p.
- Schnee, R. 2000. **Budenheim Phosphates for Seafood Processing**. Chemische Fabrik Budenheim, 11 p.
- Schubring, R., Meyer, C., Schlüter, O., Boguslawski, S. & Knorr, D. 2003. Impact of high pressure assisted thawing on the quality of fillets from various fish species. **Innovative Food Science & Emerging Technologies**, 4(3): 257-267.
- Teicher, H. 1999. Aplicação de fosfatos em carnes, aves e produtos marinhos. **Revista Aditivos & Ingredientes**, 5(nov./dez.): 37-40.
- Teixeira, E., Meinert, E. M., Barbeta, P. A. 1987. Métodos sensoriais. In: **Análise sensorial de alimentos**. Editora da UFSC, Florianópolis, 66-119.
- Tenhet, V., Finne, G., Nickelson, R., Toloday, D. 1981a. Penetration of sodium tripolyphosphate into fresh and prefozen peeled and deveined shrimp. **Journal of Food Science**, 46: 344-349.
- Tenhet, V., Finne, G., Nickelson, R., Toloday, D. 1981b. Phosphorous levels in peeled and deveined shrimp treated with sodium tripolyphosphate. **Journal of Food Science**, 46: 350-356.
- Thorarinsdottir, K. A., Gudmundsdottir, G., Arason,

- S., Thorkelsson, G. & Kristbergsson, K. 2004. Effects of added salt, phosphates and proteins on the chemical and physicochemical characteristics of frozen cod (*Gadus morhua*) fillets. **Journal of Food Science**, 69(4): 144 – 152.
- Toldrá, F. 2003. Muscle Foods: water, structure and Functionality. **Food Science Technology International**, 9(3): 173-177.
- Turan, H., Kaya, Y. & Erkoyuncu, I. 2003. Effects of glazing, packaging and phosphate treatments on drip loss in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) during frozen storage. **Turkish Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 3: 105-109.
- U.S. Code of Federal Regulations 2004. **Title 21 - Food and Drugs. Chapter I - Food and Drug Administration, Department of Health and Human Services. Part 182 - Substances Generally Recognized as Safe.** Title 21, Volume 3, Revised as of April 1, 2004, 21CFR182, Page 456-469. Accessible at <http://www.cfsan.fda.gov/~lrd/FCF182.html> (Accessed 04/18/2008).
- Ünal, S. B., Erdogan, F., Ekiz, H. I. & Ozdemir, Y. 2004. Experimental theory, fundamentals and mathematical evaluation of phosphate diffusion in meats. **Journal of Food Engineering**, 65: 263-272.
- Ünal, S. B., Erdogan, F. & Ekiz, H. I. 2006. Effect of temperature on phosphate diffusion in meats. **Journal of Food Engineering**, 76: 119-127.

Received February 2008

Accepted April 2008

Published online August 2008



Estructura y parámetros poblacionales de *Callinectes arcuatus* Ordway, 1863 (Decapoda: Portunidae), en el sistema lagunar La Joya-Buenavista, Chiapas, México. Julio a diciembre de 2001

SEBASTIÁN RAMOS-CRUZ

Instituto Nacional de Pesca, Centro Regional de Investigación Pesquera (CRIP) Salina Cruz, Prol. Playa Abierta s/n, Col. Miramar, C. P. 70680 Salina Cruz, Oaxaca, México.

E-mail: camaron_ps@prodigy.net.mx

Abstract: Abstract. Structure and population parameters of *Callinectes arcuatus* Ordway 1863 (Decapoda: Portunidae), in La Joya-Buenavista Lagoon System, Chiapas, Mexico. July to December of 2001. This paper contains the results of an investigation carried out (July through December 2001) in La Joya-Buenavista lagoon system, Chiapas, Mexico. The goal of this work was to know the population structure of the crab *Callinectes arcuatus*, with the purpose to design strategies of conservation and management of the resource. Biweekly sampling was done, coinciding with the periods of new and full moon, using "aros jaiberos" like fishing method. At the end of the sampling period 1, 345 length and weight records were obtained, which of them 77.4 % were females and the remaining 22.6 % males ($p < 0.05$). The mean sexual proportion was 3.4 female/male (f/m), with extreme values of 1:1 and 16.7:1 f/m. The equations that defined the potentials relationships between the width of carapace and the total weight have the form: $P_t = 0,00011(A_C)^{2.92 \pm 0,072}$ for males, $P_t = 0,00033(A_C)^{2.66 \pm 0,078}$ females and $P_t = 0,00019(A_C)^{2.79 \pm 0,052}$ for combined sexes. The set of the von Bertalanffy growth model are $K = 0.3524$, $t_0 = -0.307$, $A_{C\infty} = 140.3$ mm and $P_{T\infty} = 186$ g. The length at first capture was estimated in 87 mm and it is propose that this settles down in 100 mm with the purpose to protect the 89 % of the *C. arcuatus* population.

Key words: Crab, sexual proportion, growth parameters, length at first capture.

Resumen. Se presentan los resultados de una investigación realizada sobre la estructura poblacional de la jaiba *Callinectes arcuatus* en el sistema lagunar La Joya-Buenavista, Chiapas, México, con la finalidad de aportar información que permita diseñar estrategias de conservación y manejo del recurso. Los muestreos se realizaron con una periodicidad quincenal en coincidencia con los periodos de luna nueva y llena, utilizando aros jaiberos para la captura de los organismos. De julio a diciembre del 2001 se analizó una muestra integrada por 1, 345 individuos, de los cuales el 77,4 % fueron hembras y el restante 22,6 % machos. La proporción sexual media fue de 3,4 hembra/macho (h/m), con valores extremos de 1:1 y 16,7:1 h/m. Las ecuaciones potenciales que precisan las relaciones entre el ancho del caparazón y el peso total son: $P_t = 0,00011(A_C)^{2.92 \pm 0,072}$ para machos, $P_t = 0,00033(A_C)^{2.66 \pm 0,078}$ para hembras y $P_t = 0,00019(A_C)^{2.79 \pm 0,052}$ para sexos combinados. Los parámetros de crecimiento estimados fueron $K = 0.3524$, $t_0 = -0.307$, $A_{C\infty} = 140.3$ mm y $P_{T\infty} = 186$ g. La talla de primera captura (A_{C50}) se estimó en 87 mm, proponiéndose que para fines de manejo esta se establezca en 100 mm de ancho de caparazón con lo que se estaría protegiendo al 89 % de la población.

Palabras claves: Jaiba, proporción sexual, parámetros de crecimiento, talla de primera captura.

Introducción

Las jaibas (Portunidae) constituyen un recurso de gran importancia pesquera debido al incremento en su demanda como producto de exportación, principalmente en su presentación de "jaiba blanda o suave". Fischer & Wolff (2006)

mencionan la existencia de 14 especies del género *Callinectes* en ambas costas de América, de las cuales 11 se encuentran restringidas a aguas tropicales y subtropicales. De acuerdo con Hendrickx (1984a) y Ramírez-Félix *et al.* (2003),

en las costas de Sinaloa, México se han identificado 13 especies y subespecies de jaibas, de las cuales las más importantes en términos pesqueros son la jaiba azul *Callinectes arcuatus* (Ordway, 1863), la jaiba guerrera *C. bellicosus* (Stimpson, 1859) y la jaiba negra o guacho *C. toxotes* (Ordway, 1863). De estas la más importante en términos de abundancia pesquera es *C. bellicosus* (Salazar-Navarro *et al.* 2002), especie relacionada con aguas más frías y de tipo marino, mientras que *C. toxotes* y *C. arcuatus* son típicamente tropicales que habitan en aguas salobres y salen al mar a desovar (Hendrickx 1984b).

La distribución geográfica no es la misma para las tres especies; *C. bellicosus* se distribuye desde el sur de California, E.U.A., hasta el Golfo de Tehuantepec, incluido también el Golfo de California, México, mientras que *C. toxotes* abarca desde el sur del Golfo de California, México hasta Colombia (Hendrickx 1995) y *C. arcuatus* se distribuye desde los Angeles, California hasta Mollenda, Perú e Islas Galápagos (Hendrickx 1984a), pudiendo extenderse hasta la zona norte de las costas chilenas en periodos de eventos "El Niño" (Fischer & Wolf 2006).

Son organismos dependientes de los sistemas lagunarios, por lo que su ciclo de vida es complejo ya que comprende estadios planctónicos, nectónicos y bentónicos, mismos que se llevan a cabo entre los sistemas lagunarios y cerca de la zona marina de los mismos en una gran variedad de hábitats (Ramírez-Félix *et al.* 2003). Para las costas de Sinaloa, México, se han observado altos porcentajes de hembras ovígeras de *C. bellicosus* de abril a septiembre, disminuyendo en octubre, mientras que para *C. arcuatus* de febrero a octubre (Salazar-Navarro *et al.* 2002). En tanto que para las costas de Oaxaca y Chiapas, México, se ha observado la presencia de hembras ovígeras de *C. arcuatus* a lo largo del año, incrementándose los porcentajes en abril y julio. En el caso de *C. bellicosus*, en septiembre se presenta la mayor incidencia reproductiva. Mientras que *C. toxotes* tiene su temporalidad reproductiva de mayo a julio (Gil & Sarmiento 2001). Ecológicamente tienen un papel primordial en la cadena trófica, ya que son presa de muchas especies y a la vez son voraces depredadores de otras (Ramírez-Félix *et al.* 2003). Son omnívoros, detritívoros y carroñeros con hábitos de alimentación diurnos (Lee & Wickins 1997 citado en Tapia *et al.* 2008). Presentan un alto grado de variabilidad en su dieta con respecto a la estación del año, la localidad y su estado ontogenético;

pueden consumir cada día entre 6 y 10 % de su peso corporal (Steele & Perry 1990 citado en Tapia *et al.* 2008).

En México las capturas de jaiba han mostrado un gradual incremento. Entre 1991 y 2003 se extrajeron a nivel nacional 260,849 toneladas. De esta producción, el 37 % correspondió a las capturas registradas en el Pacífico, en donde Sinaloa y Sonora aportaron el 82.2 %, mientras que el Golfo de México y Mar caribe aportaron el 63 %, destacándose las producciones conjuntas de Veracruz, Tamaulipas y Campeche con el 88.6 % (Anónimo 2000 - 2003). De acuerdo con estas fuentes, las capturas aportadas por el estado de Chiapas han fluctuado entre 39 y 582 toneladas, situándose la captura media para el periodo en $226 \pm DS = 174.74$ toneladas, llegando a representar en términos acumulativos, el 3 % respecto de las capturas registradas en el Pacífico mexicano.

En los sistemas lagunarios de la región sureste de México, *Callinectes arcuatus* es la especie de mayor abundancia, representando hasta el 90 % de las capturas, distribuyéndose el 10 % restante entre *C. bellicosus* y *C. toxotes*. Los sistemas lagunarios en los que la captura se realiza con mayor intensidad son Mar Muerto, la Joya- Buenavista y Chantuto-Panzacola, localizados en la costa chiapaneca. Los artes de pesca que se utilizan para su captura son conocidos localmente como aros, sacadores y trampas, pero también es muy común que queden atrapadas en trasmallos y atarrayas como parte de la captura incidental durante las faenas de pesca del camarón (Penaeidae).

Sin embargo, a pesar de la importancia que como recurso pesquero ha venido adquiriendo en los últimos años, en la costa Pacífica mexicana existen escasos estudios sobre estas especies, acentuándose esta escasez para la región de estudio. Por lo que considerando que la jaiba es un recurso con una alta potencialidad pesquera y que es necesario fortalecer el conocimiento sobre sus aspectos biológicos, poblacionales y pesqueros, con la finalidad de establecer estrategias que permitan un manejo adecuado del mismo, dada su importancia biológica, comercial, económica, pero principalmente por representar una alternativa viable para diversificar la actividad pesquera en los sistemas lagunarios y disminuir la presión de pesca sobre el camarón, en este trabajo se presentan los resultados obtenidos de las investigaciones realizadas sobre la estructura poblacional de *C. arcuatus*, en el sistema lagunar Joya-Buenavista, Chiapas, en el periodo julio a diciembre del 2001.

Material y Métodos

El litoral chiapaneco presenta una longitud de 260 km, en los que se distribuye un conjunto de lagunas costeras que cubren una superficie aproximada de 76, 000 hectáreas (Acosta 1989), entre los que se encuentra el sistema lagunar integrado por los cuerpos La Pampita¹, La Joya y Buenavista, así como otros cuerpos secundarios inundables únicamente en periodos de lluvias. El área que ocupa este sistema lagunar queda demarcada dentro del municipio de Tonalá, Chiapas y forma parte de la cuenca hidrológica del Mar Muerto. Posee una superficie aproximada de 6, 772 hectáreas (Acosta 1989) y se comunica al Golfo de Tehuantepec a través de la bocanarra Boca del Cielo, a través de los canales El Esterón (natural) y San Marcos (artificial), (Anónimo 1998). Geográficamente se localiza en los meridianos 93° 40' y 93° 55' O y entre los paralelos 15° 45' y 16° 00' N (Fig. 1). La costa chiapaneca queda ubicada frente a una de las áreas oceanográficas considerada de las más ricas, con tasas de productividad primarias por encima de los 200 gc/m²/año (Acosta 1989). Esta característica oceanográfica es favorecida por la presencia de fuertes vientos conocidos como "Nortes", "Tehuano" o "Tehuantepecanos" que azotan al Golfo de México de noviembre a febrero y que al pasar hacia la región del Golfo de Tehuantepec, provocan el desplazamiento de las capas superficiales de agua, las que a su vez son reemplazadas por aguas de zonas profundas ricas en nutrientes que incrementan la productividad primaria de las capas superficiales. El régimen de lluvias abarca de mayo a octubre, con una precipitación promedio de 1,600 a 2,400 mm; la temperatura ambiente promedio es de 25 °C y la salinidad varía entre 15,3 y 39,5 psu (Anónimo 1990). Según esta misma fuente, en este sistema descargan siete ríos, por lo que su productividad varía de 0,5 a 1,0 g/c/m³/hora. Los ríos más importantes que desembocan en él son El Quetzalapa, El Ocuilapa, Horcones y El Pedregal. El Sistema en su conjunto se encuentra rodeado por selva baja caducifolia, pastizales y mangles, mientras que en las zonas de inundación también se observa la presencia de la hierba de sal *Salicornia sp* y tulares (*Tipha sp*).

Los muestreos se realizaron con una periodicidad quincenal en coincidencia con los periodos de luna nueva y llena. Los organismos fueron capturados en tres estaciones; en la boca del canal San Marcos (15° 51'34" N y 93° 40'49" O), en la malla o atravesada del canal San Marcos

(15° 52'19" N y 93° 39'58" O) y en la malla o atravesada Belisario del canal Cabeza de Toro (15° 52'19" N y 93° 40'11" O) (Fig. 1). Las capturas se realizaron con aros jaiberos con diámetro de 55 cm, contruidos con alambre galvanizado de 4 mm ø y red multifilamento de hilo alquitranado del # 9, con una abertura de malla de nudo a nudo de 2,5 cm. Estos aros fueron cebados con diversas especies de peces (mojarra plateada *Gerres cinereus*, sardina bocona *Anchovia macrolepidota*, chaqueta de cuero *Oligoplites saurus*), capturadas en el mismo sistema lagunar. La profundidad a la que se colocaron los aros varió desde unos 20 centímetros hasta 1,5 metros, aproximadamente y separados unos 10 m de distancia.

Los organismos capturados fueron conservados en hielo molido y trasladados al laboratorio del Centro Regional de Investigación Pesquera (CRIP) de Salina Cruz, Oaxaca. La identificación taxonómica al nivel de especie se hizo de acuerdo con Hendrickx (1995). Siguiendo a este mismo autor, la determinación del sexo se realizó con base en las características morfológicas externas. Posteriormente a cada individuo se le registró el ancho del caparazón (A_c) en mm, registrado entre los extremos de las espinas antero laterales (FAO 1982). El peso total fue registrado en gramos utilizando una balanza digital con precisión de 0,1 gr. Esta información biométrica fue utilizada para establecer las relaciones entre el ancho del caparazón y el peso total para sexos independientes y combinados, por medio de la ecuación potencial $p_t = \alpha A_c^\beta$. Donde: P_t = peso total en g, A_c = ancho del caparazón en mm, α = constante de regresión y β = coeficiente de regresión. Se evaluó estadísticamente el valor del coeficiente de regresión (β), por medio de la prueba "t" de Student (Zar 1999), para determinar el tipo de crecimiento que exhibe la especie; si $\beta = 3$ el crecimiento es isométrico y si $\beta \neq 3$ el crecimiento es alométrico (Ricker 1975, Bagenal & Tesch 1978), planteándose las hipótesis: $H_o: \beta = 3$ y $H_a: \beta \neq 3$. Con la finalidad de evaluar el efecto del sexo en la longitud de los organismos, se realizó un análisis de covarianza (ANCOVA), utilizando al peso como la variable covariante (Montgomery 2002).

Los registros de A_c fueron previamente suavizados por promedios móviles de segundo grado, los cuales reducen más no eliminan completamente los efectos que genera el reclutamiento continuo de nuevas generaciones hacia las áreas ocupadas por la población adulta. Además, el suavizado permite observar con mayor detalle los diferentes grupos modales presentes en

¹ También conocida como Cabeza de Toro



Figura 1. Localización del área de estudio en el Golfo de Tehuantepec, Pacífico mexicano, mostrándose en el recuadro inferior derecho las posiciones de las estaciones de muestreo.

una distribución de frecuencia de tallas. Posteriormente se construyeron histogramas de frecuencias agrupando a los organismos en intervalos de tres mm. Estos histogramas fueron analizados por el método de Bhattacharya incluido en el paquete de programas FiSAT II (Gayanilo *et al.* 2002) para la resolución de las distribuciones en sus componentes gaussianos. Los parámetros de crecimiento (L_{∞} y k) para la población en general fueron estimados por el método de Ford-Walford (Sparre & Venema 1995). El valor del parámetro de ajuste " t_0 " se obtuvo mediante Pauly (1983): $\text{Log}(-t_0) = -0.3922 - 0.2752 \times \text{Log } L_{\infty} - 1.038 \times \text{Log } K$. Se utilizó la ecuación de von Bertalanffy para describir el crecimiento en longitud y peso de *C. arcuatus*: $A_c = A_{c\infty}[1 - \exp(-K(t - t_0))]$, donde A_c = ancho de caparazón en mm, $A_{c\infty}$ = ancho de caparazón asintótica media, K = coeficiente de crecimiento, t = edad del organismo y t_0 = edad teórica a la que la longitud es cero.

La talla de primera captura ($L_{50\%}$) se estimó utilizando el modelo logístico (Sparre & Venema 1995; Alarcón & Arreguín-Sánchez 1994): $S_{Ac} = 1 / (1 + \exp((S_1 - S_2 \times A_c)))$, donde S_{Ac} = probabilidad de retención, S_1 y S_2 = constantes derivadas de la relación entre los cuartiles L_{50} y $L_{75}\%$.

Resultados

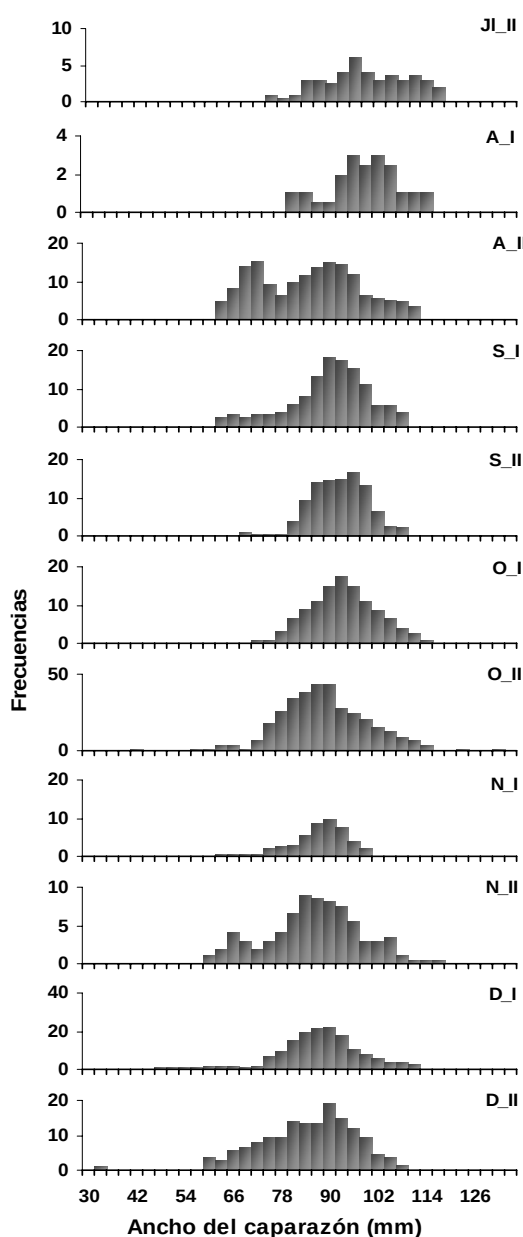
Estructura poblacional

Entre la segunda quincena de julio y diciembre de 2001 se efectuaron once muestreos, en los que se obtuvo una muestra acumulada de 1,345 ejemplares de *C. arcuatus*, de las cuales 1,043 fueron hembras y 302 machos, lo que equivale a una proporción de 3,4 h/m (Tabla I). Durante la segunda quincena de julio y en ambos muestreos de agosto la población mantuvo una proporción sexual equilibrada ($p > 0,05$), mientras que para el resto de los muestreos y para la población en su conjunto las diferencias resultaron significativas ($p < 0,05$), con una clara dominancia de las hembras sobre los machos.

La muestra acumulada (sexos combinados) estuvo integrada por organismos distribuidos en el intervalo de 33 a 123 mm y talla promedio de $86,1 \pm 0,6$ mm ($ds = 11,20$). El peso total varió entre 4 y 138,6 g, con promedio de $49,6 \pm 0,97$ g ($ds = 18,205$). En ambos casos, peso y talla, se observaron diferencias significativas ($F = 23.749$, $gl = 27$, $p < 0,05$). Las tallas menores a 40 mm se presentaron en diciembre, mientras que en julio y agosto se capturaron organismos mayores a esta talla (Fig. 2).

Tabla I. Prueba de χ^2 para las proporciones sexuales de *C. arcuatus* en el sistema lagunar La Joya-Buenavista, Chiapas.

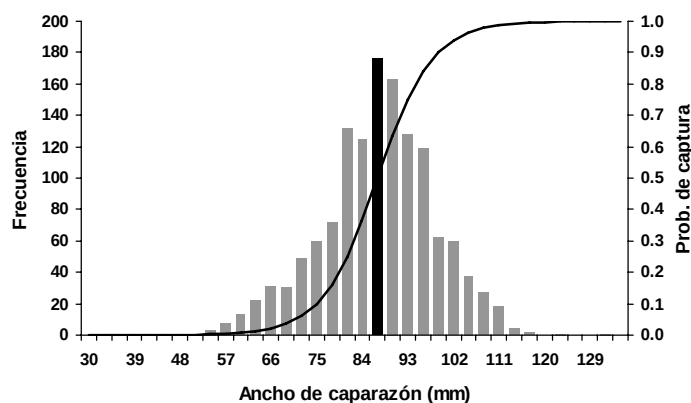
Mes	Hembras (%)	Machos (%)	H/M	χ^2	p
Jl_II	54.5	45.5	1:1.2	0.810	0.368
A_I	50.0	50.0	1:1.0	0.000	1.000
A_II	50.6	49.4	1:1.0	0.014	0.904
S_I	86.5	13.5	1:6.4	53.290	0.000
S_II	89.1	10.9	1:8.2	61.152	0.000
O_I	69.0	31.0	1:2.2	14.440	0.000
O_II	79.8	20.2	1:3.9	35.522	0.000
N_I	91.7	8.3	1:11.0	69.556	0.000
N_II	70.1	29.9	1:2.3	16.160	0.000
D_I	87.3	12.7	1:6.9	55.652	0.000
D_II	91.6	8.4	1:10.9	69.222	0.000
Promedio	74.6	25.4	1:2.9	24.206	0.000

**Figura 2.** Histogramas de frecuencia de tallas de *C. arcuatus* en la laguna Joya-Buenavista, Chiapas (Las etiquetas a la derecha de los histogramas indican la quincena del mes en que se muestreó).

Las hembras se distribuyeron en el intervalo de 33 a 130 mm y promediaron los $84,8 \pm 0,55$ mm ($ds = 9,056$), con pesos respectivos de 4 y 138,6 g y promedio de $46,6 \pm 0,84$ g ($ds = 13,862$). En tanto que en los machos los registros de longitud del caparazón fluctuaron entre 57 y 122 mm, y promedio de $90,9 \pm 1,78$ mm ($ds = 15,725$). A estos valores les correspondieron pesos respectivos de 12,6 y 105,7 g, y promedio de $60,3 \pm 2,95$ g ($ds = 26,067$). En ambos sexos se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0.05$) entre la longitud y el peso, que denotan una variación constante de las características biométricas de los organismos en la población.

En la figura 2 se observa que durante la segunda parte de agosto se presentó un importante pulso en el reclutamiento de organismos de tallas pequeñas al seno de la población adulta, cuya intensidad disminuyó notablemente hacia la primera quincena de septiembre, presentándose nuevamente en la segunda quincena de noviembre y diciembre.

Respecto a la talla de primera captura (L_{50}), esta quedó establecida en los 87 mm de ancho de caparazón, con un intervalo de captura entre $L_{25} = 80$ y $L_{75} = 93$ mm (Fig. 3).

**Figura 3.** Estructura por tallas y curva de selectividad para la población total de *C. arcuatus* en el sistema lagunar La Joya-Buenavista, Chiapas (la barra negra representa la L_{50} %).

Relación ancho caparazón (A_c)-peso total (p_t)

El análisis de covarianza (ANCOVA) indicó diferencias significativas en el peso al nivel de sexos ($F = 6.2994$, $gl = 355$, $p = 0.0125$), por lo que se establecieron las ecuaciones para sexos independientes y combinados, cuyas formulaciones matemáticas son (Fig. 4):

Sexo	Ecuación Potencial	R^2	n
Machos	$P_t = 0,00011(A_c)^{2,92 \pm 0,072}$	0.83	302
Hembras	$P_t = 0,00033(A_c)^{2,66 \pm 0,078}$	0.95	1043
Sexos combinados	$P_t = 0,00019(A_c)^{2,79 \pm 0,052}$	0.89	1345

Aún cuando los valores del coeficiente de regresión se ubicaron muy cercanos a 3, la prueba t de Student reveló diferencias significativas ($\beta \neq 3$, $p < 0.05$) que confirman la alometría en el crecimiento de la especie.

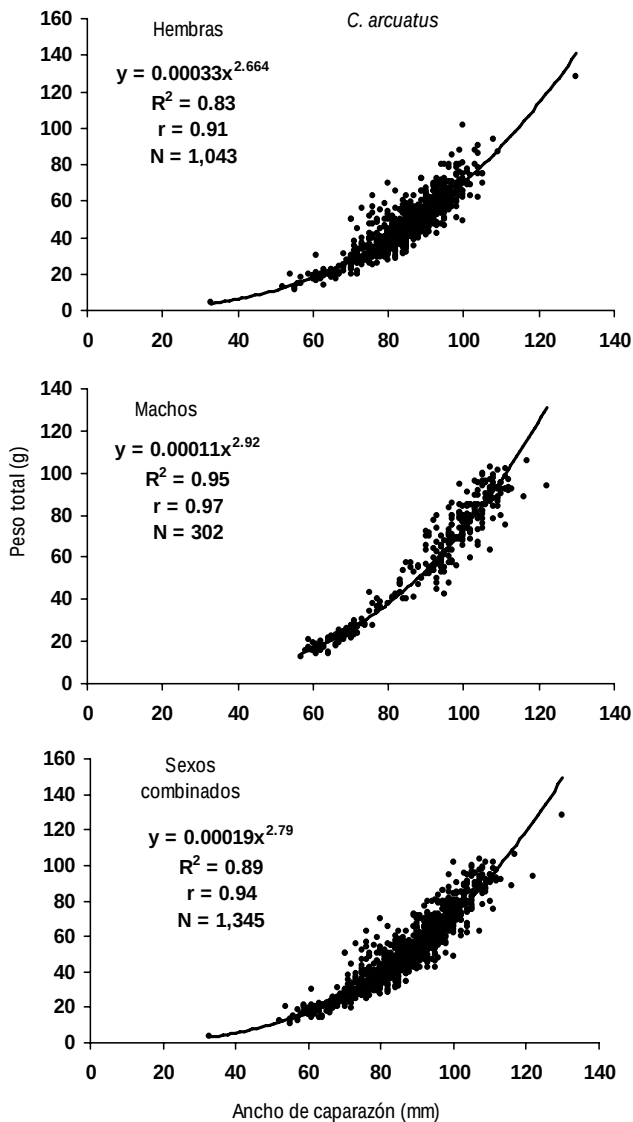


Figura 4. Relación longitud-peso para hembras, machos y sexos combinados de la jaiba *Callinectes arcuatus*.

Crecimiento

Con base en el método de Ford-Walford (Sparre & Venema 1995) se estimaron los parámetros de crecimiento para la población en su conjunto, cuyos valores resultantes fueron $K = 0.3524$, $t_0 = -0.307$, $A_c\infty = 140.3$ mm y $P_t\infty = 186$ g y la tendencia gráfica se muestra en la figura 5.

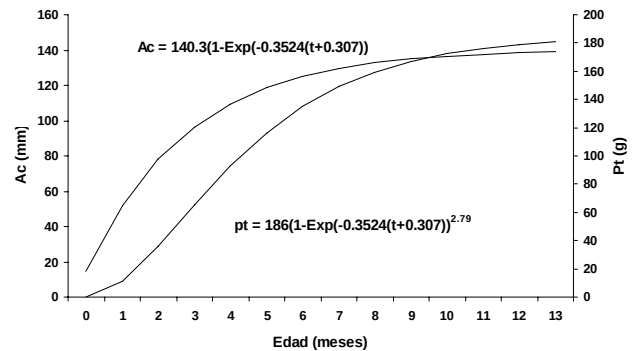


Figura 5. Curvas de crecimiento en longitud y peso de la jaiba *C. arcuatus* en la laguna Joya-Buenavista, Chiapas, México, durante el 2001.

Discusión

Los resultados obtenidos revelaron a una población integrada mayoritariamente por hembras (Tabla 1). Las proporciones variaron entre 1:1 hasta 16.7:1 h/m, con una proporción promedio de 3.4:1 h/m. Durante los tres primeros muestreos la población mostró una proporción sexual equilibrada ($p > 0.05$), lo que pudiera interpretarse como el periodo en el que la presencia de una mayor cantidad de machos guarda relación con el proceso de cortejamiento y cópula. Posteriormente la proporción de hembras se incrementó de manera significativa en el resto de los muestreos ($p < 0.05$), alcanzando los más altos valores porcentuales en septiembre, finales de octubre, principios de noviembre y en diciembre. Al respecto cabe destacar que la mayor parte de las capturas se registraron en la parte interna de los artes de pesca fijos conocidos como “atravesadas²”, observándose que las mayores concentraciones de hembras coincidieron con los periodos de reflujo mareal. Considerando que la reproducción de estos organismos se realiza en el mar, es posible plantear la hipótesis de que el incremento del número de hembras en estos periodos probablemente responde a un proceso migratorio

² Las atravesadas son estructuras fijas construidas por los pescadores en los principales canales de los sistemas lagunarios, con la finalidad de evitar que el camarón y otras especies migren hacia el mar a completar su desarrollo biológico. En estos sitios el camarón se concentra y los pescadores aprovechan para capturarlo. Los materiales que se utilizan son generalmente madera, rocas, malla metálica y malla o paño de monofilamento nylon alquitranado.

hacia la parte marina con fines reproductivos, pues la mayoría de las hembras se encontraba con masa ovígera en avanzado desarrollo de maduración. En cierta manera esta hipótesis también se sustenta en el hecho de que las estaciones de colecta se situaron en la zona donde desemboca el canal que conecta a la laguna con la bocabarra, caracterizada por un ambiente netamente marino. Al respecto, Estrada (1999) menciona que la dominancia de machos en las capturas, puede relacionarse con la conducta reproductiva de las hembras, las cuales tienden a agruparse en sitios con temperaturas y salinidades estables durante todo el año, señalamiento que coincide con las características de las zonas de muestreo, las cuales presentan condiciones más marinas que salobres, debido a que mantiene una conexión permanente con la boca barra del sistema lagunar.

Estos resultados difieren de los obtenidos por Gil & Sarmiento (2001) en la laguna Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, México y por Estrada (1999) en la laguna de Cuyutlán, Colima, México, quienes estimaron proporciones anuales de 10:1 m/h y 1.5:1 m/h, respectivamente. Loran *et al.* (1993), señalan que en la laguna de Alvarado, Veracruz, México, la población de *C. sapidus* estuvo integrada predominantemente por machos de mayo a julio, mientras que de julio a enero las hembras fueron más abundantes. En tanto que Juárez (1995), señala que en la laguna de Celestún, Yucatán, México, la proporción sexual favoreció a los machos de julio a septiembre en una razón de 2:1, cambiando en octubre a 1:1.5, mientras que en noviembre la población se mantuvo equilibrada en sus proporciones sexuales. En tanto que Nevárez-Martínez *et al.* (2003), observaron proporciones sexuales en el rango de 1:2.88 a 1:4.74 h/m para esta especie, mientras que en *C. bellicosus* las proporciones variaron en el rango de 1:1.33 y 1:1.20 h/m, para las bahías de Guásimas y Lobos, Sonora, México, respectivamente.

La composición por tallas y pesos registrada en el presente estudio difiere del registrado para otras localidades del Pacífico mexicano, en razón del método de captura y del tipo de información utilizada en el análisis; longitud o amplitud del cefalotórax. Tal es el caso de Hernández & Arreola-Lizárraga (2007), quienes utilizaron una red de arrastre, con la que capturaron tallas en el intervalo de 9 a 122 mm. En tanto que Salazar-Navarro *et al.* (2002) utilizando aros y trampas retuvieron tallas en el intervalo de 40 a 120 mm, y finalmente, Nevárez-Martínez *et al.* (2003) registraron tallas de 31 a 70 mm, utilizando únicamente trampas. En el caso

particular de los resultados aquí expuestos y a pesar del sesgo introducido en la selección de las tallas retenidas (el tamaño de malla utilizada no retuvo a organismos más pequeños), los histogramas revelaron la existencia de un proceso de reclutamiento de tallas pequeñas al grueso de la población en intensidad variable, originando distribuciones de frecuencias de tallas polimodales en la mayoría de los muestreos (Fig. 2). Aunado a lo anterior, la intensidad del reclutamiento en combinación con la desaparición de organismos de tallas grandes por efectos de la mortalidad natural y por pesca, repercute sobre los valores medios poblacionales. En el presente estudio, la talla media exhibió una marcada disminución en la segunda quincena de agosto, para posteriormente mantenerse relativamente constante hasta el final de los muestreos.

La talla de primera captura se estimó en 87 mm de ancho de caparazón. Un aspecto importante a considerar en toda talla de primera captura, es que esta no debe ser menor a la talla de primera reproducción, ya que se busca que al momento de capturar al organismo este haya aportado descendencia al menos una vez para garantizar la reposición de los desaparecidos por causas naturales y la pesca, proporcionándole estabilidad y continuidad a la población. En este sentido Estrada (1999) señala que en esta especie pueden encontrarse organismos sexualmente maduros a partir de los 58 mm, mientras que Loran *et al.* (1993), mencionan que en las poblaciones de *C. sapidus* es posible hallar hembras con gónadas maduras a partir de los 69.5 mm. Fischer & Wolff (2006), estimaron en 94.6 ± 2.06 mm la talla de primera madurez en machos de *C. arcuatus* para las costas de Costa Rica. En el presente estudio se registró a un organismo hembra en condiciones de madurez a una $A_c = 41$ mm y la talla media de primera maduración se estableció en los 85 mm, valor relativamente cercano al de primera captura ($A_{c50} = 87$ mm). Nevárez-Martínez *et al.* (2003), estimaron para esta especie una $A_{c50} = 70.5$ mm y para *C. bellicosus* fue de $A_{c50} = 80$ mm, para las costas de Sonora, México.

Al respecto, Gil & Sarmiento (2001), proponen con base en el ajuste a la curva logística que la L_{50} para las especies de *C. arcuatus*, *C. toxotes* y *C. bellicosus* debería de establecerse en 100 mm de longitud de caparazón, argumentando que las tallas de primera reproducción observadas para las respectivas especies se ubicaron en 90, 96 y 92 mm. El valor correspondiente a la especie aquí tratada no difiere significativamente del

obtenido por estos autores, por lo que para fines de manejo el establecimiento de una talla de primera captura de $A_{c50} = 100$ mm resultaría adecuada para esta especie, toda vez que se estaría protegiendo al 89 % de la población. Utilizando este mecanismo, Loran *et al.* (1993) decidieron proteger al 68 % de las hembras de *C. rathbunae* y al 55 % de *C. sapidus*, para la región del Golfo de México. Actualmente en México el aprovechamiento de este recurso en aguas del litoral de Océano Pacífico está reglamentado por la Norma Oficial Mexicana NOM-039-pesc-2003 (DOF 2006), la cual entre otras cosas establece que las tallas mínimas de captura son: **a)** De 115 mm de ancho de caparazón (A_c) para la jaiba café, guerrera, verde o jaibón (*Callinectes bellicosus*), **b)** De 95 mm de ancho de caparazón (A_c) para la jaiba azul o cuata (*Callinectes arcuatus*) y **c)** De 120 mm de ancho de caparazón (A_c) para la jaiba gigante, negra o guacho (*Callinectes toxotes*).

De las relaciones biométricas establecidas, los valores correspondientes al coeficiente de regresión β resultaron muy cercanos a 3, sin embargo tanto los intervalos de confianza al 95 % como la prueba studentizada ($\beta \neq 3$, $p < 0.05$), indican que *C. arcuatus* tiende a crecer más en peso que en longitud. Resultados similares fueron obtenidos por Nevárez-Martínez *et al.* (2003), quienes obtuvieron valores de $\beta = 2.816$ y $\beta = 2.802$ para las bahías de Guásimas y Lobos, Sonora, México. En tanto que Fischer & Wolf (2006), registraron valores de $\beta = 2.925$ en machos de esta especie y $\beta = 3.135$ para hembras, en el Golfo de Nicoya, Costa Rica.

Las tasas de crecimiento (K) observadas variaron entre $K = 0.22$ y $K = 2.3$ mm/día, con un valor medio de $K = 1.2 \pm 0.21$ mm/día ($ds = 0.50096$). Las mayores tasas de crecimiento corresponden a las primeras etapas del desarrollo individual y decrecen conforme los organismos en cada cohorte incrementan en longitud. Al respecto, Anónimo (1994), menciona tasas de incremento de la anchura del caparazón de 8 mm/mes en hembras y de 10 mm/mes en machos, para el sistema lagunar Huizache-Caimanero, Sinaloa, México. En tanto que Estrada (1999), refiere que en la laguna de Cuyutlán, Colima, México, los juveniles de *C. Arcuatus* exhiben tasas promedio de crecimiento de 18 mm/mes, mientras que en los adultos el crecimiento se reduce a 9 mm/mes. De lo anterior se deriva que las tasas de crecimiento estimadas en el presente estudio, resultan comparativamente menores a las estimadas en otras zonas de la

costa Pacífica mexicana, así mismo, los resultados obtenidos por otros autores revelan diferencias en el crecimiento entre sexos, desafortunadamente en el presente estudio no fue posible estimar por separado las tasas de crecimiento, debido a que la información utilizada no lo permitió.

Sin embargo, los parámetros de crecimiento aquí estimados ($K = 0.3524$ mm, $t_0 = -0.307$ mm, $L_{\infty} = 140.3$ mm y $P_{t\infty} = 186$ g), describen adecuadamente el crecimiento de la especie para el área de estudio, aún cuando difieren con las estimaciones realizadas por otros autores en áreas geográficamente distintas. Gil & Sarmiento (2001), utilizando el método de Ford-Walford estimaron valores de $A_{c\infty} = 152.9$ mm, $K = 0.63$ mm/año y $t_0 = -0.109$ para esta misma especie en la laguna Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas, mencionando que se requiere un tiempo de 4 a 5 años para alcanzar la talla asintótica, tiempo considerado como excepcionalmente largo, si se toma en cuenta que generalmente los crustáceos son de vida corta, tasa de crecimiento alta y que bajo un régimen de explotación intensa los organismos tienen menos oportunidades de alcanzar su talla de longevidad. Por su parte Estrada (1999), a través del método ELEFAN I obtuvo valores de $A_{c\infty} = 160.9$ mm, $K = 1.43$ mm, $P_t = 331.4$ g y $t_0 = -0.119$. En tanto que Nevárez-Martínez *et al.* (2003), registraron valores de $A_c = 161$ mm, $K = 1$ y $t_0 = 2.6394$. Finalmente, Fischer & Wolff (2006), estimaron valores de $L_{\infty} = 142$ mm y $K = 0.89$ mm para machos de esta especie en el Golfo de Nicoya, Costa Rica, cuyo valor de K denota una tasa de crecimiento mayor que la obtenida en el presente estudio.

Este estudio constituye la primera investigación que aporta información acerca de las características poblacionales de esta especie en el sistema lagunar Joya-Buenavista, información que resulta relevante para la conservación del recurso y el manejo de su pesquería, como alternativa para diversificar la pesca y disminuir el esfuerzo pesquero sobre el camarón.

Agradecimientos

A Omar Ordás F., Juan Alonso Islas, Ramón Gómez M., Aarón Gil L. y Jesús Solórzano O., su colaboración en los muestreos en campo. A las alumnas de servicio social María del Socorro Hernández Z., María Luisa Reséndiz F. y Lucía del Carmen Fuentes L., su apoyo en el trabajo de laboratorio y captura de la información. A Evlin Ramírez F., y a los revisores anónimos, cuyas observaciones al manuscrito mejoraron sustancialmente su contenido.

References

- Acosta, C. J. R. 1989. Evaluación técnica, social y económica del sistema de cultivo artesanal de camarón en la costa de Chiapas. **Secretaría de Pesca**, México. 125 p.
- Alarcón, F. T. & Arreguín-Sánchez, F. 1994. **Selectividad de artes de pesca utilizadas para la explotación de camarón rosado *Penaeus duorarum* en aguas interiores de la región del Banco de Campeche, México.** Revista de Investigaciones Marinas. Vol. 15, Nº 1, 45-53.
- Anónimo, 1990. Bases para el ordenamiento costero-pesquero de Oaxaca y Chiapas (Aspectos generales). **Secretaría de Pesca**, México. 219 p.
- Anónimo, 1994. Biotecnología para el cultivo de la jaiba (desarrollo científico y tecnológico para el cultivo de la jaiba). Subsecretaría de Fomento y Desarrollo Pesquero. Dirección General de Acuacultura. **Instituto de Ciencias del Mar y Limnología Universidad Nacional Autónoma de México**. Convenio SEPESCA/UNAM. 95 p.
- Anónimo, 1998. Caracterización fisicoquímica de los sistemas lagunares Mar Muerto - Cordón Estuárico y Joya - Buenavista, Chiapas. Opinión Técnica. **Instituto Nacional de la Pesca**. Secretaría de Medio Ambiente, Recursos Naturales y Pesca. México. 44 p.
- Anónimo, 2000. **Anuario estadístico de pesca**. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. México.
- Anónimo, 2001. **Anuario estadístico de pesca**. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. México.
- Anónimo, 2002. **Anuario estadístico de pesca**. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. México.
- Anónimo, 2003. **Anuario estadístico de pesca**. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. México.
- Bagenal, T. B. & Tesch, F. W. 1978. Age and growth. In: Bagenal, T. B. (Ed.) **Methods for assessment of Fish Production in Fresh Waters**. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 101-130.
- DOF, 2006. Norma Oficial Mexicana NOM-039-PESC-2003, Pesca responsable de jaiba en aguas de jurisdicción federal del litoral del Océano Pacífico. Especificaciones para su aprovechamiento. **Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación, México**. 9 p.
- Estrada, V. A. 1999. Aspectos poblacionales de la jaiba *Callinectes arcuatus* Ordway 1863, en la laguna de Cuyutlán, Colima, México. **Tesis de Maestría**, Universidad de Colima. Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Colima, México, 68 p.
- FAO, 1982. Métodos de recolección y análisis de datos de tallas y edad para la evaluación de poblaciones de peces. **FAO, Circular Pesca**, (736): 101 p.
- Fischer, S. & Wolff, M. 2006. Fisheries assessment of *Callinectes arcuatus* (Brachyura, Portunidae) in the Gulf of Nicoya, Costa Rica. **Fisheries Research** (77): 301-311.
- Gayanilo, Jr. F. C., Sparre, P. & Pauly, D. 2002. The FAO-ICLARM Stock Assessment Tools (FiSAT) User's Guide. **FAO Computerized Information Series**, Rome.
- Gil, L. A. & Sarmiento, S. 2001. Algunos aspectos biológicos y pesqueros de las jaibas (*Callinectes* spp) en el sistema lagunar Mar Muerto, Oaxaca-Chiapas. Documento Técnico. Centro Regional de Investigación Pesquera Salina Cruz, Oaxaca. **Instituto Nacional de la Pesca**. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. 41 p.
- Hendrickx, M. E. 1984a. Studies of the coastal marine fauna of southern Sinaloa, Mexico. II. The decapod crustaceans of estero El Verde. **Anales Centro de Ciencias del Mar y Limnología Universidad Nacional Autónoma, México**. 11(1): 23-48
- Hendrickx, M. E. 1984b. Estudio de la fauna marina y costera del sur de Sinaloa, México. III. Clave de identificación de los cangrejos de la familia Portunidae (Crustacea: Decapoda). **Anales Centro de Ciencias del Mar y Limnología Universidad Nacional Autónoma, México**. 11(1): 49-64
- Hendrickx, M. E. 1995. Cangrejos. 565-636. In: Fisher, W. F. Krupp, W. Schneider, C. Sommer, K. E. Carpenter y V. H. Niem (Eds). **Guía FAO para la Identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro-Oriental**. 1, Plantas e Invertebrados. **FAO, Roma**. I. 646 p.
- Hernández, L. & Arreola-Lizárraga, J. A. 2007. Estructura de tallas y crecimiento de los

- cangrejos *Callinectes arcuatus* y *C. bellicosus* (Decapoda: Portunidae) en la laguna costera Las Guásimas, México. **Revista de Biología Tropical** (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) Vol. 55 (1): 225-233.
- Juárez, Z. E. E. 1995. Biología pesquera de *Callinectes sapidus* Rathbun (Crustacea: Portunidae), en la Laguna de Celestún, Yuc. **Tesis de Licenciatura**. Escuela Nacional de Estudios Profesionales Iztacala. Universidad Nacional Autónoma, México. 79 p.
- Loran, N. R. Ma., Valdez, A. J. G. & Escudero, G. F. 1993. Algunos aspectos poblacionales de las jaibas *Callinectes spp* en la Laguna de Alvarado, Veracruz. 15-31 p. **Ciencia Pesquera**. Instituto Nacional de la Pesca. Secretaría de Pesca, México. (9) 1-103 p.
- Montgomery, D. C. 2002. **Diseño y análisis de experimentos**. Segunda Edición. Limusa Wiley. 686 p.
- Nevárez-Martínez, M. O., López-Martínez, J., Cervantes-Valle, C., Miranda-Mier, E., Morales, A. R. & Anguiano-Carrasco, M. L. 2003. Evaluación biológica y pesquera de las jaibas *Callinectes bellicosus* y *Callinectes arcuatus* (Brachyura:Decapoda:Portunidae) en las bahías de Guásimas y Lobos, Sonora, México. 125-138. En: M. E. Hendrickx (ed.). **Contribuciones al Estudio de los Crustáceos del Pacífico Este 2 (Contributions to the Study of East Pacific Crustaceans 2)**. Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, UNAM. 303 pp.
- Pauly, D. 1983. Algunos métodos simples para la evaluación de recursos pesqueros tropicales. **FAO. Documento Técnico de Pesca**. (243): 49 p.
- Ramírez-Félix, E., Singh-Cabanillas, J., Gil, L. H. A., Sarmiento, N. S., Salazar N., G. I., Montemayor L., García B., J. A., Rodríguez D. G. & Castañeda L. N. 2003. La Pesquería de Jaiba (*Callinectes spp.*) en el Pacífico Mexicano: Diagnóstico y Propuesta de Regulación. **Instituto Nacional de la Pesca**. Comisión Nacional de Acuacultura y Pesca. Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación. México. 54 p
- Ricker, W. E. 1975. Computation and interpretation of biological statistics of fish populations. **Fishery Bulletin Research Board of Canada**, 191- 395 pp.
- Salazar-Navarro, I., Macías-Sánchez, V. & Ramos-González, A. 2002. Estudio biológico pesquero para el manejo sustentable de la pesquería de jaiba *Callinectes bellicosus* (Stimpson, 1859) y *C. arcuatus* (Ordway, 1863) en las bahías de: Topolobampo (t), Navachiste (n), Santa María la Reforma (sma), ensenada del Pabellón-Altata (e-a) y Ceuta (c) en las costas de Sinaloa, México. Periodo: enero de 1999 a diciembre del 2001. En: **Memorias I Foro Científico de Pesca Ribereña**. 17-18 de Octubre de 2002. INP CRIP Guaymas, Son.
- Sparre, P. & Venema, S. C. 1995. Introducción a la evaluación de stocks de peces tropicales. Parte 1- Manual. **FAO Documento Técnico de Pesca, N° 306**. FAO Roma. 94 p.
- Tapia I, Reyes E, Lucero A, Ramos A. & Cea M. 2008. Actualización en la Extracción, Explotación y Consumo de Jaiba Marmola (*Cancer Edwardsii*) en Chile. **Ciencia & Trabajo**, 10 (28): 50-56.
- Zar, J. H. 1999. **Biostatistical Analysis**. 4ª ed. Prentice Hall. 123 p.

Received February 2008

Accepted April 2008

Published online August 2008



First record of the invasion of *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae) in São Paulo State, Brazil

MÔNICA G. MAI¹, TALITA A. S. SILVA², VIVIANE L. S. ALMEIDA¹ &
RAPHAEL L. SERAFINI³

¹ Hydrobiology Department, Federal University of São Carlos - Washington Luis Road, Km 235, PO Box 676, Monjolinho - São Carlos, São Paulo, Brazil, zip code: 13565-905. monica_mai@hotmail.com; vivi.garca@ig.com.br

² Biochemistry and Microbiology Department, São Paulo State University "Júlio de Mesquita Filho". 24 A Avenue, 1515, Rio Claro, São Paulo, Brazil, zip code: 13506900. talitasp@gmail.com.

³ Laboratory of Biology and Culture of Fresh Water Fish, Federal University of Santa Catarina - SC 406 Road, Km 3, 3532, Lagoa do Perí, Florianópolis, Santa Catarina, Brazil, zip code: 88066-000, rapserafini@hotmail.com

Abstract. This is the first record of invasion of the *Dendrocephalus brasiliensis* in São Paulo State, Brazil. It also is a review of previous studies of this species and discusses the importance of this microcrustacean as feed for aquaculture, as well as the risks of its invasion in new habitats.

Key words: Alien species, branconeta, branchoneta, ornamental fisheries, aquaculture

Resumo. Primeiro relato de invasão de *Dendrocephalus brasiliensis* Pesta, 1921 (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae) no Estado de São Paulo, Brasil. Este é o primeiro relato da invasão de *Dendrocephalus brasiliensis* no Estado de São Paulo, Brasil. É também uma revisão de estudos anteriores sobre a espécie e discute a importância deste microcrustáceo como alimento na aquicultura, bem como alguns riscos de sua invasão.

Palavras-chave: Espécie exótica, branconeta, branchoneta, piscicultura ornamental, aquicultura.

Abbreviations: UGRHI - Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Water Resources Management Unit); EPPA - Estação de Piscicultura de Paulo Afonso (Paulo Afonso Fish Farming Station); CHESF - Companhia Hidro Elétrica do São Francisco.

The crustacean *Dendrocephalus brasiliensis* (Pesta, 1921 *apud* Lopes 1998) (Crustacea: Anostraca: Thamnocephalidae), popularly known as branconeta, has a cylindrical body and can reach 30 mm in adult length (Figure 1a). It is a filter feeding animal, with a preference for phytoplankton (Lopes *et al.* 1998). This species is dioecious, with females being easily identified by the egg sac near their tail, and males by the vertical appendices, which are essential for species recognition (Lopes *et al.* 1998).

D. brasiliensis occurs naturally from Argentina to northeastern Brazil, typically inhabiting ephemeral rain pools and in fish breeding tanks. These kinds of environments are commonly found in the Brazilian states of Minas Gerais, Bahia, Paraíba, Rio Grande do Norte and Piauí. This species has a

short life cycle, from eight to thirty days (Rabet & Thiéry 1998), and after reaching the adult stage, it produces many cysts, which are resistant to dry conditions and hatch when the environment turns favorable.

It is a prolific species (each female releases from 100 to 230 cysts per spawn - Figure 1B), reproducing throughout the year in the region of the Paulo Afonso Fish Farming Station (EPPA) in the state of Bahia, except between June and August, when temperatures are the lowest of the year (Lopes *et al.* 1998). In this same region, those authors recorded a sex ratio of roughly 60% females. According to Rocha *et al.* (2005), the accidental or intentional introduction of exotic and allochthonous species by man is one of the most serious problems

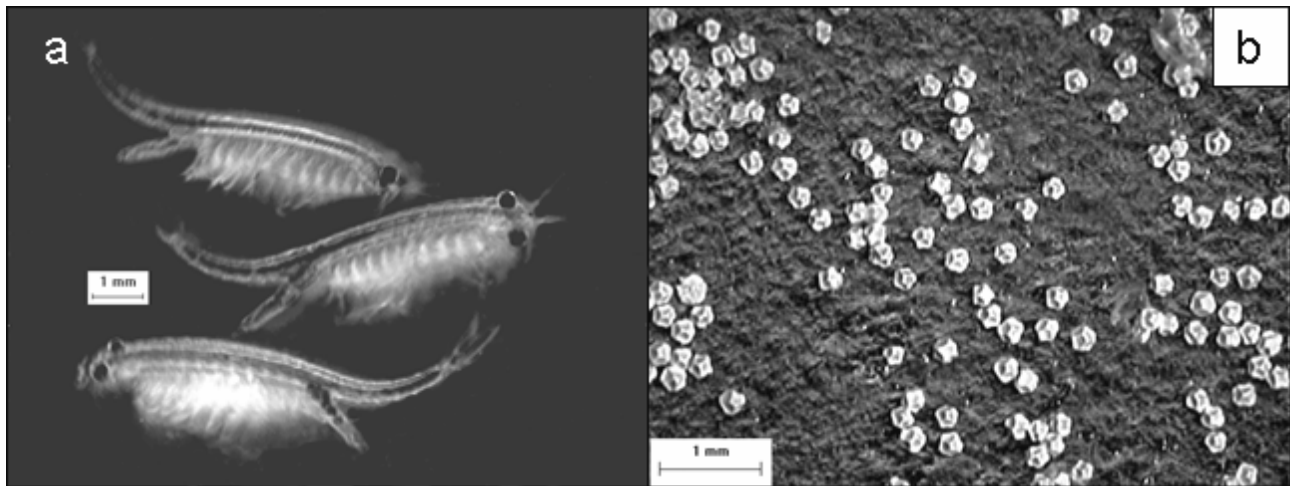


Figure 1. a) *D. brasiliensis* females with egg sac presenting cysts. b) Cysts in detail. Photos by Mônica G. Mai.

to biodiversity and conservation of natural communities and ecosystems, exceeded only by environmental destruction. The same authors emphasize that freshwater environments are particularly vulnerable to biological invasions, because they can carry diaspores for long distances, representing the most important dispersion mechanism, after wind.

Each hydrographic basin has its own endemic species, which once replaced to other basins can lead to similar or even bigger problems than the introduction of exotic species, such as competition, predation, parasitism, hybridization with correlated species and even spread of diseases (Rocha *et al.* 2005). Therefore, the study of exotic and allochthonous species and their interactions with native ones is fundamental to develop control measures.

This study records the invasion of the crustacean *Dendrocephalus brasiliensis* in the Tietê/Jacaré basin.

The specimens were collected directly from earthen ponds at Talarico Fishery, in the municipality of Tabatinga (21°43'00"S; 48°41'15" W, altitude of 490 meters), central-west region of São Paulo State, Brazil), through successive sieving the pond water (with a common kitchen sieve) (Figure 2), then a few individuals were maintained alive for the photos, while the majority collected were conserved in a flask with formalin 4%. Once the presence of these organism in the culture ponds can not pass unnoticed, other regional fisher farmers were questioned but no other register of *D. brasiliensis*' presence were obtained. The municipality of Tabatinga lies within the Tietê/Jacaré Water Resource Management Unit (Figure 3), which covers 34 municipalities and has an area of 11,749 km². The region is classified as industrialized. It has approximately 1,304,000

inhabitants, and is considered in a critical situation in terms of surface water availability, because of high demand from alcohol distilleries and for irrigation of sugarcane crops. It also has a moderate to high susceptibility to flooding in the sub-basins of the Jacaré-Guaçu and Jacaré-Pepira rivers, which is worst in the urbanized areas (Gava *et al.* 2007).

According to Belk & Brtek (1995), samples of *D. brasiliensis* are deposited at the Natural History Museum, Vienna, Austria.

A large amount of *D. brasiliensis* was found in the fisheries earthen ponds from Talarico Fishery, and every summer these organisms appear in blooms after drying and fulfilling these ponds, circumstance that reproduces the rain pools (ephemeral) where this organism use to live naturally. There are no studies revealing what are the effects on the local species, but the farmers emphasized that once they hatch, a quick dominance over the pre-existing zooplankton species in the ponds occurs, and the phytoplankton is promptly consumed in matter of few days. When their source of feeding becomes



Figure 2. General view of the Talarico Fishery, showing the pond where *D. brasiliensis* was collected.

scarce, these organisms vanish from the ponds, only remaining their cysts in the bottom of the tanks.

A literature review of the latest knowledge on *D. brasiliensis* is summarized in Table I and reveals a lack of studies on this subject. To date, there have only been experiments carried out using *D. brasiliensis* to feed cultivated fishes, such as the *Cichla ocellaris* (tucunaré) (Carneiro *et al.* 2004), *Lophiosilurus alexandri* (niquim) (Santos *et al.* 1999) and *Oreochromis niloticus* (Nile tilapia) (Santos *et al.* 2000).

This crustacean has also been experimentally used in the production of the shrimp *Litopenaeus vannamei* (Yflaar & Oliveira 2003) and ornamental fishes such as *Astronotus ocellatus* (oscar) (Lopes & Santos-Neto 2006, Lopes *et al.* 2006) and *Pterophyllum scalare* (acarã bandeira) (Lopes *et al.* 2006). *D. brasiliensis* has been considered very attractive in the initial culture phases of carnivorous fish species (Lopes 1998, Lopes *et al.* 1998, Lopes *et al.* 2006), being used as live feed, frozen biomass or in inert diets.

Generally, the current protocols used in larviculture of these fishes include the offering of a marine microcrustacean, belonging to the genus *Artemia*. However, this microcrustacean has a short lifespan when used in fresh water, which motivates fish farmers' to search for freshwater species with similar properties. In this context, *D. brasiliensis* appears as an easily obtained species, with high attractiveness and that possibly meets the nutritional

needs of carnivorous species such as the *Pseudoplatystoma coruscans* (pintado), *P. fasciatum* (cachara), *Brycon amazonicum* (matrinxã), *Salminus brasiliensis* (dourado), among others.

The mass production and utilization of *D. brasiliensis* in aquaculture has been considered promising due its apparently easy production, attractiveness as live food and high protein content.

This protein content is comparable to or higher than many organisms conventionally used for such purpose (Table II) (Lopes *et al.* 1998). Experiments carried out with fish feed comparing *D. brasiliensis* to commercial feed or the brine shrimp *Artemia* in most cases showed better results in both survival and growth (weight and length) in those treatments in which *D. brasiliensis* was offered (Lopes 1998, Lopes & Santos-Neto 2006, Lopes *et al.* 2006).

Successful experiments have been carried out in Brazil's Northeast to assess the cyst production capacity (Lopes *et al.* 2007, Molina 2005) and biomass production (Lopes *et al.* 2006) of *D. brasiliensis* in natural environments.

As occurs with many alien species, *D. brasiliensis* was accidentally introduced in the Tietê/Jacaré basin in 1997, when a fish farmer from São Paulo State acquired a lot of fish from Brazil's northeast, containing some individuals of this crustacean. Although the geographical distribution of *D. brasiliensis* is described stretching from Argentina to Piauí, its occurrence is not continuous

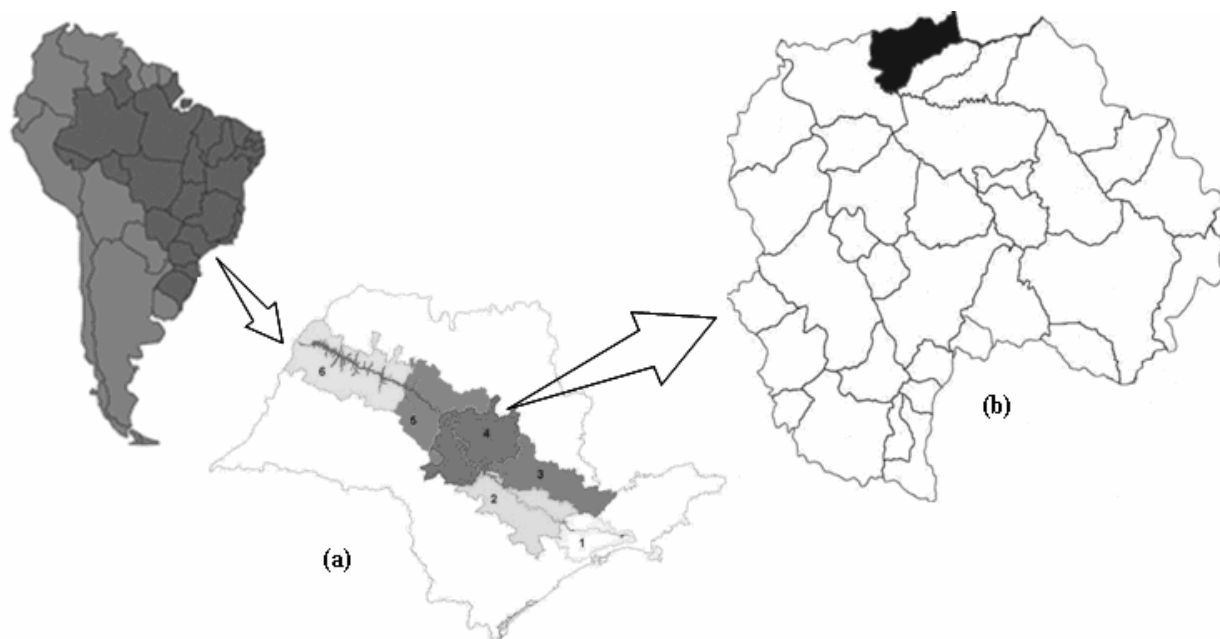


Figure 3 – Geographical location of the region where branconeta *Dendrocephalus brasiliensis* was introduced. (a) São Paulo State, showing the Tietê Basin with its sub-basins: 1. Upper Tietê; 2. Middle Tietê; 3. Piracicaba / Jundiaí; 4. Tietê/Jacaré; 5. Tietê / Batalha and 6. Baixo Tietê. (b) Detail of the Tietê/Jacaré sub-basin, with Tabatinga municipality indicated in black. Maps modified from http://www.netzsch.com.br/website/pt_br/representantes.php; http://www.rededasaguas.org.br/nucleo/na_hidrografia.htm; http://www.maenatureza.org.br/projetoeducando/folders/poster32_bh_tj/index.htm

Table I. Summary of studies about *Dendrocephalus brasiliensis*.

Authors	Year	Title	Focus
Belk & Brtek	1995	Checklist of the Anostraca.	Taxonomy
Cuchie <i>et al.</i>	1997	Intra and interspecific variation in the chitin content of some anostracans.	Physiology
Lopes	1998	A branchoneta (<i>Dendrocephalus brasiliensis</i> , Pesta 1921) na alimentação de espécies carnívoras.	Feeding
Lopes <i>et al.</i>	1998	Branchoneta - Uma notável contribuição à larvicultura e alevinagem de peixes carnívoros de água doce.	Feeding
Rabet & Thiéry	1998	Branchiopoda. Anostraca and Spinicaudata.	Taxonomy
Santos <i>et al.</i>	1999	Utilização da branchoneta <i>Dendrocephalus brasiliensis</i> na alimentação do niquim <i>Lophiosilurus alexandri</i> durante o período pós-larval.	Feeding
Santos <i>et al.</i>	2000	Efeitos do microcrustáceo branchoneta, <i>Dendrocephalus brasiliensis</i> , no crescimento da tilápia nilótica, <i>Oreochromis niloticus</i> , durante a fase juvenil.	Feeding
Gonçalves	2001	Remoção de algas via alimentação pelo microcrustáceo <i>Dendrocephalus brasiliensis</i> (Crustacea: Anostraca).	Biotechnology
Yflaar & Olivera	2003	Utilização de náuplios de "branchoneta" <i>Dendrocephalus brasiliensis</i> (Pesta 1921) na alimentação de larvas do "camarão cinza" <i>Litopenaeus vannamei</i> (Boone 1931).	Feeding
Carneiro <i>et al.</i>	2004	Uso do microcrustáceo branchoneta (<i>Dendrocephalus brasiliensis</i>) na ração do Tucunaré.	Feeding
Molina	2005	Procedimento de criação de branchoneta <i>Dendrocephalus brasiliensis</i> (Crustacea, Anostraca, Thamnocephalidae).	Production
Lopes <i>et al.</i>	2006	A branchoneta na piscicultura ornamental.	Feeding
Lopes & Santos-Neto	2006	Piscicultura ornamental: estudo compara o uso da branchoneta e da artêmia na dieta do acará-bandeira.	Feeding
Lopes <i>et al.</i>	2007	Produção de cistos de "branchoneta" <i>Dendrocephalus brasiliensis</i> (Crustacea: Anostraca).	Production

in the watersheds in this range due to the lack of ephemeral rain pools, where it typically occurs, in most of the northeast region of Brazil and north of Argentina.

Its presence was not reported in the Tietê/Jacaré basin before 1997. Since its accidental introduction in this region, apparently the species has been restricted to the Talarico Fishery, where fish tanks are dried every year, promoting the dry conditions that *D. brasiliensis* cysts need to hatch. However, it is important to monitor the natural environments near this fish farm to avoid the spread of this biological invasion.

According to Rocha *et al.* (2005), a species' spread must be checked around the spots where it is found, because the species might occur in those geographical interstices. It is known that the increasing trade in cultivated species between different basins facilitates unintentional invasions (Rocha *et al.* 2005).

If in the beginning the introduction of *D. brasiliensis* was accidental, this may become intentional due to its advantages for feeding aquatic organisms, and this may increase the spread of this species to other basins. Specimens could

be easily acquired in the transport water of fishes from places where this species occurs, or even by online purchases. In this way, the world wide market of live fish could lead to the spreading of this species to any part of the globe that presents favorable conditions to its survival.

These plankton feeders' organisms are highly adaptable in fisheries, causing high transparency of environments where they establish themselves. While swimming they filter the suspended material, such as algae, bacteria, protozoa, metazoa and organic matter particles, although it has been observed both in aquariums and fishery ponds that they tend to graze on phytoplankton (Lopes *et al.* 2006). Many times their presence is considered harmful to fish farming, since they quickly filter the natural food, leading to great losses in the hatchery processes. In other hand, when the fingerlings reach sizes of 2-5cm in length, *D. brasiliensis* became their preys instead of being competitors by resources. To prevent the competition when the fish are too small, Dipterex (Trichlorfon) is used in a proportion of 1 ppt as a routine treatment against *D. brasiliensis*, before stocking of fish larvae in ponds (Lopes *et al.* 1998).

Table II. Comparison between *D. brasiliensis* nutritional values (%) and other species commonly used in aquaculture.

SOURCES	Dry matter	Crude Protein	P ¹	Ca ²	Ash
A) Usual					
1. Anostraca	11.00	61.60			10.10
<i>Artemia</i>					
2. Cladocera		70.10	1.46	0.21	
<i>Daphnia</i>		59.12	1.32	0.16	
<i>Moina</i>					
3. Rotifer		56.92	1.42		
<i>Brachionus plicatilis</i>					
B) Alternative					
<i>Dendrocephalus brasiliensis</i>		67.05	0.54	1.71	14.82

*Drawn from Lopes *et al.* 1998. ¹phosphorus; ²calcium.

The invasion of natural environments by *D. brasiliensis* causes concern, once its high filtration capacity can cause impacts on the native phytoplankton and it can also compete with other zooplankton species for the feeding resources. Hopefully, *D. brasiliensis* is not considered a lotic water body inhabitant, being restricted to lentic and temporary environments, reason why they can establish in aquaculture ponds (once it is constantly dried and refilled according to the fish production). Furthermore, its capacity to produce cysts makes it hard to eliminate after its introduction. These cysts stay in rest in the dry soil or in the bottom of water bodies, remaining viable for long periods of time and being able to restart the life cycle when more favorable conditions are reestablished. Dry environmental conditions are essential for the maturation of the cysts. On the other hand, this can be an advantage in the case of invasion, since the species only can establish itself in ephemeral environments.

Still in relation to the cysts produced, the main function of them is to allow the survival, maintenance of gene pool, protection against adverse environmental factors and dispersion of species through streams (Dale 1983, cited in Persich & Garcia 2003). These cysts can also play a role as an environmental reservoir of the species, from where new blooms can arise (Steidinger & Baden 1984, Anderson 1984, Anderson 1997, cited in Persich & Garcia 2003). According to Brendonck *et al.* (1990), who studied the brachiopods of Galapagos Island, bird migration, wind transport or anthropogenic action are potential agents for the dispersal of cysts

from mainland populations.

The introduction of exotic and allochthonous species in communities and ecosystems has been leading to the extinction of many native species, relevant modifications food webs, steady-state populations of communities, and changes in ecosystems' functional processes (Rocha *et al.* 2005).

Thus, in order to know the real impact that *D. brasiliensis* can cause after its introduction in new environments, biological and ecological studies are necessary. Moreover, it is important for such studies to be performed before the practical application of this species as a live feed in aquaculture.

Finally, the lack of studies about this organism can be explained, at least in part, by the fear that tests can increase the dispersion of this species. Nonetheless, more studies should be carried out to elucidate more characteristics of these organisms, in places where they are already established, or elsewhere taking rigorous measures to avoid the escape to the surrounding environment.

Acknowledgments

The authors would like to thank the Talarico Fishery for providing the specimens and information, Marcos Arduin (Federal University of São Carlos) for allowing the use of his photographic laboratory, and Maria da Graça Gama Melão (Federal University of São Carlos) for her important comments on the manuscript.

References

- Belk, D. & Brtek, J. 1995. Checklist of the Anostraca. **Hydrobiology**, 298: 315-353.
- Brendonck, L., Thiéry, A. & Coomans, A. 1990. Taxonomy and Biogeography of the Galapagos Branchiopod Fauna (Anostraca, Notostraca, Spinicaudata). **Journal of Crustacean Biology**, 10: 676-694.
- Cauchie, H. M., Murugan, G., Thom, J. P. & Dumont, H. J. 1997. Intra and interspecific variation in the chitin content of some anostracans. **Hydrobiology**, 359: 223-228.
- Carneiro, R. L., Silva, J. A. M., Albinati, R. C. B.,

- Socorro, E. P. & Neves, A. P. 2004. Uso do microcrustáceo branchoneta (*Dendrocephalus brasiliensis*) na ração do Tucunaré. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal**, 5: 18-25.
- Gava, G. T. C., Palmesan, H., Rezende, J. H., Bagnato, V. S. & Chicrala, K. J. S. 2007. **Movimento de Amparo Ecológico Mãe Natureza**. Accessible at http://www.mae-natureza.org.br/projetoeducando/folders/poster32_bh_tj. (Accessed 10/29/2007).
- Gonçalves, J. L. 2001. Remoção de algas via alimentação pelo microcrustáceo *Dendrocephalus brasiliensis* (Crustacea: Anostraca). **Master's Thesis**. Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, Brasil, 64p.
- Lopes, J. P. 1998. Considerações sobre a branchoneta, *Dendrocephalus brasiliensis*, (Crustacea, Anostraca, Thamnocephalidae) como fonte alternativa na alimentação de alevinos espécies carnívoras. **Master's Thesis**. Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, Brasil, 45p.
- Lopes, J. P. & Santos-Neto, M. A. 2006. Piscicultura ornamental: estudo compara o uso da branchoneta e da artêmia na dieta do acará-bandeira. **Panorama da Aquicultura**, 98: 56-59.
- Lopes, J. P., Pontes, C. S. & Araújo, A. 2006. A branchoneta na piscicultura ornamental. **Panorama da Aquicultura**, 94: 33-37.
- Lopes, J. P., Gurgel, H. C. B., Gálvez, A. O. & Pontes, C. S. 2007. Produção de cistos de "branchoneta" *Dendrocephalus brasiliensis* (Crustacea: Anostraca). **Biotemas**, 20: 33-39.
- Lopes, J. P., Silva, N. L. A., Santos, G. J. A. & Tenório, R. A. 1998. Branchoneta - Uma notável contribuição à larvicultura e alevinagem de peixes carnívoros de água doce. **Panorama da Aquicultura**, 8: 31-34.
- Molina, M., 2005. Procedimento de criação de branchoneta *Dendrocephalus brasiliensis* (Crustacea, Anostraca, Thamnocephalidae). **Killirium Boletín Electrónico Trimestral – Killis Taldea**. Accessible at http://killistaldea.org/killirium/killirium_05_3_03.pdf. (Accessed 10/29/2007).
- Persich, G. R. & Garcia, V. M. T. 2003. Ocorrência de cistos de dinoflagelados, com ênfase em espécies potencialmente nocivas, no sedimento próximo à desembocadura da Laguna dos Patos (RS). **Atlântica**, 25: 123-133.
- Rabet, N. & Thiéry, A. 1998. Branchiopoda. Anostraca and Spinicaudata. Pp. 3-10. In: P.S. Young (Ed.). **Catalogue of Crustacea of Brazil, 1st edition**. Museu Nacional, Brazil, 717p.
- Rocha, O., Espíndola, E. L. G., Fenerich-Verani, N., Verani, J. R. & Rietzler, A. C (Eds.). 2005. **Espécies invasoras em águas doces – estudos de caso e propostas de manejo**. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 416p.
- Santos, A. J. G., Lopes, J. P. & Tenório, R. A. 1999. Utilização da branchoneta *Dendrocephalus brasiliensis* na alimentação do niquim *Lophiosilurus alexandri* durante o período pós-larval. **11th Congresso Brasileiro de Engenharia de Pesca**, Olinda, 62-62.
- Santos, A. J. G., Lopes, J. P., Tenório, R. A. & Mendes, P. P. 2000. Efeitos do microcrustáceo branchoneta, *Dendrocephalus brasiliensis*, no crescimento da tilápia nilótica, *Oreochromis niloticus*, durante a fase juvenil. **Tilapia Aquaculture in the 21st Century**, Rio de Janeiro, 1:95-100.
- Yflaar, B.Z. & Olivera, A. 2003. Utilização de náuplios de "branchoneta" *Dendrocephalus brasiliensis* (Pesta 1921) na alimentação de larvas do "camarão cinza" *Litopenaeus vannamei* (Boone 1931). **Acta Scientiarum**, 25: 299-307.

Received August 2008

Accepted August 2008

Published online August 2008



Experimental results with a reducing device for juvenile fishes in a tropical shrimp fishery: impact on the invertebrate bycatch

CAMILO B. GARCÍA¹, DANIEL PEREZ², LUIS O. DUARTE³ & LUIS MANJARRES⁴

¹Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Cra. 30 # 45-03, Bogotá, Colombia. E-mail: cbgarcia@unal.edu.co

²Posgrado Biología Marina, Universidad Nacional de Colombia, A.A. 1016, Santa Marta, Colombia.

³Laboratorio de Investigaciones Pesqueras Tropicales, Universidad del Magdalena, A.A. 1690, Santa Marta, Colombia.

⁴Laboratorio de Investigaciones Pesqueras Tropicales, Universidad del Magdalena, A.A. 1690, Santa Marta, Colombia.

Abstract. The impact of the experimental introduction of a bycatch reduction device for juvenile fish in the shrimp trawl fishery in the Colombian Caribbean was assessed for invertebrates. Four net configurations were compared: no device, turtle excluding device alone, bycatch reduction device for juvenile fish alone and both devices incorporated on the net. This last configuration resulted in the lowest invertebrate mean CPUE but the turtle excluding device also performed well. Response in CPUE and mean size of selected invertebrate taxonomic categories to the device configurations was distinctive but disparate. The thesis is advanced that full report of invertebrates should be made in any study on bycatch even though bycatch reducing devices rarely have invertebrates in focus.

Key words: Bycatch reducing devices, tropical invertebrates, Colombia, Caribbean Sea.

Resumen. Resultados experimentales con un dispositivo reductor de peces juveniles en una pesquería tropical de camarones: Impacto sobre la fauna acompañante de invertebrados. Se evaluó el impacto sobre la fracción de la pesca acompañante correspondiente a los invertebrados de la introducción experimental de un reductor de juveniles de peces en la pesca de arrastre de camarones en el Caribe colombiano. Cuatro configuraciones en las redes fueron evaluadas: sin dispositivos, solo dispositivo excluidor de tortugas, solo dispositivo excluidor de juveniles de peces, ambos dispositivos incorporados a la red. Esta última configuración resultó en la CPUE mas baja para los invertebrados, pero el excluidor de tortugas mostro igualmente buen desempeño. La respuesta a las configuraciones en CPUE y tamaño medio de categorías taxonómicas seleccionadas de invertebrados fue distintiva pero disparatada. Se plantea la tesis de que en todo estudio sobre la fauna acompañante de la pesca del camarón se debe hacer reporte completo de los invertebrados, aun cuando los dispositivos reductores raramente los tienen como objetivo.

Palavras claves: Dispositivos reductores de peces, invertebrados tropicales, Colombia, mar Caribe.

Introduction

Shrimp trawling not only impacts habitat structure and ecosystem functioning (Watling & Norse 1998, Thrush & Dayton 2002) but it also produces the highest amounts of bycatch (Alverson *et al.* 1994, Hall 1999) which leads to high accounted and unaccounted fishing mortality (Broadhurst *et al.* 2006). Shrimp trawling bycatch is made of non commercial fishes, commercial undersized fishes and invertebrates, some of them of commercial

value. Although the invertebrate fraction represent a significant part of the bycatch, most accounts have focused on the fish fraction and have either ignore invertebrates or tended to lump them together with the likely consequence of underreporting, as pointed out by Kelleher (2005). Concomitantly, most of the devices proposed and used to reduce bycatch focus on the escape of individual fish species or groups of fishes (e.g. juveniles) that support fishing elsewhere

in the fishery (e.g. Graham 2003, Steele *et al.* 2002) or focus on species like turtles (e.g. Lewison *et al.* 2004), mammals (e.g. Read *et al.* 2006) and birds (e.g. Uhlmann *et al.* 2005) to which humans attach emotional values.

A device aiming to reduce bycatch in shrimp trawling, with focus in juvenile fish, was tested in Colombian Caribbean waters. This device should complement the turtles excluding device which is mandatory but has not been properly tested either, at least in Colombian Caribbean waters. We present and discuss here the results of such tests in regard to the invertebrate fraction of the bycatch as we believe invertebrates deserve closer attention in this context than that they have received so far.

Materials and Methods

From August to early December 2005 (rainy season) 88 experimental trawls (average speed of 2.5 knots, trawl time between 3.5 and 4.5 h) were carried out off the central Caribbean coast of Colombia in depths from 15 to 37 m. Of the 88 trawls 47 were fit for detailed invertebrate analysis (Fig. 1). Vessels ("Florida" type trawler, 21.3 m in length, 450 hp) used belong to the regular shrimp fleet and the area fished is a traditional shrimp trawling area. The choice of trawling sites and times (at night) was entirely left to the Skipper so as to duplicate the normal activity patterns of vessels. Vessels carry 4 japanese-type polyethylene nets, two per band, each of 12.8 m of head line. The bycatch reducing device tested is of the "fisheye" type (32.0 cm x 22.0 cm x 45.3 cm), with its center 30 meshes from the codend and 15 meshes from the outside top of the codend.

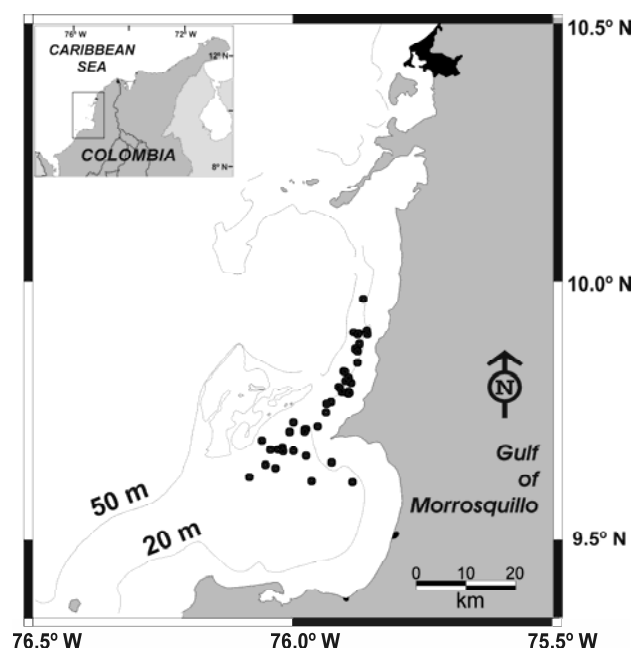


Figure 1. Study area showing shrimp trawling locations and 20 m and 50 m depth contours.

We tested the effect on invertebrate bycatch (effects on fish bycatch and a general account can be found in Manjarres *et al.* 2008) in 4 net configurations: one net fitted with only the turtles excluding device, called heretofore, TED configuration; a second net fitted with only the fish bycatch reducing device to be introduced, called heretofore, FRD configuration; a third net fitted with both reducing devices, called heretofore, BD (both devices) configuration, and the fourth one without any reducing devices, called heretofore, ND (no device) configuration (Fig. 2) that acts as control. The configuration order of the nets was arbitrarily set at the beginning of each trip.

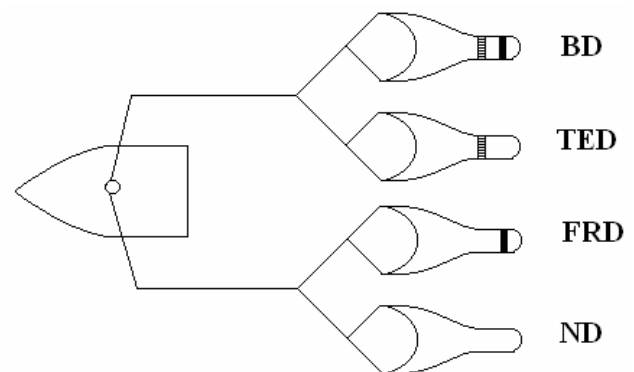


Figure 2. Experimental net configurations. Order of configuration arbitrary. BD= Both Devices, TED= Turtles Excluding Device, FRD= Fish Reduction Device, ND= No Device

On deck the complete bycatch of each net configuration was weighted. A sample of at least 25% in weight of bycatch from each net configuration and trawl was stored in the freezing room and subsequently sorted, and identified to the lowest taxonomic level possible in the laboratory. Individuals were weighted and measured as follows: carapace width (carapace length for *Iliacantha liodactylus* Rathbun, 1898 and *Pseudorhombila quadridentata* (Latreille, 1828)) for crab like crustaceans (*Calappa* sp., *Callinectes* sp., *Hepatus pudibundus* (Herbst, 1785), *Leiolaemus nitidus* Rathbun, 1901, *Lupella forceps* (Fabricius, 1793), *Persephona punctata* (Linnaeus, 1758), *Pilumnus sayi* Rathbun, 1897, *Portunus gibbesii* (Stimpson, 1859), *Stenorhyncus seticornis* (Herbst, 1788)); total length for Stomatopoda and *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller, 1862)/*Farfantepenaeus notialis* (Pérez-Farfante, 1967); cephalothorax length for *Palinurus argus* (Latreille, 1804) and *Sicyonia typica*, (Boeck, 1864); valve length for bivalves (*Aequipecten lineolaris* (Lamarck, 1819), *Atrina seminuda* (Lamarck, 1819), *Euvola ziczac* (Linnaeus, 1758), *Laevicardium laevigatum*, (Linnaeus, 1758)); disc diameter for asteroidea (*Astropecten* sp., *Luidia*

clathrata (Say, 1825), *L. senegalensis* (Lamarck, 1816)); and plume length for the cephalopod *Loligo* sp.

For total bycatch and selected taxonomic categories a paired test comparing mean CPUE (kg/h) of net configurations against the ND configuration were conducted. In this approach each trawl is viewed as one and the same subject under four treatments (net configurations). It is assumed that the underlying composition and abundance of invertebrate fauna for a given trawl path is the same for all net configurations and thus differences in CPUE are due to the different net configurations only. Mean size of selected taxonomic categories was also compared the same way but in this case regardless of the identity of the trawl. Resampling routines (Good 2005) were written for the effect with the program Statistics 101, v. 1.0.6 (<http://www.statistics101.net/>).

Bootstrap-t 95% confidence intervals (CI) were fitted to mean CPUE and mean size of selected taxonomic categories per net configuration (Manly 1997).

Results

Mean CPUE per net configuration and mean size for selected taxonomic categories and net configuration are shown in Tables I and II, respectively. Results of the tests are shown in Tables III and IV for CPUE and size, respectively. All net configurations retained significantly less total invertebrate bycatch than the control (ND configuration). Their performance was not even, however. Interestingly, the TED configuration was superior to the FRD configuration in that it retained significantly less biomass in quite more instances (selected taxonomic categories), 16 versus 9, respectively, when compared to the ND configuration (Table III). The response of the taxonomic categories to the net configurations also varied ranging from significant reduction in all net configurations, for instance, the asteroidea *Astropecten* sp., to insensitivity to all net configurations, for instance, the cephalopod *Loligo* sp., to responses to only one or two particular net configurations (Table III) always in relation to the ND configuration.

Porifera and the crab *Lupella forceps* illustrate two opposite cases of synergic interactions between devices. Interestingly the TED configuration retains significantly less Porifera than the control but when both devices are present (BD configuration) mean CPUE becomes indistinguishable from the control. In contrast, mean

CPUE of *L. forceps* is indistinguishable from the control for both TED and FRD configurations, but when both devices are present (BD configuration) mean CPUE significantly drops with respect to control (Table III).

In two instances the presence of excluding devices increased CPUE. The crab *Portunus gibessi* showed significantly higher CPUE in trawling nets fitted with the FRD compared with nets with no devices (Table III); the bivalve *Atrina seminuda* showed significantly higher CPUE when both devices are present than when either the TED or the FRD are present (Table III) compared to control.

For most taxonomic categories mean size was not different among net configurations (Table IV). Instances of increased or decreased mean size with respect to control were, however, present. That is the case, for example, of the bivalve *Aequipecten lineolaris* (Table IV).

Discussion

It is not straightforward to assimilate CPUE to biological impact, as this depends on the natural history (abundance, distribution pattern, reproduction, etc) of the species involved and more subtle, on the survival rate of discards and escapees (see review by Broadhursts *et al.* 2006). Nevertheless, however natural history mediates the impact of fishing on populations, it is common sense that the highest the CPUE so the potential of an impact increases. We have shown that the incorporation on shrimp trawling nets of bycatch reducing devices affects CPUE of invertebrates in the bycatch in a variety of ways, even though the reduction devices by design focus on other species or groups of species different from invertebrates.

The response to net configurations of invertebrate species is far from uniform. This presents us with a difficult challenge: not matter what we do, species different than the target species will be affected in a number of ways by fishing. The total eradication of bycatch (invertebrate or finfish) in the shrimp fishery may turn out to be an impossible task at least in our tropical context. Nevertheless, it is clear that applied research should be directed to how to reduce both invertebrate and finfish bycatch simultaneously while the shrimp fishery is still economically viable (Kennelly & Broadhurst 2002).

The good performance of the TED configuration excluding invertebrates in this study is probably related to the position at the bottom of the net used by fishers in Colombian waters, which is contrary to what is customary. The results presented

Table I. Mean CPUE (kg/h) values and inferior/superior bootstrap confidence intervals (CIi/ CIs). TED= Turtles excluding device configuration; FRD= Fish reducing device configuration; BD= Both devices configuration; ND= No device configuration.

Taxonomic Category	TED			FRD			BD			ND		
	Mean	CIi	CIs	Mean	CIi	CIs	Mean	CIi	CIs	Mean	CIi	CIs
Total Bycatch	2.633	1.992	3.351	2.754	2.334	3.207	2.128	1.675	2.570	3.091	2.653	3.528
<i>Aequipecten lineolaris</i>	0.006	0.003	0.010	0.016	0.009	0.024	0.004	0.002	0.006	0.012	0.006	0.019
<i>Astropecten</i> sp.	0.019	0.011	0.033	0.040	0.029	0.051	0.020	0.012	0.030	0.065	0.036	0.105
<i>Atrina seminuda</i>	0.002	4E-4	0.005	0.003	0.001	0.005	3E-4	0.000	8E-4	0.001	1E-4	0.003
<i>Calappa</i> sp.	0.017	0.000	0.052	0.040	0.003	0.096	0.056	0.000	0.132	0.268	0.134	0.420
<i>Callinectes</i> sp.	0.049	0.026	0.077	0.067	0.039	0.100	0.054	0.030	0.081	0.116	0.072	0.160
<i>Euvola ziczac</i>	0.025	0.016	0.037	0.038	0.026	0.051	0.014	0.006	0.025	0.046	0.028	0.067
<i>Hepatus pudibundus</i>	0.006	0.000	0.016	0.043	0.009	0.082	0.005	0.000	0.014	0.044	0.019	0.069
<i>Iliacantha liodactylus</i>	0.002	5E-4	0.004	0.005	0.003	0.007	0.002	7E-4	0.004	0.008	0.005	0.011
<i>Laevicardium laevigatum</i>	0.056	0.036	0.081	0.119	0.086	0.165	0.086	0.048	0.139	0.136	0.103	0.174
<i>Leiolumbrus nitidus</i>	7E-4	1E-4	0.002	6E-4	2E-4	9E-4	1E-4	0.000	3E-4	2E-4	0.000	6E-4
<i>Loligo</i> sp.	0.087	0.065	0.111	0.099	0.076	0.124	0.107	0.084	0.133	0.092	0.070	0.117
<i>Luidia clathrata</i>	0.026	0.014	0.042	0.035	0.023	0.047	0.020	0.014	0.028	0.043	0.027	0.062
<i>Luidia senegalensis</i>	0.014	0.004	0.027	0.042	0.017	0.017	0.011	0.001	0.023	0.037	0.016	0.063
<i>Lupella forceps</i>	1.254	0.852	1.720	1.130	0.860	1.409	0.928	0.704	1.181	1.110	0.884	1.372
Octocorallia	0.051	0.022	0.085	0.073	0.051	0.100	0.059	0.032	0.094	0.096	0.066	0.134
<i>Palinurus argus</i>	0.020	0.000	0.048	0.046	0.021	0.075	0.084	0.020	0.198	0.044	0.009	0.086
<i>Persephona punctata</i>	0.008	0.005	0.012	0.011	0.006	0.017	0.005	0.002	0.008	0.017	0.012	0.021
<i>Pilumnus sayi</i>	0.001	5E-5	0.003	0.005	0.002	0.010	0.003	2E-4	0.007	0.003	0.001	0.006
Porifera	0.094	0.057	0.139	0.126	0.083	0.177	0.113	0.071	0.161	0.146	0.100	0.197
<i>Portunus gibbesii</i>	0.171	0.113	0.238	0.196	0.143	0.252	0.154	0.110	0.203	0.161	0.115	0.205
<i>Pseudorhombila quadridentata</i>	0.004	0.000	0.009	0.009	0.003	0.015	0.006	0.000	0.015	0.007	0.002	0.014
<i>Sicyonia typica</i>	0.529	0.351	0.729	0.540	0.372	0.730	0.432	0.281	0.592	0.585	0.423	0.745
<i>Stenorhyncus seticornis</i>	5E-4	1E-4	9E-4	4E-4	1E-4	9E-4	3E-4	0.000	7E-4	9E-4	5E-4	0.001
Stomatopoda	0.070	0.050	0.093	0.048	0.036	0.060	0.041	0.029	0.054	0.074	0.048	0.113
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i> / <i>Farfantepenaeus notialis</i>	0.171	0.124	0.225	0.172	0.126	0.226	0.074	0.053	0.097	0.249	0.199	0.307

Table II. Mean size values (cm) and inferior/superior bootstrap confidence intervals (CIi/ CIs). TED= Turtles excluding device configuration; FRD= Fish reducing device configuration; BD= Both devices configuration; ND= No device configuration.

Taxonomic Category	TED			FRD			BD			ND		
	Mean	CIi	CIs	Mean	CIi	CIs	Mean	CIi	CIs	Mean	CIi	CIs
<i>Aequipecten lineolaris</i>	3.41	3.23	3.56	3.60	3.51	3.70	3.61	3.48	3.76	3.49	3.40	3.57
<i>Astropecten</i> sp.	0.58	0.56	0.60	0.58	0.56	0.60	0.59	0.55	0.63	0.59	0.56	0.62
<i>Callinectes</i> sp.	6.64	6.20	7.09	6.93	6.64	7.22	7.03	6.64	7.41	6.50	6.13	6.87
<i>Euvola ziczac</i>	5.25	4.97	5.51	5.13	4.93	5.33	4.94	4.61	5.29	5.14	4.96	5.30
<i>Iliacantha liodactylus</i>	2.62	2.35	2.84	2.35	2.24	2.46	2.47	2.24	2.62	2.47	2.35	2.57
<i>Laevicardium laevigatum</i>	2.94	2.87	3.02	2.96	2.89	3.04	3.17	3.10	3.25	3.07	3.00	3.15
<i>Loligo</i> sp.	4.83	4.48	5.19	5.26	4.68	5.85	4.78	4.32	5.31	5.18	4.78	5.60
<i>Luidia clathrata</i>	0.83	0.78	0.87	0.82	0.78	0.85	0.85	0.81	0.90	0.81	0.77	0.84
<i>Lupella forceps</i>	3.22	3.17	3.28	3.25	3.18	3.31	3.18	3.13	3.24	3.28	3.22	3.34
<i>Palinurus argus</i>	14.27	11.18	18.09	13.17	11.44	15.20	18.50	16.00	21.03	18.26	15.15	21.22
<i>Persephona punctata</i>	2.68	2.57	2.78	2.58	2.49	2.65	2.69	2.57	2.82	2.59	2.51	2.68
<i>Portunus gibbesii</i>	3.55	3.49	3.61	3.70	3.63	3.77	3.64	3.57	3.70	3.69	3.61	3.77
<i>Sicyonia typica</i>	6.30	6.21	6.39	6.28	6.19	6.36	6.51	6.42	6.58	6.45	6.37	6.53
Stomatopoda	7.68	7.41	7.95	8.46	8.17	8.75	7.61	7.36	7.89	8.25	7.97	8.54
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i> / <i>Farfantepenaeus notialis</i>	7.08	6.90	7.27	7.28	7.07	7.52	6.77	6.55	6.99	7.18	6.98	7.41

here are one more powerful reason for enforcement of present regulations with regard to TEDs: even if there are no more turtles to protect, TEDs will reduce the bycatch of a number of invertebrates.

Incidental catch (the squid *Loligo* sp. and the lobster *Palinurus argus*) that represent extra income for crew members, is globally not sensitive

to the presence of reducing devices, at least in terms of CPUE (Table III). In the case of *P. argus* the use of both devices (BD configuration) yields a mean CPUE not different from the control (Table III). This is encouraging as crews will show less resistance to actually incorporate the reducing devices in their nets.

Table III. Paired test results for mean CPUE. Turtles excluding device configuration (TED), fish reduction device configuration (FRD), both devices configuration (BD) and no device configuration (ND). > or < net configuration to the left or to the right retained significantly ($p < 0.05$) more biomass per unit effort.

Taxonomic category	Test Results
Total Bycatch	ND>FRD, BD; ND>TED ($p=0.07$)
<i>Aequipecten lineolaris</i>	ND>TED, BD; ND=FRD
<i>Astropecten</i> sp.	ND>TED, FRD, BD
<i>Atrina seminuda</i>	ND=TED, FRD; ND<BD($p=0.08$)
<i>Calappa</i> sp.	ND>TED, FRD, BD
<i>Callinectes</i> sp.	ND>TED, FRD, BD
<i>Euvola ziczac</i>	ND>TED, BD; ND= FRD
<i>Hepatus pudibundus</i>	ND>TED, BD; ND=FRD
<i>Iliacantha liodactylus</i>	ND>TED, FRD, BD
<i>Laevicardium laevigatum</i>	ND>TED, BD; ND=FRD
<i>Leiolumbrus nitidus</i>	ND= TED, FRD, BD
<i>Loligo</i> sp.	ND= TED, FRD, BD
<i>Luidia clathrata</i>	ND>TED, BD; ND=FRD
<i>Luidia senegalensis</i>	ND>TED, BD; ND=FRD
<i>Lupella forceps</i>	ND= TED, FRD; ND>BD
<i>Octocorallia</i>	ND>TED, BD; ND>FRD($p=0.07$)
<i>Palinurus argus</i>	ND>TED; ND=FRD, BD
<i>Persephona punctata</i>	ND>TED, FRD, BD
<i>Pilumnus sayi</i>	ND>TED; ND=FRD, BD
Porifera	ND>TED; ND=FRD, BD
<i>Portunus gibbesii</i>	ND=TED, BD; ND<FRD
<i>Pseudorhombila quadridentata</i>	ND=TED, FRD, BD
<i>Sycionia typica</i>	ND=TED, FRD; ND>BD
<i>Stenorhynchus seticornis</i>	ND=TED; ND>FRD($p=0.07$); ND>BD
Stomatopoda	ND=TED; ND>FRD, BD
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i> / <i>Farfantepenaeus notialis</i>	ND>TED, FRD, BD

Table IV. Test results for mean size. Turtles excluding device configuration (TED), fish reduction device configuration (FRD), both devices configuration (BD) and no device configuration (ND). > or < net configuration to the left or to the right retained significantly ($p < 0.05$) bigger individuals.

Taxonomic category	Test
<i>Aequipecten lineolaris</i>	ND= TED, BD; ND<FRD
<i>Asrtropecten</i> sp.	ND= TED, FRD, BD
<i>Callinectes</i> sp.	ND= TED, FRD; ND<BD($p=0.06$)
<i>Euvola ziczac</i>	ND= TED, FRD, BD
<i>Iliacantha liodactylus</i>	ND=TED, FRD, BD
<i>Laevicardium laevigatum</i>	ND>TED, FRD; ND<BD($p=0.07$)
<i>Loligo</i> sp.	ND=TED, FRD, BD
<i>Ludia clathrata</i>	ND= TED, FRD; ND<BD($p=0.08$)
<i>Lupella forceps</i>	ND=TED, FRD, BD
<i>Palinurus argus</i>	ND>TED($p=0.06$); ND>FRD; ND= BD
<i>Persephona punctata</i>	ND=TED, FRD, BD
<i>Portunus gibbesii</i>	ND=TED, FRD, BD
<i>Sicyonia typica</i>	ND=TED, FRD; ND<BD
Stomatopoda	ND>TED, BD; ND=FRD
<i>Xiphopenaeus kroyeri</i> / <i>Farfantepenaeus notialis</i>	ND=TED; ND<FRD($p=0.08$); ND>BD

This fishery has the shrimp *Farfantepenaeus notialis* as objective species, although the shrimp *X. kroyeri* is also of commercial value. Thus the taxonomic category *F. notialis*/*X. kroyeri* is made of undersized and damaged *F. notialis* and *X. kroyeri* that is discarded because it is not profitable to sort it

out from the mass of the capture. Cleaner captures, i.e. less bycatch, would be conducive to better revenues. It follows that the incorporation onto trawling nets of reducing devices, TED and FRD alone or together, opens the opportunity of a more efficient shrimp fishery not only because they

significantly reduce total invertebrate bycatch but because they alone or together directly reduce the bycatch of this taxonomic category (Table III).

In a simulation study on the effect of the introduction of a FRD the same type as here Criales-Hernandez *et al.* (2006, Fig. 3, position C) in the shrimp trawl fishery in northern Colombian Caribbean, a definite response of invertebrate groups was demonstrated. After 20 years simulation some invertebrate groups increased their biomass (crabs/other crustaceans, and carnivorous invertebrates) while other showed slight reductions (worms, herbivorous invertebrates, shrimps, asteroids/ophiroids, lobsters and octopus/squids). These changes in biomass were mostly explained as the result of increased predatory pressure affecting directly or indirectly medium to low trophic levels. A similar effect is to be expected with the introduction of a FRD in this shrimp fishery. When used together with TED the reduction effects on invertebrate bycatch is enhanced as the BD configuration shows the smallest mean CPUE of total bycatch (Table I). Thus, either via direct or indirect trophic interactions, or reduced fishing mortality or both, the introduction of a FRD will positively affect the invertebrate fraction of shrimp bycatch in this fishery and should be made mandatory.

The size of invertebrates is much less sensitive to net configurations than CPUE (Table IV). Convenience or otherwise of changes in mean size related to TED, FRD or to their simultaneous use is also not as clear cut than the case with CPUE was. Whether populations are better off in the long term if bycatch mortality migrates from small to big individuals or vice versa, is an open question probably to be answered in relation to particular life histories (see, for instance, Young *et al.* 2006). Fact is, however, that a number of species (Table IV) will also be affected in this regard. In the

case of *Loligo* sp. mean size is insensitive to net configurations while mean size of *P. argus* remains statistically unchanged when both excluding devices are used (Table IV), thus fishers would have one argument less to reject the use of both excluding devices.

We believe that aspects like season, depth range and time of the day that do affect abundance, composition and size structure of bycatch (Duarte *et al.* 2006) need not be considered in this study as experimental trawling was conducted in the rainy season and at night only and depth range is short (15 to 37 m). Moreover, Manjarres *et al.* (2008) compared the August and December cruises and found no differences in bycatch CPUE.

The use of reduction devices is no panacea and probably in rich species habitats will never be able to eliminate bycatch totally, but they do help not only in the protection of charismatic species or juveniles of commercial fish species as the case here was (Manjarres *et al.* 2008) but they also help in the protection of invertebrates, although, as shown here, their response is deemed to be complex. At any rate every study on bycatch should report fully on invertebrates.

Acknowledgements

The authors thank F. Cuello, F. Escobar, J. Altamar and others for help in sorting the material. This work was supported by COLCIENCIAS grant 1117-09-13723 for the project “Valoración biológico-pesquera y ecológica de la pesca industrial de arrastre camaronero e impacto de la introducción de dispositivos reductores de fauna acompañante en el mar Caribe colombiano” and Universidad Nacional, División de Investigaciones grant 8003011 for the project “Dinámica espacio-temporal y flujos de energía de los recursos pesqueros del Golfo de Morrosquillo”. Comments by two anonymous reviewers helped to improve the paper.

References

- Alverson, D. L., Freeberg, M. H., Murawski, S. A. & Pope, J. G. 1994. A global assessment of fisheries bycatch and discards. **FAO Fisheries Technical Papers**, 339: 1–233.
- Broadhurst, M. K., Suunoren, P. & Hulme, A. 2006. Estimating collateral mortality from towed fishing gears. **Fish and Fisheries**, 7: 180–218.
- Criales-Hernandez, M. I., Duarte, L. O., García, C. B. & Manjares, L. 2006. Ecosystem impacts of the introduction of bycatch reduction devices in a tropical shrimp trawl fishery: Insights through simulation. **Fisheries Research**, 77: 333–342.
- Duarte, L. O., Gómez-Canchong, P., Manjarrés, L. M., García, C. B., Escobar, F. D. Altamar, J., Viaña, J. E., Tejada, K., Sánchez, J. & Cuello, F. 2006. Variabilidad circadiana de la tasa de captura y la estructura de tallas en camarones e ictiofauna acompañante en la pesquería de arrastre del Mar Caribe de Colombia. **Investigaciones Marinas (Valparaíso)**, 34(1): 23–42.
- Good, P. I. 2005. **Resampling methods. A practical guide to data analysis**. Birkhäuser. Third Edition, Boston, 219 p.
- Graham, N., 2003. By-catch reduction in the brown

- shrimp, *Crangon crangon*, fisheries using a rigid separation Nordmore grid (grate). **Fisheries Research**, 59: 393-407.
- Hall, S. J., 1999. **The effects of fishing on marine ecosystems and communities**. Blackwell Science, London, 274 p.
- Kelleher, K. 2005. Discards in the world's marine fisheries. An update. **FAO Fisheries Technical Papers**, 470: 1-131.
- Kennelly, S. J. & Broadhurst, M. K. 2002. By-catch begone: changes in the philosophy of fishing technology. **Fish and Fisheries**, 3: 340-355
- Lewison, R., Crowder, L. & Shaver, D. 2004. Quantifying the effects of fisheries on threatened species: the impact of pelagic longlines on loggerhead and leatherback sea turtles. **Ecological Letters**, 7: 221-231.
- Manjarres, L., Duarte, L. O., Altamar, J., Escobar, F., García, C., Cuello, F., Viaña, J. E., Tejada, K. & Sanchez, J. 2008. Efectos del uso de dispositivos reductores de pesca acompañante en la pesquería de camarón del mar Caribe de Colombia. **Ciencias Marinas**, 34(2): 223-238
- Manly, B. F., 1997. **Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology**. Chapman and Hall, Second Edition, London, 399 p.
- Read, A., Drinker, P. & Northridge, S. 2006. Bycatch of marine mammals in U.S. and global fisheries. **Conservation Biology**, 20(1): 163-169.
- Steele, P., Bert, T., Johnstone, K. & Levett, S. 2002. Efficiency of bycatch reduction devices in small otter trawls used in the Florida shrimp fishery. **Fishery Bulletin**, 100(2): 338-351.
- Thrush, S. & Dayton, P. 2002. Disturbance to marine benthic habitats by trawling and dredging. Implications for marine biodiversity. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 33: 449-473
- Uhlmann, S., Fletcher, D. & Moller, H. 2005. Estimating incidental takes of shearwaters in driftnet fisheries: lessons for the conservation of seabirds. **Biological Conservation**, 123(2), 151-163
- Watling, L. & Norse, E. 1998. Disturbance of the seabed by mobile fishing gear: a comparison to forest cutting. **Conservation Biology**, 12(6): 1180-1197
- Young, J. L., Bornik, Z. B., Marcotte, M. L., Charlie, K. N., Wagner, G. N., Hinch, S. G & Cooke, S. J. 2006. Integrating physiology and life history to improve fisheries management and conservation. **Fish and Fisheries**, 7: 262-283.

Received June 2008

Accepted August 2008

Published online August 2008



Biological observations on the smallspotted catshark *Scyliorhinus canicula* (Chondrichthyes: Scyliorhinidae) off the Languedocian coast (southern France, northern Mediterranean)

CHRISTIAN CAPAPÉ¹, CHRISTIAN REYNAUD², YVAN VERGNE¹
& JEAN-PIERRE QUIGNARD¹

¹Laboratoire d'Ichtyologie, case 104, Université Montpellier II, Sciences et Techniques du Languedoc, 34 095 Montpellier cedex 5, France. E-mail: capape@univ-montp2.fr

²Laboratoire interdisciplinaire de Recherche sur la Didactique, l'Éducation et la Formation, E. A. 3749, case 77, Université Montpellier II, Sciences et Techniques du Languedoc, 34 095 Montpellier cedex 5, France

Abstract. The smallspotted catshark, *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758) presents a wide Atlanto-Mediterranean distribution, being commonly captured off the Languedocian coast (southern France, northern Mediterranean). Production of egg capsules was observed throughout the year, except in September. Hepatosomatic index (HSI), gonosomatic index (GSI) and oviducosomatic index (OSI) significantly increased with size in both males and females. HSI reached the highest values in both sub-adult and adult specimens, reflecting the role of the liver in the gonadal production as well as in buoyancy, while GSI and OSI reached the highest values in adult females. HSI and GSI did not show significant monthly variations, suggesting that the reproductive activity occurred throughout the year in both males and females. This fact was enhanced in the females by the lack of significant monthly variations in OSI.

Key words: Chondrichthyes, Scyliorhinidae, *Scyliorhinus canicula*, liver, gonads, oviducal glands Mediterranean.

Resumen. **Biological observations on the smallspotted catshark *Scyliorhinus canicula* (Chondrichthyes: Scyliorhinidae) off the Languedocian coast (southern France, northern Mediterranean).** La pintarroja, *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758) posee una distribución Atlanto-Mediterránea amplia, siendo comunmente capturada aguas afuera de la costa de Languedocian (sur de France, norte del Mediterranean). La producción de capsulas ovigeras fue observada durante todo el año, excepto en Setiembre. Los índices hepatosomático (IHS), gonosomático (IGS) y oviductosomático (IOS) aumentaron significativamente con el tamaño en ambos machos y hembras. El IHS alcanzó su valor mas alto en especímenes sub-adultos y adultos, reflejando el rol de hígado en la producción gonadal así como en la flotación, mientras que los índices gonadosomático y oviductosomático alcanzaron su valor mas alto en las hembras. Los IHS e IGS no mostraron variación mensual, lo que sugiere que la actividad reproductiva ocurrió durante todo el año tanto en machos como en hembras. Este hecho es reforzado en las hembras por la falta de variaciones mensuales significativas en el IOS.

Palavras claves: Chondrichthyes, Scyliorhinidae, *Scyliorhinus canicula*, hígado, gónadas, glándula oviductal, Mediterráneo.

Introduction

The smallspotted catshark, *Scyliorhinus canicula* (Linnaeus, 1758) is a typical Atlanto-Mediterranean species that occurs in the northeastern Atlantic and, south Strait of Gibraltar, from Morocco to the Gulf of Guinea (Blache *et al.* 1970), and

probably off Angola (Quéro 1984). *S. canicula* is reported throughout the Mediterranean, especially in southern areas (Capapé *et al.* 2000).

Off the Languedocian coast, *S. canicula* is the most abundant elasmobranch species (Capapé

et al. 2000) and generally targeted for consumption, and locally marketed under the vernacular name of 'saumonette': having a relatively high economical value. Some traits of the reproductive biology of the smallspotted catshark from the area were previously reported by Capapé *et al.* (1991, 2000, 2008).

In this paper, we provide additional observations on smallspotted catsharks by analyzing variations of gonadosomatic and hepatosomatic indexes in both sexes, and oviducosomatic index, only in females, in order to try to detect seasonal variations in the gonadal production. Our results are compared and contrasted with those carried out in smallspotted catsharks from other regions, such as off the northeastern Atlantic coast (Craik 1978, Sumpter & Dodd 1979, Ellis & Schakley 1997) and off the Mediterranean coast (Olivereau & Leloup 1950, Leloup & Olivereau 1951, Capapé 1978, Capapé *et al.* 1991, 2000, 2008).

Materials and Methods

Samples of *Scyliorhinus canicula* were collected off the Languedocian coast, between January 2000 and December 2006. Most of the examined specimens were landed at the fishing harbour of Sète, the fishing sites of Palavas-Les-Flots and Carnon (Fig. 1), at depths between 80 and 100 m, on sandy-muddy and detritic bottoms. In all, 816 specimens were caught by bottom trawling, in addition 90 specimens were captured by demersal gill-nets (see Capapé *et al.*, 2008).

Total length (TL) of the specimens was measured to nearest millimetre and total mass (TM) recorded to the nearest gram. Liver mass (LM), gonad mass (GW) and oviducal gland mass (OM) were assessed to the nearest decigram. Developing and yolky oocytes, egg capsules were measured to the nearest millimetre and their masses recorded to the nearest decigram. Males and females were studied separately.

Three stages of male maturity were considered relative to the degree of calcification of claspers and the morphology of the genital duct, following Capapé *et al.* (2008). They were juvenile, sub-adult and adult. Similar stages were also considered in females from the condition of ovaries, the morphology of the reproductive tract and the mass of oviducal glands following Callard *et al.* (2005), Henderson *et al.* (2006) and Capapé *et al.* (2008). Hepatosomatic index (HSI), gonadosomatic index (GSI) were calculated in both males and females, as $HSI = (LM/TM) * 100$, $GSI = (GM/TM) * 100$, while the oviducosomatic index (OSI) was calculated

only in females, as $OSI = (OM/TM) * 100$. Variations in HSI, GSI and OSI related to size were considered in all categories of specimens in both sexes, while monthly variations were only considered in adult males and females.

Tests for significance ($p < 0.05$) were performed by using ANOVA, with special regard to variations in HSI, GSI and OSI related to size, while monthly comparisons were performed using non-parametric H-test of Kruskal-Wallis. The linear regression was expressed in decimal logarithmic coordinates. Correlations were assessed by least-squares regression.

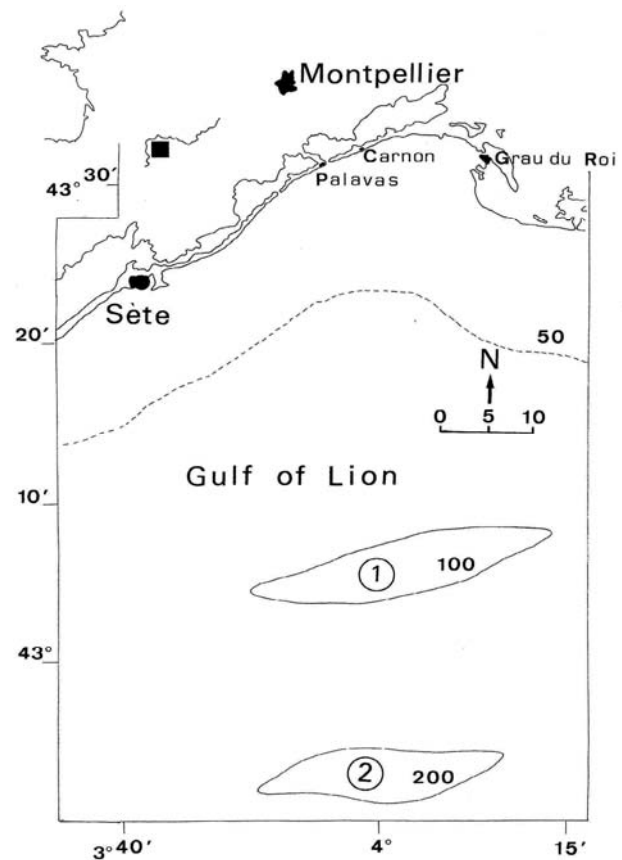


Figure 1. Map of France pointing out the coast of Languedoc and the captures sites of the small spotted catshark *Scyliorhinus canicula* in the 'pits' from off Sète where the smallspotted catshark *S. canicula* ☉ and the blackmouth catshark *Galeus melastomus* ☉ are the dominant elasmobranch species (redrawn from Capapé *et al.* 2000).

Results

Juvenile males ranged from 270 to 390 mm TL and weighed from 28 to 176 g; they were mostly caught in January, October and November (Table 1). Juvenile females, ranged from 220 to 390 mm TL and weighed between 24 and 192 g; captures occurred especially in February, May, October and November (Table 1). The TL of the observed sub-adult males ranged between 400 and 430 mm, and the mass between 190 and 315 g; sub-adult males

Table 1. Monthly collection of the observed *Scyliorhinus canicula* captured off the Languedocian coast.

		Months												
Sex	Category	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	Total
Males	Juveniles	10	2	2	-	5	-	-	4	4	7	14	-	48
	Sub-adults	4	3	3	-	2	-	-	-	3	5	9	2	31
	Adults	28	32	28	22	56	19	27	18	15	14	21	18	298
	Total	42	37	33	22	63	19	27	22	22	26	44	20	377
Females	Juveniles	2	3	4	-	6	1	2	-	2	6	7	6	39
	Sub-adults	2	5	7	-	2	5	2	2	6	10	18	8	67
	Adults	24	25	53	55	41	33	31	34	16	40	33	38	423
	Total	28	33	64	55	49	39	35	36	24	56	58	52	529
Grand total		70	70	97	77	112	58	62	58	46	82	102	72	906

were caught especially in November (Table 1). The observed sub-adult females ranged from 280 to 430 mm TL and weighed from 150 to 305 g (Table 1); sub-adult females were mostly caught from October to December. The smallest sexually mature male observed was 430 mm TL and weighed 245 g; all males above 440 mm TL were adult. The largest male was 550 mm TL and weighed 472 g, the heaviest specimen weighed 485 g and had 540 mm TL; adult males were collected throughout year, mostly from January to April with a peak in May (Table 1). The smallest sexually mature female had 410 mm TL and weighed 250 g. All females above 450 mm TL were adult. The 10 largest females were all 510 mm TL; they weighed 430-527 g. Adult females were collected throughout the year, mostly in April and May, a bit less in September (Table 1).

Of the 423 collected adult females, two categories were distinguished, non egg capsule bearing and egg capsule bearing, the latter occurring all year round, except in September (Table 2). The oviducal gland mass of 352 adult females was recorded. In the sample, 71 females exhibited egg capsule in formation, consequently the oviducal gland mass was not recorded in these females. The relationship TL and OG Mass was: $\log \text{OG Mass} = 8.801 \log \text{TL} - 22.65$; $r = 0.90$; $n = 352$ (Fig. 2).

The HSI of males exhibited high values in the smallest free-swimming specimens, and decreased from TL of about 300 mm TL onward (Fig. 3). Then, HSI globally significantly increased when males entered maturation stage and become sub-adults ($df = 2$, $p < 0.001$); although HSI reached the highest values in adult specimens, it did not significantly differ from values recorded in sub-mature specimens ($df = 2$, $p = 0.545$). HSI of females related to TL (Fig. 4) significantly

changed when juveniles entered the stage of maturation and became sub-adults ($df = 2$, $p < 0.001$), also from sub-adults into adult stage ($df = 2$, $p = 0.043$). GSI of both males and females increased with TL of specimens and significantly reached the highest values in adult specimens (Fig. 5, 6), for both males and females ($df = 2$, $p < 0.001$). Concomitantly, similar patterns were observed in OSI (Fig. 7), which significantly reached the highest values in adult females ($df = 2$, $p < 0.001$).

The monthly mean values of mature male HSI plotted in Fig. 8 did not showed significant variations throughout year and although the highest values were observed in March and September ($df = 11$, $p > 0.05$). Additionally, GSI of adult males did not show significant monthly variations ($df = 11$, $p > 0.05$), although it exhibited low values in June and July (Fig. 9).

The HSI of adult females did not showed significant monthly variations ($df = 11$; $p > 0.05$), although reached low values especially in June and July (Fig. 10). All the observed adult females had a permanent vitellogenic that occurred throughout year. The ovary contained two batches of yellow oocytes: one batch of yolky oocytes, generally ready to be ovulated and one batch of developing oocytes. Concomitantly, the sampled adult female *S. canicula* had a permanent production of egg capsules, except in September (see Table 2). The GSI of adult females did not present significant monthly variations throughout the year ($df = 11$, $p > 0.05$), while in June and August, it reached low values (Fig. 11). The OSI did not present significant monthly variations throughout year ($df = 11$, $p > 0.05$), it reached the lowest value in June (Fig. 12).

Table 2. Monthly collection of the observed adult female *Scyliorhinus canicula* captured off the Languedocian coast.

Category of adult females	Months												Total
	Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec	
Non egg capsules bearing	14	18	21	20	23	17	14	18	16	27	23	12	223
Egg capsules bearing	10	7	32	35	18	16	17	16	-	13	10	26	200
Total	24	25	53	55	41	33	31	34	16	40	33	38	423

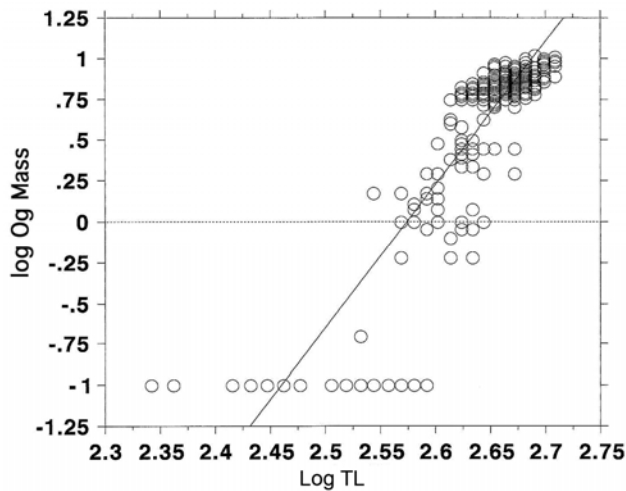


Figure 2. Relationship between Oviducal Gland Mass (OG Mass) and Total Length (TL) expressed in logarithmic coordinates for female *Scyliorhinus canicula*.

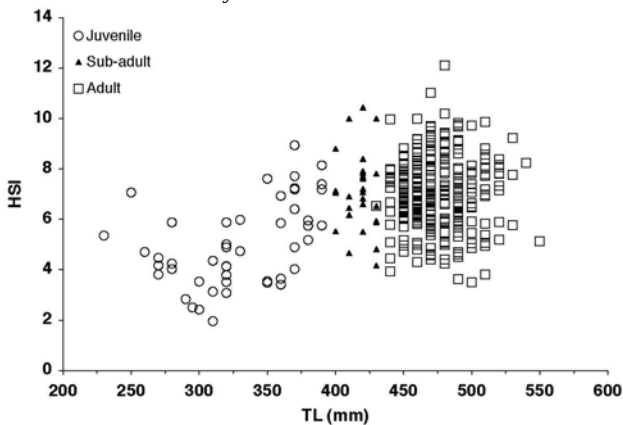


Figure 3. Variations in hepatosomatic index (HSI) vs Total length (TL) in male *Scyliorhinus canicula*.

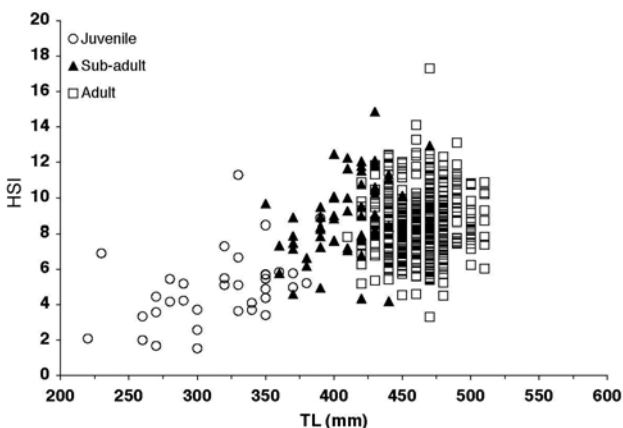


Figure 4. Variations in hepatosomatic index (HSI) vs Total length (TL) in female *Scyliorhinus canicula*.

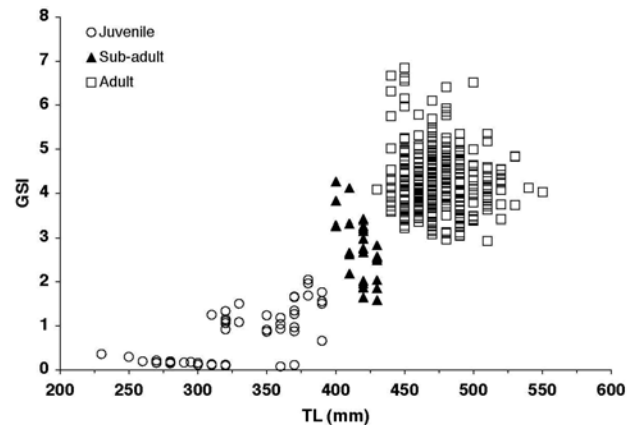


Figure 5. Variations in gonosomatic index (GSI) vs Total length (TL) in male *Scyliorhinus canicula*.

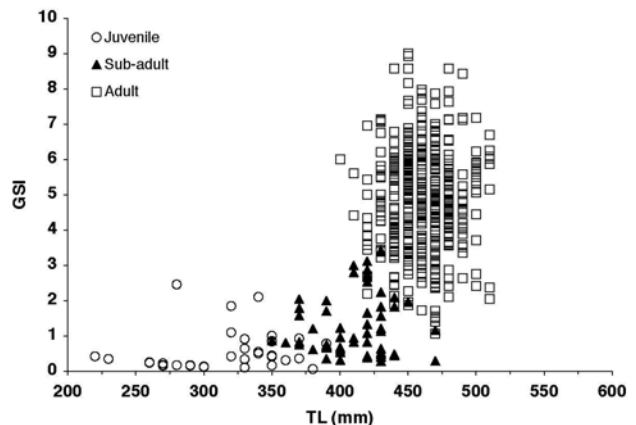


Figure 6. Variations in gonosomatic index (GSI) vs Total length (TL) in female *Scyliorhinus canicula*.

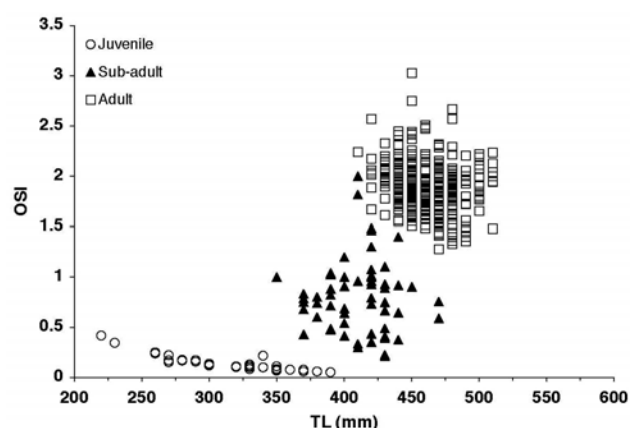


Figure 7. Variations in oviducosomatic index (HOI) vs Total length (TL) in female *Scyliorhinus canicula*.

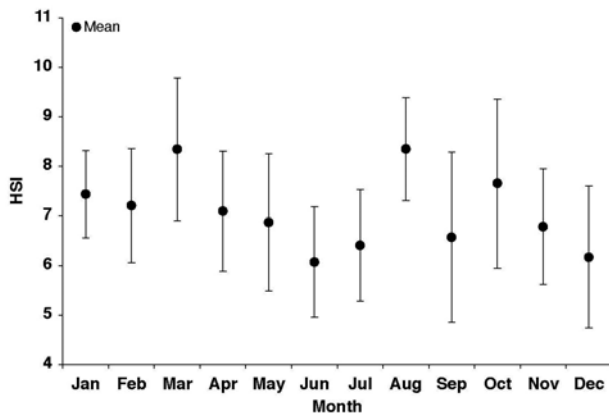


Figure 8. Monthly variations in hepatosomatic index (HSI) in male *Scyliorhinus canicula*.

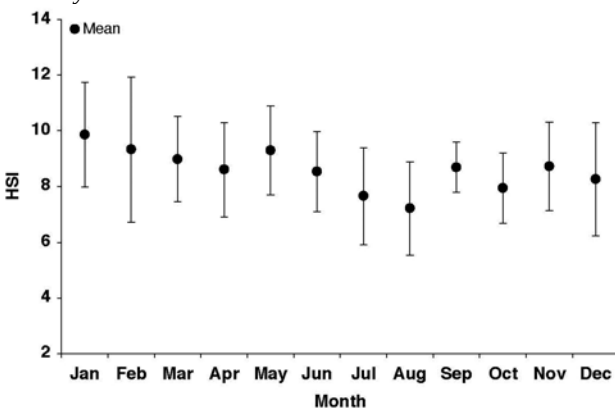


Figure 9. Monthly variations in hepatosomatic index (HSI) in female *Scyliorhinus canicula*.

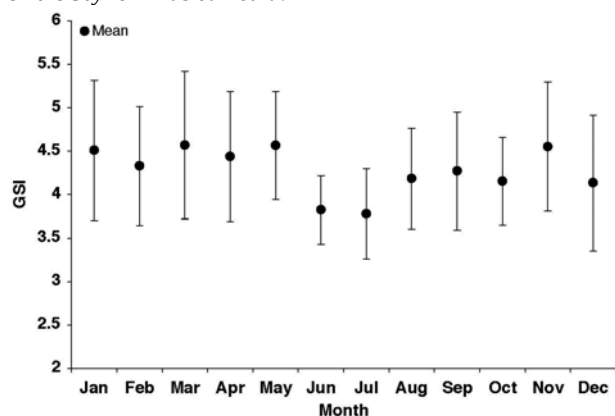


Figure 10. Monthly variations in gonosomatic index (GSI) in male *Scyliorhinus canicula*.

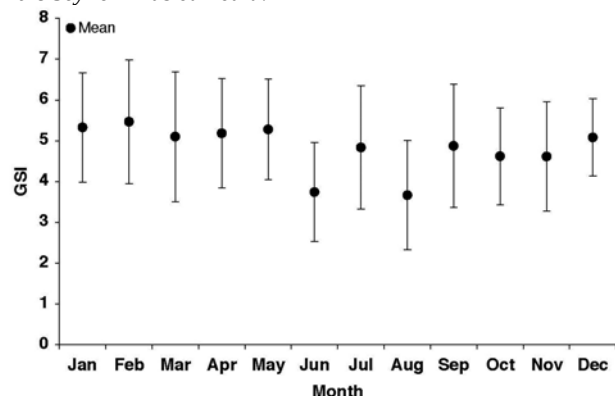


Figure 11. Monthly variations in gonosomatic index (GSI) in female *Scyliorhinus canicula*.

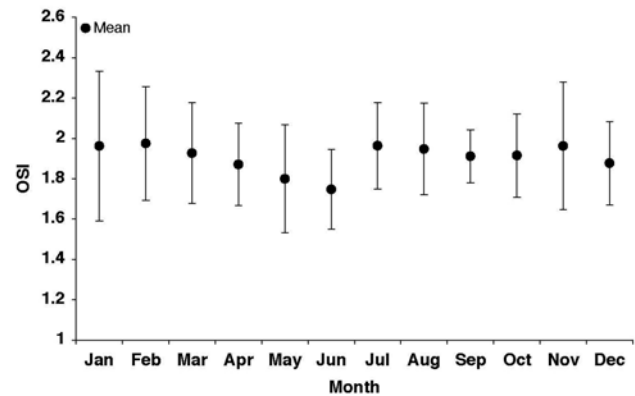


Figure 12. Monthly variations in oviducosomatic index (OSI) in female *Scyliorhinus canicula*.

Discussion

Generally, *Scyliorhinus canicula* had an extended egg laying period subjected to changes according to the area (Capapé *et al.* 1991, 2008, Mellinger 1989). Off the Languedocian coast, egg laying occurred throughout the year except in September, and it peaked between April and August; additionally, all the analysed females exhibited an active vitellogenesis throughout the year confirming previous data carried out for *S. canicula* from off the Mediterranean coast of France (Capapé *et al.* 1991, 2008). In British waters, egg laying especially occurred in spring with a gap between August and October (Ford 1921, Metten 1939, Harris 1952, Craik, 1978), while Ellis & Shackley (1997) observed egg capsules in the oviducts in all months, except August and September, with a peak in June and July. Off the Tunisian coast, Capapé (1977) noted that egg laying started in spring, peaked in summer and slightly decreased in autumn. In *S. canicula* off the Mediterranean coast of France, egg laying occurred from March to June and in December. Similar patterns were reported for oviparous skates by several authors (Holden *et al.* 1971, Ebert 2005, Oddone & Vooren 2005, Oddone *et al.* 2007, 2008), these instances allowed Oddone *et al.* (2007) to consider that in rajids, 'egg-laying is an annual event, and females may lay continuously until senescence or possible resting period'. This phenomenon seems to be confirmed by GSI high values attained by adult female *S. canicula* throughout year. Females' *S. canicula* were heavier than the males, and the relationship between total mass and total length showed significant differences between males and females (Capapé *et al.* 2008). This may be the consequence of reproductive cycle of females, the gonad mass increased because it generally developed a high vitellogenic activity and produced large and heavy yellow oocytes while

oviducal glands produced egg capsules. In addition, the male reproductive cycle may be annual as demonstrated by the slight variations of GSI throughout year, which decreased in June in July. Similar patterns were observed in adult females from June to September.

The relationship between liver mass and total mass also showed significant differences between males and females (Capapé *et al.* 2008), suggesting that liver plays an important role in life cycle of the latter (Oddone & Velasco 2006). Liver size is sexually dimorphic in chondrichthyan species. A larger liver may allow females to maximize the production of yolk such as in the viviparous lesser guitarfish *Rhinobatos annulatus* Müller & Henle, 1841 (Rossouw 1987), as well as in the small spotted catshark (García-Garrido *et al.* 1990), the smallnose fanskate *Sympterygia bonapartii* (Magrabaña *et al.* 2002) and the thornback ray *Raja clavata* (Capapé *et al.* 2007). Moreover, cartilaginous fish store energy as lipids in the liver (Craik 1978). In viviparous females larger liver observed may be related to the increased energy expenditure during vitellogenesis, oocyte maturation and gestation as well as females store large quantities of lipids in the liver during the reproductive cycle (Lucifora *et al.* 2005).

In both sexes, HSI monthly reached high values, between 6.2 and 8.3 for males and between 6.5 and 10.0 for females. Similar values were reported by Capapé (1978) for *S. canicula* from the Tunisian coast. In Mediterranean smallspotted catsharks, the HSI ranged from 6.3 to 11.0 in females and 4 to 6 in males according to Kollman

et al. (1929), while Olivereau & Leloup (1950) reported from 4 to 7 in females and from 3.5 to 5.5 in males. However, these HSI values are lower than those reported by literature in aplacental viviparous elasmobranch species, probably because in the latter, females produce larger oocytes, for instance Capapé *et al.* (1999) noted that HSI values ranged between 15 and 45 in the angular rough shark *Oxynotus centrina*.

Moreover, Capapé *et al.* (1999) considered as a suitable hypothesis the transfers of nutriment from liver to ovaries in *O. centrina*, these transfers appear to be less evident in *S. canicula* from the Languedocian coast: the monthly variations of HSI and GSI did not clearly correspond in both males and females. Similar patterns were reported in *S. canicula* from the Tunisian coast (Capapé 1978). Moreover, Capapé *et al.* (1999) delineated the allocation of nutriment from the liver to the ovaries in *O. centrina* which appear to be less evident in *S. canicula* from the Languedocian coast, as the monthly variations of HSI and GSI did not clearly correspond in both males and females. However, according to Oddone *et al.* (2007), such transfers should not be ignored during reproductive cycle of both males and females in oviparous elasmobranch species, like rajids. Furthermore, similar patterns were noted in *S. canicula* from the Tunisian coast (Capapé 1978).

Acknowledgements

The authors wish to thank three anonymous referees for helpful and useful comments that allowed improving the manuscript.

References

- Blache, J., Cadenat J. & Stauch, J. 1970. Clés de détermination des poissons de mer signalés dans l'Atlantique oriental tropical (entre le 20^{ème} parallèle N. et le 15^{ème} parallèle S. **Faune tropicale ORSTOM**, 18: 1-479.
- Callard, I. P., George, J. S. & Koob, T. J. 2005. Endocrine control of the female reproductive tract. Pp. 283-300. In: W. C. Hamlett, (Ed.), **Reproductive biology and phylogeny of Chondrichthyes. Sharks, Batoids and Chimaeras**. Sciences Publishers Inc., Plymouth, 562 p.
- Capapé, C. 1977. Contribution à la biologie des Scyliorhinidæ des côtes tunisiennes. I. *Scyliorhinus canicula* (Linné, 1758): répartition géographique et bathymétrie, sexualité, reproduction, fécondité. **Bulletin de l'Office National des Pêches de Tunisie**, 1(1): 83-101.
- Capapé, C. 1978. Contribution à la biologie des Scyliorhinidæ des côtes tunisiennes. VI. *Scyliorhinus canicula* (Linné, 1758): Étude complémentaire de la fécondité. Relations taille-poids du corps, taille-poids des gonades, poids du corps-poids du foie, poids du corps-poids des gonades, poids du foie-poids des gonades. Coefficients de condition. Rapports hépato et gonosomatique. **Bulletin de l'Office National des Pêches de Tunisie**, 2(1-2): 109-140.
- Capapé, C., Tomasini, J. A. & Bouchereau, J. L., 1991. Observations sur la biologie de reproduction de la petite roussette, *Scyliorhinus canicula* (Linnæus, 1758) (Pisces, Scyliorhinidæ) du golfe du Lion (France méridionale). **Ichthyophysiological Acta**, 13: 87-109.

- Capapé, C., Seck, A. A. & Quignard J. P. 1999. Observations on the reproductive biology of the angular rough shark, *Oxynotus centrina* (Oxynotidae). **Cybiurn**, 23(3): 259-271.
- Capapé, C., Tomasini J. A. & Quignard J. P., 2000. Les Elasmobranches Pleurotrèmes de la côte du Languedoc (France méridionale, Méditerranée septentrionale). Observations biologiques et démographiques. **Vie et Milieu**, 50(2): 123-133.
- Capapé, C., Guélorget, O., Siau, Y., Vergne, Y. & Quignard, J. P. 2007. Reproductive biology of the thornback ray *Raja clavata* L., 1758, (Chondrichthyes: Rajidae) from the coast of Languedoc (Southern France, Northern Mediterranean). **Vie et Milieu**, 57(1-2): 83-90.
- Capapé, C., Vergne Y., Reynaud C., Guélorget O., & Quignard J. P. 2008. Maturity, fecundity an occurrence of the smallspotted catshark *Scyliorhinus canicula* (Chondrichthyes: Scyliorhinidae) off the coast of Languedoc (Southern France, northern Mediterranean). **Vie et Milieu**, 58(1): 47-55.
- Craik, J. C. A. 1978. An annual cycle of vitellogenesis in the elasmobranch *Scyliorhinus canicula*. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 58: 719-726.
- Ebert, D. A. 2005. Reproductive biology of skates, *Bathyraja* (Ishiyama), along the eastern Bering Sea Continental Slope. **Journal of Fish Biology**, 66: 618-649.
- Ellis, J. R. & Shackley, S. E. 1997 The reproductive biology of *Scyliorhinus canicula* in the Bristol Channel. **Journal of Fish Biology**, 51: 361-372.
- Ford, E. 1921. A contribution to our knowledge of the life-histories of the dogfishes landed at Plymouth. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 12: 468-505.
- García-Garrido, L., Muñoz-Chapulí, R. & De Andres A. V. 1990. Serum cholesterol and triglyceride levels in *Scyliorhinus canicula* (L.) during sexual maturation. **Journal of Fish Biology**, 36: 499-509.
- Harris, J. E., 1952. A note on the breeding season sex-ratio and embryonic development of the dogfish *Scyliorhinus canicula* (L.). **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, 31: 269-374.
- Henderson, A. C., McIlwain, J. L., Al-Oufi, H. S. & Ambu-Ali, A. 2006. Reproductive biology of the milk shark *Rhizoprionodon acutus* and the bigeye houndshark *Iago omanensis* in the coastal waters of Oman. **Journal of Fish Biology**, 68, 1662-1678. Accessible at doi: 10.1111/j.1095-8649.2006.01011.x,
- Holden, M. J., Rout, D. W. & Humphreys, C. N. 1971. The rate of egg laying by three species of ray. **Journal du Conseil international pour l'Exploration de la Mer**, 33: 335-339.
- Kollmann, M., Van Gaver, F. & Timon-David, J. 1929. Le développement du foie et son rendement en huile chez *Scyllium canicula* L. dans leurs rapports avec l'état sexuel de l'animal. **Comptes-Rendus de la Société de Biologie**, 100: 355-358.
- Leloup, J. & Olivereau, M. 1951. Données biométriques comparatives sur la Roussette (*Scyllium canicula* L.) de la Manche et de la Méditerranée. **Vie et Milieu**, 2: 182-206.
- Lucifora, L. O., Menni, R. C. & Escalante, A. H. 2005. Reproduction, abundance and feeding habits of the broadnose sevengill shark *Notorhynchus cepedianus* in north Patagonia. **Marine Ecology Progress Series**, 289: 237-244.
- Magrabaña, E., Lucifora, L. O. & Massa, A. M. 2002. The reproductive ecology and abundance of *Sympterygia bonapartii* endemic to the south-west Atlantic. **Journal of Fish Biology**, 60: 951-967.
- Mellinger, J. 1989. Reproduction et développement des Chondrichthyens. **Océanis**, 15: 283-303.
- Metten, H. 1939. Studies on the reproduction of the dogfish. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London**, 230: 217-238.
- Oddone, M. C. & Vooren, C. M. 2005. Reproductive biology of *Atlantoraja cyclophora* (Regan, 1903) (Elasmobranchii: Rajidae) off southern Brazil. **ICES Journal of Marine Science**, 62(6): 1095-1103.
- Oddone, M. C. & Velasco, G. 2006. Relationship between liver weight, body size and reproductive activity in *Atlantoraja cyclophora* (Elasmobranchii/ Rajidae/ Arhynchobatidae) in oceanic waters off Riogrande do Sul, Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, 1(1): 12-16.
- Oddone, M. C., Amorim, A. F., Mancini, P. L., Norbis, W. & Velasco, G. 2007. The reproductive biology and the cycle of *Rioraja agassizi* (Müller and Henle, 1841) (Chondrichthyes: Rajidae) in southeastern Brazil, SW Atlantic Ocean. **Scientia Marina**, 71(3): 593-604.

- Oddone, M. C., Norbis, W., Mancini, P. L., & Amorim, A. F. 2008. Sexual development and reproductive cycle of *Atlantoraja cyclophora* (Regan 1903) (Chondrichthyes: Rajidae: Arhynchobatidae) in southeastern Brazil. **Acta Adriatica**, 49(1): 73-87.
- Olivereau, M. & Leloup, M. 1950. Variations du rapport hépato-somatique chez la roussette (*Scyllium canicula* L.) au cours du développement et de la reproduction. **Vie et Milieu**, 1(3): 377-420.
- Quéro, J. C. 1984. Scyliorhinidae Pp. 95-100. In: P. J. P. Whitehead, J. C. Hureau, J. Nielsen, E. Tortonese (Eds.). **Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean**, 1984-1986, Unesco 1, Paris, 510 p.
- Rossouw, G. J. 1987. Function of the liver and hepatic lipids of the lesser sand shark, *Rhinobatos annulatus* (Müller & Henle). **Comparative Biochemistry and Physiology**, **86B**: 785-790.
- Sumpter, J. P. & Dodd, J. M. 1979. The annual reproductive cycle of the female lesser spotted dogfish, *Scyliorhinus canicula* L., 1758 and its endocrine control. **Journal of Fish Biology**, 15(6): 687-695.

Received July 2008

Accepted August 2008

Published online October 2008



Predation of *Jenynsia multidentata* (Jenyns) (Cyprinodontiformes, Anablepidae) on copepods in laboratory conditions

ALESSANDRO P. CARDOZO¹, MÁRIO R. C. FIGUEIREDO¹, ANDRÉA M. S. GAMA¹
& JOÃO A. O. SAMPAIO¹

¹Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Departamento de Oceanografia, Avenida Itália km 8 – Campus Carreiros, Caixa Postal, 474 CEP 96.201-900, Rio Grande/RS, Brasil. E-mail: ocalessandro@yahoo.com.br

Abstract. The aim of this study was to evaluate the predation of *Jenynsia multidentata* on copepods. Increasing fish stocking density resulted in reduction in copepods density, showing copepods as an important alimentary item of *J. multidentata* in estuarine earthen ponds.

Key words: Feeding, Fish, Zooplankton.

Resumo. Predação de *Jenynsia multidentata* (Jenyns) (Cyprinodontiformes, Anablepidae) sobre copépodes em condições de laboratório. Este estudo teve por objetivo avaliar a predação de *J. multidentata* sobre copépodes. O aumento da densidade de peixes levou a uma redução na densidade de copépodes, mostrando os copépodes como um importante item alimentar de *J. multidentata* em viveiros de terra.

Palavras-chave: Alimentação, Peixe, Zooplâncton

The culture of fish and marine shrimps in earthen ponds is an activity that comes growing to the long one of the last decades (FAO 2006). In these ponds, diverse studies that were carried out had shown that zooplankton reaches high values of density and biomass in these semi-closed environments (Martinez-Cordova & Peña-Messina 2005, Cardozo *et al.* 2007).

In culture ponds, zooplankton is a link between autotrophic and heterotrophic organisms in the food web (Chakrabarti & Sharma 1998). Zooplankton can be used as a directly food source for the cultivated organisms, as in case of shrimp post-larvae (Cardozo *et al.* 2007), or can be available in the pond to be used for other organisms that are possible preys for the cultivated organisms.

In the estuarine region of Rio Grande - RS, polyculture ponds of flounder (*Paralichthys orbignianus*) and mullet (*Mugil platanus*) are being tested, and in these culture system, mugilidae can act as planktophagous fish (Cardona 1996), impacting phytoplankton and zooplankton (Milstein 1995, Cardona *et al.* 1996, Milstein & Svirsky 1996), while the flounder, use formulated feed as main alimentary item, and can add to it's diet small fishes

as *J. multidentata* that are present in flounder diet on the environment (Vieira *et al.* 1998). In estuary, *J. multidentata* have as part of its diet *Ruppia maritima* and some macro algae, with contributions of animal origin items (Mai *et al.* 2006). In the ponds with reduced presence of vegetable items from the diet, *J. multidentata* could use other organisms, as zooplankton in its diet.

The presence of high zooplankton densities, in special copepods, in culture ponds is a current fact in the aquaculture activity (Coman *et al.* 2003, Martínez-Córdova & Peña-Messina 2005, Cardozo *et al.* 2007), and many species use zooplankton as food source due to its high nutritional value (Millamena *et al.* 1990, Munilla-Moran *et al.* 1990, Pillay 1990). On the other hand, in polyculture systems all trophic levels are used justifying this experiment, which had as objective to evaluate the predation of *J. multidentata* on copepods, once these species is an important food source for *P. orbignianus* (Vieira *et al.* 1998) in polyculture ponds, in the estuarine region of Patos Lagoon.

The experiment was carried out at the facilities of Continental Aquaculture Laboratory (LAC) of Fundação Universidade Federal do Rio

Grande, in august 26 and 27 of 2007. For the test, fish and copepods were captured from one polyculture pond (water salinity 6) of *P. orbignianus* and *M. platanus*. Samples of *J. multidentata* were collected from the ponds edge and transferred to an atoxic 30 L plastic bucket ($n = 100$ fishes), only with water from the pond (salinity 6), where they had been kept for 30 minutes, without food, until the moment of the transference for the bottles where the experiment occurred. Due to the short time in the bucket the organisms don't had emptied their stomachs.

Copepods had been collected in surface samples using a plankton net with 1.5 m of length, diameter of 30 cm and 140 μm mesh size. After the sampling, the material retained in the net was transferred to a 7 L plastic bucket contains filtered water (20 μm) from the pond. The collected organisms had been kept in the bucket until being transferred to the experimental bottles. To estimate the predation of *J. multidentata* on copepods, 4 treatments with three replicates had been used: one control only with copepods (T1), and other three with fish in densities of 2 (T2), 4 (T3) and 8 (T4) fishes.L⁻¹. These densities were used due to the volume of experimental bottles, to avoid a great number of individuals confined in small space.

Initially the transparent glass bottles (2 L) received filtered water (20 μm) from the pond in which fishes and copepods were collected. After this the fishes of approximately same size, that are swimming actively and in good conditions, were distributed in the bottles to obtain the desired densities. To each bottle was added 300 mL of the water contained in the bucket with copepods (initial density of 2974 ± 173 cop.L⁻¹ in all bottles), water that were always kept homogenized to guarantee a similar distribution of organisms in all bottles. This initial concentration of copepods used in this experiment occur in earthen ponds, even in higher densities (Martinez-Cordova *et al.* 2002).

Immediately after the introduction of the copepods in all bottles, a new aliquot of 300 mL was fixed in a 4% formaldehyde solution to posterior determination of the initial concentration. The bottles were kept in to an acclimatized room (temperature 20 ± 2 °C and photoperiod 12L:12D) and receiving constant and gentle aeration. After 24 hours of experiment, the volume of all bottles was retained in a sieve with 45 μm mesh size and fixed in a 4% formaldehyde solution to posterior determination of the copepods density and fish total length.

In order to determinate the copepods density, the fixed samples had been transferred to a known volume beaker of which had been removed

an aliquot of 10 mL with a sub-sampler (Boltovskoy 1981). The sub-samples had been transferred to Bogorov counting chambers, and examined under a stereoscope microscope. To obtain the fish total length a caliper was used. To verify if significant differences between the treatments had occurred, the results had been compared using one-way ANOVA, followed by Tukey's test, with 95% of confidence.

The copepods species composition in the samples were mainly dominated by the copepods *Acartia tonsa* and *Pseudodiaptomus richardi*, as much in its adult forms, as also copepodites and nauplii, being *A. tonsa* responsible for more than 95% of the total. To the end of 24 hours all the fishes were alive and swimming actively in the bottles, indicating that they were in good conditions during all the experimental period, so, with 100% of survival.

After 24 hours of experiment were verified in the control bottles (T1) density of 2885 ± 68 cop.L⁻¹, with no significant reduction ($p < 0.05$) of copepods density when compared with the initial value (2932 ± 198 cop.L⁻¹) as expected. In the bottles contain fish, it was observed an inverse relation between the fish density and copepod density, with density values of 2180 ± 365 cop.L⁻¹ in T2, 1713 ± 133 cop.L⁻¹ in T3 and 893 ± 260 cop.L⁻¹ in T4 (Figure 1), with significant differences among treatments.

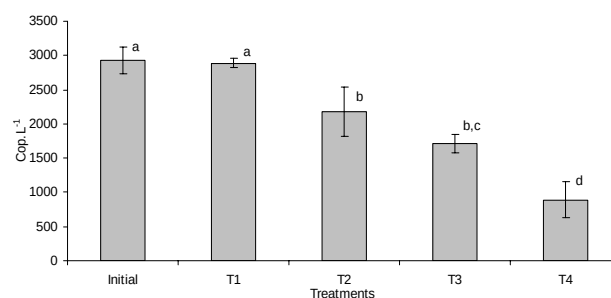


Figure 1. Copepods densities in different treatments. Different letters indicate significant differences (ANOVA, $p < 0.05$)

The fishes used in the test had a mean total length of 28.0 ± 2.4 mm, presenting no statistical differences ($p < 0.05$) in body size. In the different fish densities tested, a decrease in the mean number of ingested organisms per fish was observed, despite no significant differences had been registered, with mean values of 376 cop.fish⁻¹ in T2, 304 cop.fish⁻¹ in T3, reaching 254 cop.fish⁻¹ in T4 (Figure 2).

The presence of *A. tonsa* and *P. richardi* in this test correspond to the environmental conditions observed in the pond, especially salinity, once those species are euryhaline and occur in the Patos Lagoon estuary in salinities since 5 to 30 (Montú *et al.*

1997), just as *J. multidentata*, that tolerate a large variation in salinity (Mai *et al.* 2005).

The mean total length of fishes used in the test, indicates that this organisms are juveniles (Mai *et al.* 2005), because adults can reach 6 to 12 cm (Fischer *et al.* 2004). The density reduction presented with the increase of fish density corroborate with the literature that cites small crustaceans as part of the diet of these fishes (Fischer *et al.* 2004, Mai *et al.* 2006). In culture ponds, where zooplankton are available in great number (Cardozo *et al.* 2007), copepods can be an alimentary item of *J. multidentata*.

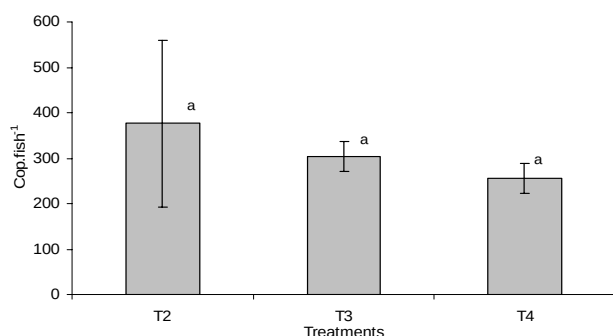


Figure 2. Number of organisms ingested by fish in different treatments. Different letters indicate significant differences (ANOVA, $p < 0.05$).

The reduction in the mean number of ingested organisms with density elevation can be related to the increase in fish density and the space limitation in the experimental units, which can leads to stress conditions in these small experimental units (Lazzaro 1987).

Concerning the idea of polyculture, that is the association of different species of fish in the same pond, feeding in different trophic levels (Billard & Berni 2004), these results indicate that zooplankton, in special copepods, can be one of the alimentary items of *J. multidentata*, which can be one item on the diet of flounders in culture conditions, letting another trophic level opened to *M. platanus*.

References

- Billard, R. & Berni, P. 2004. Trends in cyprinid polyculture. **Cybbium**, 28(3): 255-261.
- Boltovskoy, D. 1981. Submuestro. Pp. 143-146. In: Boltovskoy D. (Ed.). **Atlas del zooplankton del Atlantico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplankton marino**. Publicación Especial INIDEP, Buenos Aires, 936 p.
- Cardona, L. 1996. Microalgae selection by mullets (*Mugil cephalus* and *Liza ramada*) in Israeli semi-intensive fish ponds. **Israeli Journal of Aquaculture**, 48: 165-173.
- Cardona, L., Torras, X., Gisbert, E. & Castelló, F. 1996. The effect of striped grey mullet (*Mugil cephalus* L.) on freshwater ecosystems. **Israeli Journal of Aquaculture**, 48: 179-185.
- Cardozo, A. P., Bersano, J. G. F. & Amaral, W. J. A. 2007. Composition, density and biomass of zooplankton in culture ponds of *Litopenaeus vannamei* (Decapoda:Penaidae) in southern Brazil. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, 11(1): 13-20.
- Chakrabarti, R. & Sharma, J. G. 1998. Influence of management protocols on carp growth under nursery conditions: relative importance of food and water quality. **Aquaculture International**, 6: 293-301.
- Coman, F. E., Connoly, R. M. & Preston, N. P. 2003. Zooplankton and epibenthic fauna in shrimp ponds: factors influencing assemblage dynamics. **Aquaculture Research**, 34: 359-371.
- FAO, 2006. The State of World Fisheries and Aquaculture. **FAO Fisheries Department**. EPP-FAO, Rome, 180 p.
- Fischer, L. G., Pereira, L. E. D. & Vieira, J. P. (Eds.). 2004. **Peixes estuarinos e costeiros**. Ecoscientia, Rio Grande, 127 p.
- Lazzaro, X. 1987. A review of planktivorous fishes: Their evolution, feeding behaviours, selectivities, and impacts. **Hydrobiologia**, 146: 97-167.
- Mai, A. C. G., Garcia, A. M. & Vieira, J. P. 2005. Influência da salinidade no crescimento de juvenis de *Jenynsia multidentata* Jenyns (Pisces). **Revista Brasileira de Zoologia**, 22(3): 780-783.
- Mai, A. C. G., Garcia, A. M. & Vieira, J. P. 2006. Ecologia alimentar do barigudinho *Jenynsia multidentata* (Jenyns, 1842) (Pisces: Cyprinodontiformes) no estuário da Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil. **Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da PUCRS, Série Zoologia**, 19: 3-18.
- Martinez-Cordova, L. R., Campaña-Torres, A. & Porchas-Cornejo, M. A. 2002. Promotion and contribution of biota in low water exchange ponds farming blue shrimp *Litopenaeus vannamei* (Stimpson). **Aquaculture Research**, 33: 27-32.
- Martinez-Cordova, L. R. & Peña-Messina, E. 2005. Biotic communities and feeding habits of *Litopenaeus vannamei* (Boone 1931) and *Litopenaeus stylirostris* (Stimpson 1974) in monoculture and polyculture semi-intensive

- ponds. **Aquaculture Research**, 36(11): 1075-1085.
- Millamena, O. M., Penaflorida, V. D. & Subosa, P. F. 1990. The macronutrient composition of natural food organisms mass cultured as larval feed for fish and prawns. **Israeli Journal of Aquaculture**, 42(3): 77-83.
- Milstein, A. 1995. Fish-management relationships in Israeli commercial fish farming. **Aquaculture International**, 3: 292-314.
- Milstein, A. & Svirsky, R. 1996. Effects of fish species combinations on water chemistry and plankton composition in earthen fish ponds. **Aquaculture Research**, 27: 79-90.
- Montú, M., Duarte, A. K. & Gloeden, I. M. 1997. Zooplâncton. Pp. 43-46. *In*: Seeliger, U., Odebrecht, C. & Castello, J. P. (Eds.), **Os Ecossistemas Costeiros e Marinho do Extremo Sul do Brasil**. Ecoscientia, Rio Grande, 326 p.
- Munilla-Moran, R., Starch, J. R., Barbout, A. 1990. The role of exogenous enzymes in digestion in cultured turbot larvae (*Scophthalmus maximus* L.). **Aquaculture**, 88, 337-350.
- Pillay, T. V. R. 1990. **Aquaculture - Principles and Practices**. Fishing New Books, London, 575 p.
- Vieira, J. P., Castello, J. P. & Pereira, L. E. 1998. Ictiofauna. Pp. 60-68. *In*: Seeliger, U., Odebrecht, C. & Castello, J. P. (Eds.), **Os Ecossistemas Costeiros e Marinho do Extremo Sul do Brasil**. Ecoscientia, Rio Grande, 326 p.

Received July 2008

Accepted August 2008

Published online September 2008



Interpopulational morphological analyses and fluctuating asymmetry in the brackish crab *Cardisoma guanhumi* Latreille (Decapoda, Gecarcinidae), on the Brazilian Northeast coastline

MELQUISEDEQUE S. DUARTE¹, FRANCISCO A. MAIA-LIMA² & WAGNER F. MOLINA³

¹Departamento de Biologia Celular e Genética, Pós-Graduação em Genética e Biologia Molecular, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Campus Universitário, 59078-970, Natal-RN, Brazil. melquisedequeduarte@yahoo.com.br

²Departamento de Biologia, Faculdade de Ciências, Cultura e Extensão do Rio Grande do Norte – FACEX, 59080-020, Natal – RN, Brazil. maialima@ufrnet.br

³Departamento de Biologia Celular e Genética, Laboratório de Genética de Recursos Marinhos, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Campus Universitário, 59078-970, Natal-RN, Brazil. molinawf@yahoo.com.br

Abstract. The brackish crab *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1825 is an economically important species used for alimentation, commonly sold in open markets throughout Northern and Northeastern Brazil. It lives mainly in mangrove areas, which have been highly degraded because of misuse and inadequate settlement. In this study, morphometric data were obtained from segments and dorsal and ventral regions of 107 individuals from four brackish crab populations on Rio Grande do Norte coastline. The fluctuating asymmetry indexes and discriminant interpopulation morphological features in measurements at dorsal, ventral regions and pereopods were defined. The presence of fluctuating asymmetry was found in the four first pairs of pereopods and a correlation between sex and segments from the first pair of pereopods and between population and segments in all pairs of pereopods was observed. As for the discriminating model, the use of the eye cavity length variable allowed discriminating 82% of individuals. The results showed a strong correlation between variables and collection site, suggesting a natural grouping of individuals into two macroregions (Goianinha and Canguaretama, I; and Extremoz and Macau, II). The data show that this resource should not be exploited homogeneously, inasmuch as it apparently comprises structured populations of restricted range.

Key words: Guaiamum, blue land crab, morphometry, biological conservation.

Resumo. Análises morfológicas interpopulacionais e assimetria flutuante no caranguejo *Cardisoma guanhumi* Latreille (Decapoda, Gecarcinidae), na costa Nordeste do Brasil. O caranguejo *Cardisoma guanhumi* Latreille, 1825 é uma espécie economicamente importante, sendo explorado para alimentação e comercialização, em feiras livres no Norte e Nordeste do Brasil. Habita principalmente os manguezais, que se encontram em avançado estágio de degradação devido às formas inadequadas de uso e ocupação. Neste trabalho foram obtidos dados morfométricos da região dorsal, ventral e apêndices de 107 indivíduos de quatro populações do litoral do Rio Grande do Norte. Foram definidos os índices de assimetria flutuante, bem como padrões morfológicos interpopulacionais discriminantes em medidas da região dorsal, ventral e pereiópodos dos indivíduos. Foi demonstrada a presença de assimetria flutuante nos quatro primeiros pares de pereiópodos e correlação dos fatores sexo e segmentos no 1º par de pereiópodos e de população e segmento em todos os pares de pereiópodos. Quanto ao modelo discriminante, a utilização da variável comprimento da cavidade ocular, permitiu discriminar 82% dos indivíduos. Os resultados evidenciaram uma forte correlação das variáveis em relação à região de origem, sugerindo um agrupamento natural dos indivíduos em duas macrorregiões (Goianinha e Canguaretama, I; e Extremoz e Macau, II). Os dados indicam que este recurso não deve ser explorado de forma homogênea tendo em vista que representam, aparentemente, populações estruturadas e de âmbito restrito.

Palavras-chave: Guaiamum, caranguejo, morfometria, conservação biológica.

Introduction

Brazilian mangroves are distributed from Oiapoque (04°30'N; Amapá) to Laguna (28°30'S; Santa Catarina), comprising 6,800 Km along the coast and 25,000 Km² (Novelli 1989).

The State of Rio Grande do Norte is located in the Northeastern coast, encompassing about 400 km of seashore, with mangroves along its northern and northeast coastal zones. The northern seashore - estuarine zone of Mossoró river, Piranhas-Açu river - and the estuarine system Guamaré-Galinhas make up an area of 3,034 ha. The northeastern seashore - estuarine zone of Maxaranguape river, Ceará-Mirim river, Potengi-Jundiá river, Piranhas river and the estuary-lagoon complex of Nísia Floresta, Papeba, Guaraíras and the estuaries Jacu and Curimataú-Cunhaú rivers - cover an area larger than 8,898 ha. The mangrove total area in Rio Grande do Norte is about 11,992 ha. On the northeastern seashore, more dense and larger mangrove areas can be found, such as the ones from Curimataú-Cunhaú river, with 3,100 ha and Potengi-Jundiá river, with 1,530 ha. On the northern seashore, the biggest mangrove is located in the estuary of Piranhas-Açu river, with 1,230 ha, characterizing the Macau region (Souza 1996).

Special attention has been given to ecological studies in estuaries, and efforts have been developed for a better and a reasonable use of the natural resources found in such environment (Nascimento 1980). These surveys are justified since estuaries are among the most affected areas by both natural changes and human activities (IDEC 1993).

Along northeastern Brazil, particularly in Rio Grande do Norte, the mangroves are usually deforested for implantation of salt mines, shrimp farms and oil extraction. On the northern and northeastern shores, salt mines, sugar cane industries, fishing and *in natura* dumping of domestic and industrial sewage also contribute to their degradation status. Currently, the urban expansion and the growth of shrimp farming represent the most important causes of negative impacts on mangroves (Freire 1993). Nonetheless, they are considered environments of high diversity, with a rich and commercially exploited fauna, chiefly related to collection of mollusks and crustaceans.

The brackish crab *Cardisoma guanhum* (Latreille 1825) has a semi-terrestrial, nocturnal and gregarious life mode and presents a wide geographic distribution (i.e. Florida, Bermudas, Gulf of Mexico, Antilles, Colombia, and Venezuela up to Brazil). In Brazil, this species can be found from Ceará state

(3°45'47''S 38°31'23''W), until Santa Catarina (27°35'36''S 48°35'56''W).

It lives mainly in mangroves, where they build galleries open to receive sea water (Melo 1996). This species is economically important and commonly sold at large scale in open markets in northeastern Brazil. Although there are no specific populational records, the uncontrolled extractivism of this species incur the ecologic unbalance in some mangrove zones. Thereby, strategies of stock protection must be defined.

Morphological analyses were able to inform about distinct features of crustacean population and species (Sullivan 1998, Brian 2005). Some studies demonstrate that the expression of inter-population variability in the crab morphology has both environmental and genetic components that need to be accounted for in population-level research (Brian *et al* 2006) or product of ecogenesis (Daniels *et al* 1998, 2001).

Most individuals present bilateral symmetry and their random deviation are called fluctuating asymmetry (FA) (Møller 1998). The fluctuating asymmetry level provides relevant information about individual performance in relation to its development (Pravosudov & Kitaysky 2006) working as a useful tool to evaluate the quality or developmental instability of individuals in association with environment (Zakharov & Yablokov 1990, Li 2001, Petavy *et al.* 2006) and genetic stress (Leary & Allendorf 1989, Palmer 1996, Møller 1998). Some results suggest that traits with relaxation of selection for functionality exhibit higher FA (Crespi & Vanderkist 1997).

In the present work, we carried out morphological analyses within and among *Cardisoma guanhum* populations from mangroves on the Brazilian Northeast coastline, in order to evaluate the presence of populational differences based on morphological analyses of locomotion and body structures and fluctuating asymmetry.

Materials and Methods

Samples of *C. guanhum* (brackish crab) were collected alive in four mangrove areas - Macau (5° 06' 56" S - 36° 38' 08" W), Extremoz (5° 42' 20" S - 35° 18' 26" W), Goianinha (6° 15' 53" S - 35° 12' 45" W), and Canguaretama (06° 13' 13.4" S - 35° 08' 32.7" W), in Rio Grande do Norte State (Figure 1). After manual collecting, the animals were placed in tanks, separated by collection site, numbered according to the place they were collected and sex, and then preserved in plastic bags at -20° C

for further measurements. The samples were randomly taken, comprising 107 adult individuals of both sexes, divided into four populations: Goianinha (G), with 27 individuals (14 ♂ and 13 ♀); Extremoz (E) with 29 individuals (13 ♂ and 16 ♀); Macau (M) with 31 individuals (21 ♂ and 10 ♀) and Canguaretama (C), with 20 individuals (16 ♂ and 4 ♀).

Dorsal and ventral regions, as well as segments, were measured in centimeters using a digital caliper (0.01mm precision). Absolute values for each individual were calculated based on the mean of two repeated measurements. The data were ordered in tables and further analyzed through statistical packages. All the measures (Figure 2) were obtained with replicates by the same person and the following nomenclature was used to identify the measures in this study:

Dorsal Region

CTL	Carapace total length
CTW	Carapace total width
CFW	Carapace final width
ECL	Eye cavity length
IOD	Inter orbital distance
MPW	Medial peduncle width

Ventral Region

ATL	Abdomen total length
ASW	Abdomen first suture width

Pereopods

CW	First movable chela width
CJW	Width of the joining between the propodus and the movable chela thigh
CDL	Chela dactylus length
RMC/LMC	Right and left major movable chela
MW	2 nd , 3 rd and 4 th pereopod merus width
ML	2 nd , 3 rd and 4 th pereopod merus length

The fluctuating asymmetry (AF) was calculated as proposed by Palmer & Strobeck (1986), disregarding the influence of individual segment size, in which the mean inverse ponderate asymmetry was used: $AF_i = R_i - L_i / (R_i + L_i) / 2$. Where L_i corresponds to the mean left segment and R_i the mean right segment.

This method was chosen because of the possibility to correct the measurements of each individual, once the sample is composed of heterogeneous elements. Initially, the mean of two measures was calculated (left and right side) for each sampled individual and then a Multivariate Analysis of Variance (MANOVA) test was applied on repeated measures about the response vector comparing different populations. The response vector comprised the width and length measurements (RCW, LCW, RCJW, LCJW, RCDL, LCDL, RMC, LMC, RMW, LMW, RML, LML) taken from the pair of pereopods (1st, 2nd, 3rd and 4th). The first letters used in the measurements abbreviations above (R and L) correspond to right and left side, respectively.

The effects of population (G, E, MA and C), sex (male and female) and segment (CW, CJW, CDL, MC, MW and ML) and side (R and L) as well as the mean profile of measurements per population, sex and side were also analyzed. Complementary tests were incorporated in order to identify the morphometrical differences among the several groups studied. Variance analyses and the use of Pearson's correlation coefficient, besides discriminating function and main component analyses were employed to detect variation in quantitative characters and possible distinctive features among populations by using Statistica V7 (Statsoft).



Figure 1. Collection sites of *Cardisoma guanhumi* in Rio Grande do Norte State, Brazil.

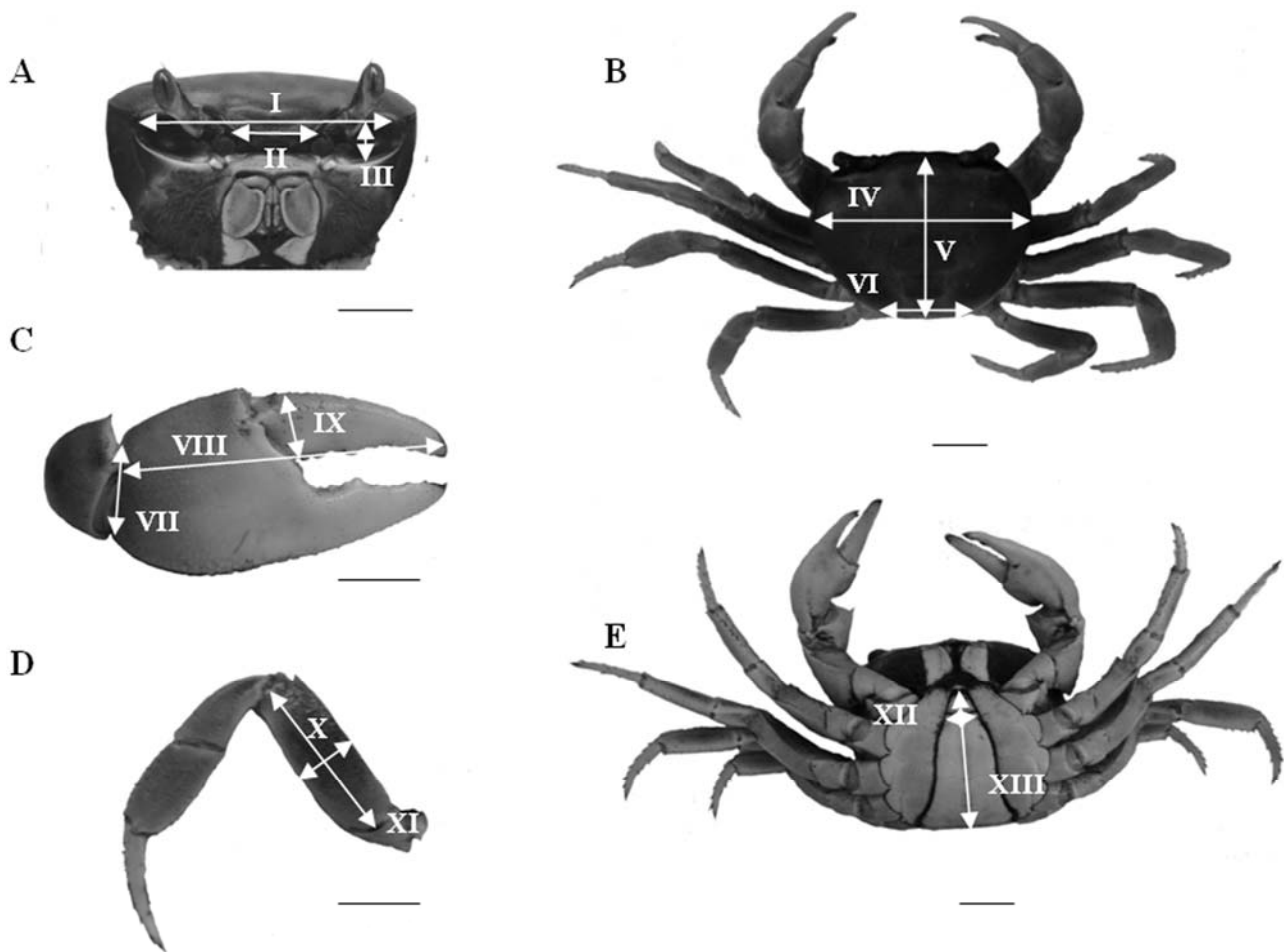


Figure 2. Corporal measures analyzed in *C. guanhum* populations. Dorsal region. (A-I) Eye cavity length; (A-II) Inter orbital distance; (A-III) Medial peduncle width; (B-IV) Carapace total length; (B-V) Carapace total width; (B-VI) Carapace final width. Major chela. (C-VII) Width of the joining between the propodus and the movable chela thigh; (C-VIII) Chela dactylus length; (C-IX) First movable chela width. Pereiopod. (D-X) 2nd, 3rd and 4th pereiopod merus width; (D-XI) Merus length. Ventral region. (E-XII) Abdomen total length; (E-XIII) Abdomen first suture width. Bars = 2 cm.

Results

Fluctuating asymmetry analysis was performed in a sample of 107 individuals of brackish crab, distributed in four populations, from which two measurements were taken in each studied segment and side, resulting in a mean value. Aiming to measure the effects of *population*, *sex*, *segment* and *side*, besides estimate the mean measurements for each population and sex, a MANOVA model with repeated measurements was adjusted to the sample at issue, which results can be observed in Table I.

A significant effect of *population* and *segment* and their interaction was observed concerning the four first pairs of pereiopods. In addition, *sex* and its interaction with *segment* and *population* were also significant in the 1st pair of pereiopods. In all cases, *side* presented no significant effects, thus characterizing fluctuating asymmetry in the pairs of pereiopods.

Effect and factor-interaction tests by MANOVA, with repeated measures, were performed

on the variables regarding individual's morphology. Information about dorsal and ventral regions was taken as demonstrated in Tables II and III.

Based on the results, a significant effect of population over all measurements can be suggested, revealing that populations of *C. guanhum* present distinctive morphological characteristics.

The frequencies of the major movable chela in each body side and sex were established, as shown in Table IV.

Table IV shows that right-sided major chelas were present in 51.40% of crabs. In females, this structure occurred in a frequency of 45.7% on the left side. There was a regular distribution of this feature in females, giving rise to a proportion of 1:1 related to the body side, whereas in males this relation was 1:1.52. Some individuals presented symmetrical chelas, more frequent in females (10.8%), but this condition was not observed in Canguaretama sample.

Table I. Effect tests and interaction between factors, through MANOVA, with repeated measures, regarding 1st, 2nd, 3rd and 4th pereopod pair.

Pereiopods	Factor	Factor Effect		Experimental Error		F test	P value *
		DF	MS	DF	MS		
1 st pair	Population	3	5.446	96	0.241	22.535	0.000
	Sex	1	2.211	96	0.241	9.151	0.003
	Segment	2	158.292	192	0.036	4343.611	0.000
	Population x Segment	6	0.737	192	0.036	20.231	0.000
	Sex x Segment	2	0.709	192	0.036	19.476	0.000
2 nd pair	Population	3	1.583	95	0.136	11.631	0.000
	Segment	1	474.191	95	0.116	4058.323	0.000
	Population x Segment	3	1.132	95	0.116	9.696	0.000
3 rd pair	Population	3	2.124	94	0.128	16.496	0.000
	Segment	1	657.078	94	0.064	10126.206	0.000
	Population x Segment	3	0.989	94	0.064	15.242	0.000
	Sex x Segment	1	0.263	94	0.064	4.064	0.046
4 th pair	Population	3	2.039	85	0.136	14.912	0.000
	Segment	1	518.278	85	0.077	6678.164	0.000
	Population x Segment	3	1.071	85	0.077	13.800	0.000

DF = Degrees of freedom; MS = Mean square; (*) significant if P < 0.05.

Table II. Effect and interaction test between factors by MANOVA, with repeated measures, regarding the dorsal region.

Measure	Factors	Factor Effect		Experimental Error		F test	P value*
		DF	MS	DF	MS		
CTL	Population	3	4.234	99	0.212	19.931	0.000
	Sex	2	0.101	99	0.212	0.476	0.491
	Population x Sex	2	0.014	99	0.212	0.067	0.976
CTW	Population	3	4.642	99	0.251	18.478	0.000
	Sex	1	0.198	99	0.251	0.789	0.376
	Population x Sex	3	0.042	99	0.251	0.169	0.916
CFW	Population	3	0.607	99	0.035	17.221	0.000
	Sex	1	0.202	99	0.035	5.742	0.018
	Population x Sex	3	0.013	99	0.035	0.378	0.768
ECL	Population	3	2.854	99	0.134	21.200	0.000
	Sex	1	0.019	99	0.134	0.147	0.702
	Population x Sex	3	0.020	99	0.134	0.152	0.928
IOD	Population	3	0.242	99	0.017	13.844	0.000
	Sex	1	0.004	99	0.017	0.248	0.619
	Population x Sex	3	0.002	99	0.017	0.169	0.916
MPW	Population	3	0.005	99	0.000	15.423	0.000
	Sex	1	0.000	99	0.000	0.080	0.776
	Population x Sex	3	0.000	99	0.000	1.264	0.290

DF = Degrees of freedom; MS = Mean square; (*) significant if P < 0.05. CTL = Carapace total length; CTW = Carapace total width; CFW = Carapace final width; ECL = Eye cavity length; IOD = inter orbital distance; MPW = Medial peduncle width.

Table III. Interaction tests between *population* and *sex* by MANOVA regarding body ventral region.

Measure	Factor	Factor Effect		Experimental Error		F test	P value*
		DF	MS	DF	MS		
ATL	Population	3	1.489	99	0.100	14.827	0.000
	Sex	1	0.876	99	0.100	8.728	0.003
	Population x Sex	3	0.006	99	0.100	0.068	0.976
ASW	Population	3	1.985	99	0.171	11.582	0.000
	Sex	1	41.378	99	0.171	241.427	0.000
	Population x Sex	3	0.424	99	0.171	2.475	0.065

DF = Degrees of freedom; MS = Mean square; (*) significant if P < 0.05. ATL = Abdomen total length; ASW = Abdomen first suture width.

The correlation coefficient between the measures taken from dorsal (CTL, CTW, CFW, ECL, IOD and MPW) and ventral (ATL and ASW) regions of *C. guanhum* was very high, indicating a correlation among all the variables. Table V shows significant correlation values among all the variables, except for first suture abdomen width, which presented a lower correlation than the others, however also significant.

This result suggests that it is possible to work with a single factor to infer the whole variance pattern. To test this hypothesis, a factorial analysis was performed, showing that the first seven features can properly represent the variables. In this case, the variable abdomen first suture should be excluded, because it is influenced by the sex of individual.

The communalities elicited from the variables showed the amount of the original variable behavior that is shared as a resulting factor behavior, named *size*. 97.4% of the *eye cavity length* variable behavior is shared with the elicited factor. Thus, the behavior of the elicited single factor represents 90.6% of the behavior of the seven original variables (Table VI).

Main component analyses

The largest individuals were observed in Extremoz sample and the smallest ones in Goianinha. Figures 3 and 4 show the pattern of variables separated according to the collection site. There was a wider variation range in individuals from Canguaretama, virtually in all variables, except for abdomen first suture width. The results suggest that individuals from Goianinha and Canguaretama compose a single group (macroregion I), without significant differences among them. Individuals from Macau and Extremoz would comprise another group (macroregion II).

Such differentiation allowed us to define a discriminating pattern between the macroregions. The specimens from macroregion I were smaller than those in the macroregion II. The discriminating model, using all the eight variables, classified correctly 83.2% of the original cases and 78.5% of cases in crossed validation. Using the stepwise procedure, we observed that it is not necessary to use all the original variables. A model using just the *eye cavity length* variable is able to classify correctly 82.2% of the original cases and 82.2% of cases in crossed validation. Thus, the origin of an individual, related to its macroregion, can be predicted by measurements of the *eye cavity length* in order to calculate the discriminant function values. If this value is higher than -0.0925, the specimen would belong to macroregion II (Extremoz and Macau); if

lower, it would be related to macroregion I (Goianinha and Canguaretama).

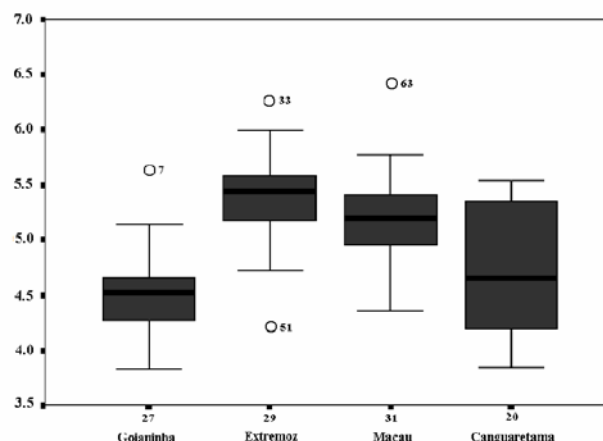


Figure 3. Morphological interpopulation analysis of the carapace total length.

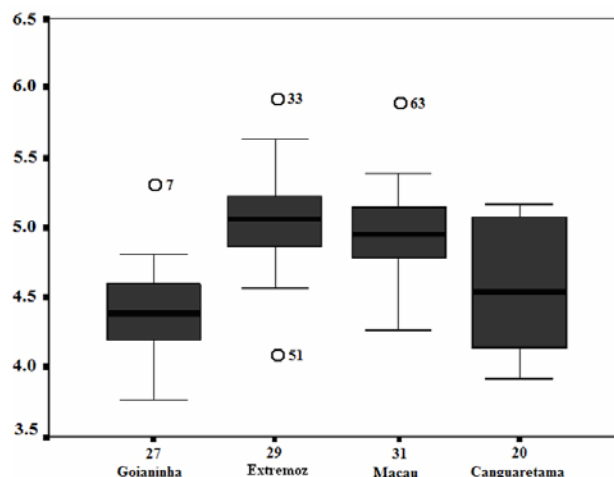


Figure 4. Morphological interpopulation analysis of the eye cavity length.

Discussion

The exoskeleton of crabs provides a rich source of biological information. Recent studies have detected extensive phenotypic variability in shore crabs within relatively restricted geographical areas (Bentley *et al.* 2002, Brian 2005, Lye *et al.* 2005). For example, specimens collected from locations around the coast of the UK have been found to differ in terms of their morphology (Brian *et al.* 2006).

The male crab uses the dominant chela as a sexual ornament and as a weapon, in addition to being a feeding structure (Mariappan *et al.* 2000). The lack of a predisposition to the occurrence of major chela in a specific body side in *C. guanhum*, for both sexes, differs from previous reports on the crab *Carcinus maenas*, which showed a preferential occurrence of right-sided chelas (Sneddon & Swaddle 1999). These data show that the presence of a highly developed chela in *C. guanhum* constitutes

Table IV. Distribution of major chela frequency in relation to sex in *Cardisoma guanhumí*.

Sex Majorchela	Males	%	Females	%	Total	%
Right side	35	57.4	20	43.5	55	51.3
Left side	23	37.7	21	45.7	44	41.2
Symmetrical	3	4.9	5	10.8	8	7.5
Total	61	100.0	46	100.0	107	100.0

Table V. Pearson's correlation coefficient for all sampled elements.

		Carapace total length	Carapace total width	Carapace final width	Eye cavity length	Inter orbital distance	Medial peduncle width	Abdomen total length	Abdomen first suture width
Carapace total length	Coef	1	0.972	0.926	0.987	0.861	0.893	0.916	0.365
	Sig.	.	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Carapace total width	Coef	0.972	1	0.902	0.975	0.859	0.877	0.883	0.340
	Sig.	0.000	.	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Carapace final width	Coef	0.926	0.902	1	0.925	0.809	0.838	0.96	0.605
	Sig.	0.000	0.000	.	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
Eye cavity length	Coef	0.987	0.975	0.925	1	0.877	0.89	0.915	0.391
	Sig.	0.000	0.000	0.000	.	0.000	0.000	0.000	0.000
Inter orbital distance	Coef	0.861	0.859	0.809	0.877	1	0.783	0.808	0.327
	Sig.	0.000	0.000	0.000	0.000	.	0.000	0.000	0.000
Medial peduncle width	Coef	0.893	0.877	0.838	0.89	0.783	1	0.821	0.372
	Sig.	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	.	0.000	0.000
Abdomen total length	Coef	0.916	0.883	0.96	0.915	0.808	0.821	1	0.625
	Sig.	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	.	0.000
Abdomen first suture width	Coef	0.365	0.34	0.605	0.391	0.327	0.372	0.625	1
	Sig.	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000	.

Table VI. Communality values elicited from *C. guanhumí* interpopulational samples.

Baselines	Initial	Elicited communalities	Factorial charge
Carapace total length	1.000	0.970	0.985
Carapace total width	1.000	0.944	0.972
Carapace final width	1.000	0.913	0.955
Eye cavity length	1.000	0.974	0.987
Inter orbital distance	1.000	0.808	0.899
Medium peduncle width	1.000	0.838	0.915
Abdomen total length	1.000	0.896	0.947

a sexual dimorphism between males and females, but its localization (right or left body side) appears to neither influence the adaptive coefficient nor the sexual selection in this species.

On the other hand, the presence of symmetric chelas in 4.9% of males and in 10.8% of females, representing 7.47% of all individuals, could be an effect of the genetic factors associated to development of this structure or to influence of sex-related genes. The lower frequency of this feature in males might represent a less adaptive condition, caused by a lower copulation, feeding or defense performance (intra and interspecific interactions).

Over the last two decades there has been a growing increase in the use of biological monitoring

methods to investigate the environmental quality. The developmental instability of an organism can be measured according to fluctuating asymmetry, defined as a random deviation from perfect bilateral symmetry of morphological traits, caused by genetic and environment disturbances (Møller 1998). This procedure has been successfully applied to detect stress in natural populations (Palmer & Strobeck 1986, Leary & Allendorf 1989, Zakharov 1992, Palmer 1996, Møller 1999).

The asymmetry observed in the first pair of pereopods showed a significant sex-related effect, without any significance of this factor over other pereopods. The evidences of asymmetry observed in the 2nd, 3rd and 4th pairs of pereopods reveal the interaction between asymmetry

and *population* and *segment* as well as between both factors, with no significance related to sex. The association between asymmetry magnitude and *side* was not detected.

Studies on marine shrimp species have not been concordant when it comes to the association between fluctuating asymmetry and sex. Thus, while Maia (2002) evaluating fluctuating asymmetry levels in *L. schmitti*, observed a similar fluctuating asymmetry index among sexes, Silva (2001) verified that females of *L. vannamei* were more asymmetric than males.

Under a genetic point of view, high inbreeding rates have been associated to developmental instability increases in different organisms (Lacy 1996, Eldridge 1999). In crustaceans, the relationship between fluctuating asymmetry and endogamy remains poorly understood. Silva (2001) observed that highly endogamic broodstocks of the captive-reared marine shrimp, *Litopenaeus vannamei*, presented high asymmetry levels and a higher number of locomotion appendages. Fluctuating asymmetry was also found in locomotion appendages within wild populations of *Litopenaeus schmitti* from Northeastern Brazil (Maia 2002), however in a significantly lower level than that observed for the congeneric species *L. vannamei* under intense captive breeding.

Besides providing information about fluctuating asymmetry, population morphological studies like those carried out in crabs of the genus *Uca* (Filho 1990) or fish species (Smith 1973, Kerby 1979) can be helpful to define stocks as well as taxonomic status.

According to Reis (1988), the discriminating pattern among populations and species can be ascertained through discriminating functions using canonical variables. Another multivariate technique, the main component analysis, is more suitable to study evolutionary biology issues. Main component method basically analyses the relationship between a set of correlated variables, transforming them into a new set of noncorrelated variables, so-called the main components.

A morphometric discrimination study in two fish species of the genus *Leporinus* found a very high vectorial correlation coefficient among the elements (Reis *et al.* 1987). In this study, the two samples were regarded as a homogeneous group according to main component analysis, but the results indicated the presence of two distinct groups corresponding to *L. trifasciatus* and *L. macrocephalus*. Both species were

completely discriminated by free-size independent components.

In the present study, the variation observed among *C. guanhumi* populations, allowed us to differentiate them into two groups represented by the samples from Goianinha and Canguaretama (macroregion I) and Extremoz and Macau (macroregion II). Different causes can be involved in the definition of a smaller body size in macroregion I, such as particular environmental conditions, pollution or a greater selective pressure (exploitation) on larger individuals.

The correlation between the differences in the level of morphological and genetic similarity in geographical distinct populations of crabs suggests that the phenotypic characteristics can be related to patterns of genetic variability (although this relationship is not necessarily causal) (Brian *et al.* 2006). So, the present result in *C. guanhumi* populations could also indicate the presence of independent and structured populational stocks, with a possible restricted gene flow, despite the absence of visible physical barriers among them.

As for the group classification, two factors have significantly contributed to the inclusion of an individual in one of the groups, *eye cavity* and *carapace total length*. These features can, therefore, be used as practical tools in the environmental monitoring and analyses of collected animals concerning biological conservation programs.

The populations that presented the higher size variation were those from macroregion I (Goianinha and Canguaretama) and, based on these data, it is possible to infer that the variation observed might be related to either overfishing (selective collection) or intrinsic biological characteristics of these populations.

Genetic analyses must be carried out in *C. guanhumi* populations as a complementary way to identify a possible phenotypic correlation with interpopulational genetic differentiation, contributing to the establishment of exploitation and management policies of this natural resource.

Acknowledgements

We would like to thank CNPq, CAPES and Universidade Federal do Rio Grande do Norte for the financial support and for providing the facilities and proper conditions for the accomplishment of the present survey.

References

- Bentley, M. G., Clare, A. S., Scott, C. L. & Ladle, J. L. 2002. Multi-level analyses of endocrine disruption in shore crabs from estuarine and coastal environments. **Comparative Biochemistry and Physiology**, A 132: S1–S12.
- Brian, J. V. 2005. Inter-population variability in the reproductive morphology of the shore crab (*Carcinus maenas*): evidence of endocrine disruption in a marine crustacean? **Marine Pollution Bulletin**, 50: 410–416.
- Brian, J. V., Fernandes, T., Ladle, R. J. & Todd, P. A. 2006. Patterns of morphological and genetic variability in UK populations of the shore crab, *Carcinus maenas* Linnaeus, 1758 (Crustacea: Decapoda: Brachyura). **Journal of Experimental Marine Biology and Ecology**, 329: 47–54.
- Crespi, B. J. & Vanderkist, B. A. 1997. Fluctuating asymmetry in vestigial and functional traits of a haplodiploid insect. **Heredity**, 79: 624–630.
- Daniels, S. R., Stewart, B. A. & Gibssons, M. J. 1998. Genetic and morphometric variation in the potamonautid river crab *Potamonautes parvispina* (Decapoda: Potamonautidae) from two Western Cape rivers, South Africa. **Journal of Natural History**, 32: 1245–1258.
- Daniels, S. R., Stewart, B. A., Ridgway, T. M. & Florence, W. 2001. Carapace dentition patterns, morphometrics and allozyme differentiation amongst two toothed freshwater crab species (*Potamonautes warreni* and *P. unispinus*) (Decapoda: Brachyura: Potamonautidae) from river systems in South Africa. **Journal of Zoology**, 255: 389–404.
- Eldridge, M. D. 1999. Unprecedented low levels of genetic variation and inbreeding depression in an island population of the black-footed rock-wallaby. **Conservation Biology**, 13: 531–541.
- Filho, J. A. F. D. 1990. Multivariate morphometrics and evolutionary patterns in some species of the Genus *Uca* Leach, 1814 (Crustacean: Brachyura: Ocypodidae). **Revista Brasileira de Genética**, 13: 687–696.
- Freire, M. S. B. 1993. **Manguezal: ecossistema ameaçado no Rio Grande do Norte**. IDEC, Natal, 89 p.
- IDEC. 1993. **Diagnóstico de desenvolvimento ambiental e sócio-econômico do litoral oriental do Estado do Rio Grande do Norte**. IDEC, Natal, v.1. 146 p.
- Kerby, J. H. 1979. Meristic characters of two *Morone* hybrids. **Copeia**, 3: 513–518.
- Lacy, R. C. & Horner, B. E. 1996. Effects of inbreeding on skeletal developmental of *Rattus vilosossumus*. **Journal of Heredity**, 87: 277–287.
- Leary, R. F. & Allendorf, F. W. 1989. Fluctuating asymmetric as an indicator of stress; implications for conservation biology. **Trends in Ecology and Evolution**, 4: 214–217.
- Li, M.-H. 2001. Shell disease and fluctuating asymmetry in shore crabs near a landfill site at the coastal area of Keelung in Taiwan. **Fresenius Environmental Bulletin**, 10: 576–580.
- Lye, C. M., Bentley, M. G., Clare, A. S. & Sefton, E. M. 2005. Endocrine disruption in the shore crab *Carcinus maenas* - a biomarker for benthic marine invertebrates? **Marine Ecology Progress Series**, 288: 221–232.
- Maia, S. C. A. 2002. Avaliação da assimetria bilateral no camarão marinho *Litopenaeus schmitti* (Decapoda, Penaeidae), Pérez-Farfante & Kensley, 1997. **Master's Thesis**. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal – RN, Brasil. 64 p.
- Mariappan, P., Balasundaram, C. & Schmitz, B. 2000. Decapod crustacean chelipeds: an overview. **Journal of Biosciences**, 25: 301–313.
- Melo, G. A. S. 1996. **Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro**. Plêiade São Paulo, 603 p.
- Møller, A. P. 1998. Developmental instability as a general measure of stress. **Advances in the Study of Behavior**, 27: 181–213.
- Nascimento, D. A. 1980. Composição e distribuição do zooplâncton no estuário do rio Botafogo, Itamaracá – PE, **Master's Thesis**. Universidade Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brazil, 86 p.
- Novelli, Y. S. 1989. Perfil dos ecossistemas litorâneos brasileiros, com especial ênfase sobre o ecossistema manguezal. **Publicação do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo**, 7: 1–16.
- Palmer, A. R. & Strobeck, C. 1986. Fluctuating asymmetry: measurement, analysis, patterns. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 17: 391–421.
- Palmer, A. R. 1996. Waltzing with asymmetry. **Bio Science**, 46: 518–532.
- Petavy, G., David, J. R., Debat, V., Pertoldi, C. & Moreteau, B. 2006. Phenotypic and genetic

- variability of sternopleural bristle number in *Drosophila melanogaster* under thermal stress: developmental instability and anti-symmetry. **Evolutionary Ecology Research**, 8: 149-167.
- Pravosudov, V. V. & Kitaysky, A. S. 2006. Effects of nutritional restrictions during post-hatching development on adrenocortical function in western scrub-jays (*Aphelocoma californica*). **General and Comparative Endocrinology**, 145: 25-31.
- Reis, S. F. 1988. Morfometria e estatística multivariada em biologia evolutiva. **Revista Brasileira de Zoologia**, 5: 571-580.
- Reis, S. F., Cunha, R. A., Garavello, J. C. & Abe, A. S. 1987. Discriminação pela forma em relação ao tamanho: um exemplo com peixes do gênero *Leporinus*. **Ciência e Cultura**, 39: 757-761.
- Silva, G. R. 2001. Assimetria flutuante no camarão marinho *Litopenaeus vannamei* (Decapoda: Penaeidae), Perez-Farfante & Kensley, 1997. **Master's Thesis**. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, Brazil, 95 p.
- Smith, G. R. 1973. Analysis of several hybrid cyprinid fishes from western North America. **Copeia**, 1973: 395-410.
- Sneddon, L. V. & Swaddle, J. P. 1999. Asymmetry and fighting performance in the shore crab *Carcinus maenas*. **Animal Behaviour**, 58: 431-435.
- Souza, F. B. V. A. 1996. Relatório planctônico do sistema estuarino do rio Goiana. **Master's Thesis**. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, Brazil. 83 p.
- Sullivan, M. S. 1998. Fluctuating asymmetry in *Semibalanus balanoides* (Crustacea: Cirripedia) at different heights on the shore. **Ecography**, 21: 644-648.
- Van Valen, L. 1962. A study of fluctuating asymmetry. **Evolution**, 16: 125-142.
- Wolfus, G. M., Garcia, D. K. & Alavar, W. A. 1997. Application of the microsatellite technique for analyzing genetic diversity in shrimp breeding programs. **Aquaculture**, 152: 35-47.
- Zakharov, V. M. & Yablokov, A. V. 1990. Skull asymmetry in the Baltic grey seal: effects of environmental pollution. **Ambio**, 19: 266-269.
- Zakharov, V. M. 1992. Population phenogenetics: analysis of developmental stability in natural populations. **Acta Zoologica Fennica**, 191: 7-30.

Received June 2008

Accepted September 2008

Published online September 2008



Mediterranean temporary ponds in Southern Portugal: key faunal groups as management tools?

LUÍS CANCELA DA FONSECA^{1,3}, MARGARIDA CRISTO^{1,2}, MARGARIDA MACHADO^{1,2},
JORDI SALA⁴, JOÃO REIS^{1,2}, RITA ALCAZAR⁵ & PEDRO BEJA⁶

¹ FCMA, Universidade do Algarve, campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal. E-mail: lfonseca@ualg.pt, mcristo@ualg.pt, mmalo@ualg.pt, jreis@ualg.pt

² CCMar, Universidade do Algarve, campus de Gambelas, 8005-139 Faro, Portugal;

³ Laboratório Marítimo da Guia/Centro de Oceanografia (FCUL), Av. N. Sra. do Cabo, 939, 2750-374 Cascais, Portugal.

⁴ Institute of Aquatic Ecology, University of Girona, campus Montilivi, E-17071 Girona, Spain. E-mail: j.sala@ono.com

⁵ LPN, Estrada do Calhariz de Benfica, 187, P-1500-124 Lisboa, Portugal. E-mail: rita.alcazar@lpn.pt

⁶ ERENA, Av. Visconde Valmôr, 11 – 3º, P-1000-289 Lisboa, Portugal. E-mail: pbeja@erena.pt

Abstract. Temporary ponds, in spite of being protected by the Habitats Directive (92/43/CEE), are presently disappearing at a fast rate. Urgent management measures are thus required, but which parameters should be used to establish management procedures? Since most large branchiopod species (LBS) inhabit exclusively temporary lentic ecosystems, and an important number of amphibian species (AS) also use those habitats for reproduction, they could be used as key faunal groups to assess the value of Mediterranean Temporary Ponds for conservation purposes. In particular, 11 taxa deserve special conservation concern and their habitats special management decisions (LBS: *Branchipus schaefferi*, *Streptocephalus torvicornis*, *Tanymastix* sp, *Maghrebestheria maroccana*, *Cyzicus grubei* and *Triops mauritanicus*; AS: *Pelodytes* sp and *P. ibericus*, *Bufo calamita*, *Hyla meridionalis* and *Triturus marmoratus pygmaeus*). Furthermore, each of them have different ecological requirements (total area, depth, hydroperiod length...). The aim of this work is to propose the use of (i) life cycles of referred LBS with no protection status, and (ii) reproduction periods (pairing, fertilization and larval development) of AS with protection status, as management tools for conservation purposes.

Key words: Freshwater large branchiopods, amphibians, temporary lentic ecosystems, Habitats Directive, hydroperiod.

Resumo: Charcos temporários mediterrânicos do Sul de Portugal: grupos faunísticos chave como ferramentas de gestão? As Lagoas Temporárias Mediterrâneas apesar de protegidas pela Directiva Habitats (92/43/CEE), estão presentemente a desaparecer a um ritmo elevado. Urgem medidas de gestão, mas que parâmetros usar para proceder a essa gestão? Sabendo que a maioria das espécies de grandes branquiópodes (LBS) habitam exclusivamente ecossistemas lênticos temporários e também um importante número de espécies de anfíbios (AS) utilizam aqueles habitats para reprodução, poder-se-ão usar estes como grupos-chave para avaliar o valor das Lagoas Temporárias Mediterrâneas com objectivos de conservação. Neste âmbito, 11 taxa merecem particular atenção, necessitando os seus habitats de decisões relativas à sua gestão. (LBS: *Branchipus schaefferi*, *Streptocephalus torvicornis*, *Tanymastix* sp, *Maghrebestheria maroccana*, *Cyzicus grubei* e *Triops mauritanicus*; AS: *Pelodytes* sp e *P. ibericus*, *Bufo calamita*, *Hyla meridionalis* e *Triturus marmoratus pygmaeus*). Cada espécie tem necessidades ecológicas particulares (área total, profundidade, duração do hidroperíodo...). O objectivo deste trabalho é o de propor o uso dos ciclos de vida das LBS, sem estatuto de protecção e os períodos de reprodução (acasalamento, fertilização e desenvolvimento larvar) das AS, com estatuto de protecção, como instrumentos de gestão que permitam a conservação destes habitats.

Palavras-chave: Grandes branquiópodes dulceaquícolas, anfíbios, ecossistemas lênticos temporários, Directiva Habitats, hidroperíodo.

Introduction

Temporary ponds are in general, small and shallow water bodies, easily overlooked and vulnerable to a large number of human activities. They are presently disappearing at a fast rate, particularly in the Mediterranean region, due to drainage, reclamation for agricultural or urban development, filling up with litter or wastes, pollution by fertilizers, pesticides or garbage, unsustainable agriculture or cattle raising, water subtraction, deepening for conversion into irrigation reservoirs and underground water disturbances and the present climate changes or “desertification/tropicalization” of Mediterranean landscapes. Mediterranean Temporary Ponds are protected under the Habitats Directive 92/43/CEE. However, Portugal still lacks management plans concerning these special and fragile habitats, particularly because the state of knowledge is still insufficient to establish management procedures (cf. Collinson *et al.* 1995, Grillas & Roché 1997).

Knowing that most freshwater large branchiopod species (LBS) inhabit exclusively these temporary lentic ecosystems (Alonso 1996), and also that an important number of amphibian species (AS) uses those habitats for reproduction (Barbadillo *et al.* 1999; Ferrand de Almeida *et al.* 2001), we propose that they may be used as key faunal groups to assess the value of Mediterranean temporary ponds for conservation purposes. From the last group, only few species as *Rana perezi* Seoane and *Bufo bufo* L. have a preference for permanent waters. In Portugal, LBS have no conservation status, in contrast with some European countries where several species already have special protection status (Biggs *et al.* 1994, Mura 1999, Boix *et al.* 2002); AS, on the contrary, are protected in Portugal (Ferrand de Almeida *et al.* 2001).

Among *taxa* inhabiting Mediterranean temporary ponds in Southern Portugal, 11 deserve particular conservation concern and their habitats special management decisions: i) LBS - *Branchipus schaefferi* Fischer, *Streptocephalus torvicornis* (Waga), *Tanyastix* sp, *Maghrebestheria marocana* Thiéry, *Cyzicus grubei* (Simon) and *Triops mauritanicus* (Ghigi); ii) AS: *Pelodytes* sp, and *P. ibericus* Sánchez-Herráiz, Barbadillo, Machordon & Sanchiz; *Bufo calamita* (Laurenti), *Hyla meridionalis* (Boettger), and *Triturus marmoratus pygmaeus* (Wolterstorff) (Barbadillo *et al.* 1999, Sánchez-Herráiz *et al.* 2000, Ferrand de Almeida *et al.* 2001, Cristo *et al.* 2002, Beja & Alcazar 2003). It is easy to realize that all those different species have different environmental demands and so, several different responses have been found. Understanding

the most important ecological parameters constraining the presence of these species is one of the main objectives of the present work. Furthermore, we propose to use life cycles of the referred LBS species (with no protection status), and the reproduction period (pairing, fertilization and larval development) of AS species (with conservation status) as management tools for the Mediterranean Temporary Ponds conservation.

Materials and Methods

Study area

Since 1996 several surveys have been carried out, mainly in the Southern region of Portugal, aiming at collecting data from LBS and AS. An ecological study with the objective of collecting detailed information on these habitats and covering biological, physical and chemical parameters, was carried out on the Guadiana region (GUAD) around Mértola and in the Parque Natural do Vale do Guadiana (Fig.1). This survey was conducted during the wet season of 2001-2002 (from October 31st 2001 to July 2nd 2002). Additional ecological data is also presented from the Southwest coast of Portugal.

Abiotic characterization

For the environmental characterization of ponds, the following parameters were measured *in situ*: temperature, oxygen concentration, and percentage of dissolved oxygen (YSI 55 oxymeter); conductivity (YSI 33 S-C-T conductivity meter); pH (YSI 60 pH meter); turbidity (Hach Chemical, 2100P); depth at the deepest point (pre-positioned ruler (cm) in GUAD).

GPS location and total area was also registered using either a Magellan GPS ProMARK XTM or a Garmin - GPS72, and data analyzed with the software package ArcView GIS 3.2. These data were later plotted into a UTM 10x10 km grid over a continental Portugal geographic map.

Due to the prospective character of the work undertaken, a regular and systematic survey was carried out only in GUAD. Table I presents a list of all environmental parameters (abiotic and biotic) measured. Outside of this region, and for most of the sites where at least one LBS was found, only *in situ* determinations and flooded area and plant coverage were registered.

Hydroperiod (in weeks) was considered to be the sum of all periods when the pond was flooded (total wet phase) during an entire solar year. One to several flooding periods were registered depending on pond size and depth, as well as rain regime.

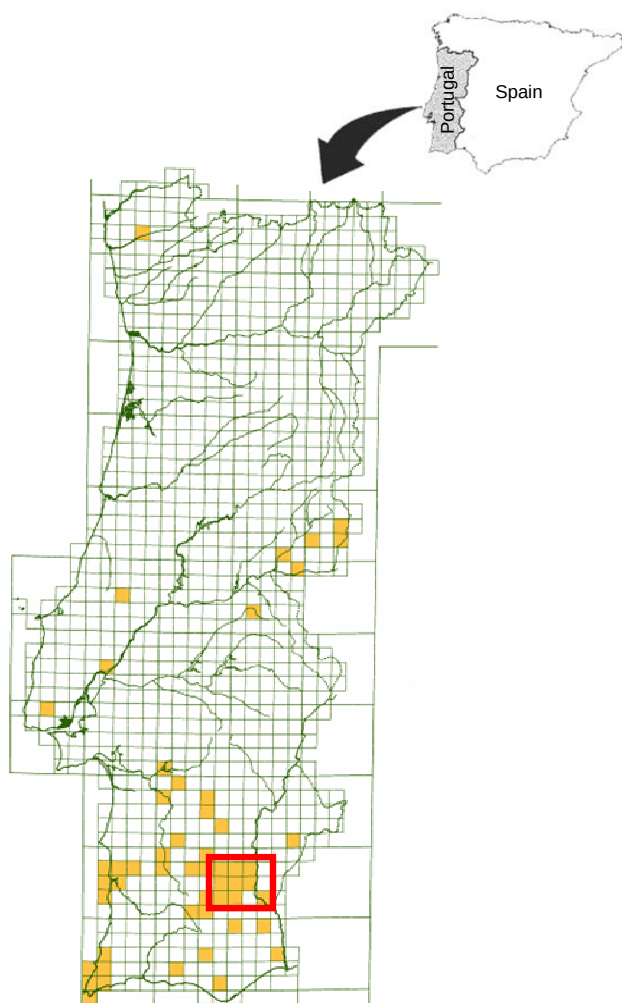


Figure 1. Distribution (UTM 10x10 km) of freshwater LBS sites in Portugal. The Guadiana region (GUAD) around Mértola and the Parque Natural do Vale do Guadiana are highlighted in red.

Relative depth was computed as the maximum depth expressed as a percentage of pond maximal area (Wetzel, 1993). The human activities considered were the ploughing regime and the intensities of ploughing and fertilizing, and they were based on inquiries to farmers and other land owners. Ploughing was quantified using binary categories: ponds not ploughed (0) or ploughed (1) in the farming season running at the time. Ploughing intensity of the pond was scored in a 10 years based scheme: 0 - not ploughed during the last 10 years; 1 - ploughed once; 2- 2-5 times; 3- 6-10 times. Fertilizing quantification was done in the same basis: 0- without fertilizing during the last 10 years; 1- fertilized once; 2- 2-4 times; 3- 5-8 times. Water samples were collected once at the end of January 2002, and chemical analysis performed using standard procedures at the DGA certified laboratory (Ministry of the Environment).

Biotic characterization

Plant coverage censuses were visually estimated, using the following scale: 0 (0 %), 1 (1-25%), 2 (25-50%), 3 (50-75%) e 4 (75-100%).

Fauna sampling

Faunal inventories were conducted by qualitative (erratic) or periodic semi-quantitative sampling. The first case included data about species gathered outside GUAD in a binary (presence/absence) basis. For that area, data on abundance of species was expressed in terms of catch-per-unit-effort (CPUE): mean number of individuals per sweep. Samples were collected by trawling with a hand round net (mouth diameter, 305 mm) with mesh size of 1 mm². In the last case (GUAD), each sample consisted of 3 collections (replicates) of 45 seconds each, conducted from the border to the center of the pond over all possible habitats.

Guadiana region –LBS Sampling

In the beginning of the sampling period weekly surveys were conducted, but after the disappearing of anostracans, which have the shorter life cycles, the periodicity changed to fortnightly. Sampling was conservative, and for samples with a high number of anostracan specimens a Folsom sample splitter was used. Identification and counting of rare species (*Cyzicus grubei* and *Triops mauritanicus*) was done *in situ* before splitting. Juvenile anostracans were preserved (neutral 10 % formaline) to be processed in the laboratory. The adults were also identified and counted *in situ*.

Guadiana region - AS sampling

Non destructive AS monthly samplings were conducted simultaneously with the LBS ones. Identification and counting were done *in situ* before splitting. For very young larvae which size did not allow identification, live specimens were brought to the lab, maintained alive until identification was possible and then returned to their original ponds.

Data analysis

Multivariate analyses were performed on the gathered data. Principal Component Analyses (PCA) and Canonical Correspondence Analyses (CCA) were done on quantitative environmental and biological data using the Brodgar software package (Zuur 2000). Cluster multivariate analysis using the Sorensen Similarity Coefficient and the unweighted pair-group average amalgamation scheme (UPGMA) was done on qualitative data (presence/absence of

Table I. List of environmental parameters measured during the different surveys (words between brackets and codes refer to what has been considered in the CCA analyses with units and transformation applied).

Environmental parameters	Code	Units	Transformation
Abiotic			
Chloride	Cl	mg Cl/l	
Nitrates	NO ₃	mg NO ₃ /l	
Silicates	SiO ₂	mg SiO ₂ /l	
Sulphates	SO ₄	mg SO ₄ /l	
Iron	Fe	mg Fe/l	
Potassium	K	mg K/l	
Sodium	Na	mg Na/l	
Magnesium	Mg	mg Mg/l	
Total hardness (average)	TH	mg CaCO ₃ /l	
Conductivity (average)	Cond	μS/cm	
Dissolved oxygen	DO	mg/l	
DO saturation (range)	R_Sat_DO	%	
pH	pH		
Temperature	Temp	° C	
Turbidity (average)	Turb	NTU	
Average depth	Depth	cm	
Relative depth	R_Dep	%	Arc-sin
Maximal area	AR	m ²	
Maximal area/ potential maximal area	AR/AP		Arc-sin
Hydroperiod	Hydrop	Weeks	
Biotic			
Plant coverage (range)	R._Cover	0 – 4 scale	
Human activity			
Ploughing	Ploug	0 - 1 scale	
Intensity of Ploughing	Int_Ploug	0 – 3 scale	
Fertilizing	Fert	0 – 3 scale	

LBS per pond) in order to investigate relationships between species (R mode analysis – Legendre & Legendre 1984). This hierarchical analysis was undertaken with NTSys 2.0.2 k software (Rohlf 1998).

Analyses were conducted using either raw data, parameter ranges, averages (parameters subject to circadian variations) or medians (parameters not subject to circadian variations).

Results

Surveys

Ecological changes during annual cycle of temporary water bodies are connected to variations of their wet and dry phases. As an example of these, results of the study carried out in the Natural Park of Vale do Guadiana (19 temporary pools and ponds during the 2001/2002 wet season) are presented.

Nine exhibited a fragmented wet period, and length and number of swaps from wet to dry periods

was very variable (Fig. 2). This variation in hydroperiods was common all over the surveyed areas and throughout the years studied (more than 10 years).

More than 260 sites were prospected in Portugal. At present, 11 species of LBS crustaceans are known, belonging to three orders: Anostraca, Spinicaudata and Notostraca. LBS in the present study were only recorded from 128 of those sites, where only 10 species were found, as well as 10 species of AS (Table II).

Three new *taxa* were collected during the sampling surveys: an amphibian of the genus *Pelodytes*, also collected in Southwest Portugal and never reported before because of taxonomic *incertae sedis* (Ferrand de Almeida, pers. comm.), and two previously unknown Anostraca species, never reported before: one belonging to the genus *Tanymastix* and another to the genus *Tanymastigites* (a new genus for Europe).

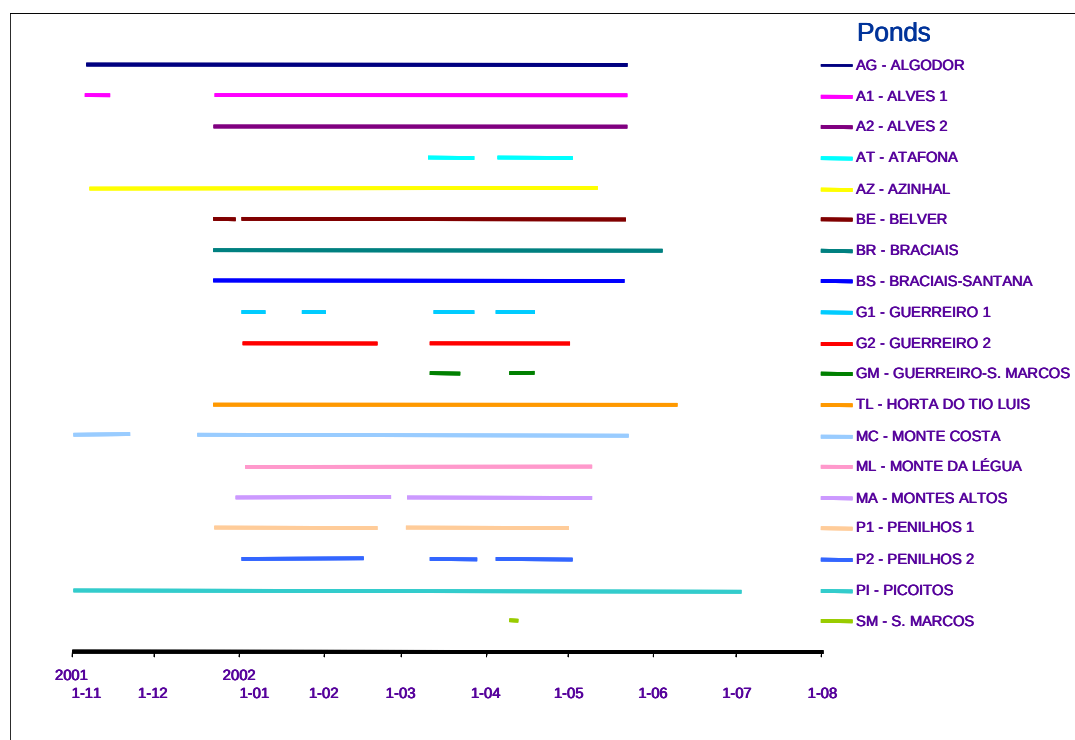


Figure 2. Variation of hydroperiod in ponds inhabited by LBS and AS in the Guadiana region.

Table II. Large Branchiopod Species (LBS) and Amphibian Species (AS) found in the sites surveyed in Portugal (with codes used in the GUAD data analysis).

LBS	Code	AS	Code
Anostraca		Urodela	
<i>Branchipus cortesi</i> Alonso & Jaume	BRCO	<i>Pleurodeles waltl</i> Michaelles	PLWA
<i>Branchipus schaefferi</i> Fischer	BRSC	<i>Salamandra salamandra crespoid</i> (Malkmus)	
<i>Chirocephalus diaphanus</i> Prevost	CHDI	<i>Triturus boscai</i> (Lataste)	
<i>Streptocephalus torvicornis bucheti</i> Daday	STTO	<i>Triturus marmoratus pygmaeus</i> (Wolterstorff)	TRPY
<i>Tanyastigites</i> sp. (new taxon)	TANY	Anura	
<i>Tanyastix stagnalis</i> (L.)	TAST	<i>Bufo calamita</i> (Laurenti)	BUCA
<i>Tanyastix</i> sp. (new taxon)	TASP	<i>Hyla meridionalis</i> (Boettger)	HYME
Spinicaudata		<i>Pelobates cultripes</i> (Cuvier)	PECU
<i>Cyzicus grubei</i> (Simon)	CYGR	<i>Pelodytes ibericus</i> Sánchez-Herráiz, Barbadillo, Machordon & Sanchiz	PEIB
<i>Maghrebestheria maroccana</i> Thiéry	MAMA	<i>Pelodytes</i> sp. (new taxon)	
Notostraca		<i>Rana perezi</i> Seoane	RAPE
<i>Triops mauritanicus</i> (Ghigi)	TRMA		

Large Branchiopod Species

Chirocephalus diaphanus is the commonest LBS species in Portugal and was present in 65 of the freshwater LBS sites analysed. The number of sites where each species was recorded are: *Triops mauritanicus*, 52; *Tanyastix stagnalis*, 41; *Branchipus cortesi*, 40; *Cyzicus grubei*, 22; *Tanyastix* sp., 14; *Branchipus schaefferi*, 8; *Streptocephalus torvicornis*, 8; *Tanyastigites* sp., 6; *Maghrebestheria maroccana*, 5. Out of the geographical area surveyed by us, there is one site confirmed for *Lepidurus apus* (L.) in the North-Western Portugal (Grosso-Silva & Soares Vieira 2002). These results suggest that a large and diversified number of conditions may determine

their distribution.

Results of the analysis of some of the environmental parameters studied are presented in figures 3 and 4. Ranges and average, as well as median values of water descriptors (Fig. 3) emphasise tolerance differentiation among species. Clear differences are more evident in turbidity and conductivity, but they exist also in pH and temperature. In general, *T. mauritanicus*, *C. grubei* and *C. diaphanus* are the most euryecious species.

Differences are also found concerning the parameters depicted in figure 4, but they are not similar to those found above. *C. diaphanus* seems to be again the most tolerant in a global view, but facing different descriptors, diverse responses

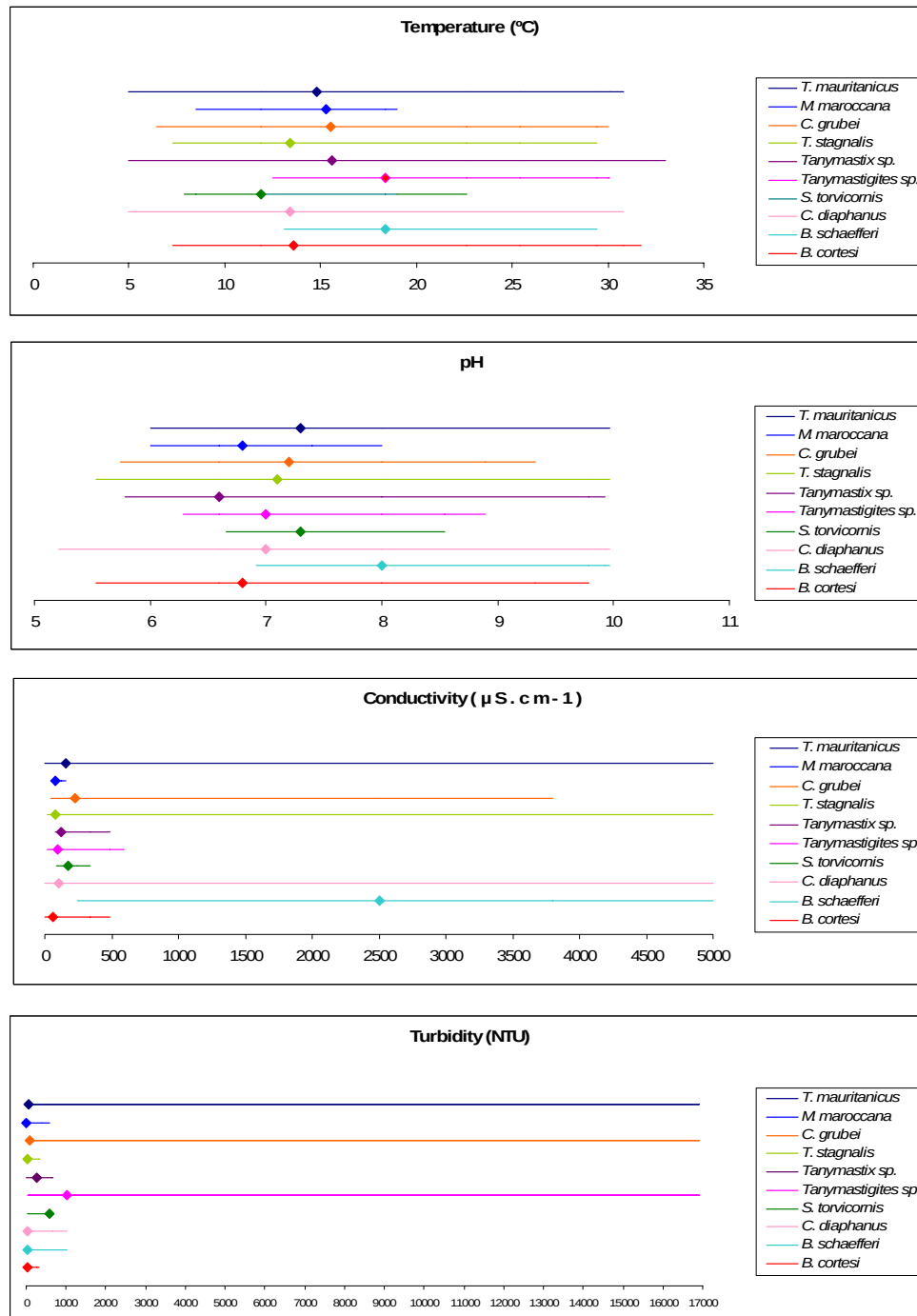


Figure 3. Average points (temperature and pH) and Median points (conductivity and turbidity) (♦) and their different ranges endured by the different LBS in most of the sites where their presence was registered.

appear. *Tanymastigites* sp. is the less tolerant to plant cover, preferring shallower ponds and also smaller areas (together with *Tanymastix* sp.). The short hydroperiod faced by *M. maroccana* may be due to lack of sufficient data collected for this species.

Principal component analysis (PCA) on ranges of environmental variables reveals more (left half of axis 1) and less (right half of axis 1) tolerant species towards ponds ecological conditions (Fig. 5). Variance retained by the first three axes

(respectively 53.0%, 22.8% and 10.2%) shows a satisfactory difference between axes 2 and 3 and allows interpretation based on axes 1 and 2.

A tree clustering, obtained from the Sørensen Similarity Coefficient (R mode, presence/absence data of LBS in ponds), displays two main groups of variables (Fig. 6): (i) An upper group with *B. cortesi* and *T. stagnalis*; (ii) A lower group with *C. grubei*, *C. diaphanus* and *T. mauritanicus*, the species previously considered to be the most tolerant.

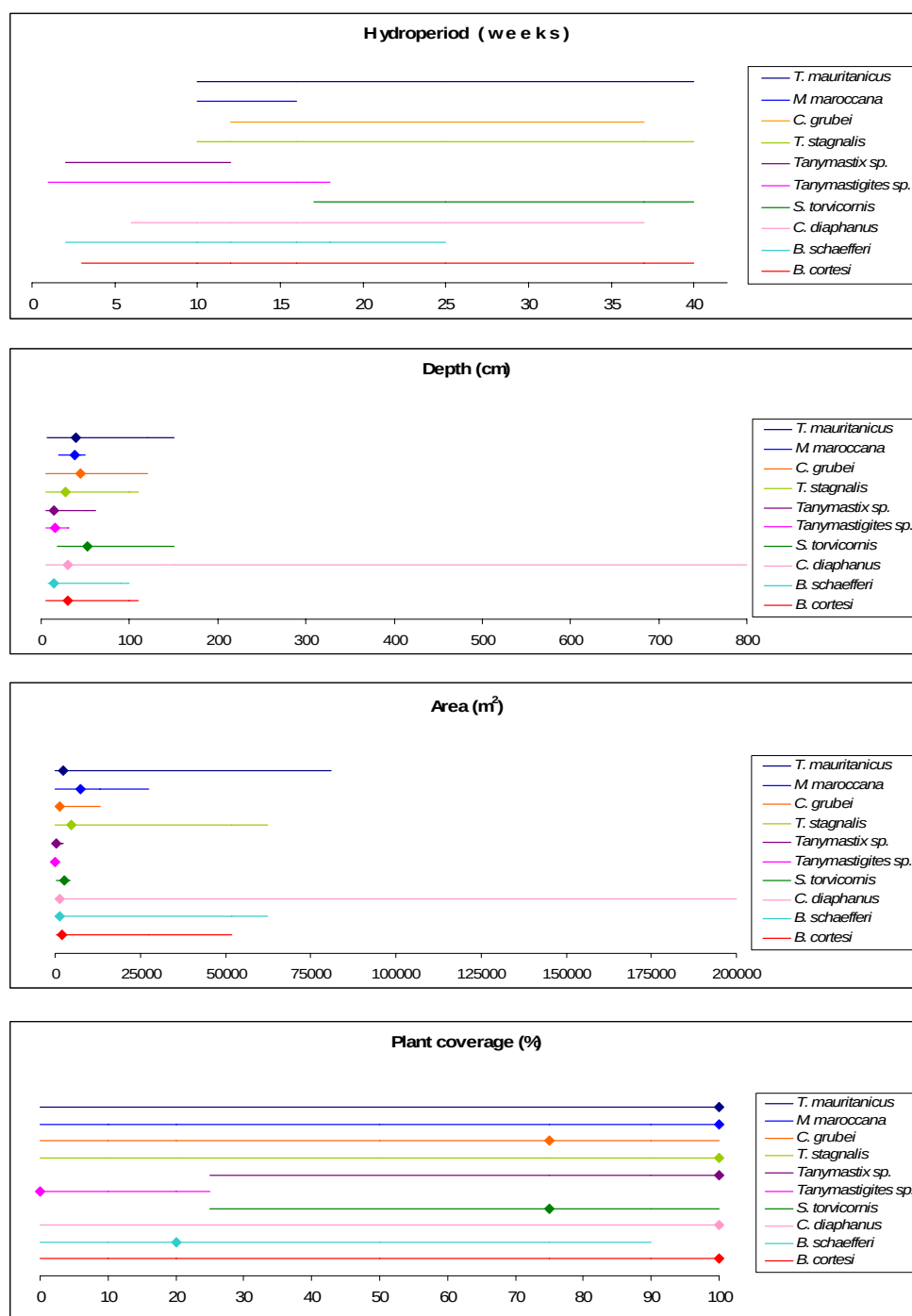


Figure 4. Median points (♦) of depth, area and plant coverage and different range of hydroperiods, depth, area and plant coverage endured by the different LBS in most of the sites where their presence was registered.

Species on the first group are also very tolerant, mainly regarding pH, temperature, hydroperiod, pond area and plant cover. The other five species are separated in this hierarchical cluster analysis and may be considered as outsiders. In fact, they appear in the ponds alone or together with any of the other species, but without a defined pattern.

Results of principal components analysis (PCA) in relation to average and median values of environmental variables are shown in figure 7.

The variance retained by the three first axes (respectively 46.2%, 21.3% and 18.5%) did not reveal satisfactory differences between axes 2 and 3 and recommends interpretation to be based on axes 1, 2 and 3.

This analysis has pointed out that: (i) all but one (*Tanymastix sp.*) of the species ungrouped in the cluster analysis are related to one or two descriptors of the ponds; (ii) the groups revealed by the ordination analysis based on average/median values of the environmental parameters agree with and

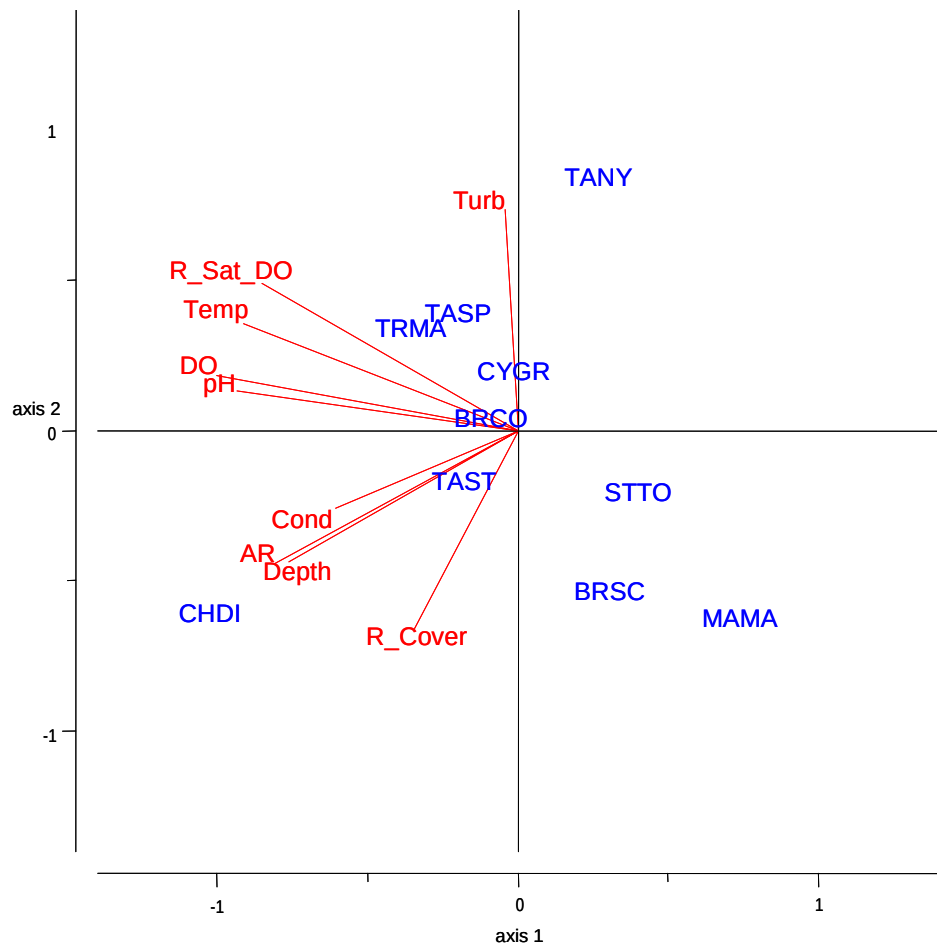


Figure 5. Ordination of large branchiopods (PCA) according to the range of environmental variables. Codes according to Tables I and II (axis 1 and 2 explain 75.8% of the variance).

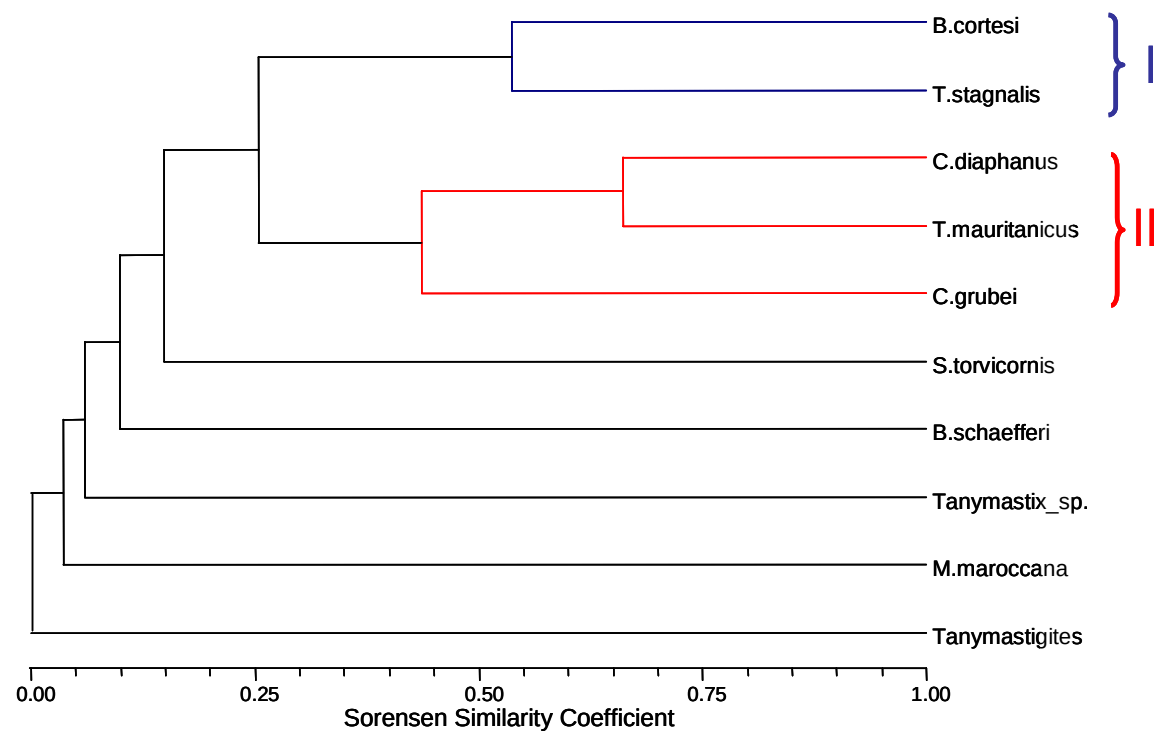


Figure 6. Cluster multivariate analysis using the Sørensen Similarity Coefficient (UPGMA method). Two main groups of large branchiopods can be identified (presence/absence LBS per pond data, R mode).

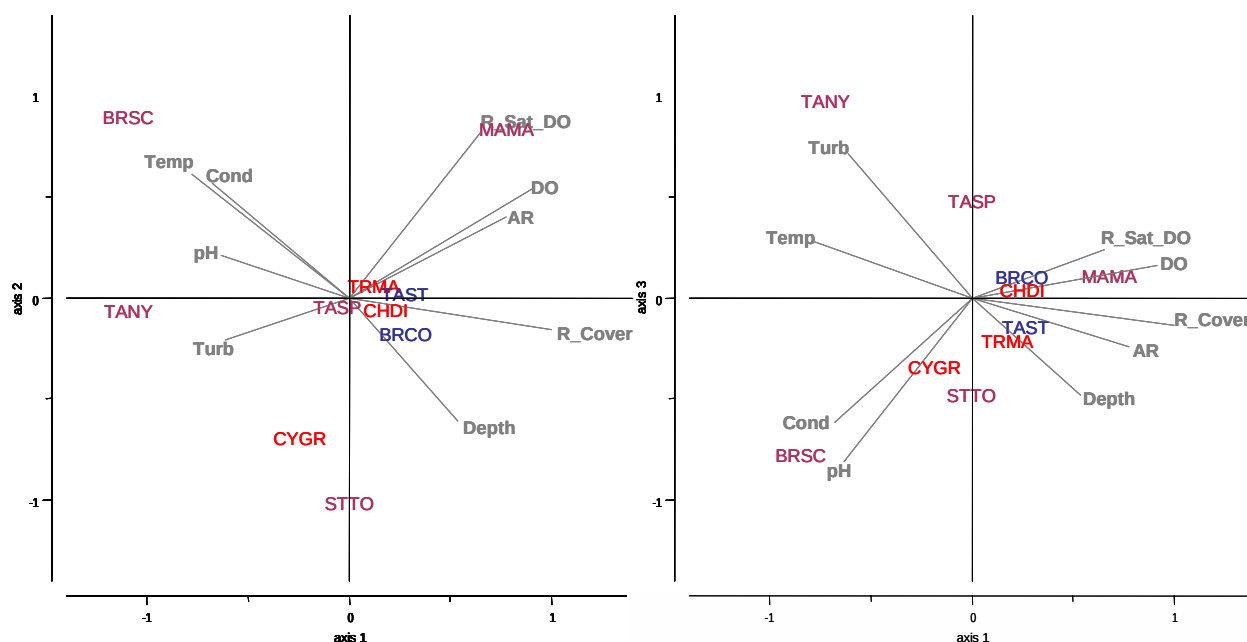


Figure 7. Ordination (PCA) of LBS in relation to average and median values of environmental variables. Codes according to Tables I and II. Blue and red are those referred as Groups I and II in presence/absence cluster analysis (axis 1, 2 and 3 explain 86.0% of the variance).

explain those from the presence/absence analysis (Fig. 6). Furthermore, their central position emphasises their euryecious status and relative independence towards the descriptors utilized for pond characterization.

All LBS hatch in ponds soon after flooding but different species have life cycles more or less extended. In general, among the considered animals, Anostraca species were those with the shortest life span, as it was found in the Monte de Vale Santo pond, in the Portuguese Southwest coast, near Sagres (Fig. 8).

Concerning the studied ponds in GUAD, the length of Anostraca life period, with very rare exceptions, was less or equal to 3 months. That represents, for the bulk of the studied ponds, 1/2 to 2/3 of their hydroperiods.

Among the studied Anostraca, *T. stagnalis* and *Tanyastix* sp. were those with shorter life cycles. *T. stagnalis* lived 10-11 weeks, with female maturation occurring after 2-3 weeks; the second species appeared to have mature females 10 to 18 days after hatching and a total life span of up to 8 weeks.

Recorded life spans of *C. diaphanus* varied from 1.5 to 4 months with presence of mature females appearing from 2 weeks (when the water temperature is higher) to 2 months after hatching (in colder waters).

Abundances fluctuate during life span (Fig. 9) but, in general, species of the above referred group show precocious blooms. *C. grubei*, on the other hand, is the species with the longer life span as

it was already known from the southwest populations (cf. Fig. 8).

Analysis of Fig. 10 supports the idea that environmental parameters that most influence species distribution might be hydroperiod and depth, either positively conditioning the presence of *C. grubei* and *S. torvicornis* or negatively influencing the distribution of *Tanyastix* sp. This species is clearly related to iron content in water and also positively influenced by ploughing, turbidity and conductivity. On the other hand, *B. cortesi* and *T. stagnalis* are negatively influenced by iron content, turbidity, intensity of ploughing and conductivity.

CCA based on LBS abundance allowed the separation of ponds into three distinct groups (Fig. 10, right graph).

Amphibian Species

Data on relationships between environmental parameters and AS are only available from GUAD. Colonization by different species is not synchronous and there is great variation in their permanence time in ponds (Fig. 11). *Pleurodeles waltl* Michaelles was registered almost in every studied pond, with the exception of two with very short hydroperiods, and is one of the fastest colonizers but also one of the species that needs longer periods to accomplish its larval stage. This species, together with *Pelobates cultripes* (Cuvier) and *Pelodytes ibericus*, constitute the group of the early colonizers, followed by *Bufo calamita*. *Triturus marmoratus pygmaeus*, *Hyla meridionalis* and *Rana perezi* were the latest to colonize and also the rarest species.

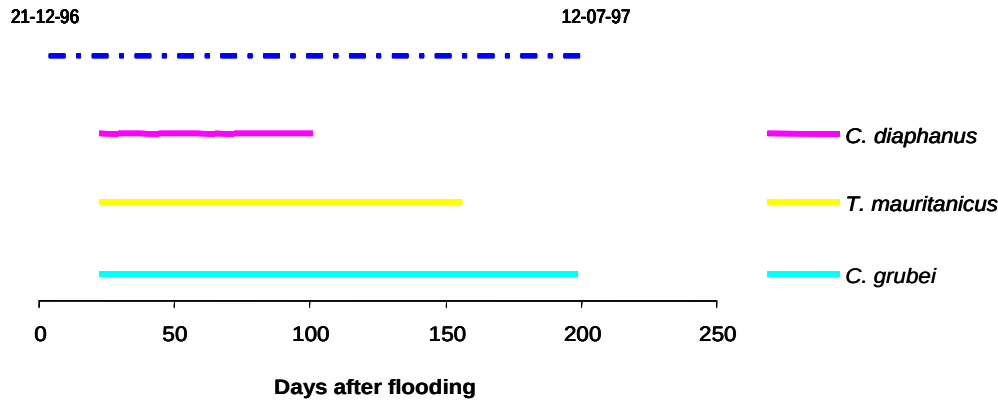


Figure 8. Diagram showing LBS life span in relation to flooding period in Monte de Vale Santo pond (Sagres) (dashed blue line represents hydroperiod).

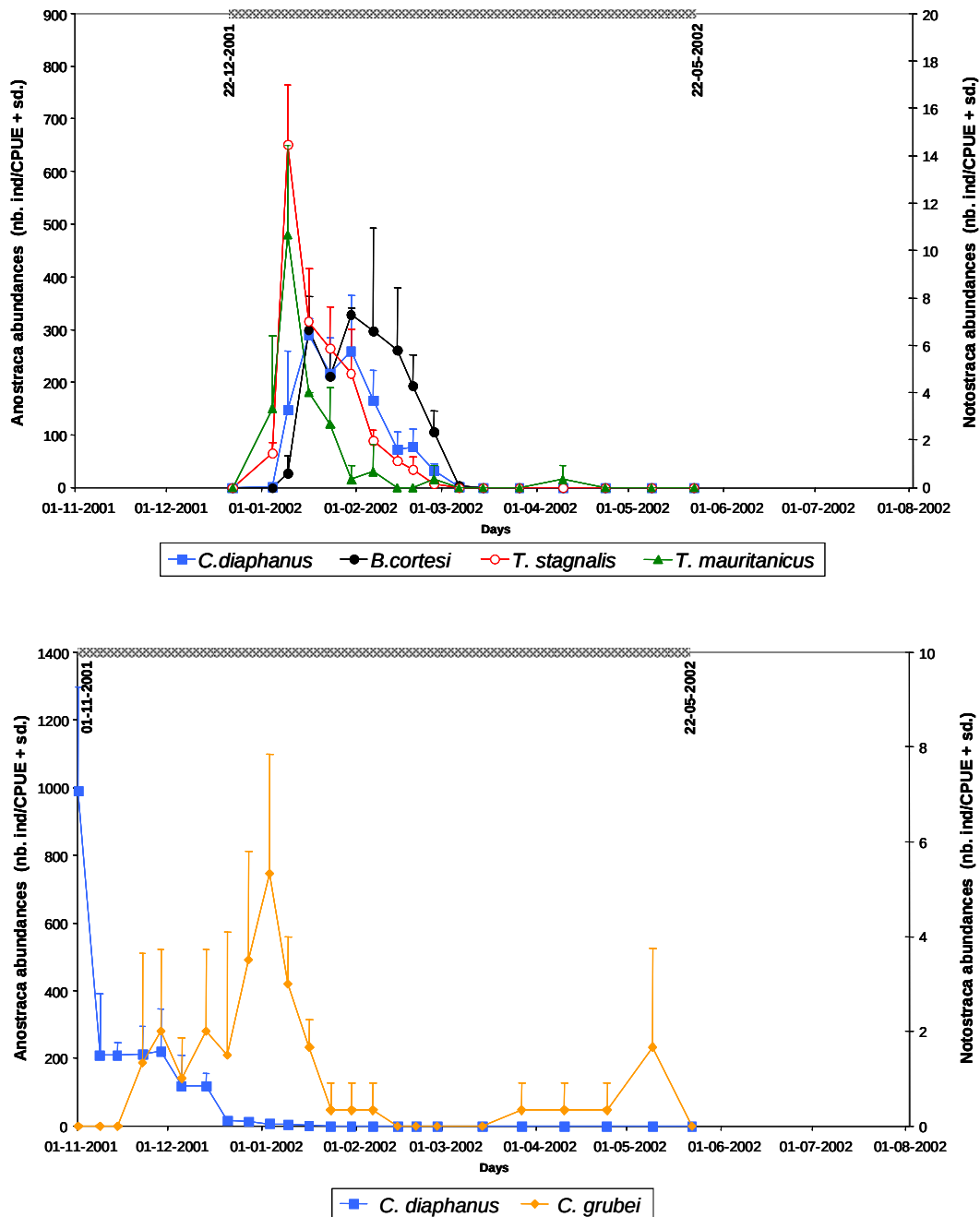


Figure 9. Abundance (+ SD) of LBS during the flooding period in ponds "Alves 2" and "Algodor" (GUAD), as an example of population evolution during life spans (patterned grey lines represent hydroperiods).

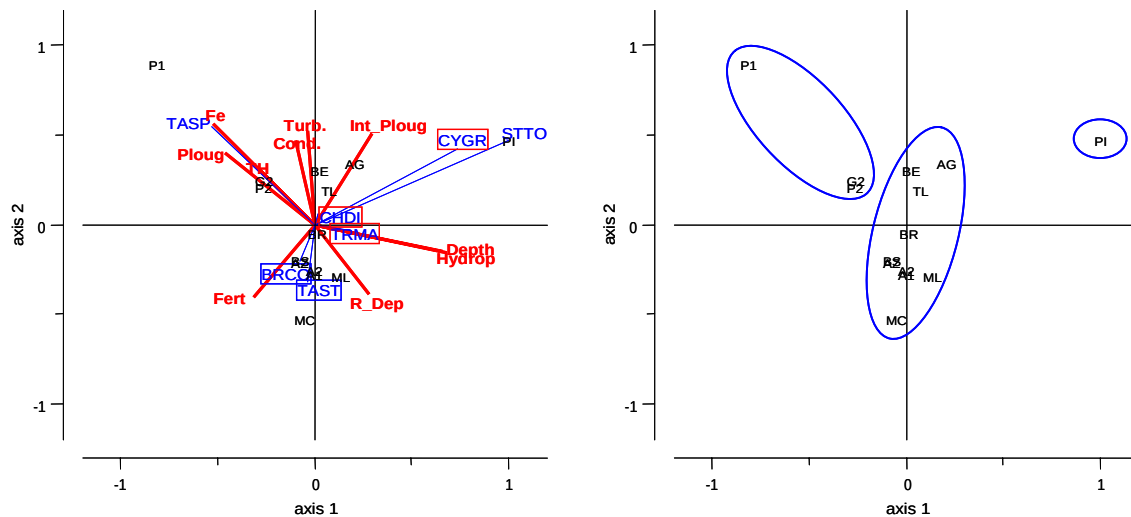


Figure 10. Ordination (CCA) of temporary ponds (GUAD) based on LBS average abundances (left: blue) and values of environmental variables (left: red). Right graph: groups of ponds (axis 1, 2 and 3 explain 74.5% of the variance). Codes according to Tables I and II, and Fig. 2.

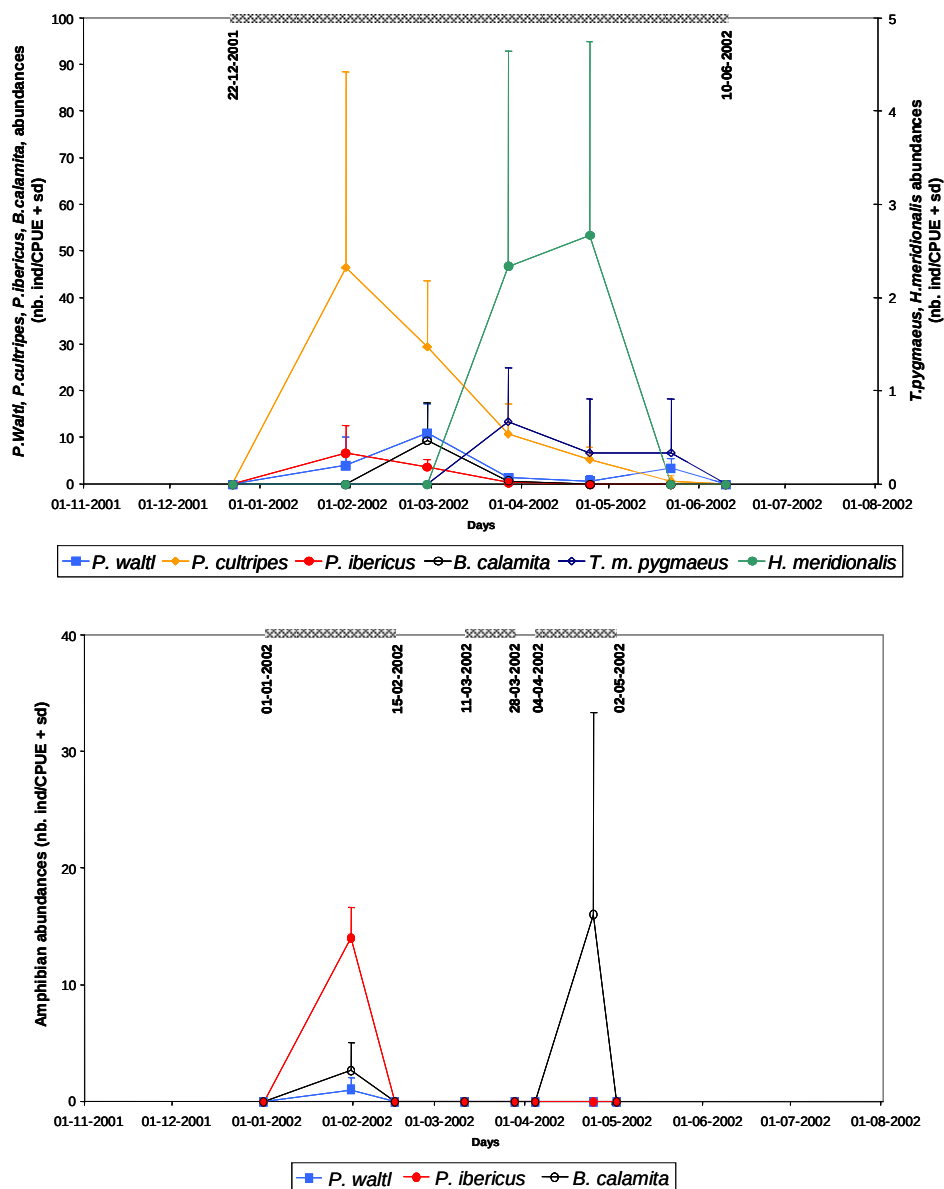


Figure 11. Abundance (+ SD) of AS during the flooding period in ponds "Horta do Tio Luís" and "Penilhos 2" (GUAD) as an example of populations evolution during larval phase (grey patterned lines represents hydroperiod).

Analysis of figure 12 does not show a clear direct influence of any particular environmental variable on species distribution, perhaps with the exception of depth and hydroperiod, which positively influenced the behaviour of *R. perezii* and *T.m. pygmaeus* and seemed to negatively affect both *B. calamita*

and *P. ibericus*. Fertilizing also appeared to play a negative role on most species behaviour.

The CCA based on average abundances of AS also allowed separation of ponds into three groups (Fig. 12, right graph) with an outline very similar to that obtained for LBS.

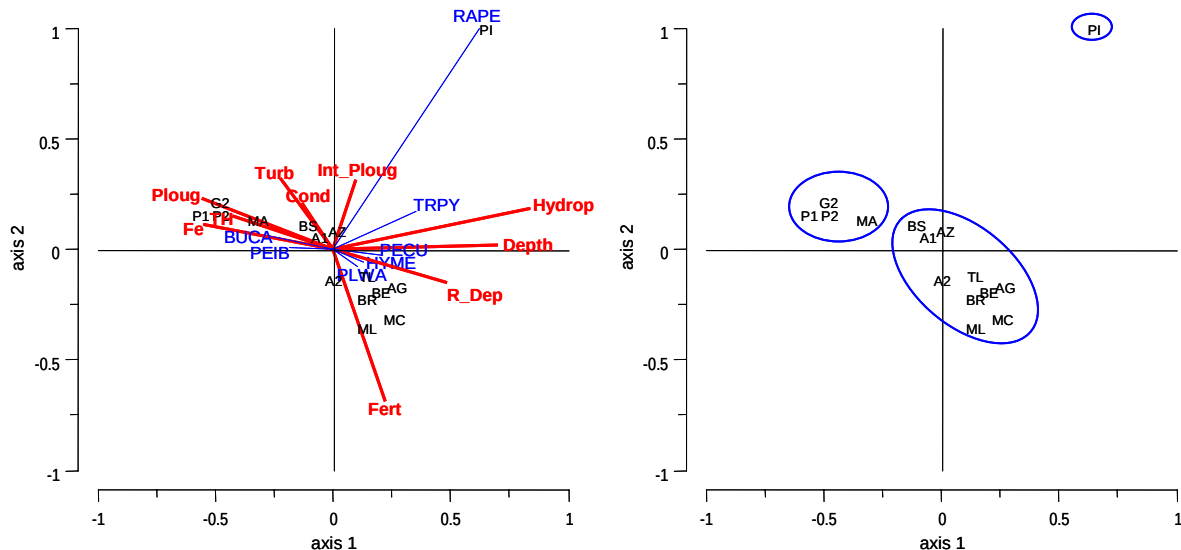


Figure 12. Ordination (CCA) of temporary ponds (GUAD) based on AS average abundances (left: blue) and values of environmental variables (left: red). Right graph: groups of ponds (axis 1, 2 and 3 explain 80.3% of the variance). Codes according to Tables I and II, and Fig. 2.

Discussion

The Portuguese fauna of freshwater LBS, living in temporary ponds and pools, has been poorly studied. In the 1944 catalogue of Portuguese invertebrate collection of the Zoological Museum at Coimbra University, just one specimen of *Apus cancriformis* Schäffer 1756 (= *Triops cancriformis* (Lamarck, 1801)) was included (Carvalho 1944). The first published scientific paper (Vianna-Fernandes 1951), refers the occurrence of 3 new species – *Caenestheriella grubei* Daday, 1915 (= *Cyzicus grubei* (Simon, 1886)), *Streptocephalus torvicornis* (Waga, 1842) and *Tanymastix lacunae* Daday, 1910 (= *Tanymastix stagnalis* (L., 1758)).

The classification of Mediterranean Temporary Ponds as a conservation priority in the EU Habitats Directive (92/43/CEE) has resulted in increased scientific attention to the biological assemblages associated with these habitats in Portugal. This led to a new study of this group of crustaceans (Machado *et al.* 1999a), 45 years later. The inventory of freshwater LBS presented here updates and extends the knowledge on LBS of Portuguese temporary lentic systems.

Information about these environments in Portugal is also scarce and therefore, data collected in GUAD represents an important contribution to increase knowledge on the distribution and life

cycles of AS in temporary pools and ponds from Southeast Portugal. Together with Beja & Alcazar work (2003), the present study presents additional data relevant to improve our understanding of these priority habitats, thus leading to more accurate management strategies.

Although some research was carried out in the North of Lisbon, this part of the Portuguese territory is far less studied. Only Grosso-Silva & Soares-Vieira (2002) have contributed with new data on LBS in the last decade, reporting the presence of *Lepidurus apus* in Portugal. Our own surveys (unpublished data) have already added more sites to the known Portuguese LBS fauna.

Southern Portugal (South of Lisbon) is still the best surveyed part of the country (Vianna-Fernandes 1951, Machado *et al.* 1999a, Machado *et al.* 1999b, Beja & Alcazar 2003, Korn *et al.* 2006), with 128 sites where, at least, one species was found in one occasion. In this area some of us (M. Machado, J. Sala, L. Cancela da Fonseca & M. Cristo, unpublished data) found, since 1999, three new LBS taxa: *Branchipus schaefferi*, *Tanymastix* sp. and *Tanymastigites* sp. The last two are new species for science, never reported previously and their description is ongoing (M. Machado and J. Sala, personal communication).

Because from 1996 onwards we surveyed a large area of Portugal, and a large number of sites, we can now say that our knowledge on these Mediterranean Temporary Ponds is still insufficient, since the variability found leads to more and more questions that remain still answered, as pointed out by Beja (2000).

Differences between ponds colonization emerge as a pertinent fact from our surveys. Even very close ponds may present relevant differences concerning AS and particularly LBS faunas. And these facts remain difficult to explain.

Large Branchiopod Species

Results from analysis of cross information between environmental parameters and presence of a given species, indicate that species are more sensitive to certain parameters than to others, namely in what concerns their ability to tolerate variation of habitat parameters. Conductivity, turbidity (Fig. 3), hydroperiod, depth, and area (Fig. 4) are the main constraints for species distribution. It was also possible to observe that those species that tolerate wider variations of those parameters analysed are *T. mauritanicus*, *C. grubei*, *C. diaphanus*, *T. stagnalis* and *B. cortesi*.

Concerning the mean values for those environmental parameters measured, most of them are located at the low end of the graph, with the exception of conductivity preferences of *B. schaefferi* a species considered capable of enduring brackish waters (Lanfranco *et al.* 1991, Petkovski 1997).

In relation to plant coverage the situation is opposite. Here the exception is *Tanytastigites* sp. which was never found in ponds with high plant coverage. Also *B. schaefferi* avoids highly vegetated ponds. This behaviour was also recorded in German populations (Hössler *et al.* 1995).

The same group formed by the 5 more tolerant species is outlined by the ordination analyses (based on biotic and abiotic descriptors – Figs. 5 and 7) and cluster analysis (in relation to presence/absence of species in ponds – Fig. 6). On the other hand, the most sensitive species are: *Tanytastigites* sp., *M. maroccana*, *Tanytastix* sp., *B. schaefferi* and *S. torvicornis*. The environmental parameters that explain more accurately the presence of each of these species are respectively: turbidity; dissolved oxygen; depth, area, conductivity, and pH (negatively); conductivity and pH; and depth.

As a rule, Cristo *et al.* (2002) reported that at GUAD, LBS richness is greater in ponds with longer hydroperiods and higher water column and/or “relative depth”. Nevertheless, *Tanytastix* sp.

prefers shallow pools with short hydroperiods and, between this situation and the preference of *C. grubei* for deeper ponds with longer hydroperiods, all intermediate situations may be found.

LBS show a large variability in their life span. They hatch early and simultaneously, as in Morocco (Thiéry 1987) but in most cases Anostraca has a shorter life span than the other groups, which need longer hydroperiods. So, hydroperiod is of major importance for conservation purposes. It is important to preserve large ponds with longer hydroperiods, but in order to support the entire biodiversity of LBS in these Mediterranean Temporary ponds, it is also indispensable to preserve small ponds with short hydroperiods.

The new species recorded are still under study, in preparation to be described. Nevertheless the genus *Tanytastigites* is new for Europe (it was only known from North Africa and Arabian Peninsula; Belk and Brtek 1995, Thiéry 1996).

Alltogether, our data provides evidence suggesting that: i) *Tanytastix* sp. and *Tanytastigites* sp. avoid deep ponds with extended flooding periods; ii) these species and also *Tanytastix* sp., *M. maroccana*, *S. torvicornis* and *C. grubei* are absent from large ponds; iii) *M. maroccana*, *S. torvicornis*, *Tanytastigites* sp., *Tanytastix* sp., and *B. cortesi* prefer waters with relatively low conductivity; iv) *S. torvicornis* prefers deep ponds with moderate to long hydroperiods; v) *T. stagnalis*, *C. diaphanus*, *T. mauritanicus*, and *B. schaefferi* tolerate moderate brackish waters.

Amphibian Species

Temporary ponds are particularly important for amphibian survival in general and in particularly for some species that prefer these temporary systems. Flooding of this provisional and widespread water bodies are fundamental in autumn and winter seasons, when mating and reproduction occurs (Beja & Alcazar 2003).

In our surveys, we found *P. cultripipes*, *P. ibericus*, and *P. waltl* to be pioneer species where *T. m. pygmaeus*, *H. meridionalis* and *R. perezi* appeared to be later colonizers (Fig. 11). The last one was unable to reach the adult phase in GUAD temporary ponds during the period of the study. Actually, *R. perezi* generally inhabits permanent freshwater systems (Ferrand de Almeida *et al.* 2001, Beja & Alcazar 2003).

In general there was a replacement of species along a single hydroperiod, and differentiated species occupancy if there was a succession of dry and wet periods. Similar facts

were also registered in Southwest Portugal by Beja & Alcazar (2003).

Our results emphasise some positive relationships with agriculture activities, such as: *R. perezii* and ploughing frequency; *P. ibericus* and *B. calamita* with ponds ploughed recently. However, fertilizing has a negative generalised impact on species abundances but *H. meridionalis*, *P. waltl* and *P. cultripes* show an ambivalent behaviour, avoiding fertilizing (Fig. 12) but inhabiting also ponds with abundant plant coverage.

It also seems that there is a tendency for *R. perezii* to prefer deep ponds with long hydroperiods and *P. ibericus* and *B. calamita* to avoid them. Several authors (Barbadillo *et al.* 1999, Sánchez-Herráiz *et al.* 2000, Ferrand de Almeida *et al.* 2001) have referred the preference of these two species for temporary waters and Beja & Alcazar (2003) have pointed out a clear preference of *Pelodytes punctatus* (a species very close to *P. ibericus*) for ponds with low depth and short hydroperiods.

T. m. pygmaeus was found in intermediate deep ponds with high conductivity values and long wet phases. Beja & Alcazar (2003) also reported *T. marmoratus* preferences for temporary ponds with longer hydroperiods, but avoiding permanent ponds.

Cristo *et al.* (2002), for the GUAD study-case, found AS richness positively correlated with area and depth. In Southwest Portugal, Beja & Alcazar (2003) found that AS richness tends to be greater in larger and/or most persistent temporary ponds. As a matter of fact, hydroperiod is undoubtedly one of the major constraints for AS success for the studied areas. It is also considered the main conditioning factor for amphibian colonization by several authors working on temporary ponds under different geographical and climatic conditions (Pechmann *et al.* 1989, Snodgrass *et al.* 2000, Beja & Alcazar 2003).

Like almost all the Portuguese species of amphibians, the AS found in the studied ponds are not considered threatened in the red book of Portuguese vertebrates (Cabral *et al.* 2005). However, all of them have an international protection status due to International Conventions or UE Directives, and even national and regional Portuguese laws (Ferrand de Almeida *et al.* 2001). Among them, *P. cultripes*, *B. calamita* and *H. meridionalis* are those with a more restricted protection status since they belong to the group of strictly protected species of Bern Convention.

As general remarks on AS we can say that: (i) *S. s. crespoides* and *T. boscai* appear to be very rare in temporary ponds; (ii) the species *P. punctatus*, referred by Beja & Alcazar (2003), is likely to be a

new taxon (*Pelodytes* sp. - Ferrand de Almeida, pers. comm.); (iii) in temporary ponds, more persistent wet phases favour the occurrence of *T. m. pygmaeus*, *H. meridionalis* and *R. perezii*; (iv) *B. calamita* and *P. ibericus* prefer shallower pools with shorter hydroperiods; (v) *P. waltl* and *P. cultripes* were the most widespread and the most persistent AS in the majority of the prospected areas.

Management

Conservation of biodiversity in areas where water is scarce has an increased importance for the maintenance of species that directly depend on temporary ponds for reproduction – LBS and AS among others, and indirectly for those feeding on them – storks, gray herons, little grebes and several ducks.

It is of common knowledge that for centuries, wetlands that we now include in the temporary ponds have been used by farmers, as strategic water reserves in dry geographical areas (Grillas & Roché 1997). Their use as drinking points for cattle and remnant green grass beds after drying have contributed to their preservation. Nowadays, with the new strategies for water and soil management in relation to agriculture intensification, their role as part of the traditional ways of land usage is being lost. So, Mediterranean Temporary Ponds are under threat and most of them are being reclaimed for agriculture or other human activities. In fact, these temporary systems are now regarded by land users as not important and only recently the National Authorities for nature conservation gave them the attention they deserve (Grillas & Roché 1997, Beja & Alcazar 2003).

Farmers tend to either fill them up to use the resulting land for agriculture, or if the ponds have already a considerable depth, to dig them to make water reservoirs. In any case, their use by exclusive inhabitants of temporary ponds is lost, even in the last situation, where a shift to permanent water bodies frequently occurs. Maintenance of alternate wet and dry phases is fundamental for the survival of specialized taxa that evolved under this particular regime.

As we have seen, different species have diverse environmental demands. Among these, hydroperiod length is a major ecological requirement. LBS and AS need different flooding periods (Cristo *et al.* 2002, Beja & Alcazar 2003) to ensure their survival (LBS: from ca. 20 days – *Branchipus schaefferi* and *Tanyastix* sp. - up to 120 days – *Cyzicus grubei* - to complete their life cycles; AS: from ca. 20 days – *Bufo calamita* – to more than 100 days – *T. marmoratus pygmaeus* – to

complete their larval development).

If, on one hand, knowledge of the life cycles of occurring species is important to define strategies for maintenance of ponds with shorter or longer hydroperiods, on the other hand it is also important to have in mind that colonization by species with low mobility (as AS are supposed to be) depends on the relative proximity of these ponds. For species whose dispersal is done by external agents (wind, animals) it is also of major importance that hydroperiods will allow reproduction success. Moreover, as LBS population success relays on the cyst bank kept in pond sediment (Belk 1998), its destruction due to silting up or by shifting to a permanently inundated status leads to disappearance of that population.

Recently, a Southwest coast pond, Monte de Vale Santo, was partially drained, risking the survival of *C. grubei*, one of the species with a longer life cycle among LBS. This species showed a population decline in several sites during the last years. Similarly, in some GUAD ponds where the hydroperiod was reduced, this prevented *H. meridionalis* and *T. m. pygmaeus* from reaching the adult phase (Cristo *et al.* 2002). Therefore, management of Temporary Mediterranean Ponds should consider these aspects of the bio-ecology of those species, and implement a conservation strategy for the entire temporary pond biodiversity capable of preserving ponds representative of the entire hydroperiod range.

As it was noticed, ponds with longer hydroperiods and/or bigger areas and/or greater depths have higher LBS and AS richness. So these have a high conservative value. However, the maintenance of their overall biodiversity depends on the preservation of a diversity of pond sizes, since, as already pointed out; some species only develop in

shallow ponds with short hydroperiods (Schneider & Frost 1996, Welborn *et al.* 1996, Cristo *et al.* 2002, Beja & Alcazar 2003).

Instruments for management and conservation of these systems have to be implemented and studies on the species that are exclusive of them can supply the required tools. In any case, length of exclusive species life cycles should be considered, together with their behaviour and the ecological features of their habitat.

Human actions tending to promote habitat changes may have both advantages and disadvantages for LBS and AS (Cristo *et al.* 2002), depending on the species considered. Facing the variety of situations concerned, it is wise to advise that conservation should consider the overall necessary conditions for species survival. And this will only be possible inside a network of ponds representative of the entire environmental gradient, where species as a whole may accomplish their ecological needs, as it was stated by Beja & Alcazar (2003) for the Portuguese Southwest ponds.

Acknowledgments

Thanks are due to Cláudio Torres, João Serranito Nunes, Ana Zúquete, Sofia Castel-Branco da Silveira, Pedro Rocha, Ana Cristina Cardoso, Luís Palma, Pedro Portela, Carlos Carrapato, Carlos Pacheco, Francisco Cabrita and Pedro Veiga for their support. The authors also acknowledge the two anonymous referees whose comments greatly contributed to the improvement of the manuscript. We are also grateful to L. Cancela for the English revision of the manuscript. This study was partially funded by Instituto da Conservação da Natureza (grants with PNSACV and PNVG) and Fundação para a Ciência e Tecnologia (PNAT/1999/BIA/15016).

References

- Alonso, M. 1996. Crustacea Branchiopoda. **Fauna Ibérica**, 7. Museo Nacional de Ciencias Naturales, CSIC, Madrid. 486 p.
- Barbadillo, L. J., Lacomba, J. I., Pérez-Mellado, V., Sancho, V. & López-Jurado, L. F. 1999. **Anfíbios y Reptiles de la Península Ibérica, Baleares y Canarias**. Editorial Geoplaneta, S.A., Barcelona. 419 p.
- Beja, P. 2000. Ecology and conservation of Portuguese temporary ponds. Pp. 91–95. *In*: Pond Action (Ed.). **Proceedings of the Ponds Conference 1998**. The Ponds Conservation Trust, Oxford.
- Beja, P. & Alcazar, R. 2003. Conservation of Mediterranean temporary ponds under agricultural intensification: an evaluation using amphibians. **Biological Conservation**, 114: 317–326.
- Belk, D. 1998. Global Status and Trends in Ephemeral Pool Invertebrate Conservation: Implications for Californian Fairy Shrimp. Pp. 147–150. *In*: Witham, C. W., Bauder, E. T., Belk, D., Ferren Jr. W. R. & Ornduff, R. (Eds). **Ecology, Conservation, and Management of Vernal Pool Ecosystems – Proceedings from a 1996 Conference**. California Native Plant Society, Sacramento, C. A.
- Belk, D. & Brtek, J. 1995. Checklist of the Anostraca. **Hydrobiologia**, 298: 315–353.

- Biggs, J., Corfield, A., Walker, D., Whitfield, M. & Williams, P. 1994. New approaches to the management of ponds. **British Wildlife**, 5 (5): 273-287.
- Boix, D., Sala, J. & Moreno-Amich, R. 2002. Population dynamics of *Triops cancriformis* (Crustacea: Branchiopoda: Notostraca) of the Espolla temporary pond in the northeastern Iberian peninsula. **Hydrobiologia**, 486: 175-183.
- Cabral, M. J., Almeida, J., Almeida, P. R., Dellinger, T., Ferrand de Almeida, N., Oliveira, M. E., Palmeirim, J. M., Queiroz, A. I., Rogado, L. & Santos-Reis, M. (Eds). 2005. **Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal**. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa. 660 p.
- Carvalho, R. N. 1944. Catálogo da colecção de invertebrados de Portugal existentes no Museu Zoológico da Universidade de Coimbra. Crustacea. **Memórias e Estudos do Museu zoológico da Universidade de Coimbra**, 160: 1-15.
- Collinson, N. H., Biggs, J., Corfield, A., Hodson, M. J., Walker, D., Whitfield, M. & Williams, P. J. 1995. Temporary and permanent ponds: an assessment of the effects of drying out on the conservation value of aquatic macroinvertebrate communities. **Biological Conservation**, 74: 125-133.
- Cristo, M., Machado, M. & Sala, J. 2002. **Identificação dos elementos de conservação (fauna de crustáceos filópodes e anfíbios) nos charcos temporários do Parque Natural do Vale do Guadiana e áreas limítrofes**. ICN –CCMAR/Universidade do Algarve, Faro. 173pp.
- Ferrand de Almeida, N., Ferrand de Almeida, P., Gonçalves, H., Sequeira, F., Teixeira, J. & Ferrand de Almeida, F. 2001. **Anfíbios e Répteis de Portugal**. Guias FAPAS, Porto. 249 p.
- Grillas, P. & Roché, J. 1997. **Vegetation of Temporary Marshes. Ecology and Management**. Tour du Valat, Arles, France. 86 p.
- Grosso-Silva, J. M. & Soares-Vieira, P. 2002. Primeiro registo de *Lepidurus apus* (Linnaeus, 1758) para Portugal (Crustacea, Branchiopoda, Notostraca, Triopidae). **Boletín de la Sociedad Entomológica Aragonesa**, 30: 176.
- Hössler, J., Meier, G. & Tessenow, U. 1995. Some notes on the ecology of a German *Branchipus schaefferi* population (Crustacea: Anostraca). **Hydrobiologia**, 298: 105-112.
- Korn, M., Marrone, F., Pérez-Bote, J. L., Machado, M., Cristo, M., Cancela da Fonseca, L. & Hundsdoerfer, A. K. 2006. Sister species within the *Triops cancriformis* lineage (Crustacea, Notostraca). **Zoologica Scripta**, 35: 301-322.
- Lanfranco, S., De Walsche, C., Schembri, P. & Mertens, J. 1991. Branchiopods (non-cladocerans) of the Maltese Islands (central Mediterranean). **Hydrobiologia**, 212: 241-243.
- Legendre, L. & Legendre, P. 1984. **Écologie Numérique. I – Le traitement multiple des données écologiques. II – La structure des données écologiques**. (2nd ed.). Masson Editeurs, Paris. 335 p.
- Machado, M., Cristo, M. & Cancela da Fonseca, L. 1999a. Non-Cladoceran Branchiopod Crustaceans from Southwest Portugal. I. Occurrence notes. **Crustaceana**, 72: 591-602.
- Machado, M., Cristo, M., Reis, J. & Cancela da Fonseca, L. 1999b. Biological data on *Triops cancriformis mauritanicus* (Ghigi, 1921) and *Cyzicus grubei* (Simon, 1886) – Crustacea, Branchiopoda – in SW Portugal temporary ponds. **Limnetica**, 16: 1-7.
- Mura, G. 1999. Current status of the Anostraca of Italy. **Hydrobiologia**, 405: 57-65.
- Pechmann, J. H. K., Scott, D. E., Gibbons, J. W. & Semlitsch, R. D. 1989. Influence of wetland hydroperiod on diversity and abundance of metamorphosing juvenile amphibians. **Wetlands Ecology and Management**, 1: 3-11.
- Petkovski, S. 1997. On the presence of the genus *Branchipus* Schaeffer, 1766 (Crustacea: Anostraca) in Macedonia. **Hydrobiologia**, 359: 37-44.
- Rolf, F. J. 1998. **NTSYS-pc version 2.0k Numerical Taxonomy and Multivariate Analysis System. Program manual**. Steauket, Exeter Software, New York.
- Schneider, D. W. & Frost, T. M. 1996. Habitat duration and community structure in temporary ponds. **Journal of the North American Benthological Society**, 15: 64-86.
- Sánchez-Herráiz, M. J., Barbadillo, J. L., Machordom, A. & Sanchiz, B. 2000. A new species of Pelodytid frog from the Iberian Peninsula. **Herpetologica**, 56: 105-118.
- Snodgrass, J. W., Komoroski, M. J., Bryan Jr., A. L. & Burger, J. 2000. Relationships among isolated wetland size, hydroperiod, and amphibian species richness: implications for wetland regulations. **Conservation Biology**, 14: 41-419.

- Thiéry, A. 1987. Les Crustacés Branchiopodes Anostraca, Notostraca & Conchostraca des milieux limniques temporaires (Dayas) au Maroc. Taxonomie, biogéographie, écologie. **Thèse Doc. Ès Sciences**, Université de Droit, d'Économie et des Sciences d'Aix-Marseille III, Marseille. 405 p.
- Thiéry, A. 1996. Large branchiopods (Crustacea: Anostraca, Notostraca, Spinicaudata, Laevicaudata) from temporary inland waters of the Arabian Peninsula. **Fauna of the Saudi Arabia**, 15: 37-98.
- Vianna-Fernandes, A. M. 1951. Contribuições para o estudo dos Filópodes portugueses. I. Primeiras espécies encontradas em Portugal. **Arquivos do Museu Bocage**, 22: 75-85.
- Wellborn, G. A., Skelly, D. K. & Werner, E. E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 27: 337-363.
- Wetzel, R. G. 1993. **Limnologia**. Fundação Calouste Gulbenkian, Lisboa. 1016 p.
- Zuur, A. 2000. **Software package for Multivariate Analysis and Multivariate Time Series Analysis. Brodgar v. 2⁺**. Highland Statistics, Ltd. Aberdeen. United Kingdom. 255 p.

Received March 2008

Accepted August 2008

Published online October 2008



Initial assessment of age, growth and reproductive parameters of the southern fiddler ray *Trygonorrhina fasciata* (Müller & Henle, 1841) from South Australia

CHRISTOPHER IZZO^{1*} & BRONWYN M. GILLANDERS¹

¹*Southern Seas Ecology Laboratories, Darling Building DP418, School of Earth and Environmental Sciences, University of Adelaide, Adelaide, 5005 SA, Australia.*

**Author to whom correspondence should be addressed: Tel.: +61 8 8303 7035; Fax: +61 8 8303 4364; Email: c.izzo@adelaide.edu.au*

Abstract. We present preliminary age, growth and reproductive parameters of the southern fiddler ray (*Trygonorrhina fasciata*) from the South Australian gulf waters based on 43 specimens. Age estimates, based on counts of growth bands in the vertebrae, were used to calculate the parameters of the von Bertalanffy growth function: $L_{\infty} = 1129$ mm total length, $k = 0.13$, $t_0 = -2.55$ years (for both sexes combined). Based on the examination of internal and external morphology, males mature at 650 to 700 mm total length; with the smallest of three mature females examined being 1003 mm total length.

Key words: rhinobatid, fecundity, sexual maturity.

Resumen: Evaluación inicial de parámetros de edad, crecimiento y reproducción para la raya *Trygonorrhina fasciata* (Müller & Henle, 1841) del sur de Australia. Presentamos en este trabajo parámetros preliminares sobre edad, crecimiento y reproducción de la raya *Trygonorrhina fasciata* de las aguas del golfo del sur de Australia, basados en el análisis de 43 especímenes. Estimaciones de edad, basadas en el conteo de las bandas vertebrales, fueron usadas para calcular los parámetros de la función de crecimiento de von Bertalanffy: $L_{\infty} = 1129$ mm de longitud total, $k = 0.13$, $t_0 = -2.55$ años (para ambos sexos combinados). Con base en el examen de la morfología interna y externa, los machos maduran con longitud total de 650 a 700 mm; y la menor hembra madura de tres hembras examinadas media 1003 mm de longitud total.

Palabras clave: rinobatídeo, fecundidad, madurez sexual.

Introduction

Chondrichthyans in general possess life histories characterized by low fecundity, slow growth rates, low intrinsic rates of population increase and rebound potentials, coupled with long generation times and high embryonic mortality, which render these fishes highly susceptible to the impacts of fishing and other coastal developments (Stevens *et al.* 2000). Thus, determinations of rates of growth and reproduction are becoming increasingly more important in identifying chondrichthyan species that are susceptible to fisheries impacts (Dulvy *et al.* 2004, Walker 2004). This is especially true for species that are taken as by-catch, as catch rates generally go unquantified and population impacts are unknown (Diamond 2003).

The southern fiddler ray, *Trygonorrhina fasciata*, is an endemic Australian rhinobatid, common along the southern coastline, from the eastern Bass Strait (including the northern Tasmanian coast) to Lancelin, Western Australia (Last & Stevens 1994). Characteristic of rhinobatids, *T. fasciata* possesses a demersal nature and benthic feeding habit, which has resulted in this species becoming a common by-catch species in bottom trawl fisheries and being observed in catches of gillnet and long-line fisheries (Walker *et al.* 2005). Current catches of the species and the fate of discards are unquantified; thus, posing serious questions over the sustainability of *T. fasciata*. Whilst there have been no appreciable declines in

catch rates of *T. fasciata* in the south east trawl fishery between 1992 and 2002 (Reardon 2003), this species was ranked the eighth most abundant among benthic chondrichthyan by-catch species caught in trawl operations in the lower west coast of Australia (Hyndes *et al.* 1999). Trawl fishing has been shown to significantly alter the relative abundances of chondrichthyans caught as both target and by-catch species (Graham *et al.* 2001, Kennelly 1995).

Marshall *et al.* (2007) previously described the dietary composition and reproductive cycle of *T. fasciata* in Western Australia; however, to date, there have been no previous investigations into the growth of *T. fasciata*, and the time to sexual maturity still remains unknown. Thus, here we determine rates of growth and reproduction which will be valuable in order to assess the susceptibility of *T. fasciata* to fishing impacts.

Materials and Methods

Specimens of *T. fasciata* were collected from the by-catch of commercial prawn trawl vessels undertaking normal fishing operations in the gulf waters of South Australia. Specimens were sexed and the total length (TL) and disc width (DW) of all specimens were measured to the nearest millimetre. TL and DW had a significant linear relationship:

$$TL \text{ (mm)} = 2.4578 \times DW - 9.6382 \\ (n = 43, r^2 = 0.95, p < 0.001)$$

$$DW \text{ (mm)} = 0.3863 \times TL + 16.19 \\ (n = 43, r^2 = 0.95, p < 0.001)$$

Specimens were also weighed (BW: body weight) to the nearest gram. Body weight increased predictably with TL:

$$BW \text{ (g)} = 7 \times 10^{-6} \times TL^{2.96} \\ (n = 43, r^2 = 0.99, p < 0.001)$$

Age estimates were based on counts of bands in the vertebrae of specimens. Vertebral centra were cleaned of excess tissues, placed in a 5% sodium hypochlorite solution for 10 – 20 min, followed by a rinse in freshwater and dried in an oven. Individual vertebral centra were then embedded in a clear setting epoxy resin and cut into (approximately) 300 μ m sections with a diamond tipped lapidary saw. These sections were then mounted onto a microscope slide and examined under a dissecting microscope with a transmitted light source (Fig. 1).

Marginal increment ratio (MIR) analysis was attempted in order to determine the time of band formation (Liu *et al.* 1998). However, growth band

formation could not be fully validated as specimens were obtained between November and April each year. Therefore, age estimates presented from hereon are based on counts of growth bands, with the explicit assumption that the periodicity of band formation in *T. fasciata* is annual (i.e., one band = one year). In order to verify the suitability of the vertebral centra as an ageing structure for *T. fasciata* (i.e., the vertebral centra developed in proportion to body size), the centrum diameter (CD) was measured to the nearest millimetre using digital calipers for each specimen before sectioning.

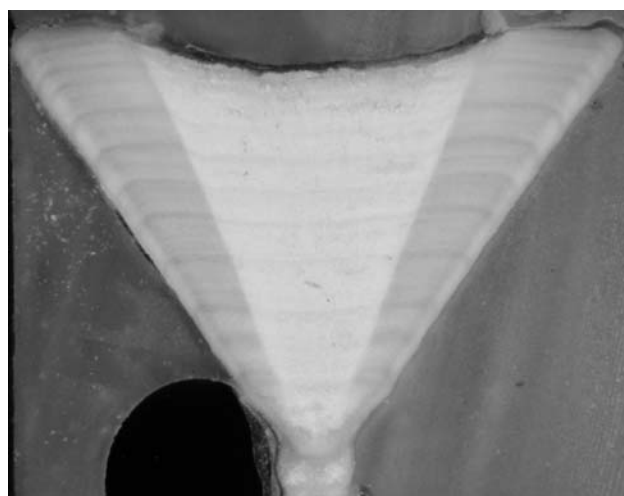


Figure 1. Vertebral centra section of an 860 mm total length male southern fiddler ray (*Trygonorrhina fasciata*) showing 11 growth bands.

Counts of bands were made from two vertebrae from each specimen. Growth bands were defined as a pair of opaque (outer) and translucent (inner) circuli observed in the corpus calcareum of the sectioned vertebrae (Fig. 1). Counts were made without prior knowledge of the size, sex or previous count of the specimen. If the counts varied between the two vertebrae, a third was sectioned and counted. If the count of the third vertebra matched either of the previous two it was taken as the count. If there was no agreement between any of the three samples then that specimen was excluded from the analysis. This counting procedure was repeated and the estimated ages between readings compared. Errors in the counts of growth bands in the vertebral centra were analyzed using the Index of Average Percentage Error (IAPE) as described by Beamish and Fournier (1981).

Age estimates based on counts of growth bands were fitted to the von Bertalanffy (1938) growth function. Growth parameters were calculated using FISHPARM version 3.0S (Prager *et al.* 1987).

We scored the male reproductive status of *T. fasciata* on three criteria: (1) the degree of clasper calcification (none, partial, or fully calcified); (2) the degree of vas deferens coiling (none, partial, or complete coiling); and (3) the presence, or absence of semen. Males were considered sexually mature when the claspers were rigid and the vas deferens showed partial or complete coiling and semen was present. Inner clasper length (CL) was also measured to the nearest millimetre.

The female reproductive status of *T. fasciata* was based on two criteria: (1) ova diameters; and (2) uterine width and development. Females were considered mature when gravid or with ova > 10 mm in diameter in their ovaries, and if the uteri were differentiated from the oviducts and measured > 10 mm in width at their widest point (Neer & Cailliet 2001).

Results and Discussion

In total, 43 specimens (26 males and 17 females) of *T. fasciata* were examined to provide preliminary age and growth estimates. Males ranged in length from 275 to 877 mm TL, whereas females were slightly longer, ranging from 251 to 1084 mm TL (Fig. 2).

Monthly changes in the vertebral MIR of *T. fasciata* appeared to peak in April, which coincides with the approximate time of birth, followed by an abrupt decrease in May (Fig. 3). These limited data suggest that growth band formation occurs once a year between April and May.

Vertebral centra were verified as suitable ageing structures as CD had a significant linear relationship with TL:

$$TL \text{ (mm)} = 89.553 \times CD + 150.58$$

$$(n = 86, r^2 = 0.95, p < 0.05)$$

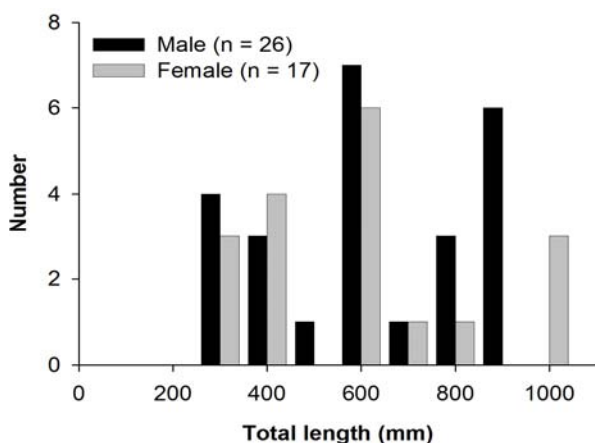


Figure 2. Length-frequency distribution of the southern fiddler ray (*Trygonorrhina fasciata*) specimens collected from South Australia.

CD also showed a significant linear relationship with DW:

$$DW \text{ (mm)} = 37.72 \times CD + 71.41$$

$$(n = 86, r^2 = 0.91, p < 0.05)$$

The IAPE for counts of growth bands in the vertebral centra of *T. fasciata* was 3.56%, well below the accepted 5% error thresholds (Campana 2001). Growth bands in sectioned vertebral centra were easily identifiable in individuals greater than 360 mm TL, and as a result no individuals were excluded from the study. The calculated von Bertalanffy growth function parameters for males, females and combined sexes are shown in Table I. Females and males possessed similar growth rates ($k = 0.16$ and $k = 0.18$, respectively); however, females attained greater maximum lengths than males ($L_{\infty} = 1157$, $L_{\infty} = 930$ mm TL, respectively; Fig. 4). The agreement of the band count (age)-at-length data to the calculated growth curve suggests that the von Bertalanffy growth curve accurately forecasts growth in South Australian *T. fasciata*. The smallest specimens which displayed signs of fresh umbilical scarring were 251 to 289 mm TL, indicating that this is the approximate size range at birth of *T. fasciata* (Table I). This is similar to the estimated size at birth (Y-axis intercept) derived by the von Bertalanffy growth curve (Fig. 4).

The oldest *T. fasciata* specimen determined from counts of growth bands in vertebrae was a 1084 mm TL female that was 15 years old. This specimen provides an initial, conservative estimate for longevity. Using the equation for theoretical longevity ($t_{\max}$) (Skomal & Natanson 2003) we estimated that the $t_{\max}$ for both sexes combined was 26.6 years (Table I).

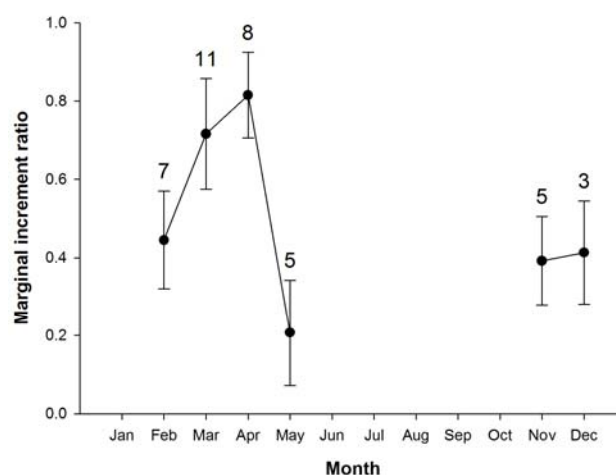


Figure 3. Monthly changes in the marginal increment ratio (MIR) of the southern fiddler ray (*Trygonorrhina fasciata*). Where the numbers indicate sample size and vertical bars indicate $\pm$ the standard error values.

Table I. von Bertalanffy growth function parameters for the southern fiddler ray (*Trygonorrhina fasciata*). All (total) lengths given in millimeters with asymptotic standard errors shown in parenthesis.

VBGF parameter	Males	Females	Combined
n	26	17	43
r^2	0.92	0.96	0.92
k : the growth coefficient	0.18 (± 0.05)	0.16 (± 0.03)	0.13 (± 0.03)
L_∞ : maximum theoretical length	930 (± 87.3)	1157 (± 82.7)	1129 (± 107.3)
t_0 : age at length 0 mm	-2.19 (± 0.51)	-1.69 (± 0.44)	-2.55 (± 0.47)
Estimated size at birth	279.8 (± 6.3)	261 (± 14.1)	273.5 (± 12.5)
$t_{\max}$: theoretical longevity	19.3	21.6	26.6

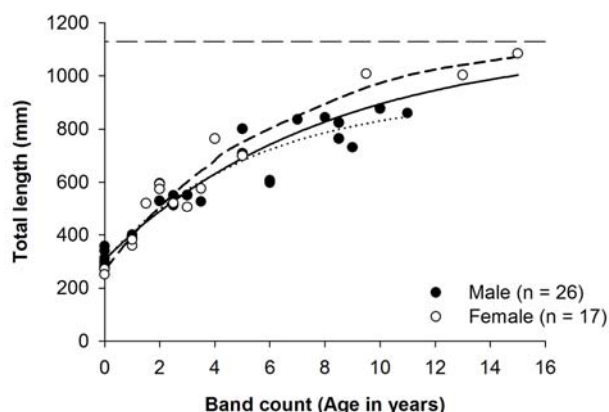


Figure 4. von Bertalanffy growth curves for the southern fiddler ray (*Trygonorrhina fasciata*) fitted to the band count (age)-at-total length data for: male (dotted line), female (thick dashed line) and for both sexes combined (solid line). The line (---) is the estimated L_∞ (Table I).

Clasper lengths and the degree of calcification increased rapidly between 500 and 600 mm TL (Fig. 5) with male *T. fasciata* attaining sexual maturity between 650 and 700 mm TL. The claspers of sexually mature *T. fasciata* were characterized as being long, rigid and very slender, terminating in a bulbous head. Inner clasper length (CL) showed a significant increase with increased TL:

$$CL \text{ (mm)} = e^{0.0062 TL} \\ (n = 26, r^2 = 0.75, p < 0.0001)$$

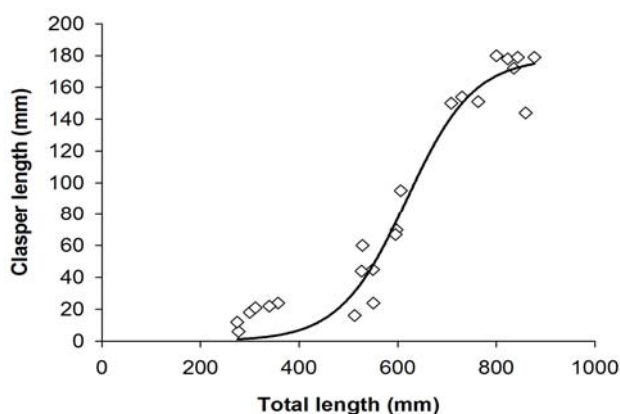


Figure 5. Relationship between total body length and inner clasper length in the southern fiddler ray (*Trygonorrhina fasciata*).

Morphological examinations of female specimens of *T. fasciata* confirmed that this species is aplacental yolk-sac viviparous, with both uteri being functional and symmetrical. Of the three mature females examined, all were pregnant with near term embryos present in both uteri. Litter sizes ranged from 4 to 7 embryos per female, with a mean litter size of 5.33 embryos (± 1.53 : standard deviation), with both the left and right uteri having on average 2.67 embryos each (± 1.54 and ± 0.57 : standard deviation, respectively). Litter sizes showed a trend of increase with an increase in the TL of the three pregnant females. The embryonic sex ratios of each of the three litters were: 1:1, 4:1 and 2.5:1 for males:females, with the mean embryonic sex ratio of all litters 2.5:1 (± 1.5 : standard deviation) for males:females.

The largest immature female examined was 764 mm TL and displayed morphological characteristics, enlarged ova and differentiation between the uteri and the oviducts, implying that sexual maturity was imminent. All of the pregnant females examined were in excess of 1000 mm TL, with the smallest of three mature females being 1003 mm total length. These limited data suggest that females attain sexual maturity beyond 1000 mm TL.

Chondrichthyan fishes are characterized as possessing life history parameters that make them susceptible to population declines as a result of fisheries impacts, either as targeted or non-targeted species (Stevens *et al.* 2000). Thus, determination of rates of growth and reproduction in chondrichthyan species is essential in identifying those species that are "at risk" to anthropogenic factors (Walker 2007).

Our findings suggest that the southern fiddler ray is a relatively fast growing species, with a von Bertalanffy growth coefficient of $k = 0.13$ for both sexes combined, with a considerably extended longevity. The age range (0 – 15 years) of *T. fasciata* based on counts of growth bands was greater than the reported age range (0 – 11 years) for *Rhinobatos productus* (Timmons & Bray 1997) and *R. horkelii* (Lessa 1982), and was markedly greater

than the reported age range (0 – 6 years) in *R. annulatus* (Rossouw 1984) and (0 – 5 years) in *R. rhinobatos* (Ismen *et al.* 2007), all of which grow to comparable sizes (1200 mm TL). Comparisons of rates of growth in other rhinobatid species indicate that this group of rays possess a variety of modes of growth, with estimated rates of growth (k) ranging from a rapid $k = 0.29$ in the common guitarfish (*R. rhinobatos*) (Ismen *et al.* 2007), to a comparable to $k = 0.19$ in *R. horkelii* (Lessa 1982), to a sluggish $k = 0.016$ in the shovelnose guitarfish (*R. productus*) (Timmons & Bray 1997).

Vertebral centra were determined to be an appropriate ageing structure based on the positive linear relationship between centrum diameter and TL. However, due to the opportunistic nature of our sampling regime, we were unable to fully validate periodicity of growth band formation through MIR. The limited data presented here indicates annual band formation, and thus our estimates of age are based on the assumption that one growth band corresponds to one year of animal age. This assumption is supported by the validation of annual band formation in *R. horkelii* (Lessa 1982) and the partial validation of band formation in the shovelnose guitarfish (*R. productus*) (Timmons & Bray 1997). However, in *T. fasciata* the annual periodicity of growth band formation in all age classes still requires validation (Beamish & McFarlane 1983).

Based on our estimates of maximum theoretical length (L_{∞}) *T. fasciata* attains sexual maturity relatively late in their life, with males achieving sexual maturity between 650 and 700 mm TL, which is 70% – 75% of their expected maximum body size. Similarly, the smallest mature female examined was 1003 mm TL, which is 86% of their expected maximum body size. Size at sexual maturity in males *T. fasciata* is similar to that reported in the banded guitarfish (*Zapteryx exasperata*) (Villavicencio-Garayzar 1995), the eastern Australian shovelnose ray (*Aptychotrema rostrata*) (Kyne & Bennett 2002), and in *R. rhinobatos* (Abdel-Aziz *et al.* 1993; Ismen *et al.* 2007). In females *T. fasciata* size at sexual maturity is comparable to *R. productus* (Timmons & Bray 1997) and the blackchin guitarfish (*R. cemiculus*) (Capapé & Zaouali 1994; Seck *et al.* 2004).

Male *T. fasciata* appeared to undergo three stages of maturity as described in *R. cemiculus* (Capapé & Zaouali 1994). In the first stage, from 200 to 500 mm TL, the juvenile slowly develops into sub-adulthood. This stage was followed by a rapid increase in clasper length and degree of clasper calcification between 500 and 600 mm TL. Finally,

the onset of sexual maturity occurred between 650 and 700 mm TL. Due to the small number of mature, or maturing female *T. fasciata* specimens, we concluded that females attained sexual maturity beyond 1000 mm TL. This estimated size at maturity is larger than that estimated for the west Australian population of *T. fasciata*, that undergo sexual maturity at 892 mm TL (Marshall *et al.* 2007). The larger estimated size at maturity of this study may be a result of the lack of female specimens between 800 and 1000 mm TL. Nevertheless, these findings do indicate sexual dimorphism in the onset of maturity, with females reaching sexual maturity at larger sizes than males, a trait shared in other rhinobatids and a general characteristic of chondrichthyan fishes (Capapé & Zaouali 1994; Marshall *et al.* 2007).

Macroscopic examination of three litters from pregnant female *T. fasciata* indicates that this species has a low reproductive potential, which is consistent with the general chondrichthyan reproductive strategy (Conrath 2004). Marshall *et al.* (2007) observed a mean ovarian fecundity of 3.0 embryos per female observed in the west Australian population of *T. fasciata* from 12 individuals examined; we observed a mean 5.33 embryos per female, and amongst other rhinobatids, *T. fasciata* has a low reproductive output (see Kyne & Bennett 2002). Whilst we did see a trend towards increasing fecundity with increasing TL in the female specimens examined, we sampled animals that were greater than the previously reported maximum lengths of the species (Last & Stevens 1994) and close to the maximum theoretical length (L_{∞}) calculated in this study, suggesting that the largest observed litter size ($n = 7$) may be representative of the species' maximum reproductive potential.

As we were unable to obtain specimens of *T. fasciata* for all months of the year, we were unable to determine the precise reproductive cycle of the species in South Australia. Marshall *et al.* (2007) showed that the Western Australian population of *T. fasciata* has a gestation period of 12 months, whereby primary embryonic growth occurs across a four to five month period, followed by a protracted period of embryonic diapause lasting 7 to 8 months, with birth occurring in April/May, coinciding with ovulation. We collected two of the pregnant females in March of 2006 and a third in March of 2007, supporting the notion of an annual reproductive cycle with birth occurring in April/May. In general, rhinobatids have variable gestational periods lasting from 3 – 5 months in *R. productus* (Márquez-Farías 2007), *A. rostrata* (Kyne & Bennett 2002) and in *Z. exasperata* (Villavicencio-Garayzar 1995) to 12 months in *R. hynnicephalus* (Wenbin & Shuyuan

1993); however, the incidence of embryonic diapause, which appears to be characteristic of this group, appears to form an annual breeding pattern. Kyne and Bennett (2002) suggest rhinobatids adopt embryonic diapause in an effort to provide seasonally favourable conditions for newborn rays. We suggest that embryonic diapause in *T. fasciata* may be a mechanism to combat juvenile mortality. Diapause may facilitate in furthering embryonic development; therefore, *T. fasciata* produce few, larger offspring that are less vulnerable to predation and do not require rapid growth (Cortés 2004).

In conclusion, the southern fiddler ray is a relatively fast growing rhinobatid species that achieves maturity late in its life. Whilst displaying a low fecundity, *T. fasciata* appears to invest additional parental care, giving birth to large offspring, thus reducing juvenile mortality. These life history traits are not indicative of a species that would be considered "at risk" to fisheries induced population declines (Walker 2004). Whilst current

catch rates indicate that relative species abundance remains stable throughout southern Australian, shifts in fishing pressure could put this species at risk. Thus, the need for assessing the effects of current by-catch rates of *T. fasciata* requires further investigations, with particular emphasis into the survival of discards.

Acknowledgments

We would like to acknowledge the SARDI Inshore Crustacean Sub-program and the crews of the numerous prawn trawlers that assisted in specimen collection. We would also like to thank S. Donnellan for his critical appraisal and comments, which improved the quality of this manuscript. All animal procedures were approved by the Adelaide University animal ethics committee (Project No. S-022-2006). This research was supported by funding awarded to the lead author from The Sir Mark Mitchell Research Foundation.

References

- Abdel-Aziz, S. H., Khalil, A. N. & Abdel-Maguid, S. A. 1993. Reproductive cycle of the common guitarfish, *Rhinobatos rhinobatos* (Linnaeus, 1758), in Alexandria waters, Mediterranean Sea. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, 44: 507-517.
- Beamish, R. J. & Fournier, D. A. 1981. A method for comparing the precision of a set of age determinations. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, 38: 982-983.
- Beamish, R. J. & McFarlane, G. A. 1983. The forgotten requirement for age validation in fisheries biology. **Transactions of the American Fisheries Society**, 112: 735-743.
- Capapé, C. & Zaouali, J. 1994. Distribution and reproductive biology of the blackchin guitarfish, *Rhinobatos cemiculus* (Pisces: Rhinobatidae), in Tunisian Waters (Central Mediterranean). **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, 45: 551-561.
- Conrath, C. L. 2004. Reproductive biology. Pp. 133-164. In: Musick, J. A. & Bonfil, R. (Eds.). **Elasmobranch Fisheries Management Techniques**. APEC, Singapore.
- Cortés, E. 2004. Life history patterns, demography, and population dynamics. Pp. 449-469. In: Carrier, J., Musick, J. A. & Heithaus, M. (Eds.). **Biology of Sharks and their Relatives**. CRC Press, San Diego.
- Diamond, S. L. 2003. Estimation of bycatch in shrimp trawl fisheries: a comparison of estimation methods using field data and simulated data. **Fishery Bulletin**, 101: 484-500.
- Dulvy, N. K., Ellis, J. R., Goodwin, N. B., Grant, A., Reynolds, J. D. & Jennings, S. 2004. Methods of assessing extinction risk in marine fishes. **Fish and Fisheries**, 5(3): 255-276.
- Graham, K. J., Andrew, N. L. & Hodgson, K. E. 2001. Changes in relative abundance of sharks and rays on Australian South East Fishery trawl grounds after twenty years of fishing. **Marine and Freshwater Research**, 52: 549-561.
- Hyndes, G. A., Platell, M. E., Potter, I. C. & Lenanton, R. C. J. 1999. Does the composition of the demersal fish assemblages in temperate coastal waters change with depth and undergo consistent seasonal changes? **Marine Biology**, 134: 335-352.
- Ismen, A., Yigin, C. & Ismen, P. 2007. Age, growth, reproductive biology and feed of the common guitarfish (*Rhinobatos rhinobatos* Linnaeus, 1758) in Iskenderun Bay, the eastern Mediterranean Sea. **Fisheries Research**, 84: 263-269.
- Kennelly, S. 1995. The issue of by-catch in Australia's demersal trawl fisheries. **Reviews in Fish Biology and Fisheries**, 5: 213-234.
- Kyne, P. M. & Bennett, M. B. 2002. Reproductive biology of the eastern shovelnose ray, *Aptychotrema rostrata* (Shaw & Nodder, 1794), from Moreton Bay, Queensland,

- Australia. **Marine and Freshwater Research**, 53: 583-589.
- Last, P. R. & Stevens, J. D. 1994. **Sharks and Rays of Australia**. CSIRO, Melbourne, 513 p.
- Lessa, R. P. 1982. Biologie et dynamique des populations de *Rhinobatos horkelii* (Muller and Henle, 1841) du Plateau Continental du Rio Grande do Sul Bresil. **Ph.D. Thesis**. Universite de Bretagne Occidentale, 929 p.
- Liu, K. M., Chiang, P. J. & Chen, C. T. 1998. Age and growth estimates of the bigeye thresher shark, *Alopias superciliosus*, in northeastern Taiwan waters. **Fishery Bulletin**, 96(3): 482-491.
- Márquez-Farías, J. F. 2007. Reproductive biology of shovelnose guitarfish *Rhinobatos productus* from the eastern Gulf of California México. **Marine Biology**, 151: 1445-1454.
- Marshall, L. J., White, W. T. & Potter, I. C. 2007. Reproductive biology and diet of the southern fiddler ray, *Trygonorrhina fasciata* (Batoidea: Rhinobatidae), an important trawl bycatch species. **Marine and Freshwater Research**, 58: 104-115
- Neer, J. A. & Cailliet, G. M. 2001. Aspects of the life history of the Pacific electric ray, *Torpedo californica* (Ayres). **Copeia**, 3: 842-847.
- Prager, M. H., Saila, S. B. & Recksiek, C. W. 1989. FISHPARM: a microcomputer program for parameter estimation of nonlinear models in fishery science, second edition. **Old Dominion University Oceanography Technical Report** 8: 7-10.
- Reardon, B. M. 2003. Southern Fiddler Ray *Trygonorrhina fasciata* Müller and Henle, 1841. Pp 137-138. In: Cavanagh, R. D., Kyne, P. M., Fowler, S. L., Musick, J. A. & Bennet, M. B. (Eds.). **The Conservation Status of Australian Chondrichthyans: Report of the IUCN Shark Specialist Group Australia and Oceania Regional Red List Workshop**. Brisbane, Australia: The University of Queensland, School of Biomedical Sciences.
- Rossouw, G. 1984. Age and growth of the sand shark, *Rhinobatos annulatus*, in Algoa Bay, South Africa. **Journal of Fish Biology**, 25(2): 213-222.
- Seck, A. A., Diatta, Y., Diop, M., Guélorget, O., Reynaud, C. & Capapé, C. 2004. Observations on the reproductive biology of the blackchin guitarfish, *Rhinobatos cemiculus* E. Geoffroy Saint-Hilaire, 1817 (Chondrichthyes, Rhinobatidae) from the coast of Senegal (Eastern Tropical Atlantic). **SCIENTIA gerundensis**, 27: 19-30.
- Skomal, G. B. & Natanson, L. J. 2003. Age and growth of the blue shark (*Prionace glauca*) in the North Atlantic Ocean. **Fishery Bulletin**, 101: 627-639.
- Stevens, J. D., Bonfil, R., Dulvy, N. K. & Walker, P. A. 2000. The effects of fishing on sharks, rays, and chimaeras (chondrichthyans), and the implications for marine ecosystems. **Journal of Marine Science**, 57: 476-494.
- Timmons, M., & Bray, R. N. 1997. Age, growth, and sexual maturity of shovelnose guitarfish, *Rhinobatos productus* (Ayres). **Fishery Bulletin**, 95: 349-359.
- Villavicencio-Garayzar, C. J. 1995. Reproductive biology of the banded guitarfish, *Zapterix exasperata* (Pisces: Rhinobatidae), in Bahía Almejas, Baja California Sur, Mexico. **Ciencias Marinas**, 21(2): 141-153.
- von Bertalanffy, L. 1938. A quantitative theory of organic growth. **Human Biology**, 10: 181-213.
- Walker, T. I. 2004. Elasmobranch Fisheries Management Techniques. Pp. 285-323. In: Musick, J. A. & Bonfil, R. (Eds.). **Elasmobranch Fisheries Management Techniques**. APEC, Singapore.
- Walker, T. I. 2007. The state of research on chondrichthyan fishes. **Marine and Freshwater Research**, 58: 1-3.
- Walker, T. I., Hudson, R. J. & Gason, A. S. 2005. Catch evaluation of target, by-product and by-catch species taken by gillnets and longlines in the shark fishery of south-eastern Australia. **Journal of Northwest Atlantic Fishery Science**, 35: 505-530.
- Wenbin, Z. & Shuyuan, Q. 1993. Reproductive biology of the guitarfish, *Rhinobatos hynnicephalus*. **Environmental Biology of Fishes**, 38: 81-93.

Received August 2008

Accepted October 2008

Published online October 2008



Ocorrência regular da garça-azul *Egretta caerulea* (Ciconiiformes, Ardeidae) no estuário da Lagoa dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil

DIMAS GIANUCA¹, FERNANDO M. QUINTELA², JULIANA A. BARROS^{1,3},
ANTÔNIO GOMES JR.² & NORTON M. GIANUCA⁴

¹ Programa de Pós-graduação em Oceanografia Biológica - Universidade Federal de Rio Grande. Caixa-postal 477, CEP 962001-900, Rio Grande (RS). E-mail: dmsgianuca@hotmail.com

² Programa de Pós-graduação em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais - Universidade Federal de Rio Grande. Caixa-postal 477, CEP 962001-900, Rio Grande (RS).

³ Núcleo de Educação e Monitoramento Ambiental – NEMA. Maria Araújo 450, CEP 96207-480, Cassino, Rio Grande (RS).

⁴ Secretaria do Meio Ambiente de Rio Grande. Av. Buarque de Macedo s/nº. CEP 96211-110, Rio Grande (RS).

Abstract. Regular occurrence of the Little Blue Heron *Egretta caerulea* (Ciconiiformes, Ardeidae) in the Patos Lagoon estuary, state of Rio Grande do Sul, Brazil. *Egretta caerulea*, ranges from southern USA to northern Argentina, in South America inhabiting mostly estuaries and other coastal wetlands, usually breeding in mangroves. In the state of Rio Grande do Sul (RS), southern Brazil, only 13 records of this species were made, from 1983 to 2007. Here we have new records of *E. caerulea* from Rio Grande municipality, made from November 2001 to September 2008. Birds were recorded in Marinheiros Island, Pólvora Island, Tamandaré Park, north shore of Mangueira cove, FURG Campus, “Lagoinha (Molhe Oeste)” and “Coroa do Boi”. The Patos Lagoon estuary, including surrounding freshwater wetlands, is the only region in the state where *E. caerulea* was found throughout the year, with records of several individuals and also immature birds. The large estuary mudflats, with abundant benthic invertebrates, are an important feeding area for this species, the most specialized heron foraging in intertidal mudflats. The occurrence of *E. caerulea* in this region is now regular. They possibly breeding in the area and/or come from colonies in mangroves further north. This range extension may be influenced by noted climate warming in the region of the Patos Lagoon estuary, and by the antropic impacts on SW Atlantic mangroves.

Key words: Ardeidae, Brazil, *Egretta caerulea*, range extension, Rio Grande do Sul.

Resumo: *Egretta caerulea* distribui-se, na costa atlântica, desde o sul dos EUA até o norte da Argentina. Na América do Sul habita principalmente estuários, reproduzindo-se em manguezais. No estado do Rio Grande do Sul existem 13 registros, desde 1983 até 2007. Este trabalho apresenta novos registros da garça-azul no município de Rio Grande, entre novembro de 2001 e setembro de 2008. Os registros foram feitos na Ilha dos Marinheiros, Ilha da Pólvora, Praça Tamandaré, margem norte do Saco da Mangueira, Campus da FURG, Lagoinha (Molhe Oeste) e Coroa do Boi. Foram observados diversos indivíduos juntos, além de aves em plumagem juvenil. A ocorrência dessa espécie no estuário da Lagoa dos Patos está associada a aves que habitam regularmente a área e possivelmente se reproduzem na região, e/ou deslocam-se desde as colônias reprodutivas nos manguezais. Os planos lamosos estuarinos, ricos em invertebrados bentônicos, representam importantes áreas de alimentação para a espécie, considerada a garça melhor adaptada para se alimentar neste tipo de ambiente. Possivelmente o aquecimento climático observado na região do estuário da Lagoa dos Patos, e a degradação dos manguezais do Atlântico Sudoeste por atividades antrópicas possam ter colaborando para a recente expansão territorial de *E. caerulea*.

Palavras-chave: Ardeidae, Brasil, *Egretta caerulea*, expansão territorial, Rio Grande do Sul.

A garça-azul *Egretta caerulea* (Linnaeus, 1758) possui coloração azul-ardósia quando adulta e branca quando juvenil, passando por um estágio de transição “malhado”. Na costa atlântica distribui-se desde o sul dos EUA até o norte da Argentina (Olmos e Silva e Silva 2003), habitando principalmente estuários e outras áreas úmidas costeiras, onde se alimenta de pequenos invertebrados e peixes (Willard 1977, Olmos e Silva e Silva 2003). No Brasil *E. caerulea* é mais freqüente nos manguezais, ambientes que representavam os únicos locais conhecidos de reprodução dessa espécie no país (Olmos e Silva e Silva 2002). A espécie é rara no Uruguai e na Argentina (Narosky e Yzurieta 1993).

No Rio Grande do Sul *E. caerulea* é considerada vagante (Bencke 2001, Mohr 2003, Guadagnin *et al.* 2005), e conhecida através de 13 registros, a maioria de indivíduos adultos e solitários, feitos entre 1983 e 2006 (Tabela I). O primeiro registro fotográfico foi feito em 2002, em uma área próxima ao aeroporto Salgado Filho, em Porto Alegre (Mohr 2003). Na primavera de 2006 Mähler *et al.* (2007) registraram pela primeira vez a nidificação de *E. caerulea* no Rio Grande do Sul, no município de Osório, propondo uma mudança no *status* de ocorrência dessa espécie no estado. Este trabalho apresenta novos registros da garça-azul, feitos no município de Rio Grande, e faz algumas considerações sobre a ocorrência dessa garça no estuário da Lagoa dos Patos.

Os registros ocorreram durante trabalhos de campo e observações fortuitas entre novembro de 2001 e setembro de 2008. As observações foram realizadas tanto à vista desarmada como com auxílio de binóculo 7 x 50 e 12 x 50. A ocorrência de *E. caerulea* no Estuário da Lagoa dos Patos foi documentada através de registros fotográficos.

Exemplares de *E. caerulea* foram avistados em sete áreas distintas no município de Rio Grande (Figura 1), sendo elas:

Ilha dos Marinheiros (32° 00' S, 52° 09' W): É considerada a maior ilha do Rio Grande do Sul, com 40 km². A zona periférica da ilha possui terras férteis e mata de restinga, e é dividida em pequenas propriedades rurais. No centro predominam vastas extensões arenosas, zonas úmidas e plantações de *Pinnus ellioti*. Apresenta marismas e praias areno-lamosas nas margens, e uma lagoa de água doce no seu interior. Abriga uma colônia de Ciconiiformes onde foram encontrados mais de 1000 pares reprodutivos de pelo menos seis espécies [(*Ardea alba* (Linnaeus, 1758), *A. cocoi* (Linnaeus, 1766), *Egretta thula* (Molina, 1782), *Bubulcus ibis*

(Linnaeus, 1758), *Nycticorax nycticorax* (Linnaeus, 1758) e *Platalea ajaja* (Linnaeus, 1758)].

Ilha da Pólvora (32° 01' S, 52° 06' W): Possui uma superfície de aproximadamente 4,5 km², quase totalmente coberta por marismas. Também apresenta planos lamosos sem vegetação e uma mata palustre de baixo porte. Atualmente, sob tutela da FURG, é uma área dedicada à preservação, pesquisa e educação ambiental, e abriga um eco-museu aberto ao público nos finais de semana.

Margem norte do Saco da Mangueira (32° 02' S, 52° 06' W): É uma área densamente povoada, impactada pela emissão de esgoto doméstico *in natura*, deposição de lixo e aterros. Apresenta estreita franja de marisma ao longo de boa parte da margem e extensas praias areno-lamosas durante a maré baixa.

Praça Tamandaré (32° 02' S, 52° 05' W): Representa uma importante área verde no centro de Rio Grande. Possui 0,05 km², densamente arborizada. Lagos artificiais rasos ocupam boa parte desta praça, onde também funciona um pequeno zoológico. Existe um importante dormitório misto de *B. ibis* e *E. thula*, ao lado de um dormitório de *A. alba*, situado em árvores mais altas.

Campus Carreiros da FURG (32° 04' S, 52° 09' W): Localiza-se na península de Rio Grande, entre o Saco da Mangueira e o Saco do Mendanha. Possui 22,7 km², e apresenta charcos, campos, bosques de árvores exóticas (*Pinnus ellioti*, *Eucalyptus* spp., *Acacia* spp.), espécies arbóreas nativas e diversos lagos de tamanho e profundidade variadas. Em um desde lagos há duas ilhotas cobertas por pequenas árvores e arbustos, utilizadas como dormitório por *B. ibis*, *E. thula*, *A. alba* e *Phalacrocorax brasilianus* (Gmelin, 1789).

Lagoinha – Molhe Oeste (32° 09' S, 52° 06' W): é uma área pantanosa de aproximadamente 0,32 km² composta por marismas, canais de maré e planos entremarés não vegetados. Localiza-se próxima à base do Molhe Oeste (praia do Cassino). Esta marisma é perturbada pela da pastagem e pelo pisoteio de bovinos e eqüinos.

Coroa do Boi – Saco da Mangueira (32° 03' S, 52° 04' W): é uma porção de margem estuarina localizada na embocadura do Saco da Mangueira, impactada por aterros, lançamento de esgoto *in natura*, deposição de lixo e expansão portuária. Nas áreas entremarés há marismas, bancos areno-lamosos não vegetados e canais de maré.

Tabela I. Registros anteriores de *E. caerulea* no Rio Grande do Sul.

Autor	Local	Registro	Mês/ano
Voss 1984	Cabeceiras do Rio Gravataí, <u>Viamão</u> (30° 01' S, 50° 52' W).	1 adulto	jan./1983
Belton 1994	Norte do município de <u>Mostardas</u> (sem localização exata).	1 adulto	ago./1993
Maurício e Dias 1996	Banhado do Pontal da Barra, <u>Pelotas</u> (31°47' S, 52°14' W).	1 adulto	jul. – set./1991
Idem	Banhado do Taim, <u>Rio Grande</u> (32° 30' S, 52° 30' W).	1 adulto	out./1993
Maurício e Dias 2000	Banhado do Capão Seco, <u>Rio Grande</u> (31°48' S, 52°20' W)	1 juvenil	mai./1998
Idem	Idem	5 juvenis	ago./1998
Idem	Lagoa Capororoca, <u>Tavares</u> (31°17' S, 51°05' W)	1 adulto	jun./1999
Mohr 2003	Arrozal próximo ao Aeroporto Salgado Filho, <u>Porto Alegre</u> (29° 58' S, 51° 09' W).	1 adulto	jan./2002
Guadagnin <i>et al.</i> 2005	Áreas úmidas da região de <u>Povos</u> (30° 47' S, 50° 41' W)	?	?/2003
Votto <i>et al.</i> 2006	Campus Carreiros (FURG), <u>Rio Grande</u> . (32° 04' S, 52° 09' W)	1 adulto	jun./2002
Idem	Idem	1 adulto	abr./2003
Idem	Idem	1 adulto	ago./2003
Mähler <i>et al.</i> 2007	<u>Osório</u> (29° 53' S, 50° 16' W)	1 casal, atividade reprodutiva	?/2006

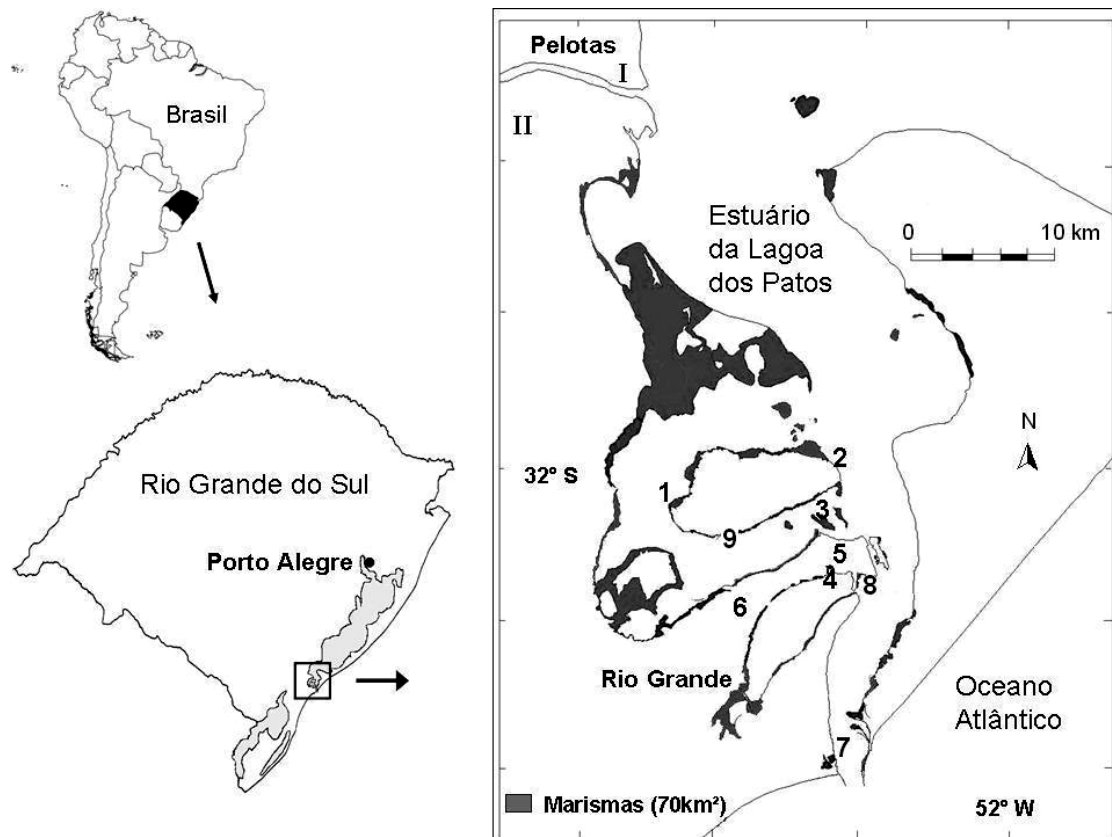


Figura 1. Localização dos registros de *E. caerulea* no estuário da Lagoa dos Patos e áreas adjacentes: Ilha dos Marinheiros/Fundos da Ilha (1), Ilha dos Marinheiros/Marambaia (2), Ilha da Pólvora (3), Margem norte do Saco da Mangueira (4), Praça Tamandaré/Centro (5), Campus Carreiros/FURG (6), Lagoinha – Molhe Oeste (7), Coroa do Boi – Saco da Mangueira (8) e Ninhal na Ilha dos Marinheiros (9). Incluindo Banhado do Pontal da Barra (I) (Maurício *et al.* 1993) e Banhado do Capão Seco (II) (Maurício e Dias 2000).

Egretta caerulea foi observada regularmente no estuário da Lagoa dos Patos e arredores de 2005 até o presente, com o registro de aves juvenis (Figura 2) e de vários exemplares em uma mesma ocasião ($n = 16$). As aves foram observadas descansando (Figuras 3 e 4), forrageando (Figura 5)



Figura 2. *Egretta caerulea* jovem fotografada em 03/2008, sobre um banco de algas próximo à Ilha dos Marinheiros, estuário da Lagoa dos Patos, RS. Foto: Leonir André Colling.



Figura 4. Exemplares de *E. caerulea* que aparecem na "Figura 3" mostrados em maiores detalhes. Nota-se a presença de egretas (penas longas e delicadas exibidas durante corte), plumagem apresentada apenas durante o período reprodutivo. Foto: João Paulo Ceglinsky.



Figura 3. Exemplares de *Egretta caerulea* fotografados em 06/2008, descansando na companhia de *Egretta thula* na Ilha da Pólvora, estuário da Lagoa dos Patos, RS. Foto: João Paulo Ceglinsky.



Figura 5. *Egretta caerulea* fotografada em 01/2007, forrageando em uma margem lamosa alagada na Ilha da Pólvora, estuário da Lagoa dos Patos, RS. Foto: Maurício Arêso



Figura 6. *Egretta caerulea* fotografada em 10/2006, em bando misto com *Ardea alba* e *Egretta thula* na Ilha da Pólvora, estuário da Lagoa dos Patos, RS. Foto: Dimas Gianuca.

de *E. caerulea* em um ninhal misto de Ciconiiformes, na Ilha dos Marinheiros; e em setembro de 2008 nove garças-azuis foram observadas neste mesmo local. As aves apresentavam-se pousadas na vegetação e realizavam pequenos vôos sobre a colônia. Não foram detectados ninhos dessa espécie, uma vez que as observações foram efetuadas a distância e a densa vegetação dificultava a visualização da maioria dos ninhos. Os registros estão detalhados na Tabela II.

O elevado número de registros na Ilha da Pólvora não significa que as aves procurem esta área preferencialmente, sendo resultado do maior esforço de observação empreendido no local.

Com base nesses novos registros e nas observações de Dias e Maurício (1996), Maurício e Dias (2000) e Votto *et al.* (2006), conclui-se que o estuário da Lagoa dos Patos e os banhados próximos às suas margens representam os únicos locais conhecidos no Rio Grande do Sul onde *E. caerulea* pôde ser observada em todos os meses do ano, e onde foram registrados diversos exemplares juntos, além de aves em plumagem juvenil.

A ocorrência da garça-azul no estuário da Lagoa dos Patos e banhados adjacentes não está associada a indivíduos vagantes, como em outras áreas do Rio Grande do Sul (Bencke 2001, Mohr 2003, Guadagnin *et al.* 2005), mas a aves que habitam regularmente esses ambientes. O estuário da Lagoa dos Patos é favorável à ocorrência da garça-azul, pois as margens areno-lamosas estuarinas, ricas em invertebrados bentônicos (Capitoli *et al.* 1978, Bemvenuti *et al.* 1978, Bemvenuti 1998), representam importantes áreas de alimentação para essa espécie, considerada a garça

melhor adaptada para forragear em lamaçais estuarinos (Sick 1997, Olmos e Silva e Silva 2003). Ademais, no município de Rio Grande, existem diversos dormitórios de Ciconiiformes que também são utilizados por *E. caerulea*.

Apesar de não se ter encontrado ninhos de *E. caerulea* na colônia da Ilha dos Marinheiros, é provável que a espécie esteja se reproduzindo no local, principalmente porque as observações foram efetuadas entre 10 e 13 h, descartando a hipótese de as aves estarem reunidas ali para pernoitar. Ademais, aves jovens também vêm sendo observadas na região estuarina.

É importante ressaltar que a presença da garça-azul no estuário da Lagoa dos Patos é recente, não sendo mencionada em outras publicações sobre a avifauna desse ambiente (Dias e Maurício 1998, Vooren 1998, Ferreira *et al.* 2005) e nem nos relatos de ornitólogos que trabalharam na região em anos anteriores a esses novos registros (L. Bugoni; R.A. Dias; C.M. Vooren com. pess. 2007). Ademais, a primeira observação de *E. caerulea* na Ilha da Pólvora foi efetuada em 2005, apesar de a Ilha ser monitorada regularmente desde 2000.

A recente ocorrência regular de *E. caerulea* no estuário da Lagoa dos Patos pode estar associada à crescente destruição dos manguezais do Atlântico-Sudoeste por ações antrópicas (Soares 1999, Caneparo 2000, Olmos e Silva e Silva 2003, Bernini e Resende 2004, Carvalho *et al.* 2007), ocasionando perda de habitat e levando *E. caerulea* a buscar novas áreas. Na Ilha de Santa Catarina, próxima ao limite austral de distribuição dos manguezais neotropicais (Cintrón-Molero e Schaeffer-Novelli 1992), houve uma perda de 43 % da área total desse ambiente ao longo de 66 anos (Carvalho *et al.* 2007).

Tabela II. Novos registros de *Egretta caerulea* no Rio Grande do Sul, efetuados no município de Rio Grande. Local, número de dias em que a espécie foi observada (Número de registros), número máximo de indivíduos observados em uma mesma ocasião (N máximo observado), meses ou período em que a espécie foi observada, e a forma como *Egretta caerulea* utilizava cada local.

Local	Número de registros	N máximo observado	Mês/Período	Utilização do local
Ilha dos Marinheiros	5	6	nov./2001; dez./2006; nov./2007; mar. e set./2008	Forrageio, reprodução (?)
Ilha da Pólvora	85	13	dez./2005 – set./2008	Forrageio, descanso
Saco da Mangueira	3	1	jun./2006; ago./2006	Forrageio, descanso
Praça Tamandaré	28	16	mar. e mai./2006; mar., mai. e ago./2007; mar. e set./2008	Dormitório
Campus Carreiros da FURG	26	2	jun. e ago./2006; mai./2007	Forrageio, descanso, dormitório
Lagoinha – Molhe Oeste	2	1	mar. e mai./2007	Forrageio
Coroa do Boi	5	2	abr. e jun./2007	Forrageio

Outro fator que pode estar contribuindo para a ampliação territorial de *E. caerulea* é o aquecimento climático observado na região estuarina da Lagoa dos Patos, já que no Hemisfério Norte a distribuição dessa espécie para maiores latitudes é limitada pelas baixas temperaturas (Matthews *et al.* 2006). O aquecimento nas bordas da distribuição de espécies limitadas pelas baixas temperaturas é o principal responsável pela expansão geográfica recente de aves da África, da Europa, dos Países Bálticos e da América do Norte (Thomas e Lennon 1999, MacCarty 2001, Zalekevicius 2002, Crick 2004, Parmesan 2006). Segundo dados do 8º Distrito Meteorológico – RS (médias mensais da temperatura do ar em Rio Grande desde 1900 até 2005), obtidos através do “Programa Nacional de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração (PELD/CNPq)”, a temperatura média da década de 1990 e da primeira metade da década de 2000 estão respectivamente 2,8 °C e 2,7 °C acima da temperatura média da década de 1900 em Rio Grande. Ainda de acordo com esses dados, ocorreu uma gradual redução na frequência de meses com temperaturas médias menores do que 15 °C, de 35,0 % na década de 1900 para 14,1 % na primeira metade da década de 2000, sendo que no período de 1970 a 2005 não ocorreram mais meses com

temperatura média abaixo de 10 °C. É interessante notar que, *Nyctanassa violacea* (Linnaeus, 1758), outro Ardeídeo que tem distribuição associada aos manguezais e limitada ao norte pelas baixas temperaturas (Matthews *et al.* 2006), também expandiu recentemente seu território até o estuário da Lagoa dos Patos, reproduzindo-se com sucesso a mais de 600 km ao sul da última colônia reprodutiva conhecida (Gianuca 2007).

Os registros recentes, somados à confirmação da nidificação de *E. caerulea* em Osório (Mähler *et al.* 2007), justificam a mudança no *status* de ocorrência dessa espécie no Rio Grande do Sul, de vagante para residente.

Agradecimentos

A Lauro Barcellos (diretor do Complexo de Museus da FURG), por disponibilizar embarcações para saídas de campo e livre acesso à Ilha da Pólvora; a Maurício Arêso, Leonir André Colling e João Paulo Ceglinski pelas fotos; e a Leandro Bugoni, Rafael A. Dias e Carolus M. Vooren por seus comentários. Os autores também são gratos a César S. B. Costa por disponibilizar os dados de temperatura, já analisados, do “Programa Nacional de Pesquisas Ecológicas de Longa Duração – PELD/CNPq”.

Referências Bibliográficas

- Belton, W. 1994. **Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia**. Ed. Unisinos, São Leopoldo, 584 p.
- Bemvenuti, C. E. 1998. Invertebrados Bentônicos. Pp. 46-51. *Em*: Seeliger, U., Odebrecht C. E. & Catello, J. P. (Eds.). **Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do extremo Sul do Brasil**. Ecoscientia, Rio Grande. 326 p.
- Bemvenuti, C. E., Capitoli, R. & Gianuca, N. M. 1978. Estudos de ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa dos Patos. II. Distribuição quantitativa do macrobentos infralitoral. **Atlântica**, 3: 23-32.
- Bencke, A. G. 2001. **Lista de referência das aves do Rio Grande do Sul**. Fundação Zoobotânica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 104 p. (Publicações Avulsas FZB, 10).
- Bernini, E. & Resende, C. E. 2004. Estrutura da vegetação em florestas de mangue do estuário do rio Paraíba do Sul, Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Acta Botanica Brasílica**, 18(3): 491-502
- Capitoli, R., Bemvenuti, C. E. & Gianuca, N. M. 1978. Estudos de ecologia bentônica na região estuarial da Lagoa dos Patos. I. As comunidades bentônicas. **Atlântica**, 3: 5-22.
- Carvalho, E. V. T., Zagaglia, Z. R. & Ferreira, E. 2007. Avaliação de áreas de mangues e apicuns, nos anos de 1938 e 2004, localizadas na Ilha de Santa Catarina. **VIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento remoto**, Florianópolis, 3805-3811.
- Cintrón-Molero, G. & Schaeffer-Novelli, Y. 1992. Ecology and management of New World mangroves. Pp. 233-258. *In*: Seeliger, U. (Ed.). **Coastal Plant Communities of Latin America**. Academic Press, San Diego, 392.
- Caneparo, S. C. 2000. Análise da dinâmica espacial da ocupação antrópica em Paranaguá/PR (1952-1996), através do uso de Sistema de Informações Geográficas. **Raega**, 4: 111-130.
- Crick, H. Q. P. 2004. The impact of climate change on birds. **Ibis**, 146(suppl.1): 48-56.
- Gianuca, D. 2007. Ocorrência sazonal e reprodução do socó-caranguejeiro *Nyctanassa violacea* no estuário da Lagoa dos Patos, novo limite sul da sua distribuição geográfica. **Revista Brasileira de Ornitologia**, 15(3): 464-467.
- Guadagnin, D. L., Peter, A. S., Perello, L. F. C & Maltchik. 2005. Spatial and temporal patterns of waterbird assemblages in fragmented

- wetlands of Southern Brazil. **Waterbirds**, 28(3): 261-272.
- Dias, R. A. & Maurício, G. N. 1998. Lista preliminar da avifauna da extremidade sudoeste do Saco da Mangueira e arredores, Rio Grande, Rio Grande do Sul. **Atualidades Ornitológicas**, 86: 10-11.
- Ferreira, W., Bemvenuti, C. E. & Rosa, L. C. 2005. Effects of the shorebirds predation on the estuarine macrofauna of the Patos Lagoon, South Brazil. **Thalassas**, 21(2): 77-82.
- MacCarty, J. P. 2001. Ecological effects of recent climate change. **Conservation Biology**, 15(2): 320-331.
- Mähler, J. K. F., Repenning, M., Rovedder, C. & Fontana, C. S. 2007. Avifauna do município de Osório, nordeste do Rio Grande do Sul, Brasil. **XV Congresso Brasileiro de Ornitologia**, Porto Alegre. 72 p.
- Matthews, S., O'Connor, R., Inverson, L. R. e Prasad, A. M. 2004. **Atlas of climate change effects in 150 bird species of the Eastern United States. General Technical Report NE-318**. US Department of Agriculture - Forest Service, Delaware, 340 p. Disponível em http://www.fs.fed.us/net/newtown_square/publications/technical_reports/pdfs/2004/gtr318/ne_gtr318.pdf (acessado 23/4/2007).
- Maurício, G. N. & Dias, R. A. 1996. Novos registros e extensões de distribuição de aves palustres e costeiras no litoral do Rio Grande do Sul. **Ararajuba**, 4(1): 47-51.
- Maurício, G. N. & Dias, R. A. 2000. New distribution information for birds in Southern Rio Grande do Sul, Brazil, and the first record of the Rufous Gnatcatcher *Conopophaga lineata* for Uruguay. **Bulletin of British Ornithological Club**, 120(4): b230-237.
- Mohr, L. V. 2003. Primeiro registro documentado da garça-azul *Egretta caerulea* no Rio Grande do Sul. **Atualidades Ornitológicas**, 116: 2-3.
- Narosky, T. & Yzurieta, D. 1993. **Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay**. 4ª Ed. Vazquez Manzini, Buenos Aires, 337 p.
- Parmesan, C. 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. **Annual Reviews of Ecology and Evolution**, 37: 637-669.
- Sick, H. 1997. **Ornitologia Brasileira**. Nova Fronteira, Rio de Janeiro, 862 p.
- Soares, M. L. G. 1999. Estrutura vegetal e grau de perturbação dos manguezais da Lagoa da Tijuca, Rio de Janeiro, RJ, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, 59(3): 503-515.
- Olmos, F. & Silva e Silva, R. 2002. Breeding biology of Little Blue Heron (*Egretta caerulea*) in Southeastern Brazil. **Ornitologia Neotropical**, 13: 17-30.
- Olmos, F. & Silva e Silva, R. 2003. **Guará: ambiente, fauna e flora dos manguezais de Santos-Cubatão**. Empresa das Artes, São Paulo, 216 p.
- Thomas, D. C & Lennon J. J. 1999. Birds extend their ranges northwards. **Nature**, 399: 213.
- Vooren, C. M. 1998. A Fauna de Aves. Pp. 68-70. Em: Seeliger, U., Odebrecht C. E. & Catello, J. P. (Eds.). **Os Ecossistemas Costeiro e Marinho do extremo Sul do Brasil**. Ecoscientia, Rio Grande. 326 p.
- Voss, W. A. 1984. Comunicação sobre a ocorrência da Garça-morena, *Florida caerulea* (Linnaeus, 1758), no Rio Grande do sul. **Acta Biológica Leopoldensia**, 6: 247-248.
- Votto, A., Gomes Jr., A., Bugoni, L. & Pereira Jr., J. 2006. Sazonalidade da avifauna no campus Carreiros da Fundação Universidade Federal de Rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. **Estudos de Biologia**, 28(62): 45-55.
- Willard, D.E. 1977. The feeding ecology and behavior of five species of herons in southeastern New Jersey. **The Condor**, 79: 462-470.
- Zalakevicius, M. 2002. Biophysical impacts of climate change on bird populations and migration in Lithuania. **GeoJournal**, 57: 183-193.

Received April 2008

Accepted September 2008

Published online October 2008



Contribution to vital statistics of a guppy *Poecilia reticulata* Peters (Pisces: Cyprinodontiformes: Poeciliidae) pond population in Santa Marta, Colombia

CAMILO B. GARCÍA¹, WUALBERTO TRONCOSO², SOCORRO SÁNCHEZ³ & LAURA PERDOMO⁴

¹ Departamento de Biología, Universidad Nacional de Colombia, Bogotá, Colombia, Cra. 30 # 45-03, Bogotá, Colombia. E-mail: cbgarciar@unal.edu.co

² Programa de Calidad Ambiental Marina, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, Santa Marta, Colombia. E-mail: wtroncoso@invemar.org.co

³ Laboratorio de Investigaciones Pesqueras Tropicales, Universidad del Magdalena, Santa Marta, Colombia. E-mail: ssanchezf2001@yahoo.com

⁴ Programa de Calidad Ambiental Marina, Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, Santa Marta, Colombia. E-mail: lvperdomo@hotmail.com.

Abstract. Vital statistics of a population of a non native freshwater fish, the guppy *Poecilia reticulata* Peters, 1859 from a semi-abandoned pond nearby Santa Marta, Colombia, are reported. Estimates include growth, mortality, length-weight relationship, sex ratio and male versus female numbers and sizes. Von Bertalanffy growth parameters were found typical of the species, growth form was isometric for both sexes and under lab versus field conditions, and females were significantly more numerous and bigger than males. Results were compared to published data and the plasticity of this species is discussed.

Key words: Guppy, *Poecilia reticulata*, demography, Colombian Caribbean.

Resumen: Contribución a las estadísticas vitales de una población del guppy *Poecilia reticulata* Peters (Pisces: Cyprinodontiformes: Poeciliidae) en un estanque en Santa Marta, Colombia. Se reportan estadísticas vitales de una población de un pez no nativo de agua dulce, el guppy *Poecilia reticulata* Peters, 1859 de un estanque semi-abandonado en la vecindad de Santa Marta, Colombia. Los estimados incluyen crecimiento, mortalidad, la relación peso-longitud, la proporción de sexos y la abundancia y tamaños de los machos versus las hembras. Se encontró que los parámetros de crecimiento de von Bertalanffy son los típicos de la especie, que la forma de crecimiento es isométrica para ambos sexos y bajo condiciones tanto de laboratorio como de campo y que las hembras fueron significativamente mas numerosas y grandes que los machos. Los resultados se comparan con datos publicados y se discute la plasticidad de la especie.

Palabras clave: Guppy, *Poecilia reticulata*, demografía, Caribe Colombiano.

Introduction

The guppy *Poecilia reticulata* Peters, 1859 is an ovoviviparous freshwater fish of low waters native to northern South America and the Antilles (Rodriguez, 1997). It was introduced into Colombian waters, as well as in several other tropical countries, in the 1940s for the biological control of mosquito larvae that are vectors of infectious diseases like malaria (COPESCAL 1996, Rojas *et al.* 2004). Welcomme (1988) reports its

establishment in the basins of the Magdalena and Orinoco rivers. As *P. reticulata* is also a very popular fish for aquarists it is much likely that it has spread into other water bodies in Colombia. For instance, Calle *et al.* (1998) describe a toxicity essay with *P. reticulata* individuals obtained from wild populations in a locality 2000 m high inland.

Poecilia reticulata has been used as biological model in a variety of studies including

behavior, (Smith *et al.* 2002), life history evolution, (Bronikowski *et al.* 2002), water quality, (Araujo *et al.* 2006), genetics, (Paterson *et al.* 2005, Magellan & Magurran 2007), and ecotoxicology, (Brown 1978). This study presents vital statistics (body growth, mortality, length-weight relationship) of a population in captivity but abandoned (see below) and test hypothesis on male to female proportion and relative size. Such data are lacking in Colombia and could be useful for management of this invasive species.

Material and Methods

The pond whose population was studied is located in the rural area nearby the city of Santa Marta (11°08' N, 74° 13' W, approximately) and was in a semi-abandoned state at the time of the study, i.e., under uncontrolled conditions. The water of the pond originates from a natural water course and cycles through the pond to compensate for evaporation. Apart from guppy, the pond contained other fishes like carps (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) and others, frogs, and aquatic vegetation. Feeding of fishes in the pond based mainly on pond production, although at some points in the history of the pond artificial food was used. Pond dimensions were 12 m² of surface area by 0.5 m in average depth.

For the sake of the study the pond was emptied and 231 individuals (about half of the population) were measured (total length in mm) and their sex determined. Six pregnant females were taken to the lab and kept in individual vessels. Newborns were counted (45 and 64 per female) and reared in the lab. From the time point of birth total length and weight were monitored every three days from a sample of 17 to 20 individuals, on occasions 30 individuals, taken randomly, during 157 days (5.2 months). All fish were feed *ad libitum* with fish meal.

The von Bertalanffy growth function (VBGF, defined below) was fitted to the pairs of age (months) and total length (mm) data by means of the program FiSAT (Gayanilo *et al.* 2005).

$$L_t = L_{\infty} (1 - e^{(-K(t-t_0))})$$

where L_t is length at age t in months, L_{∞} maximum theoretical size the fish would reach if it was to live indefinitely, K is the rate at which L_{∞} is approached and t_0 is the age a fish would have had at length zero if it had always grown according to the VBGF. Because maximal size reached under lab conditions was smaller than maximal size in the pond, 35.5 mm vs 39.8 mm, respectively, the last one was taken as L_{∞} and the routine in FiSAT estimated K and t_0 .

In order to allow comparison with growth rates in the literature ϕ' was calculated (Pauly & Munro 1984).

$$\phi' = \log K + 2 \log L_{\infty}$$

Lengths measured in the field were converted to age (months) by means of the estimated von Bertalanffy parameters obtained in the foregoing steep and mortality Z per month was estimated by mean of catch curves (Pauly 1984).

$$\ln(N_i/\Delta t_i) = a + bt_i$$

where N_i is the number of fishes in size class i , Δt_i is the time of residence in the size class i , t_i is the age corresponding to the mean size in size class i and b with opposite sign is Z , total mortality. As this population is not subject to fishing mortality, Z is equal to M , the natural mortality.

The weight-length relationship was calculated with the expression below by taking logarithms (natural logs) at both sides. Calculations were done for the pairs of data obtained in the lab (no separate sexes), for separate sexes using the field data and for the complete data set.

$$W = aL^b$$

where W is weight in mg, L is total length in mm, a (called condition factor) and b (called allometric index) are fitting constants.

Following hypotheses were tested: that proportion of males to females was 1 to 1 and that females were bigger and heavier than males. Resampling techniques, whereby a reference distribution is created and the likelihood of the observed statistic (the observed males to females proportion, for instance) is derived from it (Good 2005), were used for this purpose and routines for the effect were written with the program Statistics 101, v. 1.0.6 (<http://www.statistics101.net/>). Bootstrap 95% confidence intervals were fitted to mean weight and length with the percentile technique

Results and Discussion

Estimated growth parameters were: $L_{\infty} = 39.8$ mm, $K = 0.21$ month⁻¹, $t_0 = -0.91$ month (Fig. 1) and $\phi' = 2.524$ (K on a monthly basis). Mortality rate Z was 0.406 month⁻¹ (Fig. 2). Of the 231 individuals sexed in the field 119 were females, 82 were males and 30 could not be sexed. The proportion females to males was 1.45:1 which is significantly different from 1:1 ($p < 0.05$). Females were significantly larger and heavier than males ($p < 0.05$, see Table I). Interestingly the weight length relationship was virtually identical ($W = 0.0084L^{3.0447}$, Fig. 3) for lab data, for separate sexes (field data) and for the complete data set.

Table I. Comparison of female and male mean total length (mm) and weight (mg) of a pond population of the guppy *Poecilia reticulata* Peters 1859 near Santa Marta, Colombian Caribbean. CLI and CIs= inferior and superior 95% bootstrap Confidence Intervals.

Sex	Total Length			Weight		
	Mean	CLI	CIs	Mean	CLI	CIs
Females	22,0	20,6	23,5	147,9	123,7	173,7
Males	18,7	17,3	20,1	85,8	69,6	103,4

Growth pattern of this guppy population is typical of the species. The value of ϕ' (with K on a yearly basis) of 1.59 is virtually identical to the mean and median, 1.62 and 1.61, respectively, of the ϕ' values found in FishBase (Froese & Pauly 2007), although most estimates come from aquaria or lab conditions for separated sexes, whereas the population studied here comes from a semi-abandoned pond and estimations were done for sexes together. It may well be that the estimations found here represent the balance between males and females in body growth.

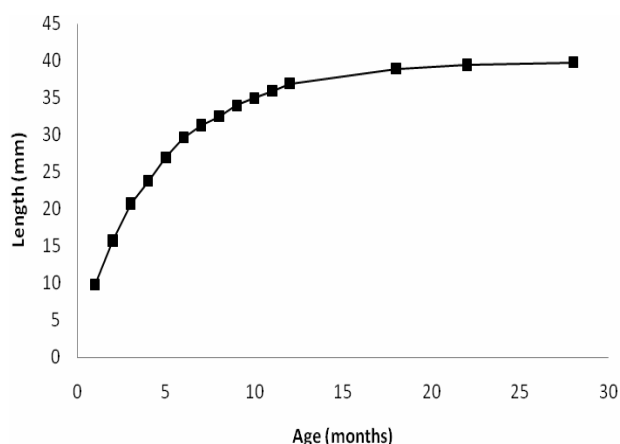


Figure 1. von Bertalanffy growth curve of the guppy *Poecilia reticulata* in a semi-abandoned pond nearby Santa Marta, Colombia. Each point represents individuals belonging to that age class. For parameters see text.

The allometric index b is very close to 3 which signal to isometric growth, i.e. the guppy grows in equal proportion in all dimensions. This is so regardless of sex (no sexual dimorphism in growth form), growing conditions (lab versus. natural conditions) or size as the size range (7.4 mm to 39.8 mm) for which the allometric index found here applies, is broad, from well represented newborns to adults (the oldest individual is about 28 months old) which suggest that there is no ontogenic change in growth form either. For combined male and female data Urriola *et al.* (2004) found an allometric index of 3.3, somewhat different to the one found here. Moreover, they find sexual dimorphism in this feature for the guppy population

they studied, which is in contrast to the findings here. The reason of this discrepancy may partly be found in the size range used in Urriola *et al.* (2004): 17.8 mm to 51.5 mm that would not include early juveniles. These phenotypic differences among populations are suggestive of a plastic species.

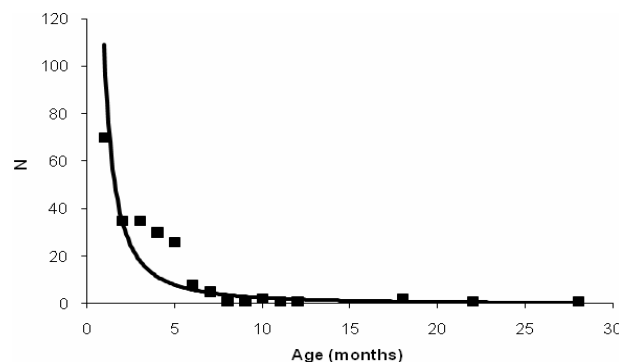


Figure 2. Mortality schedule of a population of the guppy *Poecilia reticulata* in a semi-abandoned pond nearby Santa Marta, Colombia. For estimated value of natural mortality see text.

The identical condition factors (fitting constant a) suggest that feeding conditions were equally good for both sexes in the field and that field conditions were equally good to those in the lab, where individuals were feed *ad libitum*, i.e., under excess food. It should be noted that in FishBase there are no values reported on this aspect (weight length relationship), nor on mortality Z or M (Froese & Pauly 2007). It is an indication that vital statistics for this species are scarce, notwithstanding its popularity among aquarists and as biological model.

The number of newborns per female in this population suggests the need of a revision on this feature. For instance, Balon (1990) mentions a range of 20 to 40 newborns per female, much less than the range found here (45 to 64). This result probably signals to the effect of better feeding conditions in the lab (plentiful food and lower newborn mortality) versus field conditions.

Females were significantly larger and heavier than males, which is a well known feature of this species, e.g., Urriola *et al.* (2004), with females almost doubling males. Females were almost 50% more abundant than males. This concurs with what has been found for wild populations e.g., Rodd & Reznick (1997), who also found that females were notoriously more abundant than males, but is contrary to findings in ponds, e.g., Urriola *et al.* (2004). Petersson *et al.* (2004) studying wild populations found that sex ratio was a dynamic feature varying in time and space. Rodd and Reznick (1997) attributed their results to differential predation, assuming that the colored and smaller size

of guppy males render them more susceptible to predation. Petersson *et al.* (2004) explain their results by the added effect of differential swimming abilities among males of slow and rapid water flows and movement decisions by individuals. In the case of this pond population a likely explanation for the predominance of females is differential predation. The pond contained not only guppies but also carps, other fishes and vertebrates like frogs (probably *Bufo* sp) that might well explain the sex ratio found.

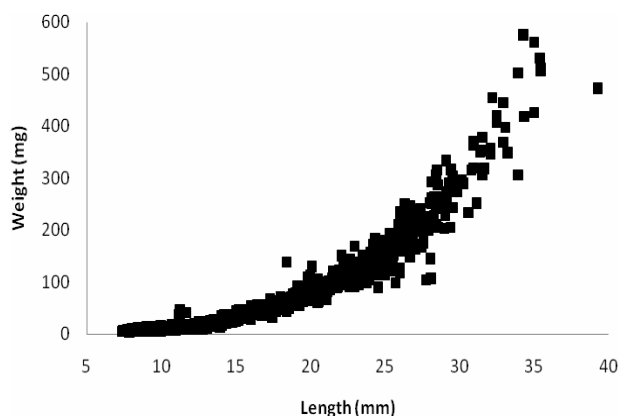


Figure 3. Length weight relationship of individuals of the guppy *Poecilia reticulata* reared in the lab from females collected from a semi-abandoned pond nearby Santa Marta, Colombia. Each point represents an individual. For fitted parameters see text.

The guppy is a robust species that shows great plasticity in the realization of its life history. As a species that has invaded Colombian waters and is now well established an assessment of its impact and ecological role is indeed worthwhile and necessary. The present study represents a first step in that direction.

Acknowledgements

We thank Mr. Eberhard Wedler for lending the pond and its fish content for the sake of this study. Lab work was conducted at the facilities of the Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras, INVEMAR, Santa Marta, Colombia. Comments by an anonymous reviewer helped to improve the paper.

References

- Araujo, C., Cohin-de-Pinho, S., Santos, J., Delgado, F., Santana, L., Chastinet, C. & da Silva, E. 2006. In situ and laboratory bioassays using *Poecilia reticulata* Peters, 1859 in the biomonitoring of an acid lake at Camacai, BA, Brazil. **Chemosphere**, 65(4): 599-603.
- Balon, E. K. 1990. Epigenesis of an epigeneticists: the development of some alternative concepts on the early ontogeny of evolution of fishes. **Guelph Ichthyological Reviews**, 1: 1-48.
- Bronikowski, A., Clarck, M., Rodd, F. & Reznick, D. 2002. Population dynamic consequences of predator-induced life history variation in the guppy (*Poecilia reticulata*). **Ecology**, 83(8): 2194-2204.
- Brown, A. 1978. Insecticides and fish. Pp. 59-65. In: Brown, A. (ed.) **Ecology of pesticides**. John Wiley and Sons.
- Calle, J., Pinzon, R., Ospina, L. & Avellaneda, L. 1998. Actividad biológica de las saponinas de la corteza de *Inga marginata* Willd. **Revista Colombiana de Ciencias Químico-Farmacéuticas**, 27: 17-19.
- COPESCAL. 1996. Comisión de pesca continental para América Latina. Introducción de especies icticas y conservación de los recursos genéticos de América Latina. **COPESCAL Documentos Ocasionales**, 3: 1-12.
- Froese, R. & Pauly, D. 2007. **FishBase**. World Wide Web electronic publication, accessible at <http://www.fishbase.org>. (Accessed May/15/2007).
- Gayanilo, F., Sparre, P. & Pauly, D. 2005. FAO-ICLARM Stock assesment tools II (FiSAT II). Revised version. User's guide. **FAO Computer Information Series (Fisheries)** 8: 1-168.
- Good, P. I. 2005. **Resampling methods. A practical guide to data analysis**. Birkhäuser. Third Edition, Boston, 219 p.
- Magellan, K. & Magurran, A. E. 2007. Male choice, sexual coercion and gene flow in guppy populations. **Journal of Fish Biology**, 71: 1864-1872.
- Paterson, I., Crispo, E., Kinnison, M., Hendry, A. & Bentzen, P. 2005. Characterization of microsatellite markers in guppy (*Poecilia reticulata*). **Molecular Ecology Notes**, 5: 269-271.
- Petersson, L., Ramnarine, I., Becher, S. A., Mahabir, R. & Magurran, A. 2004. Sex ratio dynamics and fluctuating selection pressures in natural populations of the Trinidadian guppy *Poecilia reticulata*. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, 55: 461-468.
- Pauly, D. 1984. Length-converted catch curves: a powerful tool for fisheries research in the tropics (Part II). **ICLARM Fishbyte**, 2(1): 17-19.
- Pauly, D. & Munro, J. 1984. Once more on the comparison of growth in fish and invertebrates. **ICLARM Fishbyte**, 2(1): 21.
- Rodriguez, C. M. 1997. Phylogenetic analysis of the

- tribe Poeciliini (Cyprinodontiformes: Poeciliidae). **Copeia**, 4: 663-679.
- Rodd, F.H. & Reznick, D. N. 1997. Variation in the demography of guppy populations: the importance of predation and life histories. **Ecology**, 78: 405-418.
- Rojas, E., Gamboa, M., Villalobos, S. & Cruzado, F. 2004. Eficacia del control de larvas de vectores de la malaria con peces larvívoros nativos en San Martín, Perú. **Revista Peruana de Medicina Experimental y Salud Pública**, 21(1): 4 - 50.
- Smith, E., Partridge, J., Parsons, K., White, E., Cuthill, I., Bennet, A. & Church, S. 2002. Ultraviolet vision and mate choice in the guppy (*Poecilia reticulata*). **Behavioral Ecology**, 13: 11-19.
- Urriola, M., Cabrera, J., & Protti, M. 2004. Composición, crecimiento e índice de condición de una población de *Poecilia reticulata* (Pisces: Poeciliidae), en un estanque en Heredia, Costa Rica. **Revista de Biología Tropical**, 52(1): 157-162.
- Welcomme, R. L. 1988. International introductions of inland water species. **FAO Fisheries Technical Papers**, 294: 1-318.

Received July 2008

Accepted September 2008

Published online November 2008



Distribuição e abundância de larvas de três espécies de Penaeídeos (Decapoda) na plataforma continental interna adjacente à Baía da Babitonga, Sul do Brasil

ANDRÉ MARAFON-ALMEIDA¹, JOSÉ M. SOUZA-CONCEIÇÃO¹ & PABLO S. V. PANDOLFO¹

¹ Fundação Educacional da Região de Joinville – Univille Campus Universitário – Bom Retiro CEP: 89201-974, Caixa Postal: 246, Joinville-SC. E-mail: decoctba@hotmail.com, zzze.maria@yahoo.com.br.

Abstract. Distribution and abundance of larvae of three penaeid species (Decapoda) in the continental inner shelf adjacent to Babitonga Bay (Southern Brazil). The continental inner shelf adjacent to Babitonga Bay, between Barra do Sul (SC) and Coroados (PR), represents a favorable ecosystem for growth of the plankton and penaeid larvae. The present study investigated the abundance and distribution of these organisms in this area. In August 2004 (winter) and March 2005 (summer) plankton samples were performed at three stations on each of three perpendicular across-shelf transects. It was found in the area during winter the water temperature vertically homogeneous and during summer the South Atlantic Central Water (SACW) influence was observed. Larval phases of *Artemesia longinaris*, *Farfantepenaeus paulensis* and *Litopenaeus schmitti* were found alternately between depths, transects and seasons studied. The zooplankton volume and penaeid larvae densities were lower in winter and higher in summer. Higher penaeid larvae densities were found in shallowest sampling stations and toward north edge of the study area.

Key words: Meroplankton, *Artemesia longinaris*, *Farfantepenaeus paulensis*, *Litopenaeus schmitti*, neritic zone.

Resumo: A plataforma interna adjacente à baía da Babitonga entre Barra do Sul (SC) e Coroados (PR), é um ecossistema favorável ao desenvolvimento do plâncton e de larvas de penaeídeos. O presente estudo teve como objetivo investigar a abundância e distribuição destes organismos nesta área. Em agosto de 2004 e março de 2005 foram realizadas coletas de plâncton em 9 pontos amostrais, caracterizando respectivamente inverno e verão. Na área de estudo no inverno a coluna d'água demonstrou homogeneidade vertical em relação à temperatura, no verão foi observada a influência da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) na região. Foram encontradas fases larvais de *Artemesia longinaris*, *Farfantepenaeus paulensis* e *Litopenaeus schmitti* alternadamente entre as profundidades, radiais e épocas estudadas. No inverno foi observado menor volume de zooplâncton e no verão um volume mais elevado. As larvas de Penaeidae demonstraram densidades médias maiores no verão e nas estações de coleta mais rasas, principalmente em direção à extremidade norte da área de estudo.

Palavras-chave: Meroplâncton, *Artemesia longinaris*, *Farfantepenaeus paulensis*, *Litopenaeus schmitti*, zona nerítica.

Introdução

A comunidade planctônica representa a base da cadeia alimentar pelágica nos oceanos pertencendo a duas categorias básicas, o holoplâncton, que inclui os organismos com todo o ciclo de vida no plâncton, e o meroplâncton, com parte do ciclo de vida no plâncton (Brandini *et al.* 1997). Organismos zooplânctônicos compreendem a população animal flutuante, na qual ocorrem fases larvais de muitos invertebrados marinhos

(Raymont 1983). Os camarões da família Penaeidae eclodem como larva planctônica nas águas superficiais, ricas em alimento. Estas larvas são fases diferentes dos adultos bentônicos, principalmente em locomoção e alimentação, o que evita competição e contribui para a dispersão das espécies. São organismos dinâmicos e com ciclos de vida complexos, possuem grande importância ecológica, econômica e social (Moore 2003).

Os camarões penaeídeos em termos comerciais representam importantes recursos pesqueiros ao redor do mundo (Valentini *et al.* 1991, Spivak 1997, Branco 2005, Gusmão *et al.* 2005). Na costa ocidental do Oceano Atlântico várias espécies correspondem a recursos de alto valor comercial (D'Incao 1991, Spivak 1997, Ehrhardt & Legault 1999, Browder *et al.* 2002). Estes crustáceos naturalmente possuem reconhecida importância em termos pesqueiros na região Sudeste-Sul do Brasil conforme Valentini *et al.* (1991), Paiva (1997), IBAMA (1998), Calazans (2002), D'Incao *et al.* (2002), Albertoni *et al.* (2003), Perez *et al.* (2003), Gusmão *et al.* (2005) e Malpartida & Vinatea (2007), onde são encontrados estoques relativamente grandes de camarões como o ferrinho ou barba-ruça (*Artemesia longinaris* Bate, 1888), o rosa (*Farfantepenaeus paulensis* Pérez-Farfante, 1967) e o branco (*Litopenaeus schmitti* Burkenroad, 1936), embora todos sob ameaça de sobreexploração (Haimovici 1997, Paiva 1997, Perez *et al.* 2003).

Larvas de camarões penaeídeos são encontradas preferencialmente na plataforma continental, sendo esta a área de reprodução e de exploração pesqueira dos adultos. As águas costeiras são consideradas mais instáveis e produtivas que as águas oceânicas, devido à drenagem continental e à turbulência causada pelos ventos e correntes (Dias 1995, Lopes *et al.* 2006). Assim, a ocorrência de larvas de penaeídeos em maiores densidades próximo da costa está relacionada a fatores ambientais, como salinidade e temperatura, favoráveis ao seu desenvolvimento. Entre o Paraná e Santa Catarina a massa de água característica da plataforma continental é formada principalmente pelos processos de mistura das massas de água da região oceânica adjacente (Cordeiro & Montú 1991, Lopes *et al.* 2006). Esta mistura envolve as massas de Água Tropical (AT), a Água Central do Atlântico Sul (ACAS) e a água doce de origem continental, formando a massa de Água Costeira (AC).

A baía da Babitonga é uma das principais formações estuarinas do sul do Brasil e sua ligação com o Oceano Atlântico ocorre através de uma desembocadura com cerca de 1.850 metros de largura, entre as praias Figueira do Pontal e do Capri (DNIT/IME 2004). Este complexo estuarino é um ecossistema considerado importante quanto à criação e manutenção de espécies marinhas e estuarinas, quanto à função de berçário para muitas destas e por sua influência direta na plataforma adjacente (Knie 2002).

Larvas de decápodes ajustam-se aos padrões de circulação, podendo entrar e sair de ambientes estuarinos e são influenciadas em sua ecologia nas

áreas adjacentes destes sistemas (Boltovskoy 1999, Fernandes *et al.* 2002). A realização de um estudo com ênfase em larvas de penaeídeos na plataforma adjacente à baía da Babitonga tem destacada importância para a compreensão da ecologia deste grupo de organismos, do qual os adultos desempenham importante papel econômico e social. Assim, informações sobre a distribuição de fases iniciais contribuem com este entendimento e com possíveis ações de manejo (Isaac *et al.* 1992, Coelho & Santos, 1995). O fator social destaca-se no caso dos penaeídeos, pois os camarões adultos representam uma fonte renovável de alimento, empregando várias comunidades pesqueiras que exploram esses organismos de forma artesanal e em maior escala na pesca industrial na plataforma continental norte de Santa Catarina e sul do Paraná. Entre as comunidades pesqueiras da região existe o consenso de que a época quente do ano é mais promissora para a captura de penaeídeos, sendo também a de maior atividade reprodutiva. Entretanto, para as larvas falta a investigação comparativa entre os períodos quente e frio do ano na área marinha adjacente ao complexo estuarino da Babitonga. Diante deste contexto, o objetivo do presente trabalho foi comparar físico-quimicamente a coluna d'água e estudar a variação da distribuição de fases planctônicas de *A. longinaris*, *F. paulensis* e *L. schmitti* de maneira integrada com o biovolume zooplânctônico entre inverno e verão na plataforma continental interna adjacente à baía da Babitonga.

Material e Métodos

O material utilizado neste trabalho foi obtido na realização do projeto "Levantamento e avaliação das populações de camarões penaeídeos na baía da Babitonga e plataforma adjacente" originado pela parceria entre a Universidade da Região de Joinville (UNIVILLE) e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), através do Centro de Pesquisa e Extensão Pesqueira das Regiões Sudeste/Sul (CEPSUL). Em 30 e 31 de agosto de 2004 e 19, 20 e 21 de março de 2005 foram realizadas coletas de plâncton em 9 pontos amostrais, caracterizando respectivamente as estações de inverno e verão. O N/Pq. Soloncy Moura (CEPSUL / IBAMA) foi utilizado nos arrastos de plâncton que ocorreram nas isóbatas de 10, 20 e 40 metros de profundidade em três radiais referentes à barra da baía da Babitonga – SC, Barra do Sul – SC e Coroados - PR (Fig. 1).

Para integrar toda a coluna d'água foram utilizados na obtenção das amostras arrastos oblíquos com rede Bongo malhas 300 e 500µm (Boltovskoy 1981, 1999, Bonecker 2006) equipada com fluxômetro

(General Oceanics 2030R). As amostras após os arrastos foram imediatamente fixadas em solução de formol 4% em água do mar e armazenadas em garrafas etiquetadas. No momento de cada arrasto foram coletadas amostras de água com garrafas Van Dorn e então registrados os dados de superfície e fundo da temperatura ($^{\circ}\text{C}$), salinidade, turbidez (NTU) e pH, através de analisadores de bancada. Os dados físico-químicos foram registrados em fundo e superfície para caracterizar a coluna d'água de forma estratificada, expandindo as informações sobre a configuração oceanográfica de cada época.

No laboratório foi determinado o biovolume das amostras de zooplâncton através do método volumétrico, e as densidades calculadas em mililitros por cem metros cúbicos ($\text{mL} \cdot 100\text{m}^{-3}$). Cada amostra de plâncton foi analisada quanto a presença das larvas das espécies de penaeídeos em placas tipo Bogorov sob microscópio estereoscópico binocular. A identificação das larvas de *A. longinaris*, *F. paulensis* e *L. schmitti* foi realizada através de bibliografias especializadas (García-Pinto & Ewald 1974, Boschi & Scelzo 1977, Iwai 1978,

Boltovskoy 1981, Calazans 1993) e quanto às fases de desenvolvimento em protozoé e mísis. As densidades médias foram calculadas por arrasto em número de organismos por cem metros cúbicos ($\text{org} \cdot 100\text{m}^{-3}$).

As relações entre a distribuição dos parâmetros ambientais foram analisadas estatisticamente, com o auxílio do Programa Statistica 5.0 para Windows (Statsoft 1995), pelo método de Spearman, no qual as correlações são assinaladas significativas ao nível de $p < 0,05$ (Zar 1996). Para todos os pontos nas duas épocas os dados de abundância de larvas das espécies de penaeídeos e de biovolume zooplânctônico foram transformados através da função de Log ($x+1$). Com o auxílio do mesmo programa estatístico foi desenvolvida análise multivariada de agrupamento - Cluster Analyses (Sharma 1996, Zar 1996), utilizando-se o método de Ligação Completa e distância euclidiana (Davis 1986, Sharma 1996, Zar 1996), para agrupar as áreas estudadas de acordo com os dados de abundância dos componentes planctônicos.

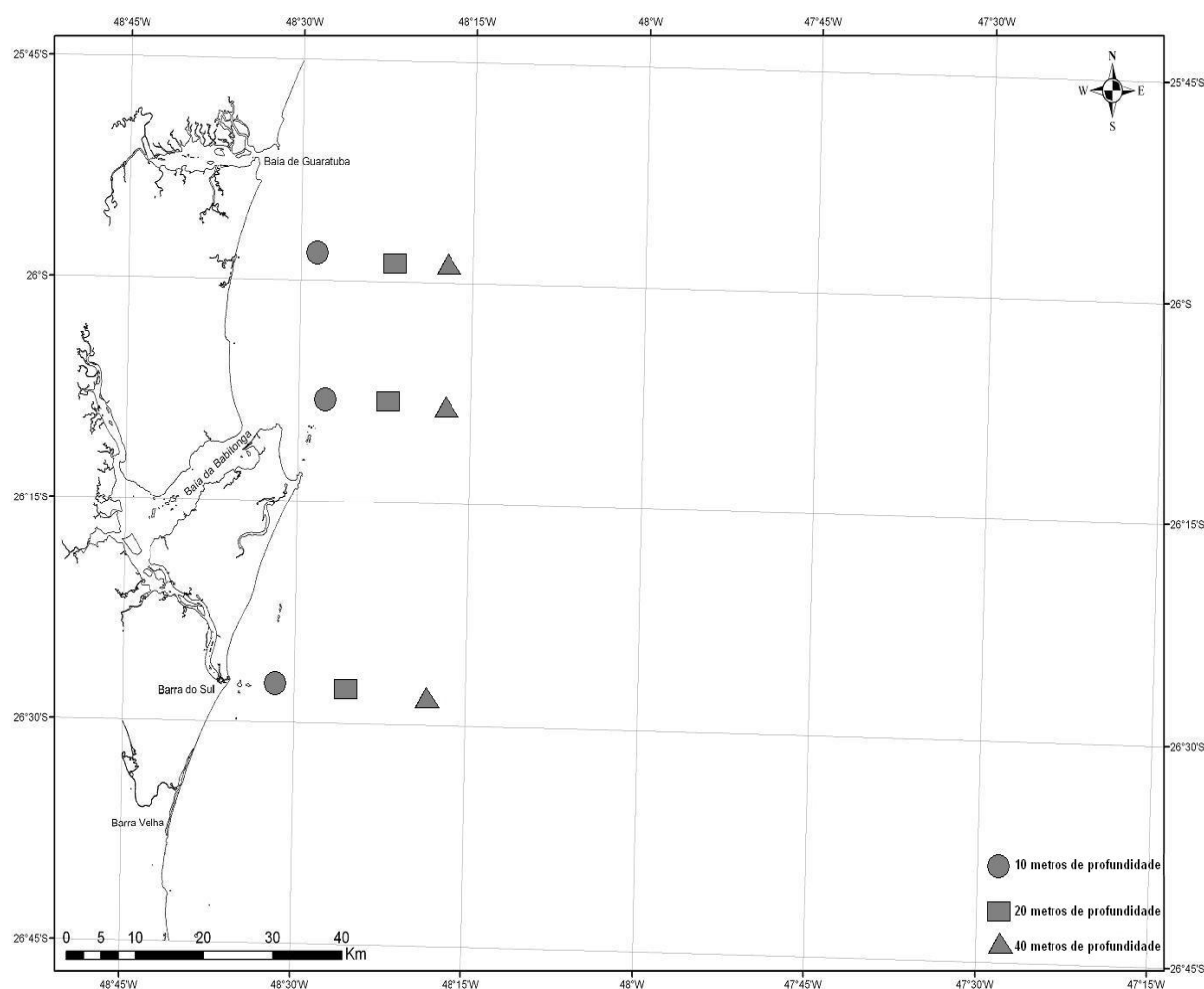


Figura 1. Área de estudo, localização dos pontos de amostragem nas três isóbatas (10, 20 e 40 metros) e suas respectivas radiais na plataforma interna adjacente a baía da Babitonga.

Resultados

O registro dos parâmetros físico-químicos revelou diferença da coluna d'água de inverno em relação à de verão na área de estudo. No inverno (agosto de 2004) o valor médio obtido de temperatura em superfície foi 19,4°C e em fundo 19,3°C. As salinidades médias em superfície e fundo foram 28,9 e 27,2, respectivamente. Os valores médios de pH variaram pouco, em superfície 8,9 e no fundo 8,8. No verão (março de 2005) a diferença entre os estratos da coluna d'água ficou evidente, registrando-se a média de 27,4°C para temperatura de superfície e 23,9°C para o fundo. Para a salinidade os valores obtidos foram 35,6 em superfície e 36,8 no fundo. O pH manteve a homogeneidade já observada na outra época, em virtude da área de estudo estar localizada sobre a plataforma continental no domínio marinho, com 8,4

para superfície e 8,3 para o fundo.

No inverno ocorreu o predomínio de *A. longinarius* principalmente na isóbata de 40 metros. No verão o predomínio foi de *F. paulensis*, com maiores densidades na isóbata de 20 metros. As fases de desenvolvimento registradas foram protozoé e mísis, tendo ocorrido no inverno apenas mísis de *A. longinarius* e *F. paulensis*. No verão ocorreram mísis das três espécies de forma alternada nos pontos de 10 e 20 metros, sendo identificadas protozoés de *F. paulensis* em pontos localizados nas isóbatas de 20 e 40 metros. A distribuição das larvas e respectivas fases nas radiais de amostragem ocorreram de maneira distinta, tendo sido registrada a fase de protozoé em áreas mais profundas da plataforma continental interna nas radiais de Coroados e Barra do Sul (Tab. I).

Tabela I. Espécies de penaeídeos, época de ocorrência, fase de desenvolvimento, radial de amostragem, profundidade da coluna d'água em metros (Prof) e densidades de organismos em número por cem metros cúbicos (Dens) para o período de estudo na plataforma interna adjacente a baía da Babitonga.

Espécie	Época	Fase	Radial	Prof	Dens
<i>Farfantepenaeus paulensis</i>	Inverno	Mísis	Baía da Babitonga	10	5,6
<i>Artemesia longinaris</i>	Inverno	Mísis	Baía da Babitonga	10	5,6
<i>Artemesia longinaris</i>	Inverno	Mísis	Barra do Sul	40	14,7
<i>Artemesia longinaris</i>	Verão	Mísis	Coroados	10	13,4
<i>Litopenaeus schmitti</i>	Verão	Mísis	Coroados	10	13,4
<i>Artemesia longinaris</i>	Verão	Mísis	Barra do Sul	20	16,7
<i>Farfantepenaeus paulensis</i>	Verão	Protozoé	Coroados	20	12,3
<i>Farfantepenaeus paulensis</i>	Verão	Mísis	Coroados	20	12,3
<i>Farfantepenaeus paulensis</i>	Verão	Protozoé	Barra do Sul	40	6,0

Em agosto de 2004, na radial de Barra do Sul foi registrada a densidade larval de 14,7 org.100m⁻³ de *A. longinarius* limitando-se à área de 40 metros de profundidade. Para o biovolume de zooplâncton nesta radial ocorreu elevação dos valores de densidades nos pontos amostrais em 10 e 40 metros (Fig. 2). Para a radial da baía da Babitonga, nesta mesma época a ocorrência de larvas esteve restrita ao ponto amostral em 10 metros, apresentando uma densidade de 5,6 org.100m⁻³ de *A. longinarius* e 5,6 org.100m⁻³ de *F. paulensis*. O biovolume variou entre as profundidades e atingiu a maior densidade no ponto em 20 metros. Na radial de Coroados as larvas não ocorreram no período de inverno e foi registrado para as densidades do biovolume de zooplâncton padrão semelhante ao encontrado em frente à baía da Babitonga entre as profundidades (Fig. 2).

Em março de 2005, para a radial de Barra do Sul ocorreram larvas de camarões penaeídeos

nas isóbatas de 20 e 40 metros de profundidade, com 16,7org.100m⁻³ de *A. longinarius* em 20 metros e 6 org.100m⁻³ de *F. paulensis* em 40 metros. O registro do biovolume de zooplâncton revelou um incremento na faixa central desta radial (Fig. 3). Neste período na radial da baía da Babitonga não foram observadas larvas de penaeídeos, sendo que as densidades do biovolume tiveram importante incremento na isóbata de 10 metros. Para a radial de Coroados registrou-se na isóbata de 10 metros 13,4 org.100m⁻³ de *A. longinarius* e 13,4 org.100m⁻³ de *L. schmitti*, sendo registrada em 20 metros a densidade de 24,6 org.100m⁻³ de *F. paulensis*. Nesta radial o biovolume ocorreu com elevação da densidade e maior valor no ponto amostral em 20 metros (Fig. 3).

Na análise estatística entre os parâmetros abióticos, em fundo e superfície, de temperatura, salinidade, pH e turbidez para agosto de 2004 e março de 2005, foi obtida correlação positiva

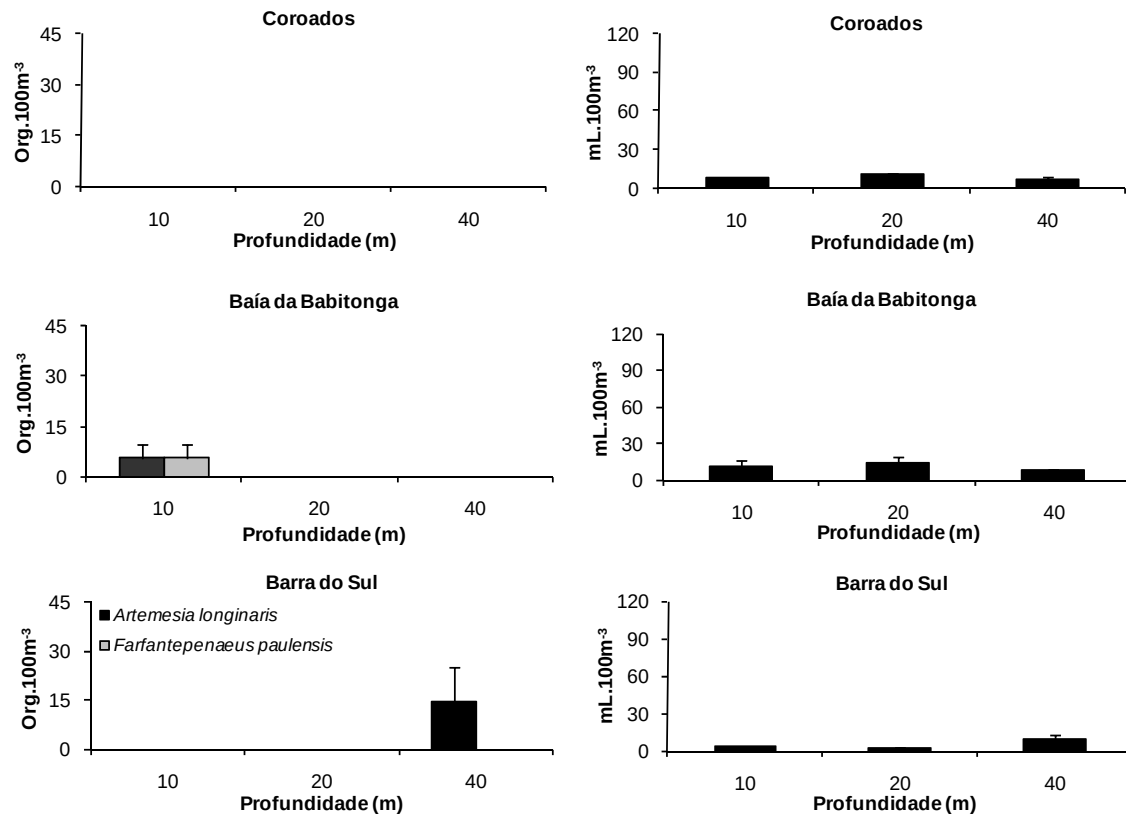


Figura 2. Média e desvio padrão da densidade de larvas de *A. longinaris* (org.100m⁻³), de *F. paulensis* (org.100m⁻³) e do biovolume de zooplâncton (mL.100m⁻³) no inverno, nas radiais baía da Babitonga (SC), Barra do Sul (SC) e Coroados (PR), nos pontos amostrais localizados nas isóbatas de 10, 20 e 40 metros de profundidade.

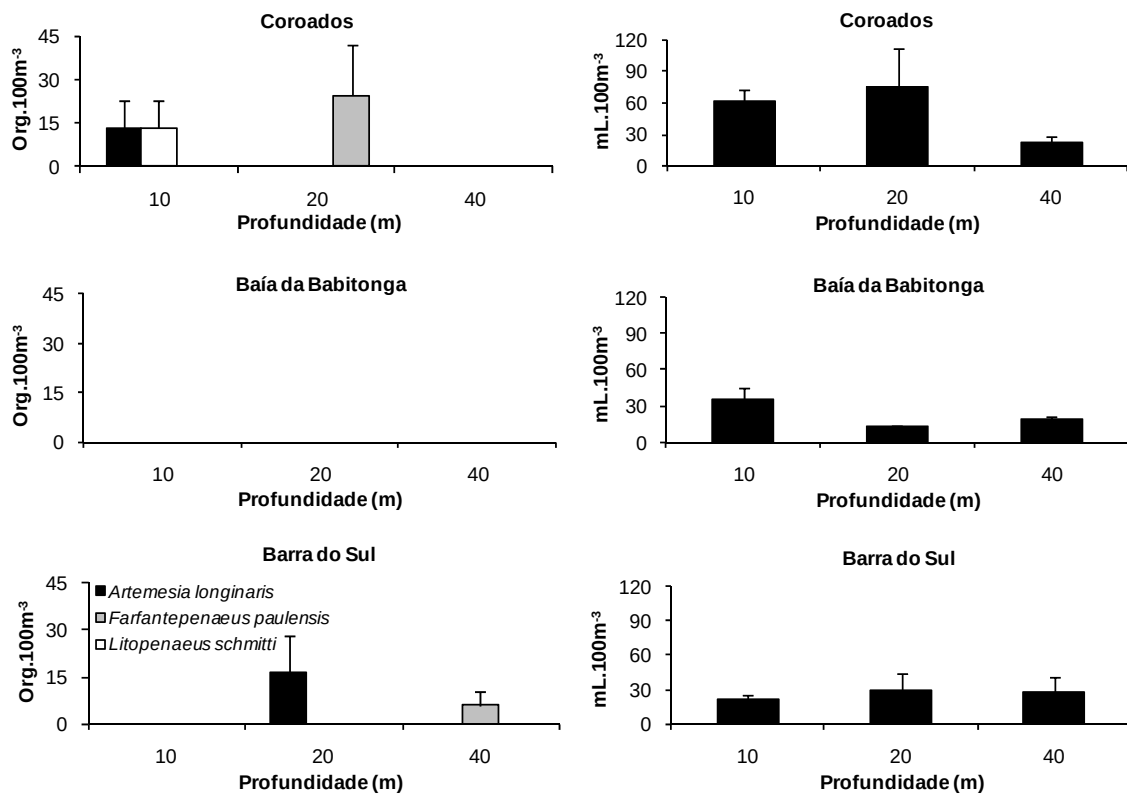


Figura 3. Média e desvio padrão da densidade de larvas de *A. longinaris* (org.100m⁻³), de *F. paulensis* (org.100m⁻³), de *L. schmitti* (org.100m⁻³) e do biovolume de zooplâncton (mL.100m⁻³) no verão, nas radiais baía da Babitonga (SC), Barra do Sul (SC) e Coroados (PR), nos pontos amostrais localizados nas isóbatas de 10, 20 e 40 metros de profundidade.

significativa entre a temperatura de superfície e a temperatura de fundo no inverno (Tabela II). No verão foram assinaladas correlações negativas significativas entre a salinidade de superfície e temperatura de fundo, entre a salinidade de fundo e temperatura de superfície, entre a salinidade de fundo e a temperatura de fundo e entre a turbidez de superfície e o pH de fundo. Correlações positivas significativas ocorreram entre a salinidade de fundo e a salinidade de superfície, entre o pH de fundo e a salinidade de superfície, entre o pH de fundo e a salinidade de fundo e entre o pH de superfície e o pH de fundo (Tab. III).

A análise de agrupamento revelou dois grupos no inverno, sendo um representado por áreas amostrais com ocorrência de maiores densidades de larvas de penaeídeos e de biovolume de zooplâncton (1). O outro grupo possibilitou ser dividido em dois agrupamentos menores, um subgrupo (2A) de áreas sem ocorrência de larvas, mas com biovolume elevado, e o outro (2B)

de áreas sem ocorrência de larvas, porém com reduzido biovolume (Fig. 4). No verão ficou evidente a formação de três agrupamentos (Fig. 5), ou seja, áreas com densidades intermediárias de larvas, mas elevado biovolume (1), áreas sem ocorrência de larvas e reduzido biovolume (2), e finalmente áreas com densidades elevadas de larvas e biovolume (3). Na plataforma interna adjacente a baía da Babitonga a área representada pelo transecto correspondente à baía foi aquela onde as larvas dos penaeídeos estudados menos ocorreram, mesmo em épocas e condições ambientais distintas. Densidades mais elevadas de larvas ocorreram em estreita relação a maiores densidades de biovolume zooplancônico. A condição imposta pelo grande aporte continental deste complexo estuarino e, em paralelo, as condições intermediárias de suas áreas adjacentes indicam desempenhar um importante papel no equilíbrio das forças ecológicas no início da vida destes penaeídeos, neste caso, antes da condição de pós-larva.

Discussão

A região sueste (entre 23° e 30° S; e 45° e 49° W) sofre influência da convergência subtropical, onde ocorre o encontro de águas quentes e oligotróficas tropicais com águas frias e eutróficas de origem sub-antártica, sendo que este encontro de massas d'água afeta intensamente as condições hidrográficas da região sul do Brasil nos meses de inverno (Brandini & Moraes 1986). Na área de estudo, em agosto de 2004, a coluna d'água demonstrou homogeneidade em relação à temperatura e foi assinalada a correlação positiva

para esta variável entre superfície e fundo, indicando uma época com águas frias e mais homogêneas. Em março de 2005 foi observada a influência da Água Central do Atlântico Sul (ACAS) na região costeira e a dominância da Água de Plataforma, ou seja, a mistura da ACAS com a Água Tropical. Segundo Brandini *et al.* (1997) do ponto de vista biológico o evento mais importante a se ressaltar é a intrusão da ACAS no assoalho da plataforma continental da Região Sul no período de verão, sendo que essa intrusão acentua a termoclina,

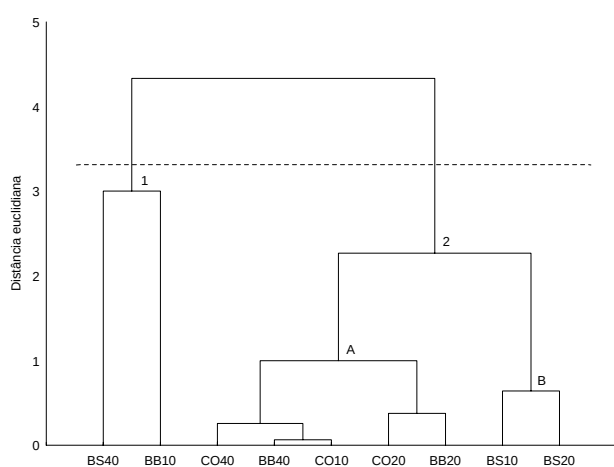


Figura 4. Análise de agrupamento das abundâncias dos componentes planctônicos em cada área amostral, a partir das distâncias euclidianas e método de ligações completas no inverno. Baía da Babitonga (BB), Barra do Sul (BS), Coroados (CO) e as respectivas profundidades da coluna d'água nos pontos amostrais em metros (10, 20 e 40).

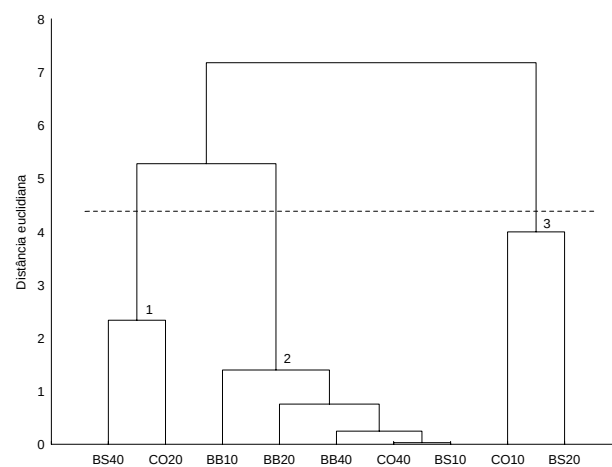


Figura 5. Análise de agrupamento das abundâncias dos componentes planctônicos em cada área amostral, a partir das distâncias euclidianas e método de ligações completas no verão. Baía da Babitonga (BB), Barra do Sul (BS), Coroados (CO) e as respectivas profundidades da coluna d'água nos pontos amostrais em metros (10, 20 e 40).

Tabela II. Correlações de Spearman determinadas para agosto de 2004 entre as variáveis de temperatura de superfície (Ts), temperatura de fundo (Tf), salinidade de superfície (Ss), salinidade de fundo (Sf), pH de superfície (pHs), pH de fundo (pHf), turbidez de superfície (Turbs) e turbidez de fundo (Turbf).

	Tf	Ss	Sf	pHs	pHf	Turbs	Turbf
Ts	0,710*	-0,143	-0,429	0,275	-0,290	-0,048	0,029
Tf		-0,200	0,088	-0,126	-0,134	-0,250	0,000
Ss			-0,600	-0,240	-0,564	0,024	0,700
Sf				-0,103	0,203	-0,600	-0,029
pHs					0,763	0,359	-0,103
pHf						0,667	-0,377
Turbs							-0,200

(*) Correlações significativas ao nível de $p < 0,05$.

Tabela III. Correlações de Spearman determinadas para março de 2005 entre as variáveis de temperatura de superfície (Ts), temperatura de fundo (Tf), salinidade de superfície (Ss), salinidade de fundo (Sf), pH de superfície (pHs), pH de fundo (pHf), turbidez de superfície (Turbs) e turbidez de fundo (Turbf).

	Tf	Ss	Sf	pHs	pHf	Turbs	Turbf
Ts	0,380	-0,383	-0,696*	-0,365	-0,553	0,237	0,465
Tf		-0,929*	-0,812*	-0,519	-0,768*	0,555	0,105
Ss			0,734*	0,567	0,756*	-0,594	-0,226
Sf				0,236	0,736*	-0,496	-0,373
pHs					0,748*	-0,653	-0,184
pHf						-0,828*	-0,527
Turbs							0,357

(*) Correlações significativas ao nível de $p < 0,05$.

como consequência da incidência constante de ventos do quadrante NE. Devido ao efeito de Coriolis, esses ventos deslocam a água de superfície para fora da plataforma e permitem a ressurgência da ACAS na região costeira, o que normalmente incentiva a produção primária planctônica e eleva a oferta alimentar para o zooplâncton, como por exemplo, as fases larvais de penaeídeos.

O litoral Sudeste-Sul do Brasil é considerado uma região de transição hidrológica e, conseqüentemente, faunística (Melo *et al.* 1989), onde são encontradas importantes massas d'água como a Água Costeira, a Água de Plataforma, a Água Tropical e a Água Subtropical (Emilsson 1959). Além disso, esta parte do litoral fica próxima à Convergência Subtropical e de áreas com ressurgências. No inverno na área adjacente à baía da Babitonga os registros físico-químicos revelaram a dominância da Água Costeira. Para esta área no verão foi observada a dominância da Água de Plataforma e a intrusão da Água Tropical, evidenciando a diferença hidrológica entre as épocas estudadas. Cordeiro & Montú (1991) e Lopes *et al.* (2006) descreveram por características físico-químicas a presença da Água Costeira e da Água Tropical, entre as regiões costeiras do norte da Argentina e o litoral Sul paranaense de março a abril.

Em águas polares e temperadas, o conhecimento sobre a comunidade zooplanctônica está

mais avançado, pois nestas regiões ocorrem espécies que já foram amplamente estudadas, ao contrário, em águas tropicais a informação de curto e longo prazo da variabilidade de zooplâncton é relativamente escassa (Puelles *et al.* 2003). Em agosto de 2004, a densidade do biovolume de zooplâncton foi relativamente homogênea em relação à profundidade ao longo dos pontos amostrais, porém indicou estar enriquecido pela influência de importantes aportes continentais e suas plumas estuarinas na área deste estudo, principalmente da baía da Babitonga (SC), de Barra do Sul (SC), da baía de Guaratuba (PR) e da baía de Paranaguá (PR). A área de estudo apresenta carência de informações comparativas e é relativamente pouco investigada em relação à comunidade planctônica. Segundo Gross & Gross (1996) e Cavalcanti & Larrazábal (2004) este tipo de pesquisa é de importância prioritária.

No verão foram registradas as maiores densidades médias de biovolume de zooplâncton associadas às estações de coleta mais rasas em 10 e 20 metros de profundidade. Assim, foi constatada a importância da drenagem continental na área de estudo, onde ocorreu incremento das densidades nas áreas mais próximas da costa, demonstrando influência marcante sobre as comunidades planctônicas na plataforma adjacente à baía da Babitonga. Segundo Cavalcanti & Larrazábal (2004) as áreas

costeiras sofrem influência de rios e estuários, provocando o aumento de turbidez e a diminuição da salinidade. A influência da ACAS na plataforma continental interna da região Sudeste-Sul na época do verão também deve ser considerada neste cenário de elevação da densidade do biovolume zooplânctônico (Matsuura 1977, 1986, Matsuura & Sato 1981, Brandini *et al.* 1997). Resgalla Jr. (2001) também registrou no Saco dos Limões em Florianópolis (SC) densidades de zooplâncton mais elevadas no verão em comparação ao inverno. Segundo Schettini *et al.* (2005) na plataforma adjacente ao rio Itajai-Açu (SC), o zooplâncton é influenciado principalmente pela variabilidade sazonal da temperatura. Estes estudos corroboram a variação nas densidades do biovolume de zooplâncton encontrada nas épocas de amostragem na plataforma interna adjacente a baía da Babitonga.

Na região sul do Brasil as populações adultas de penaeídeos normalmente encontram-se em regiões marinhas, aonde também transcorre seu desenvolvimento larval. Diferente da maioria das espécies de penaeídeos, como *F. paulensis* e *L. schmitti*, que utilizam águas estuarinas como berçário, *A. longinarius* desenvolve todo seu ciclo de vida no ambiente marinho (Boschi 1969, Garcia & Le Reste 1981, Rieger & D'Incao 1991, Branco & Verani 1998, Seeliger *et al.* 1998, D'Incao 1999). No presente trabalho, ocorreu variação das densidades de larvas entre as épocas estudadas, demonstrando um período de verão favorável à reprodução destes organismos. De acordo com Albertoni *et al.* (2003) em geral estes se reproduzem na plataforma continental, onde passam seus estágios planctônicos, migrando na fase de pós-larva para ricas e calmas águas estuarinas. Na baía Moreton ocorre maior densidade de larvas nos meses quentes do ano, sendo registrada a ocorrência de duas épocas de recrutamento (Courtney *et al.* 1995). Na amostragem realizada na área adjacente à baía da Babitonga também foram encontradas larvas de *A. longinarius* e *F. paulensis* nas duas épocas do ano, ocorrendo maior densidade e distribuição espacial no verão. Esta constatação demonstra que a época mais quente do ano na área de estudo influencia diretamente o recrutamento destes camarões devido a benefícios às suas estratégias reprodutivas. *Litopenaeus schmitti* mesmo com ocorrência menor indicou reprodução no verão, corroborando outras fontes de informação para a espécie (Ministério do Meio Ambiente 2001, IBAMA 2003, Santos *et al.* 2006).

Calazans (2002) registrou maior abundância de larvas de penaeídeos nos pontos amostrais localizados nas profundidades entre 10 e 30 metros

e uma ampla distribuição geográfica na plataforma interna adjacente a laguna dos Patos (RS). Na plataforma interna adjacente a baía da Babitonga a maior abundância de larvas ocorreu em 10 e 20 metros de profundidade e a distribuição geográfica foi abrangente na área de estudo entre Barra do Sul e Coroados. Entre as épocas observou-se maior densidade de larvas em 40 metros no inverno em virtude da presença marcante de *A. longinarius* e em 20 metros no verão devido a *F. paulensis*, sendo obtido assim padrão semelhante ao observado por Calazans (2002). A ausência de larvas dos penaeídeos estudados na área de elevada turbidez da radial da baía da Babitonga no período de verão indica estar relacionada à vazão deste estuário, quando a influência continental é intensa. Conforme Zenker & Agnes (1977) a circulação costeira proporciona importante transporte de larvas de *F. paulensis* do norte para o sul da região Sul do Brasil, principalmente no verão. Este fato em conjunto com o aporte continental teria contribuído com a maior abundância destas na radial de Coroados no verão, nenhuma nas adjacências da baía da Babitonga e baixo registro em Barra do Sul, indicando a presença de ajuste do processo reprodutivo, mais intenso ao norte, em regulação à deriva das larvas pelos padrões hidrológicos da área, o que inspira mais estudos futuramente. Segundo Haimovici (1997) os estoques pesqueiros destes camarões sofrem variações de abundância devido a influências ambientais importantes sobre suas fases iniciais.

No inverno foi registrada apenas a fase larval de mísis para *A. longinarius* e *F. paulensis*, sendo que a primeira teve ampla distribuição na área de estudo. Na costa do Rio Grande do Sul Calazans (2002) também encontrou maior representatividade de *A. longinarius* nesta época. A presença da fase de protozoé é um importante indicativo de atividade de desovas de penaeídeos em uma dada área (Munro & Jones 1968, Calazans 2002). No verão foram registradas as fases larvais de protozoé e mísis para *F. paulensis* e somente de mísis para *A. longinarius* e *L. schmitti*. Estudos pretéritos na plataforma continental do Sul do Brasil (Zenker & Agnes 1977, D'Incao 1991, Calazans 2002) sugerem que um estoque adulto de *F. paulensis* é responsável pelo recrutamento da espécie na laguna dos Patos e está alocado na costa catarinense, enquanto que *A. longinarius* está melhor representada ao sul desta região. Na área do presente estudo as larvas de *A. longinarius*, *F. paulensis* e *L. schmitti* ocorreram alternadamente entre as profundidades, radiais e épocas estudadas. Assim, as fases encontradas na área adjacente à baía da Babitonga refletiriam este

padrão geográfico de distribuição dos organismos. A tendência costeira e a associação das larvas com maiores densidades de plâncton estariam demonstrando o reflexo do ciclo sazonal de produção e das estratégias reprodutivas direcionadas para os estágios iniciais. Finalmente, destaca-se que poucos estudos vêm sendo realizados na plataforma continental do litoral norte catarinense e sul paranaense para se conhecer a distribuição das densidades de larvas de camarões penaeídeos, a influência das variáveis ambientais, assim como uma abordagem integrando larvas, jovens e adultos. Desta maneira, estudos futuros abrangentes sobre estes organismos devem ser realizados nesta área devido à relevância das informações na compreensão de sua ecologia e para o seu manejo.

Referências Bibliográficas

- Albertoni, E. F., Palma-Silva, C. & Esteves, F. A. 2003. Crescimento e Fator de Condição na fase juvenil de *Farfantepenaeus brasilienses* (Latreille) e *F. paulenses* (Pérez-Farfante) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae) em uma lagoa costeira tropical do Rio de Janeiro, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 20 (3): 409-418.
- Boltovskoy, D. 1981. **Atlas del Zooplankton del Atlantico Sudoccidental y métodos de trabajo con el zooplankton marino**. INIDEP, Mar del Plata, 933 p.
- Boltovskoy, D. 1999. **South Atlantic Zooplankton**. Leiden, Backhuys Publishers, 1706 p.
- Bonecker, S. L. C. 2006. **Atlas de zooplâncton da região central da Zona Econômica Exclusiva brasileira**. Museu Nacional, Rio de Janeiro. 234 p.
- Boschi, E. E. 1969. Estudio biológico pesquero del camarón *Artemesia longinaris* Bate, de Mar del Plata. **Boletín Biología Marina**, 18: 1-47.
- Boschi, E. E. & Scelzo, M. A. 1977. Desarrollo larval y cultivo del camaron comercial de Argentina, *Artemesia longinaris* Bate (Crustacea, Decapoda, Penaeidae). **FAO, Informes de Pesca**, 159: 287-327.
- Branco, J. O. 2005. Biologia e pesca do camarão sete-barbas *Xiphopenaeus kroyeri* (Heller) (Crustacea, Penaeidae) na Armação do Itapocoroy, Penha, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22(4): 1050-1062.
- Branco, J. O. & Verani, J. R. 1998. Estudo populacional do camarão-rosa *Penaeus paulensis* Perez Farfante (NATANTIA, PENAEIDAE) na Lagoa da Conceição, Santa Catarina, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 15(2): 353-364.
- Brandini, F. P. Lopes, R. M., Gustseit, K. S., Spach, H. L. & Sassi, R. 1997. **Planctonologia na Plataforma Continental do Brasil - Diagnose e revisão bibliográfica**. FEMAR, Rio de Janeiro: 196 p.
- Brandini, F. P. & Moraes, C. L. B. 1986. Composição e distribuição do fitoplâncton em áreas costeiras e oceânicas da região sudeste do Brasil. **Nerítica**, 1: 9-19.
- Browder, J. A., Zein-Eldin, Z., Criales, M. M., Robblee, M. B., Wong, S. Jackson, T. L. & Johnson, D. 2002. Dynamics of pink shrimp (*Farfantepenaeus duorarum*) recruitment potential in relation to salinity and temperature in Florida Bay. **Estuaries**, 25(6B): 1355-1371.
- Calazans, D. 1993. Key to the Larvae and Decapodids of genera of the infraorder Penaeidea from the southern brazilian coast. **Nauplius**, 1: 45-62.
- Calazans, D. 2002. Seasonal larval composition and abundance of shrimps in the surrounding area of the Patos Lagoon Mouth. **Nauplius**, 10(2): 111-120.
- Cavalcanti, E. A. H. & Larrazábal, M. E. L. 2004. Macrozooplâncton da Zona Econômica Exclusiva do Nordeste do Brasil (segunda expedição oceanográfica- REVIZEE/NE II) com ênfase em Copepoda (Crustacea). **Revista Brasileira de Zoologia**, 21(3): 467-475.
- Coelho, P. A. & Santos, M. C. F. 1995. Época da reprodução dos camarões *Penaeus Schmitti* burkenroad, 1936 e *Penaeus Pubtilis* Pérez-

- Farfante, 1967 (Crustacea, Decapoda, Penaeidae), na região da foz do rio São Francisco. **Boletim Técnico-Científico do CEPENE**, 3(1): 122-140.
- Cordeiro, T. A. & Montú, M. 1991. Distribuição dos Sifonophorae: Calycophorae (Cnidaria) em relação às massas de água ao largo dos estados do Paraná e de Santa Catarina, Brasil (28°S - 31°S). **Nerítica**, 6(1-2): 107-126.
- Courtney, A. J., Masel, J. M. & Die, D. J. 1995. Temporal and patterns in recruitment of three Penaeid prawns in Moreton Bay, Queensland, Australia. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, 41: 377-392.
- Davis, J. C. 1986. **Statistic and data analysis in geology**. John Wiley & Sons INC., New York. 456-473 p.
- D'Incao, F. 1991. Pesca e biologia de *Penaeus paulensis* na Lagoa dos Patos, RS. **Atlântica**, 13(1): 159-169.
- D'Incao, F. 1999. Subordem Dendrobranchiata (camarões marinhos), p. 271-299. In: Buckup, L. & Bond-Buckup, G. (Ed.) **Os Crustáceos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre, Editora da Universidade, 514 p.
- D'Incao, F., Valentini, H. & Rodrigues, L. F. 2002. Avaliação da pesca de camarões nas regiões Sudeste e Sul do Brasil. 1965-1999. **Atlântica**, 24(2): 103-116.
- DNIT/IME. 2004 **Estudos ambientais da Baía da Babitonga – Canal do Linguado**. Estudos da baía da Babitonga / canal do Linguado: Convênio DNIT / IME: CD/ROM.
- Dias, C. O. 1995. Distribuição de Copepoda (Crustacea) ao largo da costa do Estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Biologia**, 54(4): 147-156.
- Ehrhardt, N. M. & Legault, C. M. 1999. Pink shrimp, *Farfantepenaeus duorarum*, recruitment variability as an indicator of Florida Bay dynamics. **Estuaries**, 22(2B): 471-483.
- Emilsson, I. 1959. Alguns aspectos físicos e químicos das águas marinhas brasileiras. **Ciência e Cultura**, 11(2): 44-54.
- Fernandes, L. D. A., Bonecker, S. L. C. & Valentin, J. L. 2002. Dynamic of Decapod Crustacean larvae on the entrance of Guanabara Bay. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 45(4): 491-498.
- Garcia, S. & Le Reste, L. 1981. Life cycles, dynamics, exploitation and management of coast penaeid shrimp stocks. **FAO Fisheries Technical Paper**, 203: 1-215.
- García-Pinto, L. & Ewald, J. J. 1974. Desarrollo larval del camarón blanco, *Penaeus schmitti* Burkenroad, 1936. **Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas**, 12: 1-61.
- Gross, M. M. & Gross, E. 1996. **Oceanography, a view of earth**. New Jersey, Prentice Hall, 472 p.
- Gusmão, J., Lazoski, C. & Solé-Cava, A. M. 2005. Population genetic structure of Brazilian shrimp species (*Farfantepenaeus* sp., *F. brasiliensis*, *F. paulensis* and *Litopenaeus schmitti*: Decapoda: Penaeidae). **Genetics and Molecular Biology**, 28(1): 165-171.
- Haimovici, M. 1997. **Recursos pesqueiros demersais da Região Sul**. REVIZEE – FEMAR, Rio de Janeiro, 80 p.
- IBAMA. 1998. **Proteção e controle de ecossistemas costeiros. Manguezal da baía da Babitonga**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Coleção Meio Ambiente. Série Estudos Pesca, 25. Brasília, IBAMA, 145 p.
- IBAMA. 2003. **Portaria nº 70, de 30 de outubro de 2003**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília, IBAMA, 3 p.
- Isaac, V. J., Dias-Neto, J. & Damasceno, F. G. 1992. **Camarão-Rosa da costa norte**. Coleção Meio Ambiente. Série estudos Pesca número 1. IBAMA (Instituto Brasileiro de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis). Brasília, 187 p.
- Iwai, M. 1978. Desenvolvimento larval e pós-larval de *Penaeus (Melicertus) paulensis* Pérez-Farfante, 1967 (Crustacea, Decapoda) e o ciclo de vida dos camarões do gênero *Penaeus* da região Centro-sul do Brasil. **Tese de Doutorado**. Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil. 137 p.
- Knie, J. L. W. 2002. **Atlas ambiental da região de Joinville: complexo hídrico da Baía da Babitonga**. Florianópolis: FATMAR/GTZ, 118 p.
- Koettker, A. G. & Freire, A. S. 2006. Spatial and temporal distribution of decapod larvae in the subtropical waters of the Arvoredo archipelago, SC, Brazil. **Iheringia**, 96(1): 31-39.
- Lopes, R. M., Katsuragawa, M., Dias J. F., Montú, M. A., Muelbert, J. H., Gorri, C. & Brandini, F. P. 2006. Zooplankton and ichthyoplankton distribution on the southern Brazilian shelf: an overview. **Scientia Marina**, 70(2): 189-202.
- Malpartida, J. & Vinatea, L. 2007. Monitoramento

- do crescimento de juvenis de *Farfantepenaeus paulensis* (Perez-Farfante, 1967) com vistas a um futuro repovoamento da Lagoa de Ibiraquera, Imbituba, SC. **Revista Biotemas**, 20(3): 37-45.
- Matsuura, Y. 1977. A study of the life history of Brazilian sardine, *Sardinella brasiliensis*. IV. Distribution and abundance of sardine larvae. **Boletim do Instituto Oceanográfico de São Paulo**, 26: 219-247.
- Matsuura, Y. 1986. Contribuição ao estudo da estrutura oceanográfica da região sudeste entre Cabo Frio (RJ) e Cabo de Santa Marta Grande (SC). **Ciência e Cultura**, 38(8): 1439-1450.
- Matsuura, Y. & Sato, G. 1981. Distribution and abundance of scombrid larvae in southern Brazilian waters. **Bulletin of Marine Science**, 31(4): 824-832.
- Melo, G. A. S., Veloso, V. G. & Oliveira, M. C. 1989. A Fauna de Brachyura (CRUSTACEA, DECAPODA) do litoral do Estado do Paraná. Lista Preliminar. (Pontal do Sul/PR). **Nerítica**, 4: 1-32.
- Ministério do Meio Ambiente. 2001. **Portaria nº 74, de 13 de fevereiro de 2001**. Brasília, MMA, 3 p.
- Moore, J. 2003. **Invertebrados**. São Paulo, Santos, 356 p.
- Munro, J. L. & Jones, A. C. 1968. Abundance and distribution of the larvae of the pink shrimp (*Penaeus duorarum*) on the Tortugas shelf of Florida, 1962 – 1964. **Fishery Bulletin**, 67(1): 165-181.
- Paiva, M. P. 1997. **Recursos pesqueiros estuarinos e marinhos do Brasil**. EUFC, Fortaleza, 286 p.
- Perez, J. A. A., Pezzuto, P. R., Lucato, S. H. B. & Vale, W. G. 2003. Frota de arrasto de Santa Catarina, p. 117-184. In: M. C. Cergole & C. L. D. B. Rossi-Wongtschowski (Ed.) **Análise das principais pescarias comerciais do sudeste-sul do Brasil**. Dinâmica das frotas pesqueiras. São Paulo, Evoluir, 376 p.
- Puelles, M. L. F., Grás, D. & Hernández-León, S. 2003. Annual cycle of zooplankton biomass, abundance and species composition in the neritic area of the Balearic sea western Mediterranean. **Marine Ecology**, 24(2): 123-139.
- Raymont, J. E. G. 1983. **Plankton and productivity in the oceans**. vol. 2: Zooplankton. 2nd Edition, Pergamon Press, Oxford. 630 p.
- Resgalla Jr, C. 2001. Estudo de impacto ambiental sobre a comunidade do zooplâncton na Enseada do Saco dos Limões, Baía Sul da Ilha de Santa Catarina, Brasil. **Atlântica**, 23: 5-16.
- Rieger, P. J. & D'Incao, F. 1991. Distribuição das larvas de *Loxopagurus loxochelis* (DECAPODA, DIOGENIDAE) na região adjacente à Barra de Rio Grande, RS. **Nerítica**, 6(1-2): 93-106.
- Santos, M. C. F., Pereira, J. A., Ivo, C. T. C. & Souza, R. F. C. 2006. Crescimento do camarão branco, *Litopenaeus schmitti* (Burkenroad, 1936) (Crustacea, Decapoda, Penaeidae), no Nordeste do Brasil. **Boletim Técnico-Científico do Cepene**, 14(1): 59-70.
- Schettini, C. A. F., Resgalla Jr, C., Pereira-Fliho, J., Silva, M. A. C., Truccolo, E. C. & Rörig, L. R. 2005. Variabilidade das características oceanográficas e ecológicas da região de influência fluvial do rio Itajaí-Açu. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, 9(2): 93-102.
- Seeliger, U., Odebrecht, C. & Castelo, J. P. 1998. **Os Ecossistemas costeiros e marinhos do extremo sul do Brasil**. Ecoscientia, Rio Grande. 326 p.
- Sharma, S. 1996. **Applied multivariate techniques**. John Wiley & Sons, New York. 493 p.
- Spivak, E. D. 1997. Los crustáceos decápodos del Atlántico Sudoccidental (25°-55°S): distribución y ciclos de vida. **Investigaciones Marinas**, 25: 69-91.
- Statsoft, Inc. 1995. **Statistica for Windows**. Tulsa, USA. [Computer program manual].
- Valentini, H., D'Incao, F., Rodrigues, L. F., Neto, J. E. R. & Rahn, E. 1991. Análise da pesca do camarão-rosa (*Penaeus brasiliensis* e *Penaeus paulensis*) nas regiões sudeste e sul do Brasil. **Atlântica**, 13: 143-158.
- Zar, J. H. 1996. **Biostatistical Analysis**. 3ª ed. New Jersey: Prentice Hall. 662 p.
- Zenker, H. H. & Agnes, J. L. 1977. Distribuição do camarão rosa *Penaeus brasiliensis* e *Penaeus paulensis* ao longo da costa Sudeste e Sul do Brasil. SUDEPE, Série Documentos Técnicos, São Paulo, 21: 105 p.

Received August 2008

Accepted September 2008

Published online November 2008



Gastrointestinal helminth parasites of Loggerhead turtle *Caretta caretta* Linnaeus 1758 (Testudines, Cheloniidae) in Brazil

MAX RONDON WERNECK¹, CAMILA MARTOS THOMAZINI², EDUARDO SHIGUERU MORI²,
VERÔNICA THEREZA GONÇALVES², BERENICE MARIA GOMES
GALLO¹ & REINALDO JOSÉ DA SILVA²

¹✉ Fundação Pró-Tamar, Rua Antônio Athanazio da Silva n.º 273, Bairro Itagua, Ubatuba, São Paulo, Brazil 11680-000, Tel +55-12 3832-6202, Fax +55-12- 3832-7014

E-mail: max@tamar.org.br

² Departamento de Parasitologia, Instituto de Biociências, UNESP, Botucatu, São Paulo, Brazil, 18618-000, Tel. +55-14-38116239, Fax +55-14-38153744, e-mail: reinaldo@ibb.unesp.br

Abstract. Twelve juvenile specimens of *Caretta caretta* were examined and results showed five of them (41.7%) were parasitized by helminthes species, as: *Sulcascaris sulcata*, *Kathlania leptura*, *Orchidasma amphiorchis*, *Pyelosomum renicapite*, and *Calycodes anthos*.

Key words: Sea Turtles, nematodes, trematodes.

Resumo: Helmintos gastrointestinais parasitas de tartarugas cabeçudas *Caretta caretta* Linnaeus, 1758 (Testudines, Cheloniidae) no Brasil. Doze indivíduos juvenis de *Caretta caretta* foram estudados e cinco (41,7%) encontravam-se parasitados por helmintos das espécies *Sulcascaris sulcata*, *Kathlania leptura*, *Orchidasma amphiorchis*, *Pyelosomum renicapite* e *Calycodes anthos*.

Palavras-chave: Tartarugas marinhas, nematódeos, trematódeos.

Studies on the helminth fauna of sea turtles have been conducted in many countries. However, there are few reports on the occurrence of chelonian helminthes in Brazil and *Chelonia mydas* Linnaeus 1758 was the major studied species (Travassos *et al.* 1969, Vicente *et al.* 1993).

The aim of the present study is to report the gastrointestinal helminths of twelve specimens of *Caretta caretta* Linnaeus, 1758 donated to the TAMAR-ICMBio Project Marine Sea Turtle Rehabilitation Center (MTRC) during 2003 and 2007. Five *C. caretta* specimens were found dead by pelagic longline fishing commercial fleet workers and were frozen stored until sent to MTRC. The other seven specimens were collected on the North Coast of São Paulo State, Brazil.

The specimens were necropsied and their digestive tracts collected. Samples from the esophagus, stomach, small and large intestine were collected and then analyzed under stereomicroscope. The collected trematodes were fixed with AFA (Alcohol-Formalin-Acetic Acid) solution under

cover slip pressure and stained with carmine. The nematodes were fixed with hot (65°C) AFA solution and clarified with lactofenol. The voucher helminthes were deposited at the Helminthological Collection of the Instituto de Biociências (CHIBB) of the Universidade Estadual Paulista, Botucatu, São Paulo State, Brazil. Morphological and morphometrical analyses were performed using the Qwin Lite 3.1 computerized system (Leica, Germany). Prevalence, mean intensity of infection and abundance were calculated according to Bush *et al.* (1997).

Five (41.7%) *C. caretta* specimens (mean curvature carapace = 71,3 ± 21,5 cm) were parasitized by helminth. Trematodes were found in 4 (80%) animals while nematodes in 3 (60%). Two (40%) hosts presented concomitant infection by trematodes and nematodes.

Three digenetic trematode species, *Orchidasma amphiorchis* (Braun 1899) Looss, 1900, *Pyelosomum renicapite* (Leidy, 1856) Ruiz, 1946 and *Calycodes anthos* (Braun, 1899) Looss, 1901,

and two nematode species, *Sulcascaris sulcata* (Rudolphi, 1819) and *Kathlania leptura* (Rudolphi 1819) Travassos 1918, were identified.

Orchidasma amphiorchis was the most prevalent species, followed by *S. sulcata* and *K. leptura*. The latter presented the highest mean infection intensity. Mean abundance was highest in *O. amphiorchis* (Table I).

Orchidasma amphiorchis has been reported in *C. mydas* in Mexico (Caballero 1962) and Brazil (Travassos *et al.* 1969). Yamaguti (1971) reported the occurrence of this helminth in *C. mydas*, *Eretmochelys imbricata* Linnaeus 1758, and *C. caretta* in Florida, the Gulf of Mexico; Oaxaca, Japan and Brazil. Infection by *O. amphiorchis* has also been observed in *C. caretta* in Australia (Blair & Limpus 1982), Italy (Manfredi *et al.* 1998), and the Mediterranean Sea (Badillo 2007).

Mohan (1970) found *P. renicapite* infecting a specimen of *Dermochelys coriacea* Vandelli, 1761 in the Indian Ocean. This parasite was later reported in the same species in Canada (Threlfall 1979), France (Almor *et al.* 1989), Porto Rico (Dyer *et al.* 1995), and Italy (Manfredi *et al.* 1996).

Aznar *et al.* (1998) reported the occurrence of *C. anthos* parasitizing *C. caretta* in the western Mediterranean, while Manfredi *et al.* (1998) observed a prevalence of 14.3% for this parasite in the same species in Italy. Its occurrence was also observed in *C. mydas* in Panama (Caballero *et al.* 1955) and *D. coriacea* in Canada (Threlfall 1979).

The only trematode species reported in *C. caretta* in Brazil is *Rhytidodes gelatinosus* (Rudolphi, 1819) Looss, 1901 (Travassos *et al.* 1969). The present study is the first report on the occurrence of *O. amphiorchis*. *P. renicapite* and *C. anthos* parasitizing this chelonian species in

Brazil and contributes to the knowledge of geographical distribution of trematode parasites of sea turtle.

Sulcascaris sulcata has been extensively reviewed by Sprent (1977), who demonstrated that this nematode species has only been reported in *C. caretta* and *C. mydas* from the Mediterranean Sea and Western Pacific populations. Subsequent studies have demonstrated the occurrence of the parasite in *C. caretta* in Australia (Lester *et al.* 1980, Berry & Cannon 1981) and Uruguay (Lent & Freitas 1948). In Brazil, however, it has only been observed in *C. mydas* (Freitas & Lent 1946, Vicente *et al.* 1993).

Kathlania leptura was originally described by Rudolphi (1819) from a specimen of *C. mydas*. Reported hosts and distribution pattern for this nematode are: *C. mydas* in Sri Lanka, Mauritania, and Brazil (Lane 1914, Travassos 1918); *C. caretta* in Sri Lanka, Brazil, Egypt, Western Australia, the Mediterranean and Ossabaw Island, Georgia, U.S.A. (Baylis 1923, Inglis 1957, Sey 1977, Lester *et al.* 1980, Khalil 1998, Bursey *et al.* 2006, Badillo 2007); and *Lepidochelys olivacea* Eschscholtz, 1829 in Zanzibar (Brooks & Frazier 1980). However, contradictory data concerning the occurrence of this parasite in *C. caretta* can be found in the literature. While Bursey *et al.* (2006) cited this chelonian as host for *K. leptura*, a revision on nematode parasites found in reptiles in Brazil (Vicente *et al.* 1993) reported only *C. mydas* as host for this nematode. The present study confirms the occurrence of *K. leptura* in *C. caretta*, as previously cited by Bursey *et al.* (2006).

Few studies on the gastrointestinal helminth community of *C. caretta* have been reported and all were conducted with sea turtles from the Mediterranean Sea (Manfredi *et al.* 1998, Aznar *et al.* 1998, Badillo 2007). Prevalence (P), mean

Table I. Prevalence, mean abundance and intensity of infection in Loggerhead Turtle, *Caretta caretta* (Testudines, Cheloniidae), from Ubatuba, State of São Paulo, Brazil.

Species	Collection number (CHIBB)	Total number of parasites	Number of infected hosts	Prevalence (%)	Mean abundance	Intensity of infection		Infection site
						Mean	Range	
Trematoda								
<i>Orchidasma amphiorchis</i>	1383, 1387, 2531, 2598, 2599	650	4	33.3	54.16 ± 35.82	162.5 ± 90.61	1 – 335	SI
<i>Pyelosomum renicapite</i>	1384	12	1	8.3	1	12	-	LI
<i>Calycodes anthos</i>	2530	1	1	8.3	0.08	1	-	LI
Nematoda								
<i>Sulcascaris sulcata</i>	1385, 1386, 2597	33	2	16.6	2,75 ± 1.94	16.5 ± 1.5	15 – 18	ES, SI
<i>Kathlania leptura</i>	1388, 2600	457	2	16.6	38.0 ± 33.7	228.5 ± 177.5	51 – 406	LI

Legend: ES – esophagus, SI – small intestine, LI – large intestine.

abundance (MA) and intensity of infection (II) were highly variable in these studies. The ecological data reported by Aznar *et al.* (1998) (P=46; MA=8.7; II=9) and Badillo (2007) (P=45.9; MA=9.65; II=20.95) for *C. anthos* were higher than that observed in the present study. A higher ecological data were similarly observed for *S. sulcata* by Manfredi *et al.* (1998) (P=71.4; MA=17.8). On the other hand, for *O. amphiorchis*, the data found by Manfredi *et al.* (1998) (P=21.4; MA=3.1), Badillo (2007) (P=2.3; MA=0.02; II=1) was lower than that were here reported. This was also observed for *K. leptura* by Badillo (2007) (P=2.3; MA=0.02; II=1)

These data suggest that the interaction host-parasite is a complex relationship which involves many variables, including environmental, ontogenetic, feeding habit, ethological and geographical factors. Furthermore, the present study was performed with a smaller sample than other studies

(Manfredi *et al.* 1998, Aznar *et al.* 1998, Badillo 2007). However, this sampling includes all *C. caretta* specimens found dead in the region of Ubatuba between 2003 and 2007 the data presented contribute to the knowledge on marine chelonian helminth fauna and their geographical distribution.

Acknowledgments

Projeto TAMAR is affiliated with ICMBio, co-managed by the Fundação Pró-TAMAR, and officially sponsored by PETROBRAS. We would like to thank the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo - FAPESP (Proc. 07/59504-7) for financial support. The authors wish to express their thanks to Paula Baldassin, Cecília Baptistotte and Ricardo Nouailhetas Simon for critical reading and suggestions to improve the manuscript, and Bruno de Barros Giffoni (TAMAR-ICMBio), ITAFISH fishing enterprise and the crew of the Oceano Brasil boat.

References

- Almor, P., Raga, J. A., Abril, E., Balbuena, J. A. & Duguy, R. 1989. Parasitisme de la tortue luth, *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1766) dans les eaux europeennes par *Pyelosomum renicapite* (Leidy, 1856). **Vie Milieu**, 39: 57-59.
- Aznar, F. J., Badillo, F. J., & Raga J. A. 1998. Gastrointestinal helminths of loggerhead turtles (*Caretta caretta*) from the western Mediterranean: constraints on community structure. **Journal of Parasitology**, 84: 474-479.
- Badillo, F. J. 2007 Epizoítos y parásitos de la tortuga boba (*Caretta caretta*) en el Mediterráneo Occidental. **Phd Thesis**. Universitat de València, Valencia, Espanha, 262 p.
- Baylis, H. A. 1923. Report on a collection of parasitic nematodes, mainly from Egypt. Part. I. Ascaridae and Heterakidae. **Physiology**, 15: 1-13.
- Berry, G. N. & Cannon, L. R. G. 1981. The life history of *Sulcascares sulcata* (Nematoda: Ascaridoidea), a parasite of marine mollusks and Turtles. **Internation Journal for Parasitology**, 11: 43-54.
- Blair, D. & Limpus, C. J. 1982. Some digeneas (Platyhelminthes) parasitic in the Loggerhead Turtle, *Caretta caretta* (L.), in Australia. **Australian Journal of Zoology**, 30: 653-680.
- Brooks, D. R. & Frazier, J. 1980. New host and locality for *Kathlania leptura* (Rudolphi) (Nematoda: Oxyurata: Kathlanidae). **Proceedings of the Helminthological Society of Washington**, 47(2): 267-268.
- Bush, A. O., Lafferty, K. D., Lotz, J. M. & Shostak, A. W. 1997. Parasitology meets ecology on its own terms: Margolis *et al.* revisited. **Journal of Parasitology**, 83: 575-583
- Burse, C.R., Richardson, K. E., Richardson, D. J. 2006. First North American records of *Katlania leptura* and *Tonaudia tonaudia* (Nematoda: Kathlanidae), parasites of marine turtles. **Comparative Parasitology**, 73(1): 134-135.
- Caballero, E. C. 1962. Trematodos de las tortugas de Mexico, X. Presencia de *Orchidasma amphiorchis* (Braun, 1899) Los, 1900 en una tortuga marina, *Chelone mydas* de las costas del estado de Tamaulipas, Mexico. **Anales del Instituto de Biología / Universidad Nacional Autonoma de Mexico**, 28: 47-55.
- Caballero, E. Y. C., Zerecero, M. C. D. & Grocott, R. G. 1955. Helminths of the Republica de Panama. XV trematodos de *Chelone mydas* (L.), Tortuga marina comestible de Oceano pacifico del Norte. 2º parte. **Anales del Instituto de Biología / Universidad Nacional Autonoma de Mexico**, 26: 149-190
- Dyer, W. G., Williams, E. H. & Bunkley-Williams, L. 1995. Digenea of the green turtle (*Chelonia mydas*) and the Leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) from Puerto Rico. **Caribbean Journal of Science**, 31: 269-273.
- Freitas, J. F. T. & Lent, H. 1946. "Porrocaecum sulcatum" (Rudolphi, 1819). **Revista Brasileira de Biologia**, 6: 235-238.
- Inglis, W. G. 1957. A revision of the nematodes

- genera *Kathlania* and *Tonaudia*. **Annals and Magazine of Natural History**, 10: 789-800.
- Khalil, A. I. 1998. Redescription of nematode *Kathlania leptura* (Rudolphi, 1819) Travassos, 1918 (Ascarideida, Kathlaniidae). **Journal of Egyptian German Society of Zoology**, 26: 147-157.
- Lane, C. 1914. Suckered round-worms from India and Ceylon. **Indian Journal of Medical Research**, 2: 655-669.
- Lent, H. & Freitas, J. F. T. 1948. Uma coleção de nematódeos, parasitos de vertebrados do Museu de História natural de Montevideú. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, 46: 1- 71.
- Lester, R. J. G., Blair, D., Heald, D. 1980. Nematodes from scallops and turtles from Shark Bay, Western Australia. **Australian Journal of Marine and Freshwater Research**, 31: 713-717.
- Manfredi, M. T., Piccolo, G., Prato, F. & Loria, G. R. 1996. Parasites in Italian sea turtles. I. The leatherback turtle *Dermochelys coriacea* (Linnaeus, 1766). **Parassitologia**, 38: 581-583.
- Manfredi, M. T., Piccolo G. & Meotti C. 1998. Parasites of Italian sea turtles. II. Loggerhead turtles (*Caretta caretta* [Linnaeus, 1758]). **Parassitologia**, 40: 305-308.
- Mohan, R. S. L. 1970. Occurrence of the digenetic trematode *Astorchis renicapite* (Leidy) (family: Pronocephalidae) in the Leathery Turtle *Dermochelys coriacea* (Linné) from the Indian Ocean. **Journal of the Bombay Natural History Society**, 68: 489-490.
- Rudolphi, C. A. 1819. **Entozoorum synopsis cui accedunt mantissa duplex et indices locupletissimi**. Berolini, Rücker. 811p.
- Sey, O. 1977. Examination of helminth parasites of marine turtles caught along the Egyptian coast. **Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae**, 23: 387-394.
- Sprent, J. F. A. 1977. Ascaridoid nematodes of amphibians and reptiles: *Sulcascaris*. **Journal of Helminthology**, 51: 379-387.
- Threlfall, W. 1979. Three species of Digenea from the atlantic leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*). **Canadian Journal of Zoology**, 57: 1825-1829.
- Travassos, L. 1918. Informações sobre a família Kathlanidae, n.nom. **Revista da Sociedade Brasileira de Ciencias**, 2: 83-88.
- Travassos, L., Freitas, J. F. T. & Kohn, A. 1969. Trematódeos do Brasil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, 67: 1-886.
- Vicente, J. J., Rodrigues, H. O., Gomes D. C. & Pinto R. M. 1993. Nematóides do Brasil. III. Nematóides de répteis. **Revista Brasileira de Zoologia**, 10: 19-168.
- Yamaguti, S. 1971. **Synopsis of Digenetic Trematodes of Vertebrates**. Keigaku Publishing Co., Tokyo, 1074 p.

Received December 2007

Accepted September 2008

Published online November 2008



Biological observations on a rare deep-sea shark, *Dalatias licha* (Chondrichthyes: Dalatiidae), off the Maghreb coast (south-western Mediterranean)

CHRISTIAN CAPAPÉ¹, FARID HEMIDA², JEAN-PIERRE QUIGNARD¹,
MOHAMED MOURAD BEN AMOR³ & CHRISTIAN REYNAUD⁴

¹ Laboratoire d'Ichtyologie, case 104, Université Montpellier II, Sciences et Techniques du Languedoc, 34 095 Montpellier cedex 5, France : E-mail: capape@univ-montp2.fr

² Institut des Sciences de la Mer et de l'Aménagement du Littoral (ISMAL) , BP 19, Bois des Cars, 16320 Dely Ibrahim, Algiers, Algeria: E-mail: hemidafarid@yahoo.fr

³ Institut National des Sciences et Technologies de la Mer, 28 rue du 2 mars 1934, 2025 Salammbô, Tunisia

⁴ Laboratoire interdisciplinaire de Recherche sur la Didactique, l'Éducation et la Formation, E. A. 3749, case 77, Université Montpellier II, Sciences et Techniques du Languedoc, 34 095 Montpellier cedex 5, France

Abstract. Investigations conducted off the Maghreb coast allowed to capture 47 kitefin sharks *Dalatias licha* (Bonnaterre, 1788) and to state that the species is not completely extinct in the area. In the observed sample, males significantly outnumbered females ($df = 1$; $\chi^2 = 4.8$; $p > 0.05$), with sex-ratio F: M = 1: 2.1. All males over 740 mm TL were adult. A pregnant female carried 6 developing embryos, 3 males and 3 females, between 340 and 360 mm TL, which exhibited a conspicuous yolk sac. In the female, both ovaries were in a resting phase, suggesting that the vitellogenesis and embryonic development were not concomitant in *D. licha*. The species probably reproduces in alternate years. The breeding period occurs in the summer in the region. *D. licha* feeds mainly on fishes, occasionally on cephalopods.

Key words: reproductive biology, pregnant female, size at birth, diet.

Resumen: Observaciones biológicas sobre un raro tiburón de aguas profundas, *Dalatias licha* (Chondrichthyes: Dalatiidae), aguas afuera de la costa de Maghreb (Mediterráneo sudoccidental). Investigaciones conducidas aguas afuera de la costa de Maghreb permitieron capturar 47 carochos *Dalatias licha* (Bonnaterre, 1788) y establecer que la especie no está completamente extinta en esa área. En la muestra observada, el número de machos superó el número de hembras de forma significativa ($df = 1$; $\chi^2 = 4.8$; $p > 0.05$), siendo la razón sexual H: M = 1: 2.1. Todos los machos con tamaños mayores que 740 mm de longitud total eran adultos. Una hembra preñada contenía 6 embriones en desarrollo; 3 machos y 3 hembras con tamaños entre 340 y 360 mm de longitud total, exhibiendo un conspicuo saco vitelínico. En ésta hembra preñada, ambos ovarios se encontraban en fase de reposo, lo que sugiere que la vitelogénesis y el desarrollo embrional no suceden concomitantemente en *D. licha*. Esta especie probablemente se reproduce bianualmente. El parto sucede en verano en esta región. *D. licha* se alimenta principalmente de peces, ocasionalmente de cefalópodos.

Palabras clave: biología reproductiva, hembra preñada, tamaño al nacer, dieta.

Introduction

The kitefin shark *Dalatias licha* (Bonnaterre 1788) has a widespread distribution known on both sides of the Atlantic (Bigelow & Schroeder 1948, Mc Eachran & Branstetter 1984). *D. licha* is largely distributed off the eastern Atlantic from both British and Irish waters (Wheeler, 1969) to Morocco (Collignon & Aloncle 1972). Southward, the species

is reported off Madeira and Azores Islands (Perrotta 2004), and from Senegal (Cadenat & Blache 1981) to South Africa (Bass *et al.* 1976). Additionally, the species is also known elsewhere off New Zealand, Australia, Japan and Taiwan (Mc Eachran & Branstetter 1984). In the Mediterranean, *D. licha* was previously reported in the western basin only,

and the coast of Greece was its easternmost range extension (McEachran & Branstetter 1984). Nevertheless, further reports showed that the species occurs in the eastern Levantin Basin: off Turkey (Meriç 1995; Kabasakal & Kabasakal 2002), Israel (Golani, 2004) and Syria (Saad *et al.* 2004).

In the south-western Mediterranean, *D. licha* is reported as very rare off the northern coast of Tunisia, and unknown southward (Bradaï *et al.* 2002). Dieuzeide *et al.* (1953) previously noted that the species was also very rare off the Algerian coast. Investigations conducted in the area from 1998 to date offered us the opportunity to capture several specimens. These captures allowed us to give new biological data on this poorly known species, for which information in the literature is scarce according to Bass *et al.* (1976) and Compagno (1984). Additionally, these captures suggest us to reconsider the occurrence of the species in the area, in order to assess its real status in the region, for establishing elasmobranch monitoring and to prepare a plan for elasmobranch species in the region, as well.

Material and Methods

Of the 47 specimens of *Dalatias licha* observed, 8 were caught off the northern Tunisian coast between 1970 and 2007, by bottom trawling at depths between 200 and 600 on sandy-muddy bottoms, and 39 off the Algerian coast between 1996 and 2007, also by bottom trawling at similar depths and bottoms types. All the specimens were measured to the nearest mm, 22 were weighed to the nearest gramme. In addition, six embryos were removed from a pregnant female, sexed and measured.

Stomachs of the specimens caught off the Tunisian coast were dissected and their contents identified to the lowest taxon when possible.

Sexual maturity in males was determined from the length of claspers following Collenot (1969) and condition of the claspers following Capapé *et al.* (2008). Only a single adult pregnant female was dissected, the condition of other females was not determined.

With special regard to the relationship between total length (TL) and total mass (TM), the linear regression was expressed in decimal logarithmic coordinates. Correlations were assessed by least-squares regression. Test for significance was performed by using the chi-square test ($p > 0.05$).

Results

Of the 39 specimens caught off the Algerian coast, 28 were from Annaba, off the eastern region, 4 from Algiers, off the Central region and 7 from Ouahran, off the western region (Fig. 1); 23 were males, 10 females and 6 other specimens cannot be sexed; in addition, six developing embryos, 3 males and 3 females were removed from a pregnant female. Regarding the specimens from the Tunisian coast, 5 males and 3 females, were caught off the northern area, close to Algerian border (Fig. 1). In the total sample, among the sexed specimens, including embryos, males significantly outnumbered females ($df = 1$; $\chi^2 = 4.8$; $p > 0.05$), with sex-ratio F: M = 1: 2.1.

The size composition of the total sample is plotted in Fig. 2. Most of the observed specimens were larger than 700 mm TL, while the other specimens were smaller than 600 mm TL.

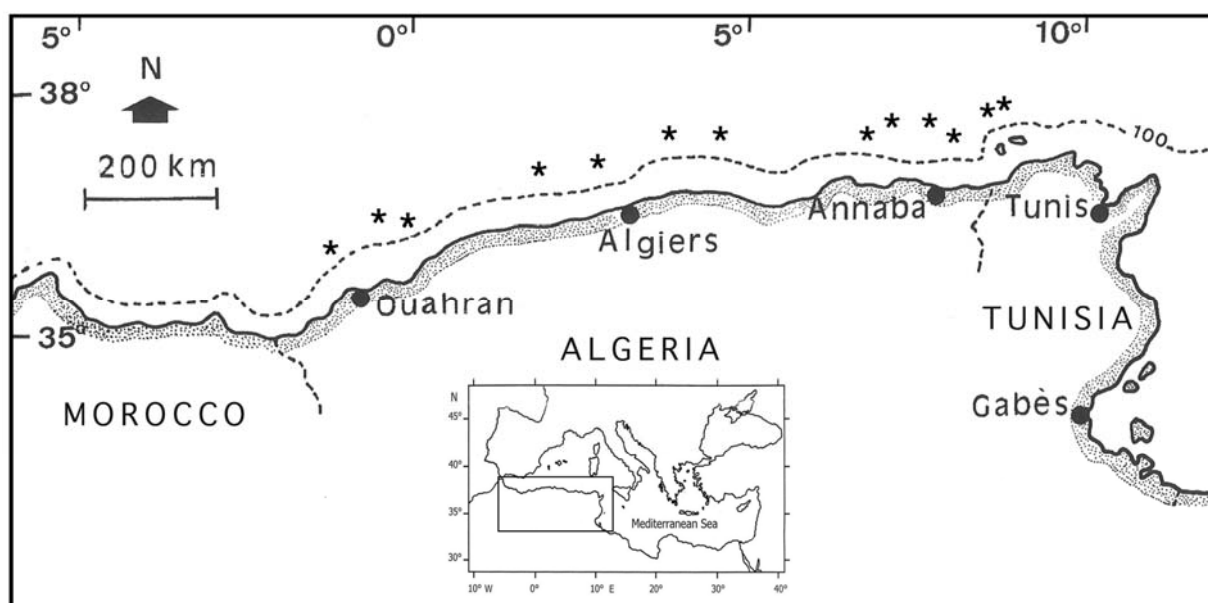


Figure 1. Map of the Mediterranean Sea showing the Maghreb coast, black stars pointing out the capture sites of *Dalatias licha* from the studied sample.

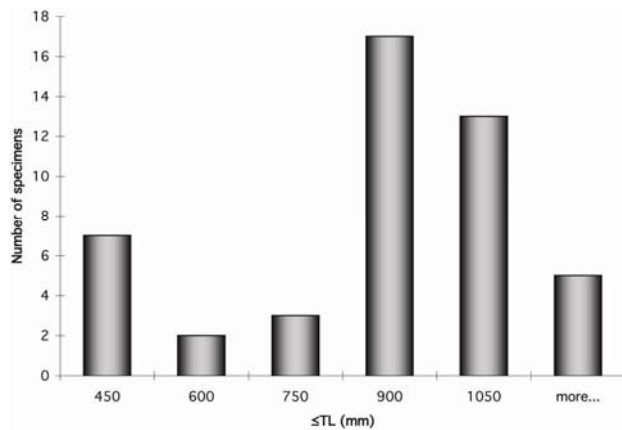


Figure 2. Size composition of total studied sample, total length (TL) expressed in millimetre.

The 4 smallest free-swimming specimens were between 320 and 390 mm TL, and weighed between 256 and 300 g. They exhibited an unhealed scar on the ventral surface and remains of yolk in the internal vitelline vesicle indicating that they probably were neonates (Fig. 3). The largest specimen recorded was a pregnant female with 1170 mm TL (Fig. 4), carrying six developing embryos, 3 in each uterus not compartmented in chambers. Two males and one female were found in the left uterus, and two females and one male in the right one. All embryos exhibited an obvious yolk sac and measured between 340 and 360 mm TL (Fig. 5). Both ovaries bore translucent oocytes and atretic follicles. The heaviest weighed specimen had 3300 g TM and reached 925 mm TL. The relationship TL between and TM was: $\log TM = 2.629 \log TL - 4.267$, $r = 0.99$, $n = 22$ (Fig. 6). The smallest adult male was 740 mm TL, and weighed 2000 g, all males over this TL were adults.

Of the 8 examined stomach contents from specimens caught off the Tunisian coast, two were empty. Four stomach contained remains of unidentified teleost species, one stomach contained a neurocranium of *Merluccius merluccius* and one stomach, a complete egg capsule of the blackmouth catshark *Galeus melastomus* Bonaparte, 1810 and remains of two cephalopod species belonging to the genus *Sepiolo*.

Discussion

Although, *Dalatias licha* is widely distributed, it is considered rare in most of its range areas. The species was targeted off the Azores Islands to obtain liver oil and therefore subjected to a drastic population decline between 1991 (900 tons) and 1998 (18 tons) according to Perrotta (2004). Moreover, *D. licha* is included in the IUCN Red List of threatened species (Compagno & Cook 2000), due probably to its K-selected biological

characteristics (*sensu* McAuley *et al* 2007). The captures of several specimens off the Algerian coast, area where *D. licha* was formerly considered as very rare did not suggest a recovery of the species; instead these records would be due to the fact that the species occurs in a deep area previously unexploited by the usual fishing gears according to information provided by fishermen, what suggests that the species is not already disappeared from the area. In our sample, males significantly outnumbered females, in agreement with Bottaro *et al.* (2003),



Figure 3. Juvenile specimen 660 mm total length caught off Algiers, central region of the Algerian coast (photo F. Hemida).

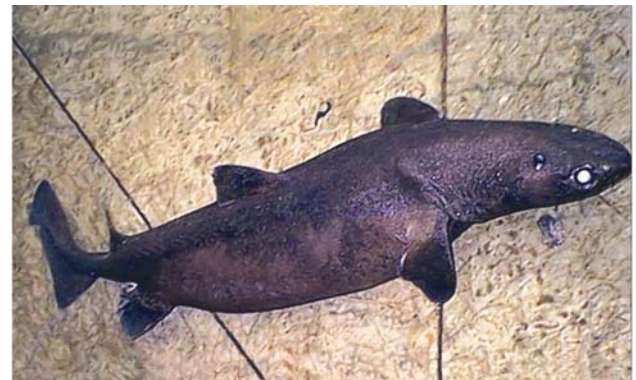


Figure 4. Pregnant female 1170 mm total length caught off Algiers, central region of the Algerian coast (photo F. Hemida).

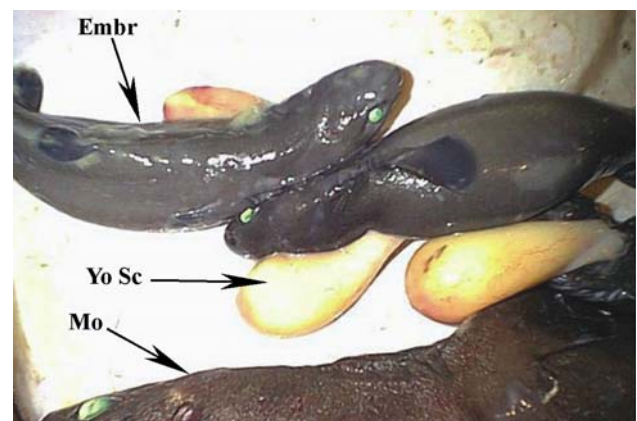


Figure 5. Developing embryos (Embr) with yolk sac (Yo SC) removed from a pregnant female (Mo) 1170 mm total length caught off Algiers, central region of the Algerian coast (photo F. Hemida).

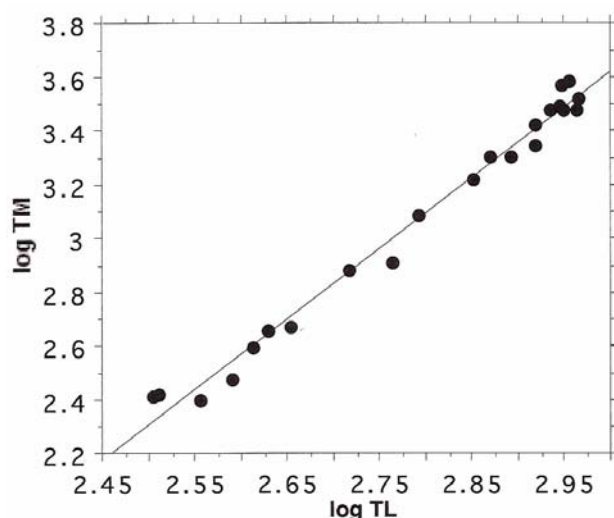


Figure 6. Relationship between total length (TL) and total mass (TM), expressed in decimal logarithmic coordinates, in *Dalatias licha* from the Maghreb coast.

who noted that in Gulf of Genoa (Ligurian Sea, northern Mediterranean), 'the sex-ratio is unbalanced 1: 5 (F: M)'. In the opposite, off South Africa Bass *et al.* (1976) reported that of the 38 specimens of *D. licha* observed 18 were males and 20 females. These differences may be the result of sampling mode. Additionally, among the embryos we have observed, males and females were equally distributed, and they were also equally distributed in both uteri.

Off south Africa, the maximum TL recorded for *D. licha* was 1590 mm (Bass *et al.* 1976), and possibly 1820 mm according to Compagno (1984). Males mature between 770 and 1210 mm, while females between 1170 to 1590 mm. Specimens from this area are larger and mature at a larger size than those from the Maghrebine coast, this phenomenon could be explained by intraspecific variations in size according to area in elasmobranch species, probably due to environmental conditions (Mellinger 1989, Capapé *et al.* 2004). Bigelow & Schroeder (1948) noted that size at birth occurred at about 300 mm total length and recorded an embryo of 270 mm TL with a large yolk sac. The smallest specimen observed by Bass *et al.* (1976) was a 360 mm female with an unhealed umbilical scar but having begun to feed on squid. Bottaro *et al.* (2003) noted that in the Gulf of Genoa, 'smallest and largest specimen found (TL) were respectively 355 mm, and 1164 mm, for females, while 369 mm, and 955 mm, for males' and added that all females larger than 980 TL were mature. The developing embryos from the Algerian coast were slightly larger, between 340 and 360 mm, however two neonates from this area were 360 and 390 mm TL respectively; additionally two neonates from the Tunisian coast were 320 and 325 mm TL

respectively, having the gut empty. Size at birth probably occurred between 320 and 390 mm off the Maghreb coast. Kabasakal & Kabasakal (2002) found 3 specimens with healing umbilical scar on the ventral surface, and considered them as probably neonates although they had food in gut. Size at birth probably occurs at larger size off the Maghreb coast. Consequently, it seems that it exists no relation between maximum size, size at maturity and size at birth in *D. licha*, and larger specimens did not give birth to larger neonates.

According to Bigelow & Schroeder (1948) pregnant females contained from 10 to 16 embryos, Chen (1963) reported a pregnant female carrying 15 embryos from Taiwan. Quéro *et al.* (1987) recorded from the Bay of Biscaye a 1360 mm TL pregnant female carrying 7 embryos. Bottaro (personal communication 2008) informed us that in the Gulf of Genoa, a first pregnant female, having 1056 mm TL and weighing 3428 g, carried 3 embryos, while a second, having 985 mm TL and weighing 4400 g, carried a single embryo. All observed embryos were developing in uteri of each female. Litter size is related to female size in *D. licha*. Bass *et al.* (1976) did not report captures of pregnant females, but recorded females with ripe oocytes, from 70 to 90 mm, in both ovaries, the number of oocytes ranging between 10 and 20, occasionally less, the uteri being empty and probably in a resting phase. The pregnant female described in this study carried developing embryos while both ovaries were in a resting phase. So, vitellogenesis did not proceed in parallel with embryonic development in *D. licha*. Similar patterns were reported in related species such as the velvet belly *Etmopterus spinax* (Linnaeus 1758) from the Tunisian coast (Capapé *et al.* 2001) and the angular rough shark *Oxynotus centrina* from Mediterranean areas (Capapé *et al.* 1999, Megalofonou & Damalas 2004). Consequently, *D. licha* probably reproduces in alternate years. Off the Maghreb coast, developing embryos were observed in July, while neonates were caught in August and early September, parturition probably occurs in summer in the region. Additionally, Tortonese (1956) stated that the breeding season of *D. licha* from the Mediterranean is autumn. Kabasakal & Kabasakal (2002) noted that captures of neonates and post-neonatal specimens suggests that the breeding season of *D. licha* from the northern Aegean Sea is also autumn.

Bigelow & Schroeder (1948), Capapé (1975) and Compagno (1984) noted that the kitefin sharks mainly feed on fishes. McPherson (1980) recorded mainly fishes in the stomach contents of *D. licha* from western Mediterranean and occasionally

crustaceans and decapods. Similar patterns were reported by Kabasakal & Kabasakal (2002) from Aegean Sea. Occurrence of cephalopods were observed in our sample. Records of *G. melastomus* were reported in guts of *D. licha* by McPherson (1980), Matallanas (1982), Kabasakal & Kabasakal (2002) and Bottaro *et al.* (2003), while we have found an egg capsule in one specimen. Additionally, Matallanas (1982) in Catalan waters and Bottaro *et al.* (2003) in the Gulf of Genoa recorded the velvet belly and other deep sea teleost species in guts of *D. licha*. Additionally, the occurrence of neonates, the pregnant female

observed, and the relationship between total length and total mass showed that *D. licha* found in the area favorable environmental conditions, and sufficient available food to reproduce and develop in the area.

Acknowledgments

The authors wish to thank three anonymous referees for helpful and useful comments that allowed improving the manuscript. They are also grateful to Dr Massimiliano Bottaro from ICRAM, Rome, for encouragement and providing important information about kitefin sharks from the Gulf of Genoa (Italy).

References

- Bass, A. J., D'aubrey, J. D. & Kistnasamy, N. 1976. Sharks of the east coast of southern Africa. V1. The family Oxynotidae, Squalidae, Dalatiidae and Echinorhinidae). **Investigational Report of the Oceanographic Research Institute, Durban**, 45: 1-103.
- Bigelow, H. B. & Schroeder, W. C. 1948. Sharks. p. 59-546. In: Fishes of the Western North Atlantic, Ed. J. Tee-Van, C. M. Breder, S. F. Hildebrand, A. E. Parr, and W. C. Schroeder (eds). **Memoirs of the Sears Foundation for Marine Research**, 1, 546 p.
- Bottaro, M., Clo, S., Dalu, M., Modena, M., Vacchi, M. 2003. Preliminary notes about the biology of the kitefin shark *Dalatias licha* (Bonnaterre, 1788) from the Gulf of Genoa. Poster presented to the 7 th Annual European Association Meeting, San Marino.
- Bradaï, M. N., Saïdi, B., Ghorbel, M., Bouaïn, A., Guélorget, O. & Capapé, C. 2002. Observations sur les requins du golfe de Gabès (Tunisie méridionale, Méditerranée centrale). **Mésogée**, 60: 61-77.
- Cadenat, J. & Blache, J. 1981. Requins de Méditerranée et d'Atlantique (plus particulièrement de la côte occidentale d'Afrique). **Faune tropicale, ORSTOM**, 21: 1-330.
- Capapé, C. 1975. Observations sur le régime alimentaire de 29 sélaciens pleurotrèmes des côtes tunisiennes. **Archives de l'Institut Pasteur de Tunis**, 52(4): 395-414.
- Capapé, C., Bradaï, M. N., Seck, A. A., Diatta, Y., Tomasini, J. A. & Quignard, J. P. 2001. Aspects of the reproductive biology of the Velvet Belly, *Btmopterus spinax* (Elasmobranchii: Squalidae). **Bulletin de l'Institut des Sciences et Technologies de la Mer de Salammbô**; 28: 55-64.
- Capapé, C., Seck, A. A., Quignard, J. P. 1999. Aspects of the reproductive biology of the angular rough shark, *Oxynotus centrina* (Oxynotidae). **Cybium**, 23(3): 259-271.
- Capapé, C., Quignard J. P., Guélorget, O., Bradaï, M. N., Bouaïn, A., Ben Souissi, J., Zaouali, J. & Hemida, F. 2004. Observations on biometrical parameters in elasmobranch species from the Maghreb shore: a survey. **Annales, series Historia Naturalis**, 14(1): 1-10.
- Capapé, C., Reynaud, C., Vergne, Y. & Quignard, J.-P. 2008. Biological observations on the smallspotted catshark *Scyliorhinus canicula* (Chondrichthyes: Scyliorhinidae) off the Languedocian coast (southern France, northern Mediterranean). **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, 3(3):
- Chen, J. T. F., 1963. A review of the sharks of Taiwan. **Biological Bulletin of Department of Biology of College of Sciences of Tunghai University**, 19:1-102.
- Compagno, L. J. V. 1984. FAO species catalogue. Vol. 4. Sharks of the World. An annotated and illustrated catalogue of the shark species known to date. Part 1: Hexanchiformes to Lamniformes. FAO Fisheries Synopsis, 125: 1-249.
- Compagno, L. J. V. & Cook, S. F. 2000. *Dalatias licha*. In: IUCN 2007. 2007 IUCN Red List of threatened Species. www.iucnredlist.org. Downloaded on 28 July 2008.
- Collenot, G. 1969. Etude biométrique de la croissance relative des ptérygopodes chez la roussette *Scyliorhinus canicula* L. **Cahiers de Biologie marine**, 10: 309-329.
- Collignon, J. & Aloncle, H. 1972. Catalogue raisonné des Poissons des mers marocaines, I: Cyclostomes, Sélaciens, Holocéphales. **Bulletin de l'Institut des Pêches maritimes du Maroc**, 19: 1-164.
- Dieuzeide, R., Novella, M. & Roland, J. 1953.

- Catalogue des poissons des côtes algériennes, Volume I. **Bulletin de la Station d'Aquiculture et de Pêche de Castiglione, nouvelle série**: 1-274.
- Golani, D. 2004. Check-list of the Mediterranean Fishes of Israel. **Zootaxa**, 947: 1-200.
- Kabasakal, H. & Kabasakal, E. 2002. Morphometrics of young kitefin sharks, *Dalatias licha* (Bonnaterre, 1788), from northeastern Aegean Sea, with notes on its biology. **Annales, series Historia Naturalis**, 12(2): 161-166.
- Matallanas, J. 1982. Feedings habits of *Scymnorhinus licha* in Catalan waters. **Journal of Fish Biology**, 20: 155-163.
- McAuley, R. B., Simpfendorfer, C. A., Hyndes, G. A. & Lenanton, R. C. J. 2007. Distribution and reproductive biology of the sandbar shark, *Carcharhinus plumbeus* (Nardo), in Western Australian waters. **Marine Freshwater Research**, 58: 116-126.
- McEachran, J. D. & Branstetter, S. 1984. Squalidae p. 128-147. In: P.J.P. Whitehead, J.C. Hureau, J. Nielsen, E. Tortonese (Eds.), **Fishes of the North-eastern Atlantic and the Mediterranean**, 1984-1986, Unesco 1, Paris.
- McPherson, E. 1980. Régime alimentaire de *Galeus melastomus* Rafinesque, 1810, *Etmopterus spinax* (L., 1758) et *Scymnorhinus licha* (Bonnaterre, 1788) en Méditerranée occidentale. **Vie et Milieu**, 30(2): 139-148.
- Megalofonou, P. & Damalas, D. 2004. Morphological and biological characteristics of a gravid angular rough shark (*Oxynotus centrina*) and its embryos from the eastern Mediterranean Sea. **Cybium**, 28(2): 105-110.
- Mellinger, J. 1989. Reproduction et développement des Chondrichthyens. **Océanis**, 15: 283-303.
- Meriç, N., 1995. A study on existence of some fishes on the continental slope of the Sea of Marmara. **Turkish Journal of Zoology**, 19(2): 191-198.
- Perrotta, R. 2004. Kitefin shark, *Dalatias licha* (dalatiidae) fishery in the north eastern Atlantic and some recommendations for elasmobranchs exploitation. **Revista de Investigación y Desarrollo Pesquero**, 16: 97-101.
- Quéro, J. C., Decamps, P., Du Buit, M.-H., Fonteneau, J. & Vayne, J. J. 1987. Observations ichtyologiques effectuées en 1986. **Annales de la Société des Sciences Naturelles de Charente-Maritime**, 7: 643-645.
- Saad, A., Séret, B. & Ali, M. 2004. Liste commentée des Chondrichthyens de Syrie. **Rapport de la Commission internationale pour l'Exploration de la Mer Méditerranée**, 37: 430 (abstract).
- Tortonese, E. 1956. Fauna d'Italia vol.II. Leptocardia, Ciclostomata, Selachii. 334 pp. Bologna, Calderini.
- Wheeler, A. 1969. The fishes of the British Isles and North-West Europe. I-XVII + 613 p. London, Melbourne and Toronto, McMillan editor.

Received September 2008

Accepted October 2008

Published online November 2008



Food habits and feeding ecology of an estuarine fish assemblage of northern Pacific Coast of Ecuador

VIVIANA RAMÍREZ-LUNA^{1,2}, ANDRÉS F. NAVIA^{1,2} & EFRAÍN A. RUBIO²

¹ Fundación Colombiana para la investigación y conservación de Tiburones y Rayas SQUALUS. Carrera 79 # 6 - 37, Cali, Colombia. E-mail: vramirez@squalus.org, moongles@gmail.com

² Universidad del Valle, Departamento de Biología, Sección Biología Marina, A.A. 25360 Cali, Colombia.

Abstract. In order to analyze trophic relationships occurring within an estuarine fish assemblage in northern Ecuador, 271 stomachs from 12 species were examined. Percent by number (%N) was used to establish trophic organization applying Levins' dietary breadth, Pianka's dietary overlap index and diet Bray Curtis Coefficient to evaluate interspecific relationships. Two planktophagous and 10 carnivorous species were defined with low dietary breadth; the former are species whose diet is based mainly on diatoms. The latter is largely composed by predators of fishes, decapods larvae, shrimps, crabs, polychaetes and bivalves. Of 66 possible dietary overlaps, two were found statistically significant and three functional groups were established. The first one composed by shrimps and mantis shrimp consumption, the second one distinguished by plankton feeders and the third one made up with species, which fed upon shrimps and crabs. These preliminary results suggest partitioning of food resources among these 12 estuarine species, which may favor their coexistence.

Key words: mangrove fishes, diet, trophic structure, resource partitioning.

Resumen: Relaciones tróficas de un ensamble de peces estuarinos en el Pacífico Norte de Ecuador.

Se analizaron las relaciones tróficas de un ensamble de peces estuarinos del norte del Pacífico ecuatoriano a partir de las dietas de 271 individuos pertenecientes a 12 especies. A partir del porcentaje en número (N%) se calcularon tres métodos numéricos para establecer la organización trófica: índice de amplitud de nicho de Levins, índice de sobreposición de dietas de Pianka y un análisis de similitud alimenticia utilizando la medida de Bray Curtis para evaluar las relaciones interespecíficas. A partir de las presas identificadas se definieron dos especies de dieta planctófaga y 10 de dieta carnívora con bajos valores de amplitud de dieta. Las especies plantófagas basaron su dieta principalmente en diatomeas. El grupo de los carnívoros está constituido por especies con preferencia por peces, larvas de decápodos, camarones, cangrejos, poliquetos y bivalvos. Solo dos de 66 sobreposiciones de dieta posibles, fueron significativas. Se identificaron tres grupos funcionales, el primero basado en el consumo de camarones y estomatópodos, el segundo en fitoplancton, y el tercer gremio se basó en especies cuya dieta se compuso de camarones y cangrejos. Estos resultados sugieren que el fraccionamiento del recurso alimentario entre estas 12 especies del estuario puede estar favoreciendo su coexistencia.

Palabras clave: peces de manglar, dieta, estructura trófica, partición del recurso.

Introduction

Food habits and feeding ecology research are a fundamental tool to understand fish roles within their ecosystems since they indicate relationships based on feeding resources and indirectly indicate community energy flux (Yáñez-Arancibia & Nugent 1977, Hajisamanea *et al.* 2003), which allows inferring competition and predation effects on community structure (Krebs 1999). Other resources such as space and time have also been important for community ecology and the ecological

theory predicts that resource partitioning at spatial, temporal and trophic level may increase tolerance of niche overlap reducing competition pressure between co-occurring species. Ross (1986) identified that in aquatic environments food is the main factor and that its partition defines functional groups within the community, which get together in guilds according to trophic similarity.

These trophic guilds (Root 1967) seem to be a consequence of such resource partitioning, which

could explain how several species can coexist in the same space by differing in use of several resource dimensions. Several studies have focused on competitive exclusion and resource partitioning in teleost fishes (Zaret & Rand 1971, Hixon 1980, Ross 1986) and have found that habitat partitioning could be related to high dietary overlap among competing species or to interactive competition, where competing species have the same preference by preys (Hixon 1980, Jansen *et al.* 2002).

Little is known about resource partitioning within fish assemblages in Neotropical coastal environments (Arenas-Granados & Acero 1992, Zahorcsak *et al.* 2000, Castellanos & Giraldo 2008) and nothing about trophic organization of ichthyic community of The Cayapas-Mataje Mangroves Ecological Reserve (REMACAM, Spanish abbreviation); therefore, the object of this study was

to quantify and compare the diet and trophic interactions of mangrove fishes species from the REMACAM, and to suggest possible mechanisms for their coexistence.

Materials and Methods

Between October 2004 and February 2005, the monitoring of catches by artisanal fishermen was carried out monthly in three places in the REMACAM, which is located in northwestern Ecuador in the Province of Esmeraldas on the border with Colombia (Fig. 1). Sampling comprised 73 effective days as follows: 29 days in San Lorenzo, 22 in Tambillo and 22 in Palma Real. In the area, fishing tasks start early in the morning (about 06:00) and end late in the afternoon (about 18:30). In all monitored catches, driftnets, whose mesh size ranged from $\frac{1}{4}$ to 4 inches (mostly $2\frac{3}{4}$ inches) were used.

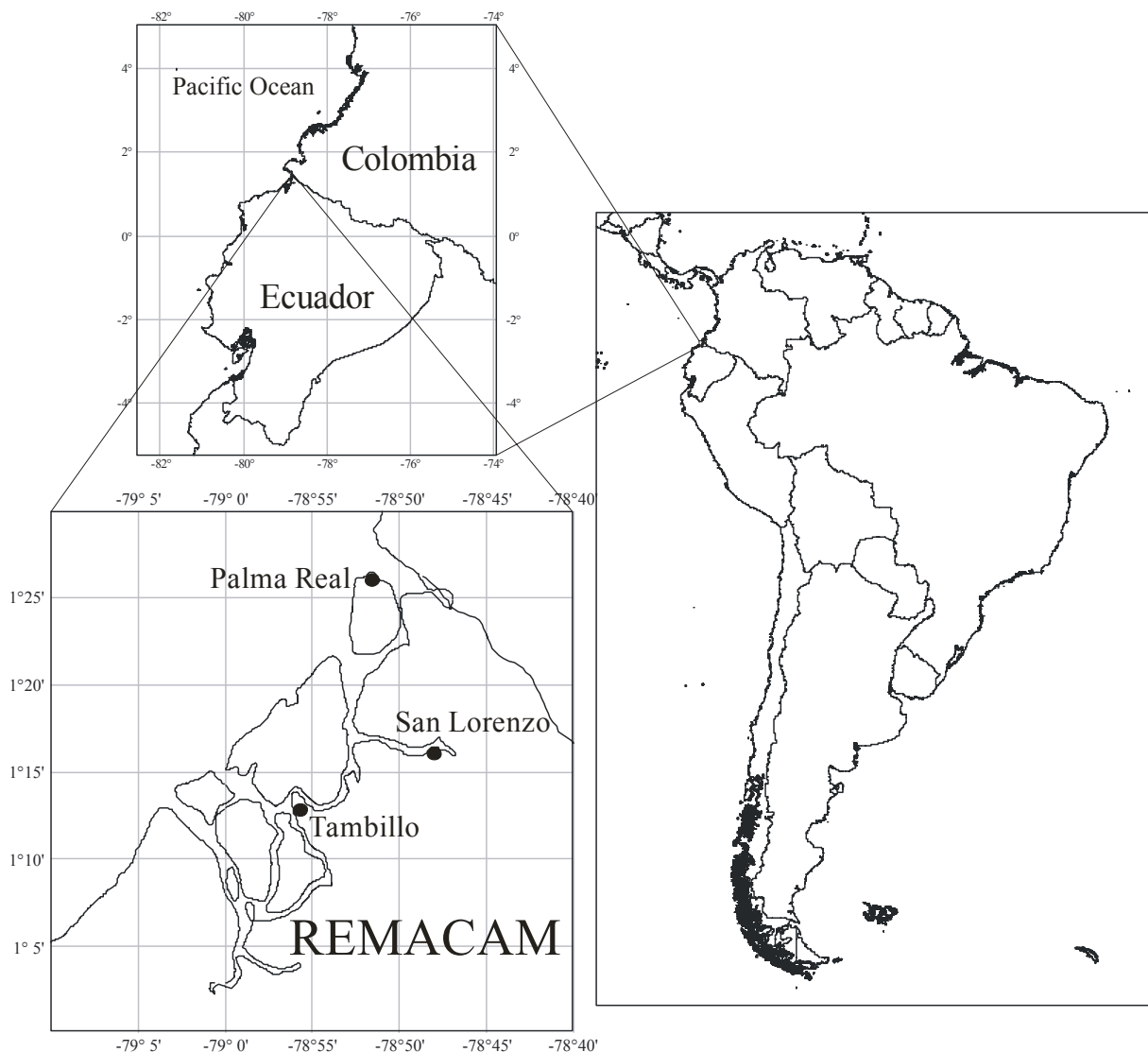


Figure 1. Schematic image from Cayapas-Mataje Mangroves Ecological Reserve (REMACAM) and location of the three monitoring areas (●): Palma Real, San Lorenzo and Tambillo.

Specimens were identified to species level and their stomachs were extracted and fixed in 10% formalin solution for later analysis. Preys found were identified to the lowest possible taxon and data were quantified using the numerical methods such as percent by frequency of occurrence (%O), percent by number (%N) and percent by weight (%W) revised by Hyslop (1980). In the case of preys such as plankton, items were counted by using a microscope (Olympus CH-20, zoom 40X) and only percent by number was calculated. Cumulative prey curves were constructed for each species to determine if an adequate number of stomachs had been collected to accurately describe diets (Cortés 1997). When the curves reach a stable asymptote, the number of stomachs analyzed is considered sufficient for describing dietary habits.

Contribution of each prey category to fish diets was estimated according to the index of relative importance IRI, since it combines the three indexes indicated above (Hyslop 1980, Cortés 1997). To facilitate diet comparisons among species, IRI was standardized to %IRI (Cortés 1997). For plankton, %IRI was not calculated because weight was not taken. To determine diet specialization of each species, dietary breadth was calculated based on %N for each prey according to standardized Levins' measure which ranges from 0 to 1.0, where values close to 0 indicate specialization while values close to 1.0 show generalization (Hurlbert 1978). To calculate dietary overlap, %N was applied to the index proposed by Pianka (1980) which is a symmetric analysis that allows approximations to overlap between two species in one way; values ≥ 0.6 are considered "biologically significant" for teleosts (Pianka 1976). To validate significance of these overlaps, the observed values were compared to a distribution of expected overlap values based on null-model simulations. The distribution of null-model data resulted from 1000 randomizations of the diet by using EcoSim v7.42 software (Gotelli & Entsminger 2001). The observed value was considered statistically different from the null distribution if it was greater or less than the simulated index 95% of the time ($P < 0.05$; Winemiller & Pianka 1990). An observed value significantly less than the simulation index would suggest differences in diet or diet partitioning while an observed value significantly higher than the simulation index would suggest similarities in diet or the lack of competition for food resources (Winemiller & Pianka 1990).

Standardized %N data were converted into proportions by using arcsine transformation

function, which is recommended for this data (Gotelli & Ellison 2004). To construct similarity matrix, Bray Curtis Coefficient measure was used, given that such measure is independent from the size sample (Wolda 1981), and the Unweighted Pair Group Method (UPGMA) was used to determine similarity among species using arithmetic averages. To determine dietary similarity level in which a functional group can be defined in an objective way, bootstrapping interactions were used to test for statistical significance of similarity of each branch in the cluster. In each association observed, a resampling of similarity values was run (1000 times) and such null distribution was contrasted with the observed similarity value. The observed value was considered statistically different from the null distribution if it was greater or less than the simulated index 95% of the time. This technique gives greater resolution than those which determine a unique significance value for all studied species together (McKenna 2003).

Results

Stomach analysis: 271 stomachs from 12 species were analyzed. Ontogenetic changes were not determined, since sizes were homogeneous and individuals in different development stages were not collected. Samples varied between eight (*Eugerres periche* (Evermann & Radcliffe, 1917)) and 43 stomachs (*Mugil cephalus* Linnaeus, 1758) (Tab. I).

Prey species accumulation curves. Of the 12 species studied, nine (75%) obtained an insufficient sampling such as *M. cephalus*, *O. libertate*, *S. peruviana*, *L. pacificus*, *E. currani*, *E. periche*, *G. cinereus*, *P. grandisquamis* and *H. leuciscus* (Fig. 2A). According to the remaining cumulative prey curves, 25 stomachs were enough to estimate feeding habits of *C. caninus*; 15 for *L. jordani* and seven for *D. peruvianus* (Fig. 2B).

Food composition. *O. libertate* and *M. cephalus* were found to feed on diatoms, mainly on *Coscinodiscus* sp. (25 %N and 42.34 %N, respectively) (Table II), and the other 10 species were found to be carnivorous. Invertebrates were the main food item for most species studied. Crabs were the most important prey item for *L. jordani* (100%IRI), *H. leuciscus* (60.7%IRI) and *G. cinereus* (64.48%IRI); shrimps contributed more than 90%IRI to the diet of *P. grandisquamis* and *E. currani*; whereas, polychaetes comprised the 98.8 %IRI of the diet of *E. periche*; *C. caninus* was the only species which fed exclusively on fishes. Insects, cnidarians and gastropods were rare items in the diet of species (Table III and IV).

Feeding ecology. The species *E. currani* had the broadest diet (0.89), whereas *D. peruvianus*, *H. leuciscus*, *C. caninus* and *S. peruviana* presented the narrowest feeding spectrum (Table V). Only two out of 66 possible dietary overlap, were biologically significant, which are: *O. libertate* – *M. cephalus* and *P. grandisquamis* – *E. currani* (Table VI). Simulation results of null model confirmed the low trophic overlap levels within this assemblage given that overlap average observed was not significantly different from expected average ($p=0.16$) (Gotelli & Graves 1996). Based on common contribution of

preys to the species diets, three functional groups were established, based on dietary similarities considered as significant ($p<0.05$). The first group was composed by *P. grandisquamis* and *E. currani* with similarity higher than 0.8 and an overlap of 0.74, the planktophagous species *M. cephalus* and *O. libertate* whose diet similarity was higher than 0.7 and its overlap was 0.78, made up the second relationship. Due to the fact that *G. cinereus* and *H. leuciscus* had an overlap value near the limit ($p=0.048$), the cluster analysis identified these species as the third functional group (Fig. 3).

Table I. Sampling data of fish species caught at Palma Real, San Lorenzo and Tambillo (Ecuador), range size and weight (2004-2005).

Family	Species	Weight (g)			Total length (cm)	
		N	Average	Range	Average	Range
Mugilidae	<i>Mugil cephalus</i>	43	172.33	35-285	26.23	22-32
Carangidae	<i>Selene peruviana</i> (Guichenot, 1866)	39	100.31	58-190	21.1	18-26
	<i>Caranx caninus</i> Günther, 1867	38	172.45	144-200	23.61	21-25
Clupeidae	<i>Opisthonema libertate</i> (Günther, 1867)	33	114.3	72-150	22.33	20-24
Sciaenidae	<i>Larimus pacificus</i> Jordan & Bollman, 1890	27	102.22	72-142	19.74	18-21
Gerreidae	<i>Eucinostomus currani</i> Yáñez-Aranciba, 1980	22	84.09	56-154	18.32	16-24
Lutjanidae	<i>Lutjanus jordanii</i> (Gilbert, 1898)	17	333.41	210-820	27.71	24-39
Mullidae	<i>Pseudupeneus grandisquamis</i> (Gill, 1863)	15	115.27	80-160	20.67	18-23
Haemulidae	<i>Haemulopsis leuciscus</i> (Günther, 1864)	11	195	92-462	23	19-33
Gerreidae	<i>Diapterus peruvianus</i> (Cuvier, 1830)	9	300.86	152-460	24.78	21-29
	<i>Gerres cinereus</i> (Walbaum, 1792)	9	219.33	134-380	24.22	20-32
	<i>Eugerres periche</i>	8	163.63	108-275	22.5	19-27

Discussion

Regardless of variables assessed invertebrates predators have been most of times the main group within coastal systems, i.e. *P. grandisquamis* and *C. caninus* have been reported as shrimp feeders (Espinosa 1997. Adames 2000), *L. jordanii* as crustacean predator (López-Peralta & Arcila 2002), *G. cinereus* with a diet based on polychaeta, tunicates and bivalves (Arenas-Granados & Acero 1992. Layman & Silliman 2002), *E. periche* has been found to feed upon crustacean (Arroyave 1998) and *D. peruvianus* was reported to feed mainly upon echinoderms and mollusks (López-Peralta & Arcila 2002). Regarding planktophagous species, *M. cephalus* and *O. libertate* have been reported as plankton feeders in similar habitats (De Silva & Wijeyaratne 1976, Gallardo-Cabello *et al.* 1991. Manrique 2000), which agrees with results obtained in this research. Data on diet of *H. leuciscus* and *E. currani* are not available, so this paper presents the first record prey items consumed by these species. Regarding piscivore species, their scarcity (only *C. caninus* was found to feed merely on fishes) could be related with

environmental impact exerted in the area by anthropogenic activities such as shrimp and palm crops, which have affected water quality due to chemical use (INEFAN-GEF 1999. Noboa 2000), for many carnivorous fishes, vision is the most important sense for prey detection and water clarity is one of the factors affecting their occurrence (Blaber 2000 cited in Hajisamanea *et al.* 2003). In general, it is not possible to establish feeding habits for any particular species (only prey items reported for two carnivorous species *P. grandisquamis* and *L. jordanii* agree with our findings), patterns observed are determined by fishes responses to the particular habitat characteristics such as predator-prey assemblage, prey relative abundance in the environment (Labropoulou & Eleftheriou 1997) and water productivity (Blay 1995). Dietary breadth values found were very low for most species (less than 0.5), oscillating between 0 and 0.89 because species had a %N higher than 40% focused only on one resource. One factor upon which breadth is based, is prey availability because when it is abundant, breadth trends to be very low (Hajisamanea *et al.* 2003) which is related to habitat structural

complexity. A greater physical structure creates more micro-habitat types which allow competitors coexistence as well as predator and prey persistency (Crowder & Cooper 1982). It also generates more complex trophic relations in terms of guilds number and functional groups as a result of the breadth of resource utilization (Ángel & Ojeda 2001). On the other hand, Yáñez-Arancibia & Sánchez-Gil (1988) proposed that tropical estuarine ecosystems have great habitat heterogeneity, which allows high prey

availability and so, greater breadth trophic spectrum. Our hypothesis is that low dietary breadth value in this estuary can be a species response to the decreasing availability of food resources due to artisanal trawl fishery outside and inside the estuary (Solís-Coello & Mendívez 2001). This reduction in dietary breadth would be a specialization mechanism toward the optimum resource of each species; thereby, increasing coexistence possibilities.

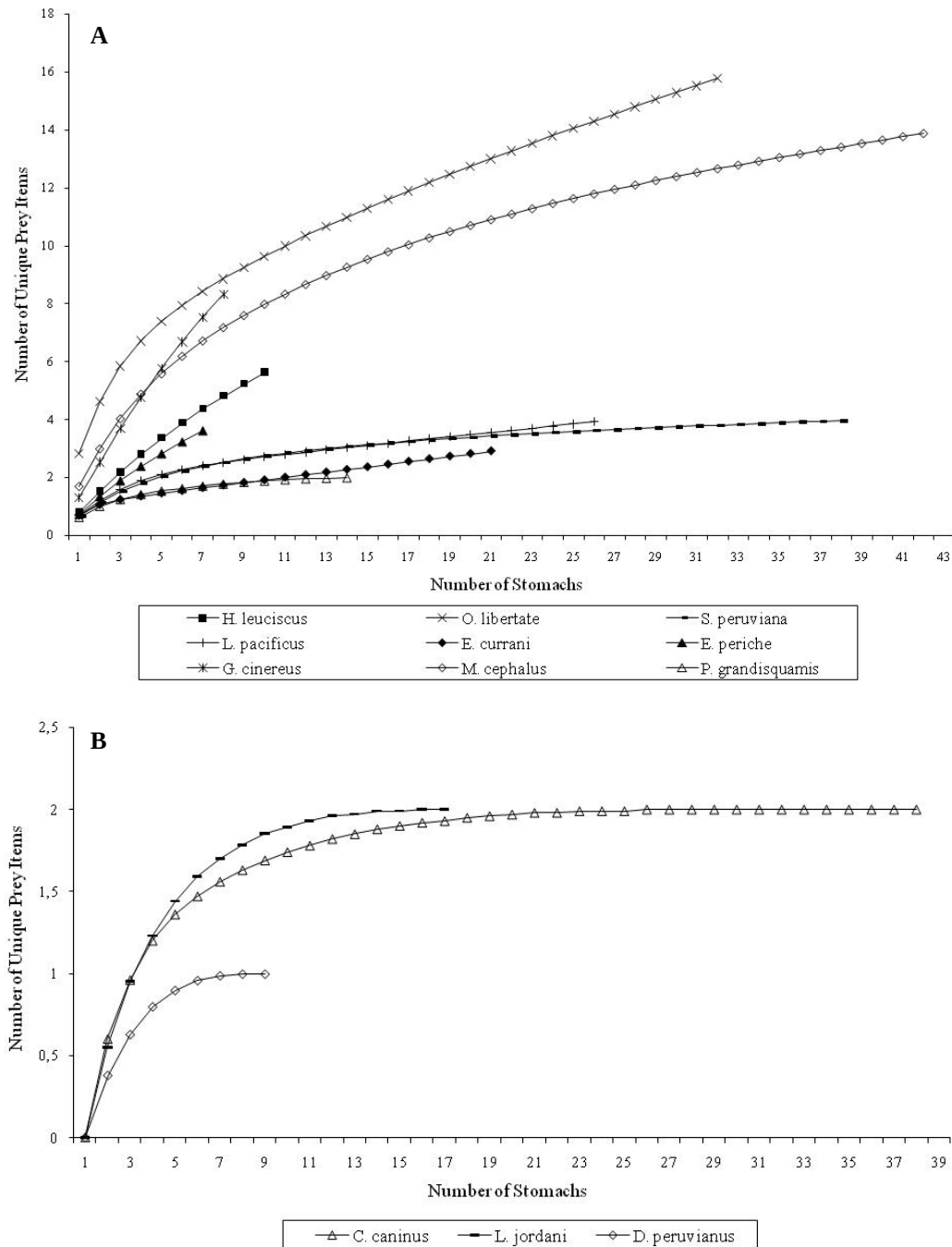


Figure 2. Randomized cumulative prey curves of 12 estuarine fishes. A) Curves showing insufficient sampling. B) Curves showing sufficient sampling (see text).

Table II. Contribution by number (%N) and frequency of occurrence (%O) of the major taxa and identifiable dietary categories to the composition of the overall diet of two planktophagous fishes.

	<i>O. libertate</i>		<i>M. cephalus</i>	
	%N	%O	%N	%O
Phylum Cyanobacteria (Bacteria)				
Family Merismopediaceae				
<i>Agmenellum</i> sp.			5.86	9.30
Phylum Ochrophyta (Diatoms)				
Family Skeletonemaceae				
<i>Skeletonema costatum</i>	37.53	54.54	14.74	34.88
Family Coscinodiscaceae				
<i>Coscinodiscus perforatus</i> var. <i>cellulosa</i>	0.76	3.03	1.7	6.98
<i>Coscinodiscus</i> sp.	25.00	78.79	42.34	48.84
Family Rhizosoleniaceae				
<i>Proboscia alata</i>	2.13	18.18	0.57	6.98
<i>Rhizosolenia hebetata</i>	15.09	48.48	12.67	34.88
<i>Rhizosolenia setigera</i>	0.15	3.03		
Family Biddulphiaceae				
<i>Biddulphia alternans</i>	0.30	3.03		
<i>Biddulphia sinensis</i>	0.91	9.10		
Family Triceratiaceae				
<i>Odontella mobiliensis</i>	0.30	3.03	0.19	2.32
<i>Odontella regia</i>	5.03	48.48		
Family Fragilariaceae				
<i>Asterionellopsis glacialis</i>	0.15	3.03		
Family Lithodesmiaceae				
<i>Lithodesmium undulatum</i>			0.19	2.32
Phylum Bacillariophyta (Plants)				
Family Diploneidaceae				
<i>Diploneis bombus</i> var. <i>bambiformis</i>	0.15	3.03	0.19	2.32
<i>Diploneis</i> sp.	0.15	3.03		
<i>Diploneis smithii</i> var. <i>rhombica</i>			0.76	6.98
Family Rhopalodiaceae				
<i>Epithemia</i> sp.			0.19	2.32
Family Bacillariaceae				
<i>Nitzschia navicularis</i>			0.19	2.32
Unidentified diatom #1	0.15	3.03	13.42	9.30
Phylum Chlorophyta (Green algae)				
Family Scenedesmaceae				
<i>Scenedesmus bijuga</i>	11.74	66.67	6.99	20.93
Phylum Dinophyta (Protozoa)				
Family Peridiniaceae				
<i>Heterocapsa triquetra</i>	0.46	9.10		

*Taxonomic classification according to <http://www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2007/>

Table III. Contribution by number (%N), by weight (%W), frequency of occurrence (%O) and standardized index of relative importance (%IRI) of the major taxa and identifiable dietary categories to the composition of the overall diet of five estuarine fish species.

	<i>E. periche</i>				<i>D. peruvianus</i>				<i>G. cinereus</i>				<i>H. leuciscus</i>				<i>L. pacificus</i>			
	%N	%O	%W	%IRI	%N	%O	%W	%IRI	%N	%O	%W	%IRI	%N	%O	%W	%IRI	%N	%O	%W	%IRI
Phylum Rhodophyta (Red Algae)																				
Family Delesseriaceae																				
<i>Caloglossa</i> sp.									4	11.1	0.2	2.13								
Phylum Chordata																				
Unidentified fish													0.66	18.2	3.78	4.3	22	40.7	78.4	66.4
Phylum Arthropoda																				
Family Squillidae	7.14	12.5	1.32	3.64																
Family Penaeidae																				
Unidentified penaeid shrimps									8	22.2	1.93	10.06	1.29	27.3	4.21	8.01				
Unidentified hermit													0.32	9.09	1.63	0.95				
Unidentified decapod zoeae																	2	3.7	0.01	0.12
Unidentified crabs									8	22.2	27.8	36.32	0.32	9.09	5.38	2.77				
Unidentified brachyura									8	11.1	2.22	5.19								
Unidentified brachyura larvae																	56	33.3	3.59	32.24
Family Calappidae													0.32	9.09	62.1	30.28				
Family Porcellanidae									4	11.1	0.33	2.2								
Unidentified crustaceans eggs													97.09	9.09	13.6	53.7				
Order Hemiptera									8	22.2	0.01	8.13								
Phylum Mollusca																				
Family Mytilidae					100	44.4	95.7	100									20	3.7	0.66	1.24
Family Cerithiidae									4	11.1	0.26	2.16								
Phylum Annelida																				
Family Spionidae	42.9	12.5	16.6	25.56																
Unidentified Polychaeta 1	28.6	37.5	13.9	54.83																
Unidentified Polychaeta 2	21.4	12.5	15.7	15.97																
Unidentified Polychaeta 3									12	11.1	0.19	6.19								
Phylum Cnidaria																				
Unidentified anemone									44	11.1	10.4	27.61								
Digested material			52.5				4.34				56.7				9.34				17.4	

Table IV. Contribution by number (%N), by weight (%W), frequency of occurrence (%O) and standardized index of relative importance (%IRI) of the major taxa and identifiable dietary categories to the composition of the overall diet of five estuarine fish species.

	<i>C. caninus</i>				<i>S. peruviana</i>				<i>P. grandisquamis</i>				<i>E. currani</i>				<i>L. jordani</i>			
	%N	%O	%W	%IRI	%N	%O	%W	%IRI	%N	%O	%W	%IRI	%N	%O	%W	%IRI	%N	%O	%W	%IRI
Phylum Chordata																				
Family Engraulidae	98.9	65.8	82	98.98																
Family Atherinidae	1.06	13.2	8.27	1.02																
Unidentified fish					3.94	20.5	22.4	7.78												
Phylum Arthropoda																				
Family Squillidae					1.97	7.69	1.15	0.35	24.1	13.3	3.59	3.43	20	4.54	4.45	17.92				
Family Penaeidae																				
<i>Potrachypene precipua</i>					0.49	2.56	24.6	0.93												
Unidentified penaeid shrimps									75.9	66.7	80.5	96.57	40	4.54	20.9	44.62				
Unidentified decapod larvae					93.6	43.6	51.1	90.94												
Unidentified brachyura																	80	47.1	26.2	78.74
Family Xanthidae																	20	17.7	56.5	21.26
Unidentified crustaceans													40	4.54	11.1	37.46				
Digested material			9.69				0.76				15.9				63.6				17.3	

*Taxonomic classification according to <http://www.catalogueoflife.org/annual-checklist/2007/>

Table V. Dietary breadth values calculated for each species with the standardized Levins' measure (B'). Number within parentheses indicates number of prey for each species.

Species	B'
<i>Eucinostomus currani</i>	0.89 (3)
<i>Eugerres periche</i>	0.72 (4)
<i>Pseudupeneus grandisquamis</i>	0.58 (2)
<i>Larimus pacificus</i>	0.50 (4)
<i>Lutjanus jordani</i>	0.47 (2)
<i>Gerres cinereus</i>	0.40 (9)
<i>Mugil cephalus</i>	0.24 (14)
<i>Opisthonema libertate</i>	0.21 (16)
<i>Selene peruviana</i>	0.05 (4)
<i>Caranx caninus</i>	0.02 (2)
<i>Haemulopsis leuciscus</i>	0.01 (6)
<i>Diapterus peruvianus</i>	0.00 (1)

The two significant dietary overlaps that were found out of 66 possibilities are given by only three prey types (diatoms, shrimps and mantis shrimps), which ratifies the low dietary breadth. According to Schoener (1974) and Ross (1986), our findings suggest in a preliminary basis that among fish species that inhabit this estuary there is food partitioning as the main coexistence mechanism, since this resource is considered the main limiting factor in aquatic environments, avoiding diet overlapping, which in turn avoids competition.

There were two main restrictions for the diet

analyses performed in this research. First, although a high level of prey identification (LPI) was reached for most of the items (32 out of 47 items were identified up to family), niche breadth value could be influenced by such LPI. This effect was considered by Greene & Jaksic (1983) who proposed that the use of LPI could underestimate species dietary breadth, and also influence IRI results (Hansson 1998). In the same way, those values of dietary overlap could have been overestimated by the LPI (Greene & Jaksic 1983).

Table VI. Dietary overlap values between the studied species. The overlap was calculated with Pianka's Index, where 0 and 1 values correspond to the minimum and maximum of dietary overlap respectively. Values equal or greater than 0.6 are considered significant (numbers in bold). *Ol*) *Opisthonema libertate*, *Mc*) *Mugil cephalus*, *Cc*) *Caranx caninus*, *Sp*) *Selene peruviana*, *Pg*) *Pseudupeneus grandisquamis*, *Hl*) *Haemulopsis leuciscus*, *Lj*) *Lutjanus jordani*, *Lp*) *Larimus pacificus*; *Ec*) *Eucinostomus currani*, *Ep*) *Eugerres periche*, *Dp*) *Diapterus peruvianus*, *Gc*) *Gerres cinereus*.

	<i>Ol</i>	<i>Mc</i>	<i>Cc</i>	<i>Sp</i>	<i>Pg</i>	<i>Hl</i>	<i>Lj</i>	<i>Lp</i>	<i>Ec</i>	<i>Ep</i>	<i>Dp</i>	<i>Gc</i>
<i>Ol</i>	-											
<i>Mc</i>	0.7764											
<i>Cc</i>	0.0000	0.0000	-									
<i>Sp</i>	0.0000	0.0000	0.0000	-								
<i>Pg</i>	0.0000	0.0000	0.0000	0.0064	-							
<i>Hl</i>	0.0000	0.0000	0.0000	0.0003	0.0127	-						
<i>Lj</i>	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-					
<i>Lp</i>	0.0000	0.0000	0.0000	0.0146	0.0000	0.0023	0.0000	-				
<i>Ec</i>	0.0000	0.0000	0.0000	0.0070	0.7364	0.0089	0.0000	0.0000				
<i>Ep</i>	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0385	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	-		
<i>Dp</i>	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.3153	0.0000	0.0000	-	
<i>Gc</i>	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000	0.1561	0.0027	0.1590	0.0000	0.1092	0.0000	0.0000	-

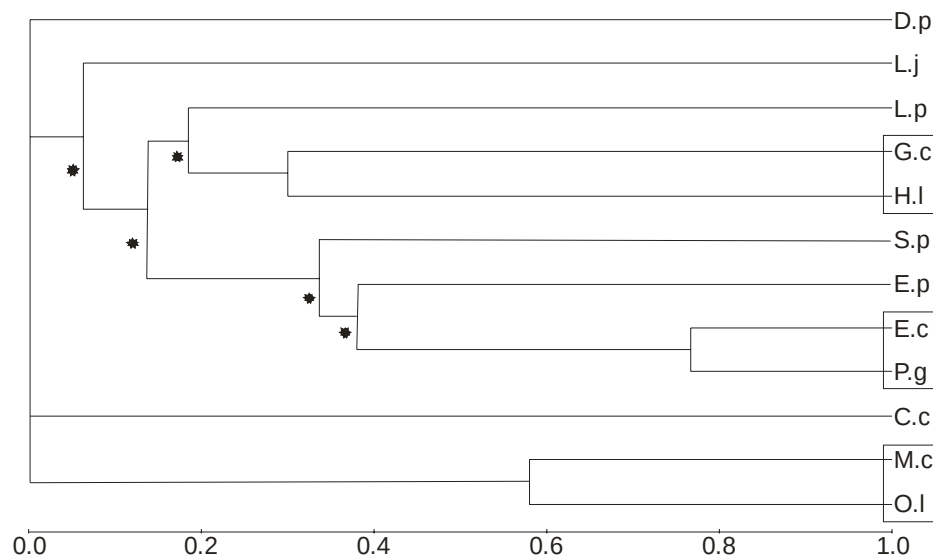


Figure 3. Diet similarity cluster of 12 species that inhabit an estuarine area from Ecuadorian Pacific. Boxes indicate significant grouping and asterisks refer to links not approved by bootclust. *Ol*) *Opisthonema libertate*, *Mc*) *Mugil cephalus*, *Cc*) *Caranx caninus*, *Sp*) *Selene peruviana*, *Pg*) *Pseudupeneus grandisquamis*, *Hl*) *Haemulopsis leuciscus*, *Lj*) *Lutjanus jordani*, *Lp*) *Larimus pacificus*, *Ec*) *Eucinostomus currani*, *Ep*) *Eugerres periche*, *Dp*) *Diapterus peruvianus*, *Gc*) *Gerres cinereus*

Indeed, some authors reporting broad dietary overlap as a common characteristic among estuarine fishes have identified preys up to class (Ley *et al.* 1994).

Since this study analyzed commercial fish species, which are destined for selling in local markets and for consumption, getting a high sample number was a difficult task (second restriction), resulting in an insufficient sample size, situation reflected in the cumulative curves, where only three out of 12 species curves reached an asymptote. In this way, as more species are included in the research and prey identification level is improved, it is possible to find greater resource partitioning.

The present findings contribute to an understanding of how resource partitioning could determine species coexistence in highly diverse marine tropical environment (in REMACAM's estuary at least 102 fish species occur, SQUALUS

Foundation data unpublished) and highlights the need for further studies to evaluate the effect of partitioning on space and time in this area, and also if competitive exclusion principle does occur.

Acknowledgments

Authors wish to express their gratitude to fishermen from the Cayapas – Mataje Mangroves Ecological Reserve; to Aquatic Resource Collectors Federation of San Lorenzo (FEDARPOM. Spanish abbreviation) for logistical support; to Valle University; to SQUALUS Foundation for technical support; to WWF-Colombia for funding; to L. A. López de Mesa and J. F. Lázarus for identification of invertebrates; to L. Lewis and M. A. Amaya for review English. V. Ramírez-Luna and A. Navia were funded by SQUALUS Foundation and E. Rubio was funded by Valle University.

References

- Adames. I. V. 2000. Contribución al conocimiento de la biología (hábitos alimenticios, reproducción y crecimiento) del “camotillo” *Pseudupeneus grandisquamis*. (Pisces: Mullidae) en el Litoral Pacífico colombiano. **Tesis de Pregrado**, Cali-Colombia. Universidad del Valle. Facultad de Ciencias. 60 p.
- Ángel. A. & Ojeda. F. 2001. Structure and trophic organization of subtidal fish assemblage on the northern Chilean coast: the effect of habitat complexity. **Marine Ecology Progress Series**, 217: 81-91.
- Arenas-Granados. P. & Acero. A. 1992. Organización trófica de las mojarras (Pisces: Gerreidae) de la Ciénaga Grande de Santa Marta (Caribe colombiano). **Revista de Biología Tropical**, 40(3): 287-302.
- Arroyave. D. 1998. Contribución al conocimiento de la biología y el crecimiento de *Eugerres periche* (Evermann y Raidclaffe. 1917) en la costa Pacífica colombiana. **Tesis de Pregrado**, Cali-Colombia. Universidad del Valle. Facultad de Ciencias. 93 p.
- Blay. Jr. J. 1995. Food and feeding habits of four

- species of juvenile mullet (Mugilidae) in a tidal lagoon in Ghana. **Journal of Fish Biology**, 46: 134-141.
- Castellanos. G. F. & Giraldo. A. 2008. Food resources use in a tropical eastern Pacific tidepool fish assemblage. **Marine Biology**, 153: 1023-1035.
- Cortés. E. 1997. A critical review of methods of studying fish feeding based on analysis of stomach contents: application to Elasmobranch fishes. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 54: 726-738.
- Crowder. L. & Cooper. W. 1982. Habitat structural complexity and the interaction between bluegills and their prey. **Ecology**, 63 (6): 1802-1813.
- De Silva. S. S. & Wijeyaratne. M. J. S. 1976. Studies on the biology of young grey mullet *Mugil cephalus* L **Technical Conference on Aquaculture**, FAO Kyoto Japón.
- Espinosa. S. 1997. Aspectos de la biología y abundancia de *Caranx caninus* (Günther 1869) (Pisces: Perciformes: Carangidae) en un manglar de la Bahía de Buenaventura. Pacífico colombiano. **Tesis de Pregrado**, Cali-Colombia. Universidad del Valle. Facultad de Ciencias. 51p.
- Gallardo-Cabello. M., Jacob-Cervantes. M. & Chiappa-Carrara. X. 1991. Análisis de los hábitos alimentarios y del aporte del carbono de las presa a la dieta de la sardina crinada *Opisthonema libertate*. Günther 1866 (Pisces: Clupeidae) en el Golfo de California. **Anales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología**, Universidad Nacional Autónoma de México.
- Gotelli. N. J. & Graves. G. R. 1996. **Null Models in ecology**, Smithsonian Institution Press. Washington. DC. 368 p.
- Gotelli. N. J. & Entsminger. G. L. 2001. EcoSim: Null models software for ecology. Version 7.0. **Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear**, Accessible at <http://homepages.together.net/~gentsmin/ecosim.htm>
- Gotelli. N. J. & Ellison. A. M. 2004. **A primer of Ecological Statistics**, Sinauer Associates Inc. Sunderland. MA. 510 p.
- Greene. W. & Jaksic. F. 1983. Food-Niche relationships among sympatric predators: effects of level of prey identification. **Oikos**, 40:1(151-154).
- Hajisamanea. S. Choua. L. M. & Ibrahim. S. 2003. Feeding habits and trophic organization of the fish community in shallow waters of an impacted tropical habitat **Estuarine. Coastal and Shelf Science**, 58: 89-98.
- Hansson. S. 1998. Methods of studying fish feeding: a comment. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 54: 729-738.
- Hixon. M. 1980. Competitive interactions between California reef fishes of the genus *Embiotoca*. **Ecology**, 61(4): 918-931.
- Hurlbert. S. 1978. The measurement of niche overlap and some relatives. **Ecology**, 59(1): 67-77.
- Hyslop. E. J. 1980. Stomach contents analysis-review of methods and their applications. **Journal of Fish Biology**, 17: 411-429.
- INEFAN-GEF. 1999. **Estudio de Flora y Fauna**, Documento técnico. Anexo al Plan de Manejo de la REMACAM. Ecuador.
- Jansen. P. A., Slettvoold. H., Finstad. A. G. & Langeland. A. 2002 Niche segregation between Arctic char (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*): an experimental study of mechanisms. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, 59: 6-11
- Krebs. C. J. 1999. **Ecological Methodology**, Benjamin Cummings. Menlo Park CA. 620 p.
- Labropoulou. M & Eleftheriou. A. 1997. The foraging ecology of two pairs of congeneric demersal fish species: importance of morphological characteristics in prey selection. **Journal of Fish Biology**, 50: 324-340.
- Layman. C. & Silliman. B. 2002. Preliminary survey and diet analysis of juvenile fishes of an estuarine creek on Andros Island. Bahamas. **Bulletin of Marine Science**, NOTES 70(L): 199-210.
- Ley. J., Montague. C. L. & McIvor. C. C. 1994. Food habits of mangrove fishes: a comparison along estuarine gradients in Northeastern Florida Bay. **Bulletin of Marine Science**, 54 (3): 881-899.
- López-Peralta. R. H. & Arcila. C. A. T. 2002. Diet Composition of Fish Species from the Southern Continental Shelf of Colombia. **NAGA. WorldFish Center Quarterly**, 25(3-4): 23-29.
- McKenna. J. E. Jr. 2003. An enhanced cluster analysis program with bootstrap significance testing for ecological community analysis. **Environmental Modelling and Software**, 18: 205-220.
- Manrique. F. 2000. Ecología alimenticia de los pelágicos menores del Golfo de California. México. **Transferencia Postgrado**.

- Investigación y Extensión en el campus Monterrey**, Año 13. Número 50.
- Noboa. R. 2000. **Plan de Manejo para el Uso Sostenible y Custodia de 2576.6 Hectáreas de Manglar para la Comunidad de Tambillo**, Documento preparado como requisito para el Ministerio del Ambiente. Fondo Ecuatoriano Populorum Progressio (FEPP). Esmeraldas – Ecuador
- Pianka. E. R. 1976. Natural selection of optimal reproductive tactics. **American Zoologist**, 16: 775-784.
- Pianka. E. R. 1980. Guild structure in desert lizards. **Oikos**, 35: 194-201.
- Root. R. B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. **Ecological Monographs**, 37: 317-350.
- Ross. S. T. 1986. Resource Partitioning in Fish Assemblages: A Review of Field Studies. **Copeia**, 2: 352-388.
- Schoener. T. W. 1974. Resource partitioning in ecological communities. **Science**, 178: 389-391.
- Solis-Coello, P. & Mndívez, W. 2001. **Diagnóstico de la actividad pesquera artesanal de las comunidades Limones. Pampanal de Bolívar y Olmedo**, Esmeraldas-Ecuador. Instituto Nacional de Pesca / FEPP. 116p.
- Winemiller. K. O. & Pianka. E. R. 1990. Organization and natural assemblages of desert lizards and tropical fishes. **Ecological Monographs**, 60: 27-55
- Yáñez-Arancibia. A. & Nugent. R. 1977. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. **Anales del Centro de Ciencias del Mar y Limnología**, Universidad Nacional Autónoma de México. 4: 107-117.
- Yáñez-Arancibia. A. & Sánchez-Gil. P. 1988. **Ecología de recursos demersales marinos: fundamentos en costas tropicales**, México D.F. A.G.T. Editor. 228 p.
- Zahoresak. P., Silvano. R. A. M. & Sazima. I. 2000. Feeding biology of a guild of benthivorous fishes in a sandy shore on south-eastern Brazilian Coast. **Revista Brasileira de Biologia**, 60(3): 511-518.
- Zaret. T.M. & Rand. A.S. 1971. Competition in tropical stream fishes: support for the competitive exclusion principle. **Ecology**, 52 (2): 336-342.

Received October 2007

Accepted December 2007

Published online November 2008



Population biology of *Uca maracoani* Latreille 1802-1803 (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae) on the south-eastern coast of Brazil

GUSTAVO L. HIROSE¹ & MARIA LUCIA NEGREIROS-FRANSOZO^{1,2}

¹ NEBECC (Group of Studies on Crustacean Biology, Ecology and Culture). E-mail: gustavo_lh@hotmail.com

² Departamento de Zoologia, Instituto de Biociências, Caixa Postal 510, Universidade Estadual Paulista - UNESP, 18618-000 Botucatu, Estado de São Paulo, Brazil.

Abstract. The population biology of *Uca maracoani* was investigated in an estuarine mudflat in the Jabaquara River, Paraty, Brazil. The following aspects of this population were analyzed: spatial distribution, body size, size-frequency distribution, sex ratio, recruitment of juveniles, and reproductive period. The population structure presented as a very dynamic population. The median carapace width of males (32.0 mm) was significantly larger than that of females (28.6 mm) ($p < 0.05$). Males predominated during most of the year, except in July and August when the proportion of females was higher. The major pulse of recruitment occurred during winter and spring, probably as a consequence of high reproductive activity in the autumn and winter. Such information is important for conservation of this species, because it is becoming uncommon along the northern coast of the state of São Paulo, near the studied site, in south-eastern Brazil.

Key words: Reproductive period, spatial distribution, recruitment, sex-ratio, population structure.

Resumen. Población biológica de *Uca maracoani* Latreille 1802-1803 (Crustacea, Brachyura, Ocypodidae) en la costa sudeste del Brasil. La población biológica de *Uca maracoani* fue analizada en un manglar estuarina del Río Jabaquara, Paraty, Brasil. Los siguientes aspectos de la población fueron analizados: distribución espacial, tamaño del cuerpo, distribución de frecuencia, razón sexual, captura de los jóvenes y período reproductivo. La estructura de la población se presentó muy dinámica. El tamaño mediano del cuerpo de los machos (32.0 mm) fue mayor que el de las hembras (28.6 mm) ($p < 0.05$). Los machos predominaron durante la mayor parte del año, excepto en Julio y Agosto, cuando la proporción de hembras fue superior. El pulso más grande de captura de los jóvenes se produjo durante el invierno y la primavera, posiblemente como consecuencia de la elevada actividad reproductiva en el otoño y invierno. Tales informaciones son importantes para la conservación de esta especie, ya que su presencia en la costa norte del Estado de São Paulo, muy cerca del sitio de este estudio al sudeste de Brasil, no es común.

Palabras clave: período reproductivo, distribución espacial, captura de jóvenes, razón-sexual, estructura de la población.

Introduction

Crabs of the genus *Uca* Leach, 1804 are one of the most characteristic inhabitants of estuarine intertidal zones in tropical and subtropical regions (Jones 1984). These crabs are found occupying muddy beaches, mangroves, protected bays, sandy banks, and mudflats that are covered by the sea at high tide and uncovered at low tide. The crabs build complex burrows in the substratum, and display particular behaviour associated with burrow utilization. Both activities follow a tidal rhythm (Crane 1975, Macintosh 1988, Costa & Negreiros-

Fransozo 2003). During flood tide periods, the individuals remain in their burrows and during ebb tides they usually feed, fight or copulate (Crane 1975, Backwell *et al.* 1999).

The genus *Uca* includes approximately 100 species (Rosenberg 2001), of which 10 occur on the Brazilian coast (Melo 1996). Species of fiddler crabs can be divided roughly into two groups by the width of the space between the eyestalks (narrow and broad front) (Crane 1975). Among the Brazilians species just *Uca maracoani* Latreille (1802 - 1803)

present a narrow front, this characteristic is most common in the Indo-West Pacific species while in the New World broad fronts are the majority. According to Melo (1996), *Uca maracoani* is distributed through the Western Atlantic, in the Antilles, Venezuela, and the Guyanas, and along nearly the entire coast of Brazil from Maranhão to Paraná. However, nowadays this species is not found on the northern shore of the state of São Paulo (Negreiros-Fransozo, personal communication).

There are several reports on population studies of species of *Uca*, among them: Frith and Brunenmeister (1980) with *U. forcipata* (Adams & White 1848), *U. urvillei* (H. Milne-Edwards 1852), *U. vocans* (Linnaeus 1758) and *U. lactea* (De Haan 1835), Colby & Fonseca (1984) with *U. pugilator*, Spivak *et al.* (1991) with *U. uruguayensis*, Mouton & Felder (1996) with *U. spinicarpa* and *U. longisignalis*, Costa & Negreiros-Fransozo (2003) with *U. thayeri* Rathbun 1900, Colpo *et al.* (2004) with *Uca vocator* (Herbst 1804), Litulo (2005) with *U. annulipes* and Castiglioni *et al.* (2005) with *Uca rapax* (Smith 1870).

Studies directly concerned with *U. maracoani* are few, and related to behavioural, systematic, phylogenetic or growth aspects (Crane 1958, Crane 1975, Rosenberg 2001, Masunari *et al.* 2005, Hirose & Negreiros-Fransozo 2007). The present study analyses certain biological aspects of *U. maracoani*: spatial distribution, body size, size-frequency distribution, sex-ratio, recruitment, and reproductive period (based on ovigerous-ratio) of a population living on the Jabaquara mudflat near the town of Paraty, state of Rio de Janeiro, Brazil.

Material and Methods

Samplings were carried out monthly, from May 2003 through April 2004, on a muddy beach named Jabaquara, in the town of Paraty on the southern coast of Rio de Janeiro (23°12'10"S and 44°43'14.1"W) (Fig. 1). The intertidal zone of the beach is wide, gently sloped bare of vegetation, and is near a stand of mangroves. The shallowest area of the beach is composed of coarse sand, which is abruptly replaced by mud lower in the intertidal zone, this area is flooded during high tide.

Two collectors spent 20 minutes monthly (CPUE – capture per unit effort), manually sampling fiddler crabs at each collecting site (S1, S2, and S3), at low tide, removing them from their burrows. The burrows of *Uca maracoani* are about 1 m deep, dug in a muddy substrate with no roots or any other hard structure. This facilitates the capture of crabs, because the collector is able to insert his or her entire arm into a burrow.

The collecting sites were classified according to the intertidal area, as follows: site S1 was established nearest the supralittoral zone, i.e., 1 m distant from the shoreline, S2 was 15 m from the shoreline, and S3 was farthest from the shoreline (approximately 30 m). Each point of collection represents an area of approximately 20 m long (parallel to the supralittoral zone) by 5 m wide, totalling 100 m² of area. The distance between one site and the next was about 10 m.

Sediment and water were obtained monthly at each site to determine the sediment texture and organic-matter content, and the water salinity. The surface temperature of the sediment at each site was also taken (Mercury column thermometer). In order to determine the size of the first juvenile stage, some additional collections during the month of June (2003) were made at Site 1 (a period when the presence of megalopae was observed). The megalopae were collected using a small teaspoon. The other collection sites were not sampled, because the muddy sediment made sampling impracticable.

The crabs were stored in plastic bags, labelled, and kept on crushed ice in an insulated container until they were measured in the laboratory. The megalopae collected were isolated in plastic boxes and transported to the laboratory. Transportation from the collecting site to the laboratory took approximately one hour.

In the laboratory, the specimens of *U. maracoani* were sorted and their sex assessed by observing the chelipeds, abdominal external morphology, and the number of pleopods. The presence of eggs was recorded. The carapace width (CW) was measured with a digital caliper (0.01 mm) and recorded on charts according to the collecting site. The megalopae were kept isolated in acrylic containers with approximately 20 ml of seawater (salinity 26) and fed daily with nauplii of *Artemia* sp. until they reached the juvenile stage at which the species could be determined. Crabs smaller than 4 mm CW from megalopae and the megalopae were measured under a stereoscopic microscope provided with an imaging and measurement tool.

The morphological sexual maturity of the fiddler crabs was estimated by means of the allometric technique, according to Hirose & Negreiros-Fransozo (2007). Males and females attained the size at onset of morphological maturity at 21.2 and 19.4 mm of CW, respectively. Smaller specimens were considered juveniles.

The fiddler crabs were distributed monthly in 11 size classes each of 4 mm, beginning with 4 mm CW and after that classified according to the

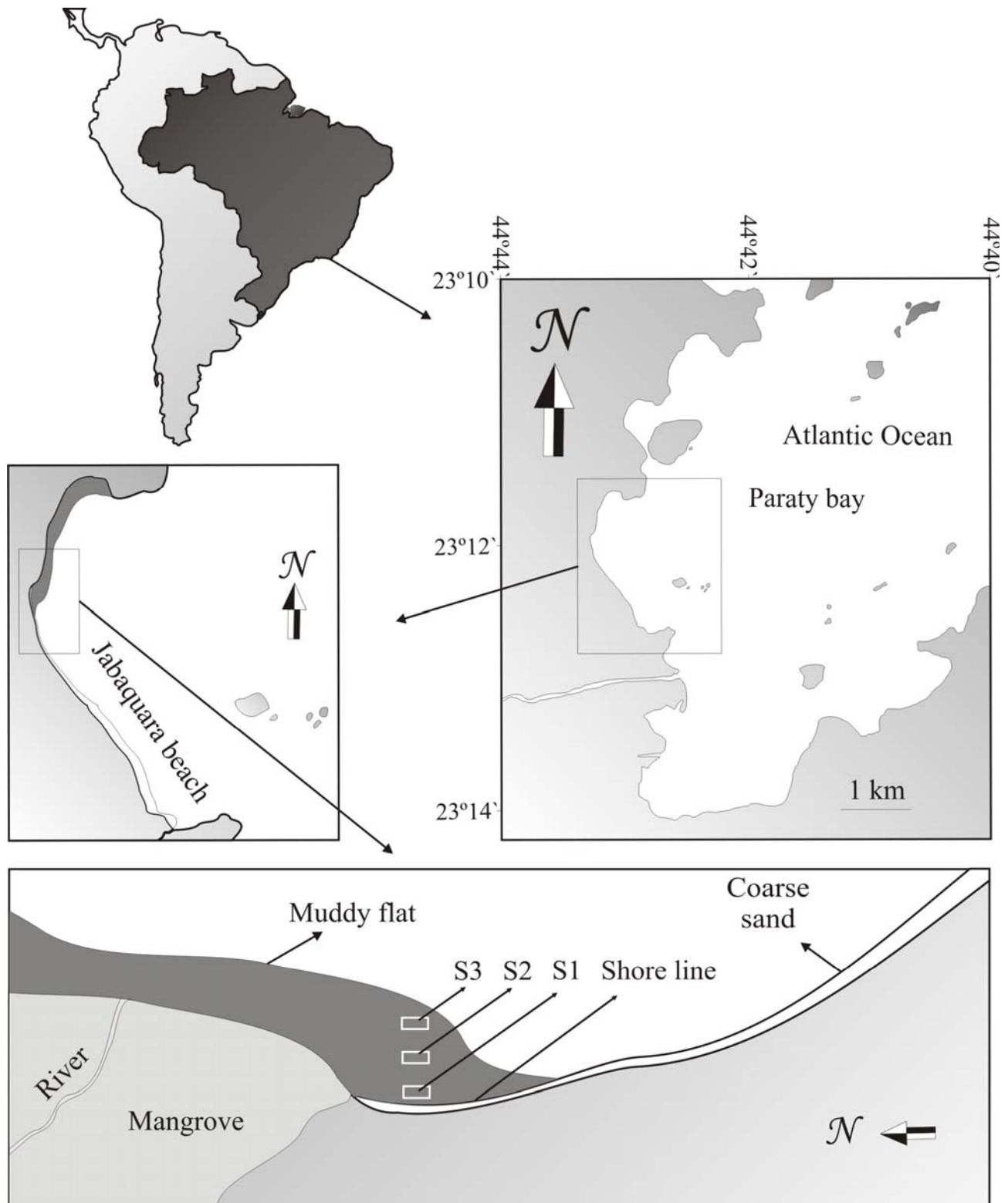


Figure 1. Map of Paraty Bay, State of Rio de Janeiro, Brazil, showing the location of the sampling site (S1, S2, and S3 are the collecting sites).

following demographic categories: juvenile males (<21.2 mm CW), adult males (≥ 21.2 mm CW), juvenile females (< 19.4 mm CW), adult females (≥ 19.4 mm CW), and ovigerous females (≥ 19.4 mm CW, with eggs attached to the pleopods).

The number of classes was obtained by Sturge's formula (Conde *et al.* 1986).

$$K = 1 + 3.22 \log N$$

Where K= class number and N = number of crabs

Monthly substrate samples were analyzed for particle size assessment based on Wentworth

(1922), adopting the American scale. The organic-carbon content was estimated by combustion of part of each sample in an oven at 500 °C and measuring the residual weight. Salinity was estimated by an optical refractometer.

Statistical Analyses

Tests of normality (Kolmogorov-Smirnov) and homoscedasticity (Levene) were carried out prior to the analyses, as pre-requisites for the statistical tests used.

The mean sizes for males and females among collecting sites were compared by means of an Analyses of variance (ANOVA, $\alpha = 0.05$). To determine the significant differences among groups, a posteriori Tukey test was applied. To compare the size between males and females, the data of all sites were grouped and a non parametric test (Mann-Whitney) was utilized ($\alpha = 0.05$) (Zar 1996).

The proportions of juveniles and ovigerous females in each season were compared by the Goodman's test utilizing the statistical software MANAP (Curi & Moraes 1981), which analyzes the contrasts between and within multinomial proportions ($\alpha = 0.05$).

A Chi-square test for goodness of fit ($\alpha = 0.05$) was performed to verify whether the sex ratio in the population, in each month, in each size class and for the entire year departed significantly from 1:1 (Sokal & Rohlf 1995).

An analysis of variance was used to compare the mean values of organic matter, granulometric composition, salinity and temperature (for collecting sites and seasons). Subsequently, a

posteriori Tukey's test was performed to determine significant differences among groups ($\alpha = 0.05$) (Sokal & Rohlf 1995).

A possible correlation between the frequency of juveniles and environmental factors (the monthly temperature of the surface sediment and salinity) was evaluated by means of a cross-correlation analysis.

Results

A total of 1540 crabs (816 males and 724 females) and 17 megalopae were collected. Of these, 557 were collected at site S1 (341 males, 216 females, and 17 megalopae), 503 at site S2 (248 males and 255 females), and 480 at site S3 (227 males and 253 females).

The mean size of the crabs was smallest at site S1 for males and females ($p < 0.05$) (Fig. 2 and Tab. I). Descriptive statistics for each demographic category and the first juvenile stage are shown in Table II. Differences in the median size (for all crabs grouped) between males (32.0 mm) and females (28.6 mm) were statistically significant ($p = 0.00$) (Tab. II).

Table I. Results of the Analyses of Variance (ANOVA) and posteriori Tukey test for males and females for the sampling sites.

SEX	ANOVA (p-value)	Tukey (p-value)		
		Sites	S2	S3
Males	0.011*	S1	0.290	0.008*
		S2	-	0.328
Females	0.005*	S1	0.007*	0.017*
		S2	-	0.944

* Significantly statistical differences

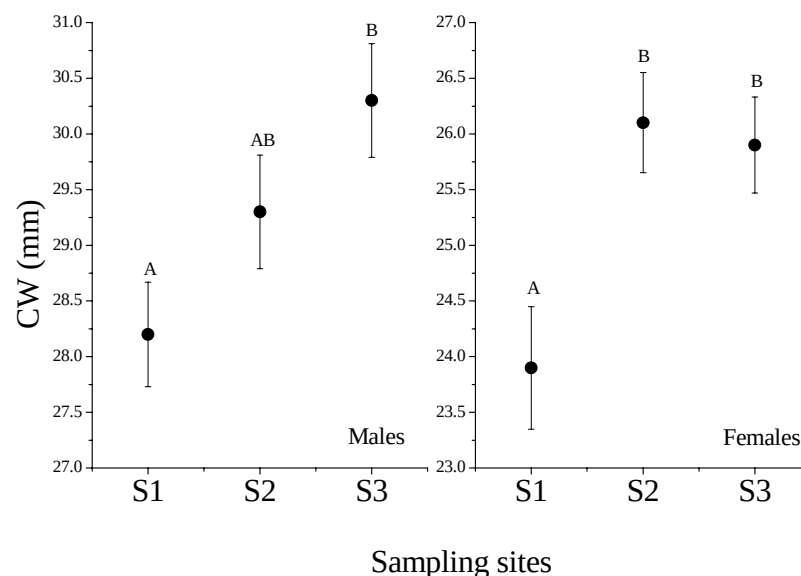


Figure 2. *Uca maracoani*. Mean values and standard deviation of the carapace width for males and females at each sampling site (S1, S2, and S3). Sites sharing at least one letter in common did not differ statistically (ANOVA, $\alpha = 0.05$).

Table II. *Uca maracoani*, descriptive statistics for each demographic category and the first juvenile stage.

Demographic category	N	Min-max (CW mm)	median	Mean $\pm$ sd
J1	17	1.16 – 1.48	1.44	1.30 $\pm$ 0.07
JM	144	4.9 – 21.1	16.0	15.5 $\pm$ 4.1
AM	672	21.3 – 45.0	32.0*	32.0 $\pm$ 5.7
JF	138	5.1 – 19.4	15.6	14.7 $\pm$ 3.9
AF	503	19.4 – 40.2	28.6*	28.7 $\pm$ 4.7
OF	83	22.5 – 37.3	29.8	29.8 $\pm$ 3.1

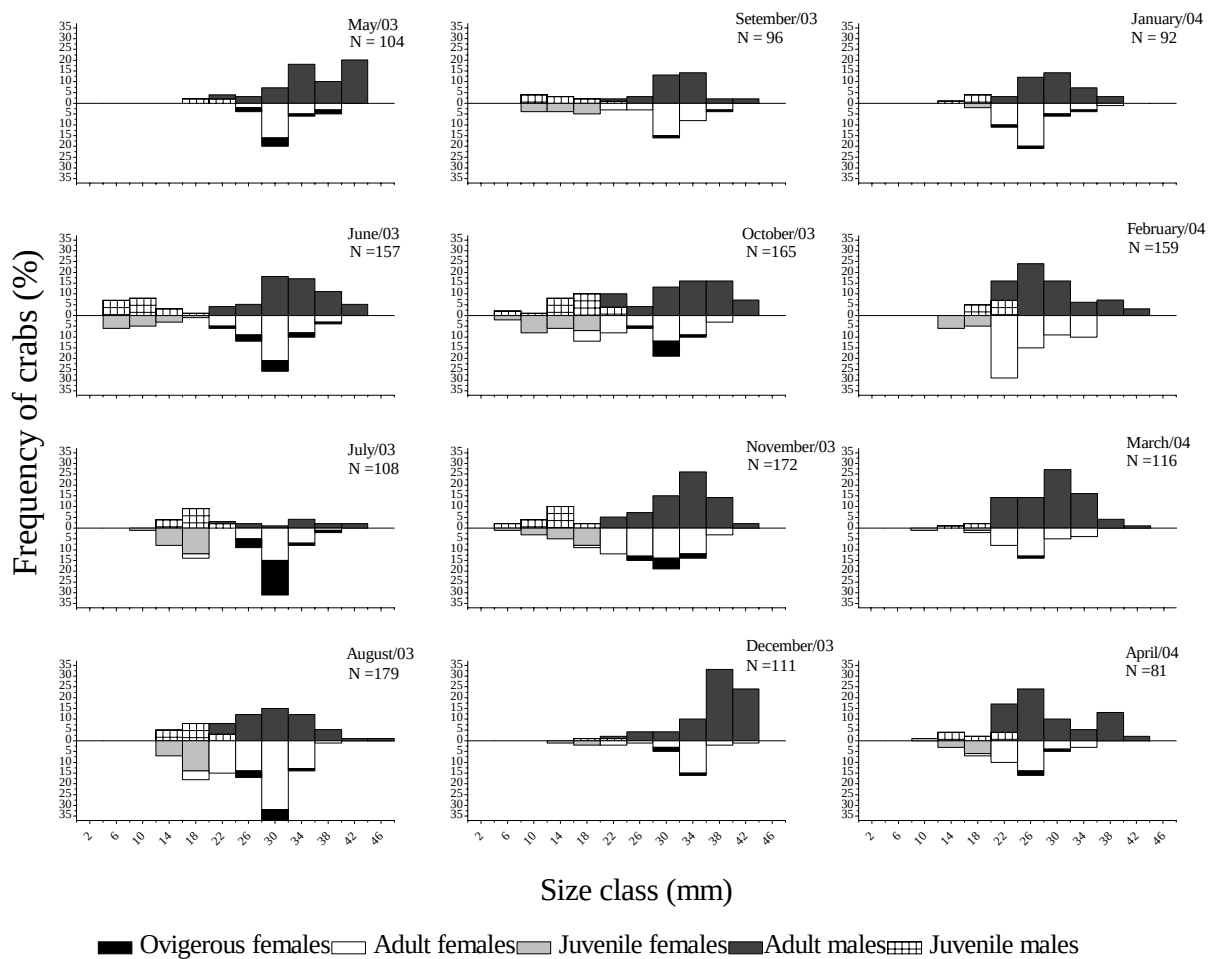
N = number of crabs, CW = carapace width, sd = standard deviation, J1= first juvenile stage, JM = Juvenile Males, AM = Adult Males, JF = Juvenile Females, AF = Adult Females, OF = Ovigerous Females. * Statistically significant (Mann-Whitney, $p = 0.00$).

The size-frequency distributions showed variations, i.e., some months were bimodal (June, July, and August), or bimodal for males and unimodal for females (May, November). We also found a shifting of the modes (June to July, September to October, November to December). The largest males disappeared in May, June, December, and January, revealing a very dynamic population (Fig. 3).

Juveniles and ovigerous females occurred year-round, with the highest frequency during

autumn, winter and spring and the lowest in summer ($P < 0.05$) (Fig. 4A and B). Juveniles were more frequent principally during the period of June to November of 2003 (Fig. 3).

Analyzing the total number of fiddler crabs during the entire year, the sex ratio was skewed toward males (53%, χ^2 , $P < 0.05$), with a ratio of 1:0.8 (males: females). When the sex-ratio was analyzed monthly, males were significantly more numerous than females in May and December 2003 and March and April 2004. Females were more

**Figure 3.** *Uca maracoani*. Size-frequency distribution of each demographic category during the course of one year.

abundant than males only during July and August 2003 (Fig. 5A). The sex-ratio in size classes remained in the proportion 1:1, with a deviation toward males only in the largest size classes (Fig. 5B).

Concerning the environmental factors analyzed in the study area, the sediment was composed mainly of silt + clay with a high percentage of organic matter (Table III). A small percentage of fine sand was found in the area, the

percentage at site 1 differed significantly from the other sites (Tab. IV).

The temperature of sediment and salinity does not present statistical differences when analysed in relation of sites ($p = 0.89$ and $p = 0.7$ respectively), but in relation of the sample period (seasons), the temperature and salinity present significantly fluctuations ($p = 0.00$ and $p = 0.00$ respectively) (Tab. V and VI).

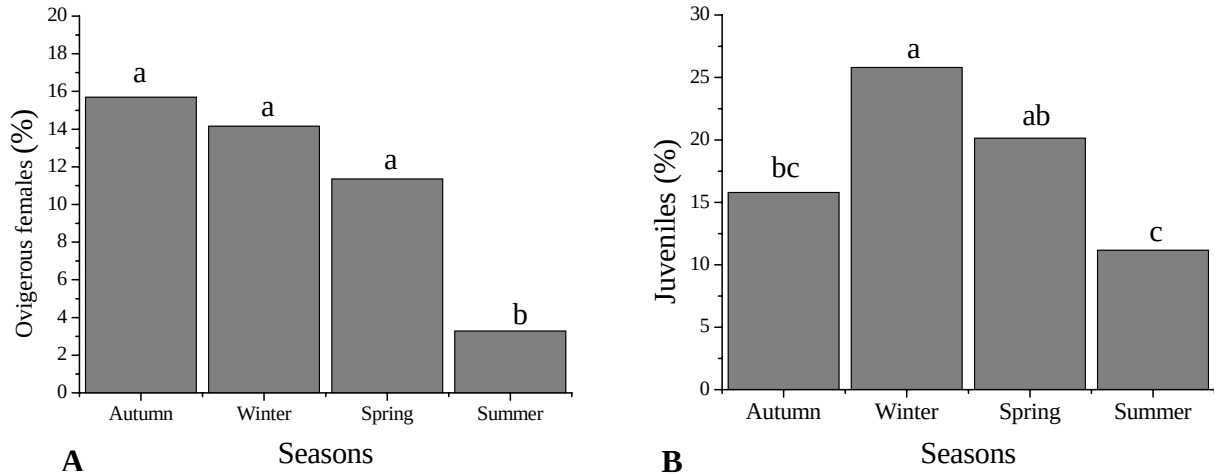


Figure 4. *Uca maracoani*. A = Ratio of ovigerous females and B = Ratio of juveniles in each season. Bars with at least one letter in common did not differ statistically (Goodman's test $\alpha=0.05$).

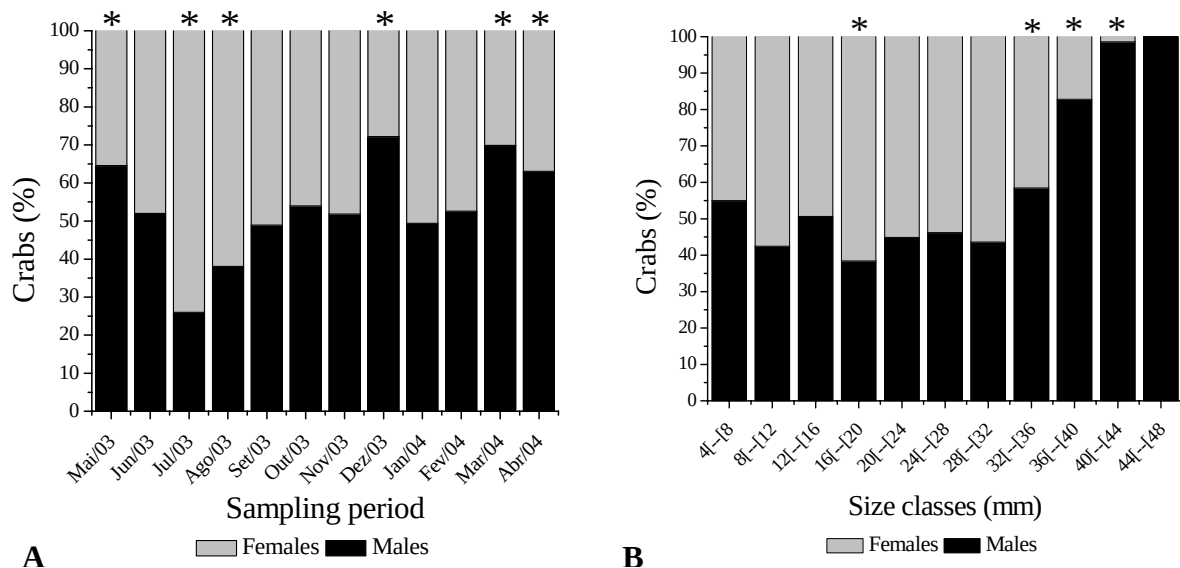


Figure 5. *Uca maracoani*. A = Percentage of males and females in each month and B = Percentage of males and females in each size class (CW, mm). * indicates statistical significance (χ^2 , $p < 0.05$).

Table III. *Uca maracoani*, Descriptive statistics for each environmental factor at the collecting sites of the Jabaquara mudflat.

SITES	S/C (%)	FS (%)	OM (%)	Water	Temperature °C
	mean± sd	mean± sd	of the sediment mean± sd	salinity mean± sd	mean± sd
S1	92.0±7.8	8.0±7.8	10.9±2.3	27±7.0	28.93±4.0
S2	99.4±0.3	0.64±0.3	11.7±1.7	25±8.1	28.33±2.9
S3	99.4±0.2	0.63±0.19	12.5±1.7	25±9.6	28.47±4.4

S/C = Silt/clay, FS = Fine sand and OM = organic matter

The crosscorrelation analysis indicated a time lag of one month between the number of juveniles and the monthly superficial sediment temperature with a negative correlation ($p = 0.00$

and $R = -0.64$) (Fig. 6). To the juveniles and monthly salinity the analysis indicate a time lag of two month with a positive correlation ($p = 0.00$ and $R = 0.66$) (Fig. 7).

Table IV. Results of the Analyses of Variance (ANOVA) and posteriori Tukey test for the fine sand among sites ($\alpha=0.05$).

Factor	ANOVA (p-value)	Tukey (p-value)		
		Sites	S2	S3
Fine sand	< 0.001*	S1	0.00*	0.00*
		S2	-	1.00

* Significantly statistical differences

Table V. *Uca maracoani*, Descriptive statistic of superficial temperature of sediment and salinity in each season throughout the sample period in mudflat of Jabaquara mangrove.

Seasons	Temperature °C			Salinity		
	Mean $\pm$ sd	Max. value	Min. value	Mean $\pm$ sd	Max. value	Min. value
Autumn	28 $\pm$ 5.32	34	21	27.7 $\pm$ 9.2	36	10
Winter	25.8 $\pm$ 1.39	27	23.5	32.7 $\pm$ 0.5	33	32
Spring	29.1 $\pm$ 2.92	35	26	24.4 $\pm$ 6.6	35	14
Summer	32.2 $\pm$ 2.99	36	30	17.9 $\pm$ 5.7	26	8

Table VI. Results of the Analyses of Variance (ANOVA) and posteriori Tukey test for the environmental factors with significantly statistical differences ($\alpha=0.05$).

Factor	ANOVA (p-value)	Tukey (p-value)			
		Seasons	Autumn	Winter	Spring
Temperature	<0.001*	Summer	0.053	0.001*	0.217
		Autumn	-	0.242	0.884
		Winter	0.242	-	0.061
Salinity	<0.001*	Summer	0.025*	0.001*	0.196
		Autumn	-	0.414	0.744
		Winter	0.414	-	0.072

* Significantly statistical differences

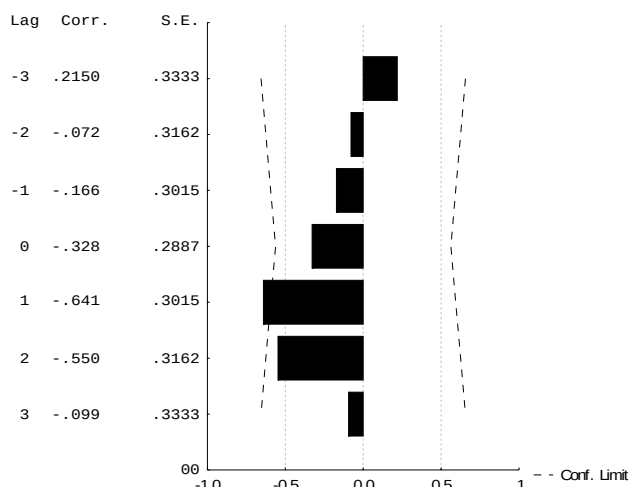


Figure 6. Crosscorrelation analysis between juvenile frequency and monthly superficial sediment temperature of the collecting site of Jabaquara mudflat during the sample period ($\alpha=0.05$).

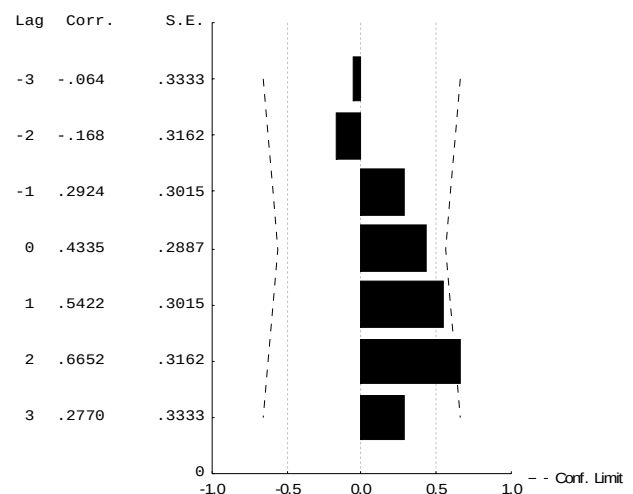


Figure 7. Crosscorrelation analysis between juvenile frequency and monthly salinity of the collecting site of Jabaquara mudflat during the sample period ($\alpha = 0.05$).

Discussion

The mean sizes of both sexes of *U. maracoani* collected at site S1 (near the coarse sand of the beach) were smaller than at the other sites. This may be related to a higher recent juvenile recruitment rate at that site, the presence of megalopae indicate, that the site really can be a settling area utilized by this species. This higher juvenile recruitment may be influenced by the swift currents during rising tides, which affect larval settlement (Dittel *et al.* 1991, Olmi III 1994, Lochmann *et al.* 1995), facilitating the transport of megalopae to the upper limit of the intertidal zone. Another possibility is that the rough texture from the sand fraction at site 1 may favour larval establishment or settlement.

Settlement location for some kinds of larvae appears to be random or primarily influenced by physical factors such as currents, salinity, and light. However, other kinds of larvae respond to positive or negative environmental cues, leading to preferential settlement in, or avoidance of, specific habitats or areas (Banks & Dinnel 2000). Other possibility for the differential size distribution of the crabs may be behavioural, migration and/or differential mortality among the sites. Contests in fiddler crabs is a common event among the species (Crane 1975, Hyatt & Salmon 1978) and consist of a series of behavioural elements (Pratt *et al.* 2003) were normally smaller crabs avoid combat with the larger, dominant individuals, leaving the interaction area. Thus, the difference of crab sizes among the sites can represent a preferential area for *Uca maracoani* where the sites more distant of supralittoral zone were preferred for the larger (dominant) individuals.

Predation pressure may be higher at site 1, because this site is nearest the supralittoral zone, and in consequence is more exposed to terrestrial predators. Johnson (2003), studying *Uca pugilator* (Bosc 1802), calculated the size of predated crabs from chelipeds found in nature, and reported in such population that larger crabs were preferred by predators.

The analysis of size-class distribution revealed a very dynamic population, which in some months showed bimodality and in others, unimodality. This may indicate the existence of two different age groups, or that variations found for *U. maracoani* are related to migration, differential mortality, and growth rates (Diaz & Conde 1989, Yamaguchi 2001).

In this population, the males reach larger sizes than females. In other brachyurans (Warner 1967, Benetti & Negreiros-Franozo 2003, Johnson

2003, Luppi *et al.* 2004, Litulo 2005), a similar pattern was recognized in which males show a protracted period of somatic growth and/or a higher molt increment. The energy allocated to reproduction should be proportionally greater in females, because more energy is needed for the production of oocytes than spermatocytes, and thus females can interrupt or reduce their somatic growth during the period when they are incubating eggs (Alunno-Bruscia & Sainte-Marie 1998, Haltnoll 2006).

Slower growth can also reflect reduce energy intake because of restriction on feeding. In females, a more general phenomenon is a restriction on feeding during incubation. A further limitation on growth in reproducing females is they cannot molt while incubating eggs (Hartnoll 2006).

Reflecting this differential growth, the proportion of males and females differed from 1:1 only in the classes of larger crabs, and maintained Fisher's proportion in the others. According to Wenner (1972), such a sex-ratio pattern is described as "standard".

Montague (1980) suggested that male biases in fiddler-crab populations are sampling artefacts resulting from a focus on surface sampling and failure to incorporate differential habitat use. In *Uca vocans* (Linnaeus) studied by Murai *et al.* (1983), and *Uca tangeri* Eydoux 1835 studied by Crane (1975), the behaviour of foraging (known as droving) in nearby areas is predominantly displayed by males. Ovigerous females may spend prolonged periods underground and, when on the surface, often forage closer to water sources, creating spatial separation from foraging males (Montague 1980, Macia *et al.* 2001, Skov & Hartnoll 2001).

In a recent review of biased sex-ratios in fiddler crabs, Johnson (2003) documented that in at least 14 species, males exceeded females, suggesting that this bias has an ecological significance, rather than being a sampling artefact.

During July and August 2003, females outnumbered males, which coincided with the highest frequency of ovigerous females. One can infer from this that during incubation of the eggs, females may be more susceptible to capture, which is reflected in the estimated sex-ratio.

Although the proportion of ovigerous females did not exceed 16%, they were present in all seasons, which indicate a continuous reproductive period. However, during summer the ovigerous-ratio was lower (<5%), suggesting that the other seasons were more favourable for gonadal and embryonic development.

Among the factors that seem to affect crab reproduction and larval development timing are environmental conditions (temperature, salinity, luminosity, tide range, marine currents) and biological factors (food availability, competition) (O'Connor 1993, Rodrigues & Jones 1993). The mudflat of Jabaquara beach is characterized by absence of vegetation, and consequently also is disproved of shadowed areas. Thus, the Jabaquara mudflat receives a direct and intense solar radiation during all time. This strong incidence of solar radiation is responsible by an increase in the superficial temperature of sediment during the low tides periods, which in the summer can reach extreme values. The summer also presented the lowest values of salinity, probably related to higher rates rainfall for this season.

This may be responsible for the low reproductive intensity in the summer. The high temperature and the low salinity may be a limitation for embryonic development and/or a critical feature in the settlement of larvae and/or establishment of early recruits. Sulkin *et al.* (1996), in a study of the effects of elevated temperature on the development of megalopae and early juveniles of *Cancer magister*, concluded that the high temperatures in the shallow-water benthic habitat during the period when peak settlement and early juvenile growth are occurring could result in a high mortality of subsequent juvenile stages. In this context, Nurdiani & Zeng (2007), in a study of the effects of temperature and salinity on the survival and development of *Scylla serrata* (a mud crab), observed that the interaction between these two factors (temperature and salinity) significantly affected the larval survival. Lower salinity (15gL⁻¹) results in no larval survival to the first crab stage for all temperatures tested, but, in contrast, the combination of low temperature and high salinity (25°C/35gL⁻¹) resulted in one of the highest rates of survival to the megalopa stage (Nurdiani & Zeng 2007).

The hypothesis that the interaction of high temperature and low salinity in the summer affects the reproduction and recruitment of *U. maracoani* on the mudflat of Jabaquara Beach is supported by the negative correlation of juveniles and temperature

and a positive correlation of juveniles and salinity, which are released with a one-month lag and a two-month lag, respectively.

A juvenile recruitment pulse during winter and spring suggests a higher reproductive activity during the autumn and winter, when the ocypodid crabs required 20 ± 8 days to incubate their eggs and the larvae required 29 ± 16 days to complete their metamorphosis until the first juvenile stage (Hines 1986), when they reach 1.33 ± 0.10 mm CW. We note that crabs less than 5 mm CW, i.e., recent established recruits, were not obtained. This suggests a deficiency in sampling and probably the lag existent in the correlation of juveniles, temperature and salinity can be a result of this deficit.

Although the results of this study tend to indicate constant recruitment, further studies should focus on larval establishment and/or juvenile recruitment, in order to gain a better comprehension of the replacement of individuals in the population.

According to Emmerson (1994), the majority of tropical species has a continuous reproductive period throughout the year, or have longer reproductive seasons than do species living at higher latitudes. Thus, continuous reproductive activity is common for fiddler crabs, which are typically adapted to living in warm regions (Crane 1975).

The variations in the population structure found for *U. maracoani* are apparently related to the behaviour of the species or responses to natural process. However, human activities, such as construction of piers or residential developments for touristic purposes near the mudflat estuary and neighbouring shores, may change the environment drastically. Thus, the information reported here may help in the conservation of this species, which is becoming uncommon on the northern coast of São Paulo state.

Acknowledgments

To FAPESP and CAPES for financial support and to members of NEBECC for their help during the arduous fieldwork. The material for this study was collected according to state and federal laws concerning wild animals.

References

- Alunno-Bruscia, M. B. & Sainte-Marie, B. 1998. Abdomen allometry, ovary development, and growth of female snow crab, *Chionoecetes opilio* (Brachyura, Majidae), in the northwestern Gulf of St. Lawrence. *Canadian Journal Fishery and Aquatic Science*, 55: 459-477.
- Backwell P. R. Y., M. D. Jennions, J. H. Christy & N. I. Passmore. 1999. Female choice in the synchronously waving fiddler crab *Uca annulipes*. *Ethology*, 105: 415-421.
- Banks, J. & Dinnel, P. 2000. Settlement behaviour

- of dungeness crab (*Cancer magister* Dana, 1852) megalopae in the presence of the shore crab, *Hemigrapsus* (Decapoda, Brachyura). **Crustaceana**, 73: 223-234.
- Benetti, A. S. & Negreiros-Fransozo, M. L. 2003. Madurez sexual morfológica del cangrejo *Uca burgersi* Holthuis, 1967 (Brachyura, Ocypodidae) de uma área de manglar subtropical de Brasil. **Universidade y Ciencia**, 19(37):9-16.
- Castiglioni, D. S. & Negreiros-Fransozo, M. L. 2005. Comparative population biology of *Uca rapax* (Smith, 1870) (Brachyura, Ocypodidae) from two subtropical mangrove habitats on the Brazilian coast. **Journal of Natural History**, 39(19): 1627-1640.
- Colby, D. & Fonseca, M. 1984. Population dynamics, spatial dispersion and somatic growth of the sand fiddler crab *Uca pugilator*. Marine Ecology Progress Series, 16: 262-279.
- Colpo, K. D. & M. L. Negreiros-Fransozo. 2004. Comparison of the population structure of the fiddler crab *Uca vocator* (Herbst, 1804) from three subtropical mangrove forest. **Scientia Marina**, 68(1): 139-146.
- Conde, J. E., Rull, V. & T. Vegas. 1986. Análisis exploratorio de datos ecológicos y biométricos: gráficos stem-and-leaf (talo-y-roja) y boxplot (cajas graficas). **Enseñanza de las Ciencias**, 4 (2): 153 – 162.
- Costa, T. M. & Negreiros-Fransozo, M. L. 2003. Population Biology of *Uca thayeri* Rathbun, 1900 (Brachyura, Ocypodidae) in a subtropical South American mangrove area: results from transect and catch-per-unit-effort techniques. **Crustaceana**, 75 (10): 1201-1218.
- Crane, J. 1958. Aspects of social behaviour in fiddler, with special reference to *Uca maracoani*. Zoologica: **New York Zoological Society**, 43:10.
- Crane, J. 1975. **Fiddler crabs of the world. Ocypodidae: genus Uca**. New Jersey: Princeton University Press, 736p.
- Curi, P. R. & Moraes, R. V. 1981. Associação, homogeneidade e contrastes entre proporções em tabelas contendo distribuições multinomiais. **Ciência e Cultura**, 33:712-722.
- Díaz, H. & Conde, J. E. 1989. Population dynamics and life history of the mangrove crab *Aratus pisonii* (Brachyura, Grapsidae) in a marine environment. **Bulletin of Marine Science**, 45:148-163.
- Dittel, A. L., Epifanio, C. E. & Lizano, O. 1991. Flux of crab larvae in a mangrove creek in the gulf of Nicoya, Costa Rica. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 32:129-140.
- Emmerson, W. D. 1994. Seasonal breeding cycles and sex ratios of eight species of crabs from Mgazana, a mangrove estuary in Transkei, southern Africa. **Journal of Crustacean Biology**, 14: 568-578.
- Frith, D. W. & Brunenmeister, S. 1980. Ecological and population studies of fiddler crabs (Ocypodidae, Genus, *Uca*) on a mangrove shore at Phuket Island, western peninsular Thailand. **Crustaceana**, 39(2): 157-184.
- Hartnoll, R. G. 2006. Reproductive investment in Brachyura. *Hydrobiologia*, 557: 31-40.
- Hines, A. H. 1986. Larval patterns in the life histories of brachyuran crabs. **Bulletin of Marine Science**, 39: 444-466.
- Hirose, G. L. & Negreiros-Fransozo, M. L. 2007. Growth phases and differential growth between sex of *Uca maracoani* Latreille, 1802-1803 (Crustacean, Brachyura, Ocypodidae). **Gulf and Caribbean Research**, 19: 43-50.
- Hyatt, G. W. & Salmon, M. 1978. Combat in the fiddler crabs *Uca pugilator* and *U. pugnax*: a quantitative analysis. **Behaviour**, 65:182 - 211.
- Johnson, P. T. J. 2003. Biased sex ratios in fiddler crabs (Brachyura, Ocypodidae): A review and evaluation of the influences of sampling method, size class, and sex specific mortality. **Crustaceana**, 76(5): 559-580.
- Jones, D. A. 1984. Crabs of the mangal ecosystem 89 -109 p. In: Por & Dor. **Hidrobiology of the Mangal**. W. Junk Publishers Boston, 260 p.
- Litulo, C. 2005. Population biology of the fiddler crab *Uca annulipes* (Brachyura: Ocypodidae) in a tropical East African mangrove (Mozambique). **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, 62: 283-290.
- Lochmann, S. E., Darnell, R. M. & McEachran, J. D. 1995. Temporal and vertical distribution of crab larvae in a tidallpass. **Estuaries**, 18 (1B): 255-263.
- Luppi, T. A., Spivak, E. D., Bas, C. C. & Anger, K. 2004. Molt and growth of an estuarine crab, *Chasmagnathus granulatus* (Brachyura: Varunidae), in Mar Chiquita coastal lagoon, Argentina. **Journal of Applied Ichthyology**, 20: 333-344.
- Macia, A., Quincardete, I. & Paula, J. 2001. A

- comparison of alternative methods for estimating population density of the fiddler crab *Uca annulipes* at Saco Mangrove, Inhaca Island (Mozambique). **Hydrobiologia**, 44: 213-219.
- Macintosh, D. J. 1988. The ecology and physiology of decapods of mangrove swamps. **Symposium of the Zoological Society of London**, 59:315-341.
- Masunari, S., Dissenha, N. & Falcão, R. C. 2005. Crescimento relativo e destreza dos quelípodos de *Uca maracoani* (Crustacea, Decapoda, Ocypodidae) no Baixo Mirim, Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, 22(4): 974-983.
- Melo, G. A. S. 1996. **Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral Brasileiro**. Ed. Plêiade/FAPESP, 604 p.
- Montague, C. L. 1980. A natural history of temperate western Atlantic fiddler crabs (genus *Uca*) with reference to their impact on the salt marsh. **Contributions of Marine Science**, 23: 25-54.
- Mouton, E.C. Jr. & Felder, D. L. 1996. Burrow distributions and population estimates for the fiddler crabs *Uca spinicarpa* and *Uca longisignalis* in a Gulf of Mexico salt marsh. **Estuaries**, 19(1):51-61.
- Murai, M., Goshima, S. & Nakasone, Y. 1983. Adaptive droving behaviour observed in the fiddler crab *Uca vocans vocans*. **Marine Biology**, 76: 159-164.
- Nurdiani, R. & Zeng, C. 2007. Effects of temperature and salinity on the survival and development of mud crab, *Scylla serrata* (Forsskal), larvae. **Aquaculture Research**, 38: 1529-1538.
- O'Connor, N. J. 1993. Settlement and recruitment of the fiddler crabs *Uca pugnax* and *Uca pugilator* in a North Carolina, USA, salt marsh. **Marine Ecology Progress Series**, 93: 227-234.
- Olmi III, E. J. 1994. Vertical migration of blue crab *Callinectes sapidus* megalopae: implications for transport in estuaries. **Marine Ecology Progress Series**, 113:39-54.
- Pratt, A. E., McClain, D. K. & Lathrop, G. R. 2003. The assessment game in sand fiddler crab contest for breeding burrows. **Animal Behavioral**, 65: 945-955.
- Rodríguez, A. & Jones, D. A. 1993. Larval development of *Uca tangeri* (Eydoux, 1835) (Decapoda: Ocypodidae) reared in the laboratory. **Journal of Crustacean Biology**, 13(2): 309-321.
- Rosenberg, M. S. 2001. The systematic and taxonomy of fiddler crabs: a phylogeny of genus *Uca*. **Journal of Crustacean Biology**, 21(3): 839-869.
- Skov, M. W. & Hartnoll, R. G. 2001. Comparative suitability of binocular observation, burrow counting and excavation for the quantification of the mangrove fiddler crab *Uca annulipes* (H. Milne Edwards). **Hydrobiologia**, 449: 201-212.
- Sokal, R. R. & Rpinguiohlf, F. J. 1995. **Biometry: the principles and practice of statistic in biological research**. State University of New York at Stony Brook (3rd ed.): 887p.
- Spivak E. D., Gavio, M. A. & Navarro, C. E. 1991. Life history and structure of the world's southernmost *Uca* population: *Uca uruguayensis* (Crustacea, Brachyura) in Mar Chiquita Lagoon (Argentina). **Bulletin of Marine Science**, 48: 679-688.
- Sulkin, S. D., Mojica, E. & Mckeen, G. L. 1996. Elevated summer temperature effects on the megalopal and early juvenile development in the Dungeness crab, *Cancer magister*. **Canadian Journal of Aquatic Science**, 53: 2076-2079.
- Warner, G. F. 1967. The life history of the mangrove tree crab *Aratus pisonii*. **Journal of Zoology**, 153: 321-335.
- Wenner, A. M. 1972. Sex ratio as a function of size in marine crustaceans. **The American Naturalist**, 106: 321-350.
- Wentworth, C. K. 1922. A scale of grade and class terms for clastic sediments. **Journal of Geology**, 30: 377-392.
- Yamaguchi, T. 2001. The breeding period of the fiddler crab, *Uca lactea* (Decapoda, Brachyura, Ocypodidae) in Japan. **Crustaceana**, 74:285-293.
- Zar, J. H. 1996. **Biostatistical Analysis**. 3^a edição. Prentice-Hall, 915 p.

Received April 2008

Accepted August 2008

Published online November 2008



Copper accumulation and toxicity in the Plata pompano *Trachinotus marginatus* Cuvier 1832 (Teleostei, Carangidae)

SAMANTHA E. MARTINS¹ & ADALTO BIANCHINI²

¹ Programa de Pós-Graduação em Oceanografia Biológica - FURG - Universidade Federal do Rio Grande, Instituto Oceanográfico, Av. Itália km 8, Rio Grande, RS, Brazil – 96201-900. E-mail: oceansamy@yahoo.com.br

² Instituto de Ciências Biológicas – FURG, Rio Grande, RS, Brazil Email: adalto@octopus.furg.br

Abstract. The Plata pompano *Trachinotus marginatus* inhabits the surf zone of sandy beaches in Southern Brazil. Increasing copper concentrations have been reported in this ecosystem likely associated with the growing industrial and urban activities in the surrounding area. In the present study, copper accumulation and toxicity were analyzed in *T. marginatus* acclimated to salinity 30. Toxicity tests were performed to determine the copper concentration lethal for 50% of the individuals tested after 96 h (LC₅₀). Based on dissolved copper concentrations, LC₅₀ was estimated at 0.449 mg/L. To determine gill copper accumulation, fish were exposed (96 h) to 0.146 (sublethal concentration) and 0.369 mg/L dissolved copper (lethal concentration). Gill copper accumulation linearly increased as a function of the exposure time when fish were exposed to the sublethal concentration. However, a saturation of copper binding sites was observed after 6 h of exposure to the lethal concentration. The maximum copper accumulation in gills was estimated at 11.85 µg/g dry weight. These findings indicate that *T. marginatus* tolerance to copper is similar to that shown by other pompano species. They also suggest that gills are a biotic ligand for copper in *T. marginatus* that could be used to model the toxic effects of this metal.

Key words: acute toxicity, copper, gills, seawater, *Trachinotus marginatus*.

Resumo. Acumulação e toxicidade do cobre no pampo malhado. *Trachinotus marginatus* Cuvier 1832 (Teleostei, Carangidae). *Trachinotus marginatus* habita a zona de arrebentação de praias arenosas do Sul do Brasil. Os níveis de cobre têm aumentado neste ecossistema devido ao desenvolvimento industrial e urbano na região. Portanto, o objetivo deste estudo foi avaliar a toxicidade aguda e a acumulação branquial de cobre em *T. marginatus* aclimatado à salinidade 30. Baseado em testes de toxicidade (96 h) a concentração letal de cobre dissolvido para 50% dos indivíduos testados (CL₅₀) foi estimada em 0,449 mg/L. Os pampos foram expostos (96 h) a 0,146 mg/L de cobre dissolvido (concentração subletal), quando apresentaram uma acumulação branquial linearmente crescente de cobre em função do tempo de exposição; e à 0,369 mg/L de cobre dissolvido (concentração letal), quando uma saturação dos sítios de ligação do cobre foi observada nas brânquias após 6 h de exposição, sendo a máxima acumulação do metal neste tecido estimada em 11,85 ± 0,07 µg/g de peso seco. Estes resultados indicam que a tolerância de *T. marginatus* ao cobre é similar àquela relatada para outras espécies de pampo. Eles também sugerem que as brânquias de *T. marginatus* constituem um ligante biótico para o cobre que pode ser utilizado para modelar os efeitos tóxicos deste metal em água marinha.

Palavras-chave: água do mar, brânquias, cobre, toxicidade aguda, *Trachinotus marginatus*.

Introduction

The growing urban and industrial activities developed in coastal areas are significantly increasing the level of contaminants being released into estuarine and coastal waters (Seeliger & Knak 1982, Baumgartem & Niencheski 1998). Organic and inorganic contaminants reaching directly or indi-

rectly the coastal waters are derived from both natural and anthropogenic sources. Depending on metal concentration and speciation, as well as abiotic and biotic factors considered, aquatic contaminants may accumulate in aquatic animals and exert toxic effects (MacRae *et al.* 1999, Di Toro *et al.* 2000).

Actually, copper is one of the most relevant inorganic contaminant reaching coastal waters from sandy beaches in Southern Brazil (Baumgarten & Niencheski 1998). Studies on trace metals concentrations in Patos Lagoon estuary have demonstrated significant increases in copper concentration in sediments and waters around the industrial and harbor areas. In early 80's, the concentration of dissolved copper in waters near the mouth of the Patos Lagoon estuary was $\sim 2 \mu\text{g/L}$ (Seeliger & Knak 1982). Almost 20 years later, maximum values reported were $34 \mu\text{g/L}$ (Baugartem & Niencheski 1998). These authors associated these increased values mainly to the harbor activities developed in the studied area.

In light of the above, assessing the toxicity of copper to biota is in need for the establishment of safe limits for metal discharging in estuarine and coastal waters. Several toxicological studies are being performed with organisms from the Patos Lagoon estuary (Monserrat *et al.* 2007), but studies using fish species typically from the adjacent coastal ecosystem are lacking. The widespread water contamination by copper in coastal ecosystems potentially poses ecological risks to many marine organisms. Therefore, ecotoxicological studies involving coastal marine species are needed for a better understanding of toxic effects induced by copper contamination in seawater animals (Kwok *et al.* 2008).

In Brazil, regulations concerning copper release into the environment are based on the dissolved copper concentration in surface waters. Although the Brazilian National Council for Environment (CONAMA) establishes $5 \mu\text{g/L}$ of dissolved copper as a harmless concentration, it may allow concentrations as high as 1 mg/L of dissolved copper to be released into the oceans (CONAMA 2005).

Copper toxicity occurs when a specific amount of metal binds to physiologically active biological membranes, generally outcompeting cations injuring the physiological mechanism. This threshold level depends on animal species and life stage (MacRae *et al.* 1999). Therefore, it is important to determine the kinetics of copper accumulation in different tissues of the tested species to identify possible biotic ligands (toxicity sites).

Water chemistry largely influences copper toxicity. It is known that copper bioavailability and toxicity occur when the amount of copper in water exceeds the combined capability of dissolved organic matter (DOC) to bind metal, cations to outcompete the metal for binding to the biotic ligand, water chemistry to transform the metal

to non-toxic species, particulate organic carbon (POC) to adsorb the metal, and mineral particles to incorporate the metal into their matrix (Arnold *et al.* 2005).

The strong influence of abiotic factors on copper toxicity in freshwater species has been recognized by the Environmental Protection Agency from the United States (US-EPA) and has been incorporated into the framework of the Biotic Ligand Model (BLM), which has been applied to establish water quality criteria for freshwaters (WQC) (US-EPA 2003).

The most toxic copper species is the free cupric ion (Cu^{2+}), but other forms like CuOH^+ may be of concern when pH increases above 7.5 (Hall & Anderson 1999, De Schampelaere *et al.* 2002, Paquin *et al.* 2002, Arnold *et al.* 2005). BLM is based on the premise that there is a strong correlation between metal concentration on or into the biotic ligand (i.e., the fish gills) and its subsequent acute toxicity (MacRae *et al.* 1999, Paquin *et al.* 2002). In turn, metal accumulation in the toxic sites also depends on the water chemistry (Di Toro *et al.* 2000). Currently, many efforts are being made towards the extension of the freshwater BLM to saltwater conditions (Bianchini *et al.* 2003, 2004). However, many problems have still to be solved in order to create a reliable BLM to marine systems (Arnold *et al.* 2005, Grosell *et al.* 2007).

The large variation among species sensitivity to copper, makes difficult the establishment of safe limits of metal releasing in the environment. It is not possible to test all organisms, and thus aggregate the full range of sensitivity. Considering the large number of species inhabiting a specific site, it is unlikely that the most sensitive and the most tolerant species had been identified already (Grosell *et al.* 2007). Moreover, the same species generally presents different sensitivity to metals according to the ontogenetic stage, body mass, and sex (Serafim & Bebianno 2001, Mubiana *et al.* 2006).

The Plata pompano *Trachinotus marginatus* is one of the most important fish species in the food web of sandy beaches in Southern Brazil (Cunha 1987). The surf zone is the main site of recruitment for this fish species. Therefore, any environmental alteration in the equilibrium of this ecosystem can have severe ecological consequences to *T. marginatus*.

Based on this background information, the main goals of the present study were to determine the acute copper toxicity and to describe the kinetics of copper accumulation in gills of the Plata pompano *T. marginatus*.

Material and Methods

Fish collection and acclimation: Juveniles of *Plata pompano* *T. marginatus* (mean weight = $5.54 \text{ g} \pm 0.10 \text{ SE}$) were collected at ~1 m depth in the inner surf zone of Cassino Beach (Southern Brazil; $32^{\circ}15'S$; $52^{\circ}14'W$) using sieve nets (5 mm mesh). After collection, fish were acclimated to laboratory conditions for one week. They were kept in glass fiber tanks filled with 300 L of seawater at salinity 30, under constant aeration, fixed temperature (20°C) and photoperiod (12L: 12D). Fish were fed every other day on commercial ration.

Acute copper toxicity: Pompanos were randomly taken from the acclimation tanks and acutely (96 h) exposed to copper in round glass aquaria filled with 2 L of seawater at salinity 30. Five fishes were tested in each aquarium. Nominal copper concentration tested ranged from 0.3 to 1.5 mg Cu/L. A control (without addition of copper in the water) was also tested. Each experimental condition was tested in duplicate ($n = 10$). Copper was added to the experimental media and allowed to equilibrate for three hours prior to *Plata pompano*'s introduction. Experimental media were completely renewed every 24 h, when mortality was registered and dead organisms were discharged. Prior to fish introduction and 24 h thereafter, non-filtered and filtered ($0.45 \mu\text{m}$ filter) water samples were collected from the experimental media for further analyses of total (non-filtered samples) and dissolved (filtered samples) copper concentrations. Samples were analyzed by atomic absorption spectrophotometry (detection limit = $10 \mu\text{g/L}$, $\lambda = 324.7 \text{ nm}$, GBC Avanta 932, IL, USA).

Kinetics of copper accumulation: To characterize copper accumulation kinetics in gills, tests were run as described for the acute toxicity tests. Pompanos were kept for 96 h under control conditions (without copper addition in the water) or exposed (96 h) to copper. Two copper concentrations were tested, based on results found in the toxicity tests: 0.146 mg/L dissolved Cu (sublethal concentration) and 0.369 mg/L dissolved Cu (lethal concentration). Before copper exposure, six pompanos were killed by spinal section and gills were extracted for copper concentration measurement (time of exposure = 0 hours). After 6, 12, 24 and 96 h of copper exposure, six pompanos from each experimental condition were killed and gills were extracted for copper concentration measurement.

Statistical analysis: Probit analysis was used to calculate copper concentrations inducing mortality of 50% of the individuals tested (LC_{50}) and their corresponding 95% confidence intervals

(Finney 1971). Based on the dissolved copper concentrations measured, and considering the chemistry of the water used in the present study (Pinho *et al.* 2007), free cupric ion (Cu^{2+}) concentration and activity were estimated using the Visual MINTEQ software. Gill copper accumulation data were expressed as mean $\pm$ standard error ($n = 6$). Comparisons of mean values were performed using one-way analysis of variance (ANOVA) followed by the Tukey's test. Linear and non-linear regression analysis was used to fit the accumulation data obtained for fish exposed to the sublethal and lethal copper concentrations, respectively. In all cases, the significance level adopted was 95%.

Results

Acute toxicity values based on different copper fractions are shown in Figure 1. LC_{50} values (and their corresponding 95% confidence limits) calculated based on total and dissolved copper concentrations were 0.527 (0.477 - 0.574) and 0.449 (0.407 - 0.489), respectively. Based on estimated free cupric ion concentration and activity LC_{50} values were calculated as 0.075 (0.067 - 0.082) and 0.016 (0.014 - 0.017), respectively. Free cupric ion, the most toxic species of copper, represented ~20% of the dissolved copper present in the experimental media.

Kinetics of gill copper accumulation over time is shown in Figure 2. Fish kept under control conditions (no addition of copper in the water) did not show any significant change in gill copper burden. On the other hand, those exposed for 96 h either to the sublethal (0.146 mg/L) or the lethal concentration (0.369 mg/L) of copper showed a

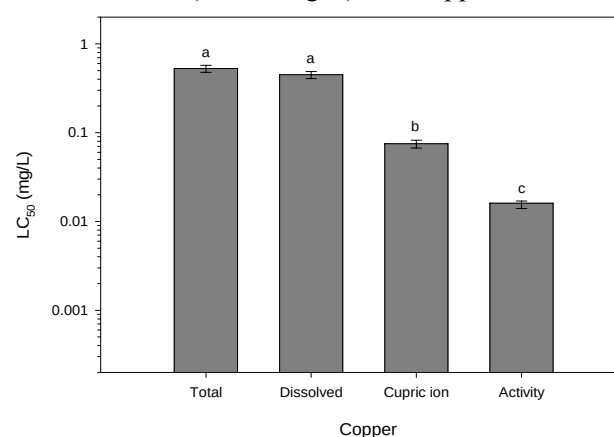


Figure 1. Acute toxicity in the pompano *Trachinotus marginatus* exposed to copper for 96 h. Values are expressed as LC_{50} and their corresponding 95% confident intervals. Toxicity values were calculated based on different fractions of copper. Total and dissolved copper were measured by atomic absorption spectrophotometry. Free cupric ion concentration and activity were estimated using the Visual MINTEQ software. Different letters indicate significant different toxicity values ($p < 0.05$).

significant increase in gill copper accumulation. However, kinetics of copper accumulation was dependent on the copper concentration tested. Fish exposed to the sublethal copper concentration showed a linear increase ($y = 9.123 + 0.045x$; $R^2 = 0.97$) in gill copper accumulation. However, those exposed to the lethal copper concentration showed a saturation-type kinetics ($y = 11.85x/(3.027 + x)$; $R^2 = 0.99$). Maximum copper concentration achieved in the gills was estimated as being $11.85 \pm 0.07 \mu\text{g/g}$ dry weight (Fig. 2).

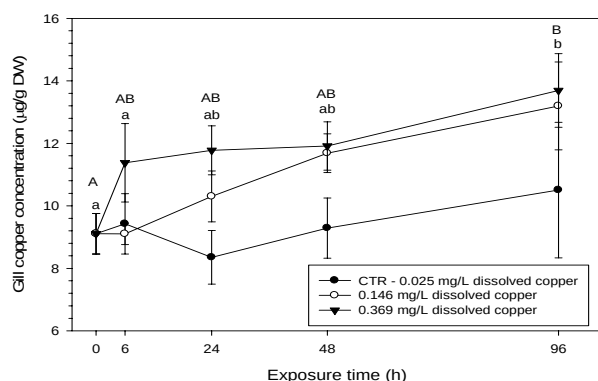


Figure 2. Gill copper accumulation in *Trachinotus marginatus* kept under control conditions or exposed to sublethal (0.146 mg/L) or lethal (0.369 mg/L) copper concentrations. Data are means $\pm$ standard error ($n = 6$). Different lowercase and capital letters indicate significant different values ($p < 0.05$) between different exposure times to the sublethal and lethal copper concentrations, respectively. No significant differences ($p > 0.05$) were observed between exposure times in control fish (CTR).

Discussion

Determination of the chemistry of the experimental media used to perform toxicity tests is of great important for a correct prediction of copper speciation, bioavailability, and its subsequent toxicity. In fact, several physical and chemical water parameters (e.g., pH, alkalinity, hardness, ion concentration, among others) have shown to influence copper toxicity (Di Toro *et al.* 2000).

Copper toxicity occurs when the metal binds to active sites in the biotic ligand. However, as discussed above, the degree of copper accumulation and its consequent toxicity are highly dependent on the water chemistry. In the present study, experiments were performed using seawater. Under this situation, sodium, calcium, and other major cations present in seawater compete with copper for the active binding sites in the biotic ligand, i.e., the fish gills. In turn, anions present in high concentrations in seawater (e.g., chloride) complex copper, making it less available to bind to biological membranes and exert its toxicity (Di Toro *et al.* 2000). Therefore, copper toxicity in seawater organisms is generally lower than in freshwater ones (US-EPA 2003). Acute copper

toxicity data obtained in the present study for the Plata pompano *T. marginatus* in seawater is in agreement with this idea.

In the present study, tests were performed in juvenile fish, which tend to be more sensitive than adult ones due to their generally higher metabolic rate (Dave 1986, Grosell *et al.* 2002). Despite that, juvenile Plata pompano *T. marginatus* showed to be a copper tolerant species when compared to marine echinoderms, planktonic crustaceans and larval stages of mollusks (Garnacho *et al.* 2000, La Breche *et al.* 2002, Bielmeyer *et al.* 2005, Rodrigues 2007, Martins 2008). As far as we know, the present study is the first to report copper accumulation and toxicity in *T. marginatus*. However, previous toxicity tests were performed in the Florida pompano *Trachinotus carolinus* (Birdsong & Avavit 1971), another pompano species from the same genus. Data available for these pompano species indicate that they show a very similar tolerance to copper in seawater. However, compared to juveniles from other marine fish species, *T. marginatus* showed to be more sensitive to copper than the Coho salmon *Onchorhynchus kisutch* (Chapman & Stevens 1978), but more tolerant than the Atlantic silverside *Menidia menidia* (Cardin 1982 *apud* USEPA 2003).

The high tolerance of *T. marginatus* to copper suggests that this fish species is not a useful model for regulatory issues. However, it would be of great importance in biomonitoring programs using biomarkers, aiming to identify the occurrence of adverse effects induced by copper in seawater (Hagger *et al.* 2006).

Figure 1 showed that copper LC_{50} estimated for total and dissolved copper concentrations were not significantly different, indicating that all toxic copper species appears to be present in the dissolved phase. Therefore, it is important to consider metal speciation under the conditions used to perform the toxicity tests. Considering the dissolved copper concentrations measured and the chemistry of the experimental media used in the present study, acute copper toxicity was determined based on different copper fractions (Fig. 1). Copper speciation was performed using Visual MINTEQ, a chemical model used to determine speciation of copper and other metals in saltwater conditions.

Toxicity data show that the LC_{50} value calculated based on cupric ion concentrations was ~5-fold lower than that determined based on dissolved copper concentrations (Fig. 1). In fact, free cupric ion is accepted as the most toxic species of copper (Hall & Anderson 1999, De

Schamphelaere *et al.* 2002, Arnold *et al.* 2005), and the most abundant ionic copper species when a high copper concentration is added to the experimental media (Blanchard & Grosell 2005, Martins 2008). Even for the most toxic species, i.e. the free cupric ion, not all copper is available to bind the active sites in the biotic ligand, i.e., the fish gills. The LC_{50} value calculated based on cupric ion activity showed that 50% fish lethality is observed when only 20% of cupric ions are active (Fig. 1).

Regarding copper accumulation in biological tissues, data reported in the literature indicate that the kinetics of copper accumulation may follow many mathematical models. The linear- and saturation-type models are the most frequently reported (Brouwer *et al.* 2002, Borgmann *et al.* 2004). When exposed to a sublethal concentration of copper (0.146 mg/L), a positive linear relationship was observed between exposure time and gill copper burden in *T. marginatus* (Fig. 2). Conver-

sely, gill copper accumulation showed a saturation-type kinetics when fish were exposed to a lethal concentration of copper (0.369 mg/L). This finding indicates that gill binding sites for copper were completely occupied after 6 h of exposure to a high copper concentration. Therefore, gills may act as an important biotic ligand for copper in *T. marginatus*.

As observed in other fish species (Roméo *et al.* 1994; Zia & McDonald 1994), gills from *T. marginatus* seem to be a primary site of metal accumulation from the dissolved phase. Therefore, copper accumulation levels in gills of *T. marginatus* could be used for assessing the degree of copper exposure in the field, as suggested for other fish species (Catsiki & Stroglyoudi 1999).

Acknowledgments

Samantha E. Martins is a doctoral fellowship from CAPES and Adalto Bianchini is a research fellow from CNPq (# 300906/2006-4).

References

- Arnold, W. R., Santore, R. C. & Cotsifas, J. S. 2005. Predicting copper toxicity in estuarine and marine waters using the Biotic Ligand Model. **Marine Pollution Bulletin**, 50: 1634-1640.
- Baugartem, M. G. Z., Niencheski, L. F. 1998. Avaliação da qualidade hidroquímica da área portuária da cidade de Rio Grande - RS. **Documentos Técnicos 09**, Rio Grande, editora da FURG, pp. 5-66.
- Bianchini, A., Martins, S. E. & Barcarolli, I. F. 2004. Mechanism of acute copper toxicity in euryhaline crustaceans: implications for the Biotic Ligand Model. **International Congress Series**, 1275: 189-195.
- Bianchini, A., Martins, S. E., Pedroso, M. S., Said, J. S. & Spengler, A. 2003. Biotic ligand model in fresh and sea water in Brazil. Pp. 543-552. In: Lagos, G.E., Warner, A.E.M. & Sánchez, M. (Eds.). **Health, environment and sustainable development, vol. II**. Proceedings of the Copper 2003, The 5th International Conference, Santiago, Chile.
- Bielmeyer, G. K., Brix, K. V., Capo, T. R. & Grosell, M. 2005. The effects of metals on embryo-larval and adult life stages of the sea urchin, *Diadema antillarum*. **Aquatic Toxicology**, 74: 254-263.
- Birdsong, C. L., Avavit, J. W. 1971. Toxicity of certain chemicals to juvenile pompano. **Progress of Fish Culture**, 33:76-80.
- Blanchard, J. & Grosell, M. 2005. Effects of salinity on copper accumulation in the Common Killifish (*Fundulus heteroclitus*). **Environmental Toxicology and Chemistry**, 24: 1403-1413.
- Borgmann, U., Norwood, W. P., Dixon, D. G. 2004. Re-evaluation of metal bioaccumulation and chronic toxicity in *Hyaella azteca* using saturation curves and the biotic ligand model. **Environmental Pollution**, 131: 469-484.
- Brouwer, M., Syring, R. & Brouwer, T. H. 2002. Role of a copper-specific metallothionein of the blue crab, *Callinectes sapidus*, in copper metabolism associated with degradation and synthesis of hemocyanin. **Journal of Inorganic Biochemistry**, 88: 228-239.
- Cardin, J. A. 1982. U.S. EPA, Memorandum to John H. Gentile. U.S. EPA, Narragansett, RI, *apud* US-EPA, 2003. **2003 Draft update of ambient water quality criteria for copper**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 86 pp + appendices.
- Catsiki, V. & Stroglyoudi, E. 1999. Survey of metal levels in common fish species from Greek waters. **The Science of Total Environment**, 237/238: 387-400.
- Chapman, G. A. & Stevens, D. G. 1978. Acute lethal levels of cadmium, copper, and zinc to adult male coho salmon and steelhead. **Trans American Fishery Society**, 107: 837-840.
- CONAMA, 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente, **Resolução nº 357**, de 17 de março de 2005, Brasil, 23 p.
- Cunha, L. P. R. 1987. Importância da zona de arrebentação de praias para o

- desenvolvimento de juvenis de *Trachinotus* (Pisces, Carangidae): aspectos da bioecologia e distribuição geográfica do gênero, com ênfase às espécies que ocorrem no litoral sul/sudeste do Brasil e no Atlântico Ocidental. **Tese de Doutorado**, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil, 147p.
- Dave, G. 1986. Toxicity testing procedures. Pp. 170-195. In: Nilsson, S., Holmgren, S. (Eds.). **Fish physiology: recent advances**. Croom Helm Publishers, London, UK.
- De Schamphelaere, K. A. C., Heijerick, D. G. & Janssen, C. R. 2002. Refinement and field validation of a biotic ligand model predicting copper toxicity to *Daphnia magna*. **Comparative Biochemistry and Physiology**, 133C: 243-258.
- Di Toro, D.M., Allen, H.E., Bergmann, H. L., Meyer, J. S., Santore, R. C. & Paquin, P. 2000. **The Biotic Ligand Model: A computational approach for assessing the ecological effects of copper and other metals in aquatic systems**. International Copper Association, Ltd., New York. 106 p. + appendices.
- Finney, D. J. 1971. **Probit Analysis**. Cambridge University Press, Cambridge, England, 333 p.
- Garnacho, E., Peck, L. S. & Tyler, P. A. 2000. Variations between winter and summer in the toxicity of copper to a population of the mysid *Praunus flexuosus*. **Marine Biology**, 137: 631-636.
- Grosell, M., Nielsen, C. & Bianchini, A. 2002. Sodium turnover rate determines sensitivity to acute copper and silver exposure in freshwater animals. **Comparative Biochemistry and Physiology**, 133C: 287-303.
- Grosell, M., Blanchard, J., Brix, K. V. & Gerdes, R. 2007. Physiology is pivotal for interactions between salinity and acute copper toxicity to fish and invertebrates. **Aquatic Toxicology**, 84: 162-172.
- Hagger, J. A., Jones, M. B., Leonard, D.R. P., Owen, R. & Galloway, T. S. 2006. Biomarkers and integrated environmental risk assessment: Are there more questions than answers? **Integrated Environmental Assessment and Management**, 2: 312-129.
- Hall, L.W. & Anderson, R. D. 1999. A Deterministic Ecological Risk Assessment for Copper in European Saltwater Environments. **Marine Pollution Bulletin**, 38: 207-218.
- Kwok, K. W. H., Leung, K. M. Y., Bao, V. W. W. & Lee, J. S. 2008. Copper toxicity in the marine copepod *Tigropus japonicus*: Low variability and high reproducibility of repeated acute and life-cycle tests. **Marine Pollution Bulletin**, 57: 632-636.
- La Breche, T. M. C., Dietrich, A. M., Gallagher, D. L. & Sheperd, N. 2002. Copper toxicity to larval *Mercenaria mercenaria* (Hard clam). **Environmental Toxicology and Chemistry**, 21: 760-766.
- MacRae, R. K., Smith, D. E., Swoboda-Colberg, N., Meyer, J. S. & Bergman, H. L. 1999. The copper binding affinity of rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) gills. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 18: 1180-1189.
- Martins, S. E. 2008. Acumulação e toxicidade do cobre em animais de praias arenosas do extremo Sul do Brasil. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal do Rio Grande, RS, Brasil, 150 p.
- Monserat, J. M., Martínez, P. E., Geracitano, L. A., Amado, L. L., Martins, C. M. G., Pinho, G. L. L., Chaves, I. S., Cravo, M. F., Lima, J. V. & Bianchini, A. 2007. Pollution biomarkers in estuarine animals: critical review and new perspectives. **Comparative Biochemistry and Physiology**, 146C: 221-234.
- Mubiana, V. K., Vercauteren, K. & Blust, R. 2006. The influence of body size, condition index and tidal exposure on the variability in metal accumulation in *Mytilus edulis*. **Environmental Pollution**, 144, 272-279.
- Paquin, P. R., Gorsuch, J. W., Apte, S., Batley, G. E., Bowles, K. C., Campbell, P. G. C., Delos, C. G., Di Toro, D. M., Dwyer, R. L., Galvez, F., Gensemer, R. W., Goss, G. G., Hogstrand, C., Janssen, C. R., McGeer, J. C., Naddy, R. B., Playle, R. C., Santore, R. C., Schneider, U., Stubblefield, W. A., Wood, C. M. & Wu, K. B. 2002. The biotic ligand model: a historical overview. **Comparative Biochemistry and Physiology**, 133C: 3-35.
- Pinho, G. L. L., Pedroso, M. S., Rodrigues, S. C., Souza, S. S. & Bianchini, A. 2007. Physiological effects of copper in the euryhaline copepod *Acartia tonsa*: Waterborne versus waterborne plus dietborne exposure. **Aquatic Toxicology**, 84: 62-70.
- Rodrigues, S. C. 2007. Influência da matéria orgânica dissolvida na toxicidade aguda e acumulação do cobre no copépode eurialino *Acartia tonsa*: Implicações para o Modelo do Ligante Biótico. **Dissertação de Mestrado**, Universidade Federal do Rio Grande, RS, Brasil, 100 p.

- Roméo, M., Mathieu, A., Gnassia-Barelli, M., Romana, A. & Lafaurie, M. 1994. Heavy metal content and biotransformation enzymes in two fish species from the NW Mediterranean. **Marine Ecology Progress Series**, 107:15-22.
- Seeliger, U. & Knak, R. B. 1982. Estuarine metal monitoring in Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, 13: 197-206.
- Serafim M. A. & Bebianno, M. J. 2001. Variation of metallothionein and metal concentrations in the digestive gland of the clam *Ruditapes decussatus*: sex and seasonal effects. **Environmental Toxicology and Chemistry**, 20: 544-552.
- US-EPA, 2003. **2003 Draft update of ambient water quality criteria for copper**. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 86 pp.+appendices.
- Zia, S. & McDonald, D. G. 1994. Role of the gills and gill chloride cells in metal uptake in the freshwater adapted rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. **Canadian Journal of Fishery Aquatic Science**, 51:2482-2492.

Received November 2008

Accepted November 2008

Published online November 2008



Electronic peer-reviewed
scientific journal

PANAMJAS

Pan-American Journal of Aquatic Sciences

Check the scope of the Journal and the
instructions for authors at:

<http://www.panamjas.org>