

PUCRS

FACULDADE DE BIOCÊNCIAS

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOCÊNCIAS - ZOOLOGIA

A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea), no litoral norte do Rio Grande do Sul: mortalidade acidental em redes de pesca, abundância populacional e perspectivas para a conservação da espécie.

Autor: Daniel Danilewicz Schiavon

TESE DE DOUTORADO

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL
Av. Ipiranga 6681 - Caixa Postal 1429
Fone: (051) 320-3500 - Fax: (051) 339-1564
CEP 90619-900 Porto Alegre - RS
Brasil

2007

PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL
FACULDADE DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOCÊNCIAS - ZOOLOGIA

A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea), no litoral norte do Rio Grande do Sul: mortalidade acidental em redes de pesca, abundância populacional e perspectivas para a conservação da espécie.

Autor: Daniel Danilewicz Schiavon

Orientador: Dr. Nelson Ferreira Fontoura

TESE DE DOUTORADO
PORTO ALEGRE - RS - BRASIL
2007

SUMÁRIO

Resumo	2
Abstract	3
Apresentação	4
Artigo 1. Mortalidade acidental de toninha, <i>Pontoporia blainvillei</i> , pela pesca costeira comercial do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil.....	5
Artigo 2. A new abundance estimate for a threatened population of franciscana dolphins in southern Brazil: uncertainties and conservation considerations	45
Artigo 3. Manejando os comuns e conservando os golfinhos - perspectivas e recomendações para a problemática das capturas acidentais de toninha no sul do Brasil	64
Apêndice 1. Descrição da pesca costeira de média escala no litoral norte do Rio Grande do Sul: comunidades pesqueiras de Tramandaí/Imbé e Torres/Passo de Torres.....	84

Resumo

A toninha, *Pontoporia blainvillei*, é a espécie de pequeno cetáceo mais ameaçada na América do Sul, devido às capturas acidentais em redes de pesca em toda sua distribuição geográfica. Na costa do Brasil, a região onde a espécie sofre os mais altos níveis de mortalidade acidental é o Rio Grande do Sul. A presente tese apresenta os resultados de três trabalhos distintos relacionados a aspectos populacionais e da conservação da espécie: um estudo sobre a mortalidade causada pelas capturas acidentais em redes de pesca, uma estimativa de abundância populacional, e um ensaio crítico sobre perspectivas de conservação, recomendações de políticas públicas e medidas de manejo para a pesca. Com os objetivos de apresentar estimativas de mortalidade atualizadas, identificar épocas do ano, tipos e tamanho de rede de pesca e faixas de profundidades com maior risco de captura, foi realizado entre 2002 e 2004, no litoral norte do Rio Grande do Sul, um estudo sobre as interações da pesca e a toninha. As comunidades de pesca de Torres e Tramandaí foram monitoradas durante 350 dias para seleção das embarcações colaboradoras, condução de entrevistas com pescadores e distribuição dos cadernos de bordo e embarques acompanhando as operações de pesca. No total, foram coletados dados relativos a 823 operações de pesca realizadas pelas treze embarcações monitoradas. Foram registradas as capturas acidentais de 99 toninhas em 74 eventos de captura. A mortalidade anual de toninhas foi extrapolada para as 31 embarcações da pesca comercial costeira que atuam em Torres e Tramandaí, resultando em duas estimativas, dependendo do índice empregado: 429 animais (IC 95%: 168 – 853) utilizando CPUE e 353 toninhas (IC 95%: 171 – 629) utilizando taxa de captura. Os resultados desse trabalho não apontam soluções rápidas e fáceis para a mitigação das capturas acidentais da toninha através de restrições de áreas, artes e épocas de pesca. As capturas acidentais de toninhas ocorreram em profundidades variando de 9 a 40 m, havendo uma leve propensão das capturas diminuírem à medida que a profundidade aumenta. Não foram detectadas diferenças significativas entre as redes de corvina e brota/pescada, as duas redes de espera mais empregadas na região. O inverno é a estação do ano com maior mortalidade relativa de toninhas. Apesar do notável aumento no esforço de pesca nos últimos 15 anos, as taxas de capturas de toninhas se mantiveram praticamente inalteradas, reforçando que a população de toninhas do Rio Grande do Sul está declinando em tamanho. A estimativa da abundância para espécie tem sido sistematicamente recomendada como uma alta prioridade de pesquisa para a espécie. Os resultados de um segundo levantamento aéreo realizado em março de 2004 no Rio Grande do Sul é apresentado. Transectos lineares com padrão de zig-zag foram seguidos desde a linha da costa até uma distância média de 24 km em direção à mar aberto. A área total monitorada compreendeu 13.341 km². Abundância foi estimada utilizando o programa *Distance sampling* assumindo $g_0 = 0.304$. Durante 48 transectos e um esforço total de 1256.8 km, foram registradas 31 toninhas em 25 grupos. A densidade corrigida é 0.51/toninhas/km², resultando em uma estimativa de abundância de 6.839 toninhas (95% CI = 3,709-12,594) para a área coberta. A taxa de encontro para grupos de toninha é de 0.02 grupos por cada km sobrevoado. A estimativa de abundância apresentada aqui é restrita apenas para a área monitorada e extrapolações para a distribuição restante da espécie são fortemente desaconselhadas. Embora estudos de abundância de toninha tenham mostrado progressos recentes, ainda há muitos pontos a ser melhorados. Os aspectos críticos são: (a) um valor de erro de percepção deve ser estimado; (b) os parâmetros influenciando o erro de disponibilidade devem ser melhorados; (c) tamanho amostral deve ser aumentado. O atual grau de conhecimento sobre a toninha e suas ameaças tem direcionado a pergunta de quando terá início alguma ação concreta para a conservação da espécie? No entanto, a questão mais importante agora não é *quando*, mas sim *como* o manejo deve ser implementado. Em minha opinião, o problema das capturas acidentais da toninha requer um modelo de manejo adaptativo caracterizado por um monitoramento contínuo dos indicadores que aferem o progresso das medidas propostas. Quatro proposições de manejo para a pesca que exerce impacto sobre as populações de toninha são comentadas criticamente: o uso de alarmes acústicos em redes, a criação de áreas marinhas protegidas, a redução do esforço de pesca, a modificação das redes de pesca. As seguintes recomendações relativas à implementação de medidas de manejo são propostas e discutidas: (1) ações de manejo não devem ser vistas como uma solução final; (2) o sucesso das ações de manejo devem ser monitoradas a longo prazo; (3) ações de manejo não devem ser inviáveis logisticamente para fiscalização; (4) ações de manejo devem contar com ampla disseminação de informação; (5) ações de manejo devem contar com a concordância e participação de parte das comunidades de pesca envolvidas; (6) ações de manejo devem ter uma abrangência nacional; (7) o impacto econômico das medidas de manejo deve ser previamente estudado; (8) ações de manejo devem ser acompanhadas de pesquisa.

Abstract

The franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea), in the northern coast of Rio Grande do Sul: bycatches in commercial gillnets, abundance estimation, and perspectives for the species conservation.

Bycatch in demersal coastal gillnets is the main conservation problem faced by the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. The highest rates of mortality for this species in Brazil are found on Rio Grande do Sul's coast area. This thesis presents the results of three different research works related to the conservation and population biology of franciscanas in Rio Grande do Sul: a study on the bycatch mortality, an abundance estimation, and a critical essay on the conservation perspectives for the species. Between January 2002 and December 2004, the fisheries communities of Torres and Tramandaí were visited during 350 days in order to obtain data about the fishery, to select the fishery vessels that could collaborate with the project, to interview the fishermen and to distribute logbooks to the vessels' masters. In addition, 33 onboard observations were carried out to obtain direct information on the fishery-franciscana interactions. Data from 823 fishery operations and thirteen fishery vessels were collected. During this study, the bycatch of 99 franciscanas in 74 fishery operations were recorded. The annual mortality estimate extrapolated for 31 fishery vessels that operate in Torres and Tramandaí, utilizing CPUE in the calculations, is 429 animals (CI 95%: 168 – 853). When the mortality rate is utilized in the calculations, the annual estimate is 353 animals (CI 95%: 171 – 629). The estimates presented here confirm the high rates of bycatch faced by the species in Rio Grande do Sul, with very similar estimates with those presented for the 1992-97 period in the same region. The results of this paper do not point out fast and easy solutions for the fishery-franciscana problematic in Rio Grande do Sul, though the restrictions of areas, seasons or fishery gear. Franciscana bycatch occurs in water depths varying from nine to 40 meters, with a slight decrease in the catches as the water depth increases. Demersal gillnets present higher bycatch rates than surface gillnets. Nevertheless, it was not detected statistical differences in the franciscana catchability between the gillnet set for croakers and the one set for weakfishes and hake, the two kinds of nets more employed in Rio Grande do Sul. Two peaks were noticed in total mortality estimates: one in winter and another in summer. Nevertheless, regarding the relative mortality, the winter is the season presenting the highest mortality estimates. In spite of the remarkable increase in the fishery effort in the last 15 years in Rio Grande do Sul (e.g. about 500% in nets length), the franciscana mortality rates remained almost unaltered, corroborating that the population that inhabits this region is declining in size. The estimation of the species abundance has been systematically recommended as a highest research priority. The results of the second aerial survey carried out in March 2004 for franciscana abundance in Rio Grande do Sul, southern Brazil, are presented. Line-transect with a zigzag pattern were followed between the shoreline and a mean distance of 24 km offshore. The overall surveyed area comprised 13.341 km². Abundance was estimated using Distance sampling assuming $g_0 = 0.304$. During the 48 transects and a total effort of 1256,8 km, 31 franciscanas were observed in 25 groups. The corrected density is 0.51 franciscanas/km², resulting in an abundance estimation of 6,839 franciscanas (CV = 32%; 95% CI = 3,709-12,594) for the surveyed area in Rio Grande do Sul. The encounter rate for franciscana groups was 0.020 groups for each km surveyed. The abundance estimate presented is restricted only to the area covered in the survey and extrapolation for the whole species distribution range is not recommended. Although franciscana abundance studies have been showing recent progresses, there is still much room for improvement. The critical points to be improved are: (a) a perception bias value should be firstly estimated; (b) the parameters influencing availability bias should be improved; (c) sample size should be increased. While the lack of factors to correct for perception bias and group size underestimation in aerial surveys leads to an underestimation of franciscana abundance, the use of surfacing and diving time data from boat and land-based surveys to correct for availability bias is likely to cause its overestimation. Since the magnitude of both errors is unknown, it should not be assumed that one error balance the other. The present knowledge on the franciscana and its threats frequently raises the following question: when management action on the fishery should take place. However, the pertinent question now is not *when*, but *how* management actions should be implemented. In my view, the franciscana bycatch problem requires an adaptive management model characterized by a program of continual monitoring of indicators that measure progress toward goals. Four management propositions for the fishery that affect the franciscana are critically commented: the use of acoustic alarms, the creation of marine protected areas, the restriction of fishery effort and the modification of fishery gear.

Apresentação

Nesta tese de doutorado, são apresentadas pesquisas científicas conduzidas entre 2002 e 2004 no litoral norte do Rio Grande do Sul sobre aspectos da conservação e biologia populacional da toninha, *Pontoporia blainvillei*. Os resultados são apresentados em três frentes distintas, em formato de artigos científicos. O primeiro artigo intitula-se “Mortalidade acidental de toninha, *Pontoporia blainvillei*, pela pesca costeira comercial do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil” e aborda justamente o principal problema de conservação da espécie em uma área com altos níveis de mortalidade. O artigo encontra-se escrito em português e está formatado de acordo com as regras de submissão do periódico *Iheringia*. O segundo artigo, “*A new abundance estimate for a threatened population of franciscana dolphins in southern Brazil: uncertainties and conservation considerations*”, apresenta um trabalho de estimativa de abundância para a espécie, o segundo realizado no Brasil. O artigo encontra-se escrito em inglês e está formatado de acordo com as regras de submissão do periódico *Conservation Biology*. O terceiro documento, “Manejando os comuns e conservando os golfinhos - perspectivas e recomendações para a problemática das capturas acidentais de toninha no sul do Brasil”, é a junção de um ensaio não publicado (as seis páginas iniciais) com um capítulo de livro sobre a toninha, atualmente no prelo. O capítulo está sendo publicado no livro “Espécies da fauna ameaçadas de extinção - recomendações para o manejo e políticas públicas, Volume 1” pelo Ministério do Meio Ambiente, e está formatado de acordo com as regras de submissão do periódico *Iheringia*. Finalizando a tese, pode ser encontrado o apêndice “Descrição da pesca costeira de média escala no litoral norte do Rio Grande do Sul: comunidades pesqueiras de Tramandaí/Imbé e Torres/Passo de Torres”. Apesar de estar localizado no final deste trabalho, recomendo que esse seja o primeiro documento a ser lido, especialmente pelo leitor não familiarizado com a pesca, suas terminologias, métodos e dinâmica. As informações presentes nesse apêndice certamente deixarão mais claros muitos aspectos da pesca citados e discutidos no primeiro e terceiro artigo dessa tese.

Mortalidade acidental de toninha, *Pontoporia blainvillei* (Mammalia, Cetacea), associada à pesca costeira no litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil.

Daniel Danilewicz^{1,2,3}, Ignacio Moreno^{1,3}, Maurício Tavares^{1,3}, Paulo H. Ott^{1,3,4}, Rodrigo Machado¹ & Nelson F. Fontoura²

1. Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (GEMARS). Rua Felipe Neri, 382/203, 90440-150 Porto Alegre, RS, Brasil. (daniel.danilewicz@gmail.com)

2. Departamento de Biodiversidade e Ecologia Faculdade de Biociências – PUCRS. Av. Ipiranga, 6681, 90619-900 Porto Alegre, RS, Brasil.

3. Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Tramandaí, 976, 95625-000 Praia do Imbé, RS, Brasil.

4. Universidade Estadual do Rio Grande do Sul. Cidreira, RS, Brasil.

ABSTRACT. Incidental mortality of franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, by the coastal fishery in northern Rio Grande do Sul, Brazil. Bycatch in demersal coastal gillnets is the main conservation problem faced by the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. The Rio Grande do Sul coast is the area where the species suffer the highest rates of mortality in Brazil. This study aims to present new franciscana mortality estimates in northern Rio Grande do Sul and to identify seasons, fishery gear and depths with the highest risk for the franciscana. Between January 2002 and December 2004, the fisheries communities of Torres and Tramandaí were visited during 350 days in order to obtain data about the fishery, to select the fishery vessels that could collaborate with the project, to interview the fishermen and to distribute logbooks to the vessels' masters. In addition, 33 onboard observations were carried out to obtain direct information on the fishery-franciscana interactions. Data from 609 fishery operations and thirteen fishery vessels were collected. Three

relative indexes of mortality were calculated: linear CPUE, CPUE by area, and mortality rate. During this study, the bycatch of 99 franciscanas in 74 fishery operations were recorded. It was detected an unexpected influence of the fishery effort on the CPUE values: the highest the fishery effort, the lowest the CPUE. In this manner, we recommend to employ CPUE as a tool for franciscana mortality comparisons only in cases where the fishery effort between the groups to be compared are similar. Mortality rate may be employed as an alternative, simpler mortality index in these occasions. The annual mortality estimate extrapolated for 31 fishery vessels that operate in Torres and Tramandaí, utilizing CPUE in the calculations, is 429 animals (CI 95%: 168 – 853). When the mortality rate is utilized in the calculations, the annual estimate is 353 animals (CI 95%: 171 – 629). The estimates presented here confirm the high rates of bycatch faced by the species in Rio Grande do Sul, with very similar estimates with those presented for the 1992-97 period in the same region. The results of this paper do not point out fast and easy solutions for the fishery-franciscana problematic in Rio Grande do Sul, though the restrictions of areas, seasons or fishery gear. Franciscana bycatch occurs in water depths varying from nine to 40 meters, with a slight decrease in the catches as the water depth increases. Demersal gillnets present higher bycatch rates than surface gillnets. Nevertheless, it was not detected statistical differences in the franciscana catchability between the gillnet set for croakers and the one set for weakfishes and hake, the two kinds of nets more employed in Rio Grande do Sul. Two peaks were noticed in total mortality estimates: one in winter and another in summer. Nevertheless, regarding the relative mortality, the winter is the season presenting the highest mortality estimates. In spite of the remarkable increase in the fishery effort in the last 15 years in Rio Grande do Sul (*e.g.* about 500% in nets length), the franciscana mortality rates remained almost unaltered, corroborating that the population that inhabits this region is declining in size. Franciscana conservation in Rio Grande do Sul depends on a reduction in the fishery effort. It is suggested that this reduction should contemplate the number and length of the gillnets.

KEYWORDS. Franciscana, bycatch, Rio Grande do Sul, management, fishery

RESUMO. A captura acidental em redes de pesca demersal costeira é o principal problema para a conservação da toninha, *Pontoporia blainvillei*. Na costa do Brasil, a região onde a espécie sofre os mais altos níveis de mortalidade acidental na atualidade é o Rio Grande do Sul. Com os objetivos de apresentar estimativas de mortalidade atualizadas, identificar épocas do ano, tipos e tamanho de rede de pesca e faixas de profundidades com maior risco de captura, foi realizado entre 2002 e 2004, no litoral norte do Rio Grande do Sul, um estudo sobre as interações da pesca e a toninha. As comunidades de pescadores de Torres e Tramandaí foram monitoradas durante 350 dias para seleção das embarcações colaboradoras, condução de entrevistas com pescadores e distribuição dos cadernos de bordo para obtenção de dados sobre a pesca e as capturas acidentais de toninhas para os mestres. Foram também conduzidos 33 embarques acompanhando as operações de pesca de embarcações. No total, foram coletados dados relativos a 609 operações de pesca realizadas pelas treze embarcações monitoradas. Três índices de captura relativa foram empregados: CPUE linear, CPUE em área e taxa de captura. Foram registradas as capturas acidentais de 99 toninhas em 74 eventos de captura. Foi detectada uma influência do esforço de pesca sobre a CPUE: há um decréscimo significativo nos valores de CPUE para a toninha à medida que o esforço de pesca linear e o esforço em área aumentam. Assim, recomendamos utilizar a CPUE como ferramenta para comparações de mortalidade somente em casos onde os grupos comparados apresentem esforço de pesca similar. A taxa de captura pode ser utilizada como um índice alternativo, mais simples de se obter e com resultados confiáveis. A mortalidade anual de toninhas foi extrapolada para as 31 embarcações da pesca comercial costeira que atuam em Torres e Tramandaí, utilizando a CPUE em área como base para os cálculos, e estimada em 429 animais (IC 95%: 168 – 853). A mortalidade anual foi também estimada utilizando a taxa de captura ao invés da CPUE como base para os cálculos, resultando em uma estimativa de 353 toninhas (IC 95%: 171 – 629). As estimativas de

mortalidade anual de toninhas aqui apresentadas confirmam os altos níveis de mortalidade na região, sendo bastante similares à anterior existente (1992-97) para a mesma área. Os resultados desse trabalho não apontam soluções rápidas e fáceis para a mitigação das capturas acidentais da toninha através de restrições de áreas, artes e épocas de pesca. As capturas acidentais de toninhas ocorreram em profundidades variando de 9 a 40 m, havendo uma leve propensão das capturas diminuírem à medida que a profundidade aumenta. Redes de fundo possuem índices de captura maiores que redes de superfície. No entanto, não foram detectadas diferenças significativas entre as redes de corvina e brota/pescada: as duas redes de espera mais empregadas no Rio Grande do Sul. Foram observados dois picos na mortalidade total: um no inverno e outro no verão. O inverno, entretanto, é a estação do ano com maior mortalidade relativa de toninhas. Apesar do notável aumento no esforço de pesca nos últimos 15 anos, com as redes chegando a um aumento de 500% em comprimento, as taxas de capturas de toninhas se mantiveram praticamente inalteradas, reforçando que a população de toninhas do Rio Grande do Sul está declinando em tamanho. A conservação da toninha passa pela redução do esforço de pesca. Recomenda-se a redução progressiva no número e tamanho das redes como medidas de manejo.

PALAVRAS-CHAVES. Toninha, captura acidental, Rio Grande do Sul, manejo, pesca.

Interações entre atividades de pesca e os mamíferos marinhos são de ocorrência global (READ *et al.*, 2006). Essas interações podem ser divididas em duas categorias: operacionais, quando os animais entram em contato direto com os aparelhos de pesca, ou ecológicas, quando a pesca e mamíferos marinhos interagem através da cadeia trófica (BEVERTON, 1985). Entre as interações operacionais, as capturas em redes de pesca são aquelas com maior impacto nas populações de cetáceos em todo o planeta (REEVES *et al.*, 2003), colocando em risco a existência de algumas espécies seriamente ameaçadas, como a vaquita, *Phocoena sinus*, e o golfinho-de-Hector,

Cephalorhynchus hectori (D'AGROSA *et al.*, 2000; DAWSON *et al.*, 2001) e possivelmente tendo levado à extinção o baiji, *Lipotes vexillifer* (GUO, 2006). Anualmente, estima-se uma mortalidade de cerca de 300.000 cetáceos em todo mundo devido às capturas acidentais em redes de pesca (READ *et al.*, 2006).

Captura acidental em redes de pesca é também o principal problema para a conservação da toninha, *Pontoporia blainvillei*. A mortalidade decorrente dos emalhes em redes ocorre ao longo de praticamente toda distribuição geográfica da espécie na costa atlântica da América do Sul (*e.g.* VAN ERP, 1969; PRADERI *et al.*, 1989; CORCUERA *et al.*, 1994; SECCHI *et al.*, 1997; MORENO *et al.*, 1997; DI BENEDITO E RAMOS, 2001; BERTOZZI E ZERBINI, 2002, ROSAS *et al.*, 2002; OTT *et al.*, 2002; SECCHI *et al.*, 2003). Como consequência, a toninha tem sido considerada o pequeno cetáceo mais ameaçado em todo o Atlântico Sul Ocidental (SECCHI *et al.*, 2003). Embora a espécie esteja listada na categoria “*Dados Deficientes*” no Livro Vermelho da União Mundial para a Conservação da Natureza (IUCN 2006a), a população que habita as águas do Rio Grande do Sul e Uruguai – regiões que formam a terceira área de manejo da toninha (*Franciscana Management Área III – FMA III*; ver SECCHI *et al.*, 2003) – está listada como “*Vulnerável*” (IUCN, 2006b).

O Rio Grande do Sul é, provavelmente, a região na costa do Brasil onde a espécie sofre os mais altos níveis de mortalidade acidental (OTT, *et al.*, 2002; SECCHI *et al.*, 2003). A mortalidade de toninhas pela pesca nessa área foi documentada ainda na segunda metade da década de 1970 (PINEDO, 1986). De acordo com PINEDO (1994), 1.085 toninhas foram encontradas encalhadas na costa do Rio Grande do Sul entre 1976 e 1987. Estas informações, entretanto, eram baseadas exclusivamente no número de carcaças encontradas ao longo das praias. Posteriormente, estudos sobre a mortalidade acidental da toninha através do monitoramento direto das comunidades de pesca permitiram a coleta de informações mais robustas que subsidiaram a publicação de estatísticas mais apuradas de mortalidade para a espécie no Rio Grande do Sul (MORENO *et al.*, 1997; SECCHI *et al.*,

1997; OTT, 1998; KINAS & SECCHI, 1998; SECCHI, 1999). Atualmente, estima-se que a mortalidade nessa região esteja em torno de 1.000 toninhas por ano (OTT, 2002, SECCHI *et al.* 2004).

Apesar das estimativas de abundância da espécie ainda apresentarem várias incertezas e necessitarem de revisão (SECCHI *et al.*, 2001, DANILEWICZ *et al.*, nessa tese), algumas linhas de pesquisa têm sugerido que a população que habita a FMA III está declinando (ver PINEDO & POLACHEK, 1999; KINAS 2002; SECCHI, 2006). A alta mortalidade na região tem feito com que se recomendem medidas de manejo para a pesca costeira de emalhe (SECCHI *et al.*, 2003). Ações que visem a mitigação da mortalidade da toninha em redes de pesca incluem, por exemplo, o fechamento de áreas de pesca permanentemente ou por períodos do ano, modificações e restrições nas artes de pesca e redução do esforço de pesca (SECCHI *et al.*, 2006; DANILEWICZ *et al.*, *no prelo*). No entanto, o conhecimento sobre áreas, períodos do ano ou artes de pesca de maior risco para o emalhe de toninhas ainda é escasso e pouco conclusivo. Estatísticas de mortalidade atualizadas e refinadas também são essenciais para um avanço na compreensão do impacto da pesca sobre a população de toninhas da FMA III. No litoral norte, as estimativas de mortalidade existentes são referentes apenas ao período de 1992-97 (MORENO *et al.*, 1997; OTT, 1998).

Pretendendo contribuir para as lacunas nos pontos mencionados, este trabalho visa apresentar novas estimativas de mortalidade para a toninha no litoral norte do Rio Grande do Sul. Além disso, pretende-se identificar épocas do ano, tipos e tamanho de rede de pesca e faixas de profundidades com maior risco de captura de toninha na região.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesca na área de estudo

A frota de pesca comercial do Rio Grande do Sul está concentrada em três localidades: em Torres/Passo de Torres (29°19'S, 49°43'W) e Tramandaí/Imbé (29°58'S, 50°07'W) no litoral norte,

de agora em diante referidas apenas como Torres e Tramandaí, respectivamente, e em Rio Grande (32°08'S; 52°05'W) no litoral sul (Fig. 1). Ao contrário da pesca realizada pelas embarcações de Rio Grande, que se concentram fundamentalmente na exploração dos estoques de corvina (*Micropogonias furnieri*) e pescada (*Cynoscion guatucupa*), a pesca no litoral norte é mais diversificada (Tab. I). Redes direcionadas à viola (*Rhinobatus* sp.), anchova (*Pomatomus saltatrix*), papa-terra (*Menticirrhus litoralis* e *M. americanus*) e cações (várias espécies de Chondrichthyes, principalmente *Sphyrna* spp., *Carcharhinus* spp. e *Mustelus* spp.) são também utilizadas. No entanto, assim como em Rio Grande, o maior esforço concentra-se também na pesca de corvina e do peixe miúdo (pescada e brota, *Urophycis brasiliensis*). Embora a pesca ocorra ao longo de todo o ano, no outono, os dias de pesca são bastante reduzidos devido ao período de entressafra de peixes (Tab. I). Durante esse período, grande parte dos pescadores das comunidades do litoral norte aproveita para reparar e reformar suas embarcações e reparar e aumentar as redes.

A área utilizada para a pesca pelas embarcações baseadas nas comunidades do litoral norte se estende para o norte até o Farol de Santa Marta, SC (28°35'S; 48°33'W) e para o sul até Conceição, RS (31°43'S; 51°18'W) (Fig. 1). As profundidades de pesca variam, em sua maioria, entre 9 a 50m. O número de embarcações de uma comunidade pesqueira é bastante dinâmico, apresentando variações inter-anuais e mesmo intra-anuais. No período deste trabalho, a comunidade de Tramandaí e Torres contavam com três e 42 embarcações pesqueiras, respectivamente. Para efeito de análise das estatísticas de pesca e mortalidade, as embarcações de Torres foram separadas em três categorias de acordo com seu tamanho e autonomia de pesca:

Categoria 1 – Embarcações de grande porte: barcos acima de 14 metros de comprimento, dotados de casaria completa, com autonomia de no mínimo sete dias e capacidade para até nove pescadores.

Categoria 2 - Embarcações de médio porte: barcos entre 10,5 e 14 metros de comprimento, dotados de casaria completa, com autonomia de no mínimo cinco dias e capacidade para até sete pescadores.

Categoria 3 - Embarcações de pequeno porte: barcos de até 10 metros de comprimento, dotados de casaria completa, com autonomia de até três dias e capacidade para até quatro pescadores.

Em Torres, sete embarcações eram baleeiras sem casaria, ou com casarias muito pequenas, com baixa capacidade de armazenamento e operando em uma área muito restrita (geralmente em frente à praia de Torres) por não mais que um dia. Estas não foram monitoradas nesse estudo.

Coleta de dados

A coleta de dados referentes às atividades pesqueiras e à mortalidade de toninha foi realizada entre janeiro de 2002 e dezembro de 2004. As duas comunidades de pesca do litoral norte do Rio Grande do Sul foram visitadas para seleção das embarcações colaboradoras com o projeto, condução de entrevistas com pescadores (mestres de embarcação e tripulantes), distribuição dos cadernos de bordo para os mestres e observações a bordo das embarcações. A comunidade de Torres foi acompanhada quinzenalmente, enquanto que em Tramandaí o acompanhamento foi realizado, em sua maior parte do tempo, semanalmente. Um total de 350 dias de trabalho foram realizados em ambas localidades para a distribuição e verificação dos cadernos de bordo e entrevistas. Foram também conduzidos 33 embarques acompanhando as operações de pesca.

Na comunidade de Tramandaí, todas as três embarcações foram acompanhadas. Já na comunidade de Torres, dez embarcações características foram selecionadas e junto a elas foram conduzidos os acompanhamentos. Os dados obtidos a partir do monitoramento dessas embarcações (n=13) serviram como referencial para estimar a dinâmica de pesca da região e quantificar o impacto geral desta atividade sobre a toninha.

O número de embarcações foi obtido através de visitas às comunidades e entrevistas com os pescadores. Os dias de pesca, o esforço diário mediano e a CPUE foram obtidos separadamente para as embarcações de Tramandaí e para as embarcações das três diferentes categorias de Torres (total=28). Desta maneira, a estimativa de mortalidade foi calculada separadamente para essas embarcações e posteriormente somada para se obter uma estimativa para todas as embarcações do litoral norte do Rio Grande do Sul. Em Tramandaí, em razão do monitoramento mais intensivo, foi possível obter os dias de pesca exatos de todos os três barcos operando naquela região. Em Torres, os dias de pesca foram contabilizados tanto através da análise dos cadernos de bordo preenchidos como pelas entrevistas com os pescadores.

As informações coletadas para cada operação de pesca através do caderno de bordo incluíam a data da pesca, o local de pesca (nome e coordenadas geográficas), a profundidade, o tipo de rede (espécie-alvo de peixe, tamanho da malha em milímetros, comprimento e altura da rede em metros), tempo de pesca (em horas) e o número de toninhas capturadas. Uma operação de pesca foi definida como a colocação e retirada de uma rede. Tempo de pesca é o período de tempo decorrido entre essas duas atividades. Uma embarcação é capaz de realizar mais de uma operação de pesca por dia.

No total, foram coletados dados relativos a 609 operações de pesca realizadas pelas embarcações monitoradas. As embarcações de Torres foram responsáveis por 535 operações de pesca e as de Tramandaí responsáveis por 174 operações de pesca coletadas.

Análises dos dados

Os dados dos anos 2002, 2003 e 2004 foram compilados e analisados em conjunto. Para verificar tendências ao longo do ano (sazonais), os meses foram divididos por estações da seguinte forma: verão (dezembro, janeiro e fevereiro), outono (março, abril e maio), inverno (junho, julho e agosto) e primavera (setembro, outubro e novembro). A comparação das estatísticas de captura entre as diferentes profundidades foi realizada utilizando as informações contidas nos cadernos de bordo,

em intervalos pré-estabelecidos. A média de cada intervalo era utilizada nas análises. Em ocasiões em que o preenchimento era falho ou vago (ex.: profundidade “maior que 35m”), as coordenadas da operação de pesca contida no caderno de bordo foram plotadas em uma carta náutica e sua profundidade verificada na carta.

A influência da altura da rede nos índices de mortalidade foi testada dividindo as redes utilizadas na região em duas categorias: redes com altura variando de 2 a 4 m e redes com altura variando de 9 a 22 m (ver Tab. I). Variações temporais nas taxas de mortalidade da toninha foram analisadas comparando os dados coletados por OTT (1998) em 1992-1997 com os dados do presente estudo.

Captura por unidade do esforço (CPUE) - A partir dos dados presentes nos cadernos de bordo, foi possível calcular o esforço de pesca diário para cada operação de pesca. O esforço diário de pesca foi calculado de duas formas:

Esforço por área. Produto da área da rede empregada (comprimento x altura, ambos em metros) pelo tempo (em horas) que a rede ficou pescando no mar.

Esforço linear. Produto do comprimento da rede (em metros) pelo tempo (em horas) que a rede ficou pescando.

Uma CPUE geral foi calculada para todas as operações do litoral norte do Rio Grande do Sul, bem como estratificada por estação do ano, tipo de rede, faixas de profundidade e categoria de embarcação. Em razão do menor número amostral de operações de pesca em Tramandaí, a CPUE para esta comunidade não pode ser estratificada, tendo sido calculada uma CPUE única para todo o ano.

Como uma alternativa ao cálculo da CPUE, foi também estimada uma Taxa de Captura. Seu cálculo é a simples divisão do número de eventos de captura (independente do número de toninhas capturadas) pelo número de operações de pesca.

Mortalidade - Para a estimativa de mortalidade anual de toninha pelas embarcações do litoral norte do Rio Grande do Sul, a CPUE para cada estação do ano e tipo de embarcação é multiplicada pelo número de dias de pesca por estação, esforço diário mediano por categoria de embarcação e pelo número de embarcações da categoria. Assim, a estimativa de mortalidade M é calculada da seguinte forma:

$$M = (\text{n}^\circ. \text{ de embarcações}) \times (\text{dias de pesca}) \times (\text{esforço diário mediano}) \times (\text{CPUE}).$$

Devido aos dados de CPUE apresentarem distribuição não normalizada, o intervalo de confiança para a CPUE foi estimado como os percentis de 97,5% e 2,5% após 10.000 replicações do *bootstrap*. Essa medida de variação foi empregada para a estimativa do intervalo de confiança da mortalidade anual de toninhas.

Todas as amostras foram testadas quanto sua normalidade utilizando o teste de Kolmogorov-Smirnov. Quando a normalidade falhava, testes não paramétricos eram empregados. Em amostras sem uma distribuição normal, a medida de tendência central apresentada é a mediana, com o intervalo de confiança (IC) sendo os valores 25% e 75% da amostra. A comparação entre dois grupos foi realizada com Teste-t ou Mann-Whitney, e entre mais de dois grupos com Análise da Variância ou Kruskal-Wallis. A relação da taxa de captura e do CPUE com várias medidas de esforço de pesca foi estudada através de regressões lineares e não lineares. Um nível de significância de $\alpha = 0.05$ foi considerado em todos os testes.

RESULTADOS

Esforço de pesca

Uma considerável variação no comprimento das redes para diferentes espécies-alvo de peixes foi verificada (Fig. 2). Excetuando as comparações entre os comprimentos das redes de viola com corvina e viola com brota/pescada, as diferenças nos valores medianos foram estatisticamente significativas ($P < 0,001$). No entanto, a altura mediana das redes varia pouco entre as redes utilizadas para a pesca de corvina (2,9m), brota/pescada (2,4m) e viola (2,3m). A rede de superfície destinada à pesca de cações é uma exceção (13,3m).

O esforço de pesca depende, fundamentalmente, do tamanho das redes de uma embarcação, do tempo que elas permanecem na água e da autonomia de pesca do barco. Conseqüentemente, há uma considerável variação no esforço de pesca diário entre as embarcações das categorias propostas para Torres e Tramandaí (Tab. II). O esforço de pesca ao longo do ano não é constante (Fig. 3). Foram constatadas diferenças sazonais significativas tanto na comparação do esforço linear ($P < 0,001$) como do esforço por área ($P = 0,002$). No entanto, as estações do ano que não diferiram entre si em relação ao esforço de pesca, variaram de acordo com a abordagem utilizada na descrição do esforço. No esforço em área, não houve diferenças entre inverno e verão e entre inverno e outono. Já no esforço linear, não houve diferenças entre outono e verão e entre inverno e primavera.

O esforço de pesca não apresenta as mesmas proporções nas duas comunidades estudadas. Foi encontrada uma diferença significativa entre o comprimento das redes utilizadas em Torres (mediana=7.408m; IC=3.333-11.112m) e Tramandaí (mediana=5.556m; IC=5.000-6.482m) ($P < 0,001$), bem como no esforço de pesca em área entre Torres (mediana=419478; IC=266688-671720) e Tramandaí (mediana=200016; IC=180014-375030) ($P < 0,001$).

Capturas acidentais

Foram registradas as capturas acidentais de 99 toninhas em 74 eventos de captura. A grande maioria dos eventos de captura (81%) foi de apenas um único indivíduo por rede, apesar de duas (14%), três (4%) e até dez toninhas (1%) numa mesma rede tenham também sido registradas. O uso de carcaça de toninha como alimento foi documentado apenas em uma ocasião por um morador, não sendo um hábito comum nessas localidades.

Estimativa de mortalidade anual

A mortalidade anual de toninhas foi extrapolada para as 31 embarcações da pesca comercial costeira que atuam em Torres e Tramandaí, utilizando a CPUE em área como base para os cálculos, e estimada em 429 animais (IC 95%: 168 – 853) (Tab. II). Há uma tendência bimodal, com inverno e verão sendo as estações com maior mortalidade (Fig. 4). A mortalidade anual foi também estimada utilizando a taxa de captura ao invés da CPUE como base para os cálculos, resultando em uma estimativa de 353 toninhas (IC 95%: 171 – 629).

Relação entre esforço de pesca e índices de mortalidade

Há um decréscimo significativo nos valores de CPUE à medida que o esforço de pesca linear e o esforço em área aumentam ($P=0,003$) (Figs. 5, 6). A taxa de captura, entretanto, mantém-se constante com o aumento do esforço de pesca linear e em área ($P=0,56$) (Figs. 7, 8). Quando verificamos a relação entre as médias das taxa de captura por comprimento da rede, é verificado que o aumento das redes tem influência direta no aumento das médias das taxa de captura ($r^2 = 0,93$), sendo a equação resultante $y = 0,0479\ln(x) - 0,3142$ (Fig. 9).

Mortalidade por faixa de profundidade

As capturas acidentais de toninhas ocorreram em profundidades que variavam de 9 a 40 m. O esforço de pesca linear e em área não segue constante nas faixas de profundidades estabelecidas ($P=0.002$ e $P <0.0001$, respectivamente), havendo uma flutuação entre os intervalos, sem uma tendência definida. As diferenças na taxa de captura e CPUE linear ou em área entre faixas de profundidades não são significativas ($P <0,05$). Os maiores valores de taxa de captura e CPUE em área estão localizados no intervalo de profundidade entre 15-20m (Figs. 10a, 10c). Já a observação da CPUE linear demonstra um decréscimo gradativo dos valores com o aumento da profundidade (Fig. 10b).

Contudo, quando os valores de CPUE e taxa de captura são divididos em duas classes de intervalo de profundidade – um até 25m de profundidade, e outro mais de 25m – os valores desses índices de mortalidade são sempre superiores em águas mais rasas. Em profundidades menores que 25m, a CPUE linear é 2,9 vezes maior, a CPUE em área é 1,8 vezes maior e a taxa de captura 1,2 vezes maior.

Mortalidade por estação do ano

O esforço de pesca no verão ocorre em águas significativamente mais rasas (18m) que no restante do ano (outono=28m, inverno=23m, primavera=23m) ($P <0.001$). A CPUE, independente do método utilizado, é maior no inverno, seguida pelo verão e outono (com valores bastante similares entre si), e menor na primavera (Tab. II). A taxa de captura apresenta o mesmo padrão de variação. No inverno, ocorrem 0,13 eventos de captura por operação de pesca. No verão e outono a taxa de captura é de 0,10, enquanto na primavera ela diminui para 0,08.

Mortalidade por arte de pesca

Os valores de esforço diário de pesca, taxa de captura, CPUE linear e CPUE em área para diferentes tipos de rede são apresentados na Tab. III. Apesar de também serem empregadas no litoral norte do Rio Grande do Sul, as redes para a pesca de anchova e papa-terra possuíram número amostral baixo e não foram utilizadas em comparações desse estudo. A taxa de captura não diferiu significativamente entre os tipos de rede ($P = 0.17$), enquanto a CPUE linear ($P = 0.013$) e em área ($P = 0.007$), sim.

Não há diferenças nas profundidades de pesca para corvina (média=28m) e brota/pescada (média=28m). No entanto, as pescas para viola e cação foram realizadas em águas significativamente mais rasas (média=20,5m) do que para corvina e brota/pescada ($P < 0.001$). Redes de pesca com menor altura (2-4m) apresentaram maiores taxas de captura, CPUE linear e CPUE em área do que rede com alturas maiores (9-22m), porém não significativas ($P > 0,05$).

Em relação aos dois tipos de redes mais utilizadas pela frota do litoral norte durante o ano, a rede para brota/pescada apresentou valores mais altos, porém não significativos, do que a rede direcionada à corvina para taxa de mortalidade ($P = 0.614$), CPUE linear ($P = 0.27$), CPUE em área ($P = 0.25$).

Variações temporais de mortalidade (1992-1997 e 2002-2004)

Houve um aumento significativo no tamanho mediano das redes, tendo ocorrido um acréscimo de 1500m (IC = 1000 - 2000m), no período 1992-97, para 7408m (IC = 3.333 - 11.112m) em 2002-04 ($P < 0,001$). Conseqüentemente, o esforço de pesca linear diário também aumentou significativamente de 27000 (IC = 18000 – 36000) para 100008 (IC = 60004 – 200016) ($P < 0.001$).

Em relação aos índices de mortalidade, no entanto, as mudanças não seguiram o mesmo padrão entre si. Enquanto a taxa de captura permaneceu muito similar ($P = 0.83$), a CPUE linear e em área apresentaram menores valores para os anos 2000-2004 (Tab. 4).

DISCUSSÃO

Esforço de pesca

O esforço de pesca pode ser mensurado de várias formas. Por entender que não apenas o comprimento, mas também a área da rede poderia estar influenciando a probabilidade de uma toninha ser capturada, esse trabalho optou inicialmente por medir o esforço de pesca a partir dessas duas abordagens. À exceção do outono, estação em que há um significativo decréscimo nas saídas para o mar, há muito pouca variação nos dias de pesca durante o inverno, primavera e verão. No entanto, as diferenças no comprimento e área das redes são refletidas na variação do esforço linear e em área entre as três principais estações de pesca (Figura 3). O maior esforço de pesca da primavera, tanto linear como em área, reflete os maiores comprimentos das redes direcionadas à corvina utilizadas em maior proporção nessa estação do ano. No entanto, durante o verão, o esforço de pesca em área apresenta valores bastante expressivos, como consequência do emprego de redes de superfície para cação com alturas que podem atingir até 20m.

A tendência da pesca no litoral norte do Rio Grande do Sul pode ser simplificada da seguinte maneira. No outono, a pesca entra em uma entressafra. Os dias de mar caem a um terço em relação ao resto do ano, e os proprietários das embarcações aproveitam esse período para reparar suas embarcações e redes. A pesca recomeça em grande escala no inverno, direcionada principalmente à brota e pescada, com redes de espera demersais de malha 10-11cm. Na primavera, a pesca começa a ser direcionada à corvina e as redes aumentam em comprimento e malha (14cm), porém a profundidade de pesca segue similar ao inverno. No verão, embora a pesca de corvina continue, muitas embarcações dirigem um maior esforço para águas mais costeiras para a pesca para viola e cações. Essa última, utilizando uma rede de superfície com altura muito maior que as redes de

corvina e brota/pescada. A malha de ambas as redes também aumenta consideravelmente para 18-22cm.

Limitações no uso de dados de CPUE

Um dos principais objetivos deste trabalho era identificar áreas, períodos do ano ou artes de pesca mais críticas para as capturas acidentais, ou seja, onde, quando e como as capturas aconteciam com maior intensidade. Essas tentativas de identificação são geralmente realizadas através da comparação das CPUEs. A escolha desse índice deve-se ao fato da CPUE eliminar as diferenças de esforço de pesca entre as categorias da variável testada. No entanto, os resultados desse estudo indicam que isso não é totalmente verdadeiro. A CPUE pode ser usada como ferramenta para comparações de mortalidade somente em casos onde os grupos comparados apresentem esforço de pesca similar. A utilização da CPUE em comparações pode facilmente conduzir a conclusões equivocadas caso existam diferenças nos comprimentos ou área das redes e no tempo que ela permanece no mar. Essas diferenças entre esforço de pesca não necessariamente precisam ser significativas estatisticamente para induzir a erros de interpretação.

Para a CPUE ser um índice de captura útil na identificação de áreas/períodos/redes mais impactantes para a toninha, os valores de CPUE não deveriam apresentar qualquer tendência significativa estatisticamente em relação ao esforço de pesca. No entanto, foi claramente notado um decréscimo da CPUE com o aumento do esforço de pesca. Qual a razão para essa tendência? Seriam as redes menores mais perigosas à toninha do que as maiores? Não, este estudo identificou que o oposto é verdadeiro: o comprimento da rede influencia positivamente a probabilidade de uma captura ocorrer, independente do número de animais. As taxas de capturas aumentam à medida que os intervalos de comprimento de rede também aumentam. No entanto, essa relação não é linear. Após um rápido aumento na probabilidade de captura nos primeiros 7.000m de rede, o aumento torna-se mais lento, porém contínuo.

O problema na utilização de CPUE para avaliação de áreas/períodos/redes de maior risco para a toninha advém do fato que, embora pareça um contra-senso, a captura de uma toninha é um evento raro. A toninha é um mamífero de grande porte, apresentando grupos pequenos e baixa densidade (SECCHI *et al.*, 2001, CRESPO *et al.*, 1998, BORDINO *et al.*, 1999; MORENO *et al.*, 2003). Uma captura acidental ocorre em torno de 10% das operações de pesca e a grande maioria das capturas (mais de 80%) é individual. Assim, mesmo que a taxa de captura aumente com o comprimento das redes, a divisão das capturas pelo esforço linear ou em área resulta em valores maiores de CPUE para redes menores. Consequentemente, se as comparações envolverem áreas/períodos/redes em que o esforço seja discrepante, a CPUE poder ser um índice tendencioso e apontar áreas/períodos/redes em que o menor esforço de pesca é empregado como sendo as mais críticas para a toninha. Por esta razão, a taxa de captura pode ser utilizada como um índice alternativo - mais simples de se obter e com resultados mais confiáveis - em comparações da mortalidade da toninha, bem como de outros pequenos cetáceos.

Uma proporcionalidade entre CPUE e densidade tem sido freqüentemente assumida (MAUNDER *et al.*, 2006). A partir desse pressuposto crítico, CPUE tem sido utilizado como um índice de densidade relativa, principalmente no manejo de estoques pesqueiros (*e.g.* MYERS AND WORM, 2003). Essa abordagem, contudo, apresenta problemas reconhecidos, sendo a CPUE raramente proporcional à abundância (GULLAND, 1974; HARLEY *et al.*, 2001; WALTERS, 2003). Em relação à captura acidental de toninha, um organismo com densidade imensamente inferior aos recursos pesqueiros estudados para essa relação, essa abordagem deveria ser usada com ainda mais cautela. Erros de avaliação podem ocorrer caso a extrapolação de densidade seja realizada entre áreas com esforço de pesca distintos. Por exemplo, uma área onde a frota pesqueira emprega um esforço menor poderá apresentar valores relativamente mais elevados de CPUE em relação à uma área onde a frota utiliza um esforço de pesca maior. Isso pode induzir a uma conclusão incorreta de que a população na área de menor esforço de pesca possui uma densidade mais elevada do que realmente possui.

A hipótese de que as toninhas apresentam maior densidade no litoral norte do que no sul do Rio Grande do Sul foi levantada por SECCHI & OTT (2000) após compararem valores de CPUE entre as áreas. Os autores sugeriram a que o estreitamento da isóbata dos 30m no norte seja responsável por uma diminuição de área de uso da espécie e conseqüente aumento de sua densidade. É mais provável, no entanto, que as diferenças no CPUE estivessem apenas refletindo as reconhecidas diferenças de esforço de pesca entre as frotas estudadas, muito maior na região sul do Estado. Seguindo o mesmo raciocínio, extrapolações de densidades obtidas em estimativas de abundância no Rio Grande do Sul (SECCHI *et al.*, 2001) para outras regiões, corrigidas através de CPUE, como as realizadas por SECCHI (2006) para todos os estoques de franciscana, devem ser interpretadas com cautela.

A partir destes dados de CPUE e taxa de captura, é possível inferir que a probabilidade de mais de um grupo de toninha entrar em contato com uma rede de pesca em menos de 20 horas (geralmente o período máximo que uma rede fica no mar pescando), independentemente de seu comprimento, é muito baixa. A baixa densidade da espécie pode explicar esse resultado, uma vez que a captura de uma toninha dificilmente exerce uma influência negativa direta sobre uma próxima captura, a não ser, possivelmente, sobre indivíduos de um mesmo grupo. Além disso, as redes são longas e a visualização embaixo da água de uma toninha emalhada é possível somente a uma distância de poucos metros.

Mortalidade de toninhas: estatística atual e tendências temporais.

As estimativas de mortalidade anual de toninhas aqui apresentadas confirmam os altos níveis de mortalidade na região, sendo inclusive bastante similares à anterior existente para o litoral norte do Rio Grande do Sul. Previamente, OTT (1998) estimou uma mortalidade anual de 425 toninhas pela frota pesqueira das mesmas localidades. Quando a mortalidade de toninhas do litoral norte é somada às estatísticas de captura acidental do sul do Rio Grande do Sul, o resultado atinge valores

superiores a 1.000 animais mortos anualmente. Em uma compilação, OTT *et al.* (2002) estimam uma mortalidade média anual de cerca de 900 para o Rio Grande do Sul. Mais recentemente, SECCHI *et al.* (2004) apresentaram várias estimativas de mortalidade para a FMA III (área que compreende o Rio Grande do Sul e Uruguai), e concluiu que os valores anuais podem chegar a até 1.500-1.800 animais.

A estimativa de mortalidade deste estudo baseou-se em esforços estratificados diferentemente para cada tipo de embarcação, considerando suas características, o que diminuiu os erros advindo das extrapolações. No entanto, alguns fatos precisam ser destacados. Primeiro, uma parte da frota não foi acompanhada pelo projeto. Embarcações menores (baleiras) e embarcações que operam com redes de arrasto não foram monitoradas. Embora os pescadores das comunidades estudadas nunca tenham reportado a captura de toninhas em pesca de arrasto, sabe-se que em alguns locais essa atividade de pesca captura toninhas (CAPPOZZO *et al.*, 2000). Embarcações originárias de Rio Grande e de outros estados (principalmente Santa Catarina) também utilizam o litoral norte do Rio Grande do Sul como área de pesca para redes de espera demersal. A mortalidade de toninhas por essas embarcações é também desconhecida. Dessa forma, a mortalidade para as toninhas no litoral norte apresentada aqui pode estar subestimada. Além disso, recentemente, uma nova modalidade de pesca surgiu no litoral do Rio Grande do Sul. Essa atividade utiliza barcos infláveis a partir da praia para a colocação de redes demersais até uma distância de 3 a 5 milhas náuticas. Embora estudos sistemáticos ainda não tenham sido realizados, sabe-se que esta atividade também captura acidentalmente toninhas (Moreno & Ott, com. pess.).

Como visto, o comprimento de rede tem uma influência positiva sobre a probabilidade de um evento de captura ocorrer. A imensa diferença entre o esforço de pesca dos dois períodos (1992-97 e 2002-05) impede o uso da CPUE como índice de comparação. A taxa de captura, entretanto, apresenta valores surpreendentemente muito similares. Esta é, provavelmente, a melhor evidência de declínio da população de toninhas no norte do Rio Grande do Sul que a comparação destes trabalhos

permite. Isto é, embora o comprimento das redes de pesca seja atualmente cerca de cinco vezes maior, a taxa de captura não aumenta como esperado, mas permanece inalterada. Isto reflete as estimativas de mortalidade bastante similares entre os dois períodos, reforçando que a população de toninha no Rio Grande do Sul está declinando em tamanho.

Mortalidade de toninhas: artes de pesca, estações e faixas de profundidade críticas.

O esforço de pesca no norte do Rio Grande do Sul é composto, em sua maior parte, por redes de espera de fundo, as quais são as responsáveis pela grande maioria das capturas acidentais de toninha. Nesse estudo, as menores taxas de captura são justamente relativas às redes de superfície direcionadas à pesca de cação. Historicamente, as capturas acidentais de toninha sempre estiveram relacionadas às redes de pesca de fundo (ver as revisões de PRADERI *et al.*, 1989 e OTT *et al.*, 2002). Essa característica está relacionada ao fato da espécie ser capturada durante atividades de forrageamento (OTT, 1998). A toninha alimenta-se de uma ampla variedade de espécies de peixes e cefalópodes, a maior parte delas de hábitos demersais (PINEDO *et al.*, 1989; DANILEWICZ *et al.*, 2002). Pelo menos duas hipóteses podem ser evocadas para explicar a captura majoritária de toninhas em redes de fundo. Primeiro, as redes na superfície são possivelmente mais fáceis de serem detectadas visualmente do que redes fixadas no fundo, onde a incidência de luz é menor. Segundo, como já sugerido por outros autores (*e.g.* OTT, 1998), é provável que, durante as atividades de forrageamento, a toninha esteja com sua atenção na atividade de ecolocação direcionada à captura das presas, possivelmente com o foco da ecolocação dirigido para baixo e não para frente, ficando mais propensa a não detectar uma rede de pesca.

De uma forma geral, os resultados desse trabalho não apontam soluções rápidas e fáceis para a mitigação das capturas acidentais da toninha através de restrições de áreas, artes e épocas de pesca. As tendências notadas nesse sentido são leves e, algumas, já conhecidas e esperadas. Primeiro, foi notado uma propensão para a diminuição nos índices de captura à medida que a profundidade de

pesca aumenta. A toninha é uma espécie de distribuição costeira, que no Rio Grande do Sul habita desde a linha da arrebentação até as isóbatas de 40-50m. É esperado que à medida que o limite oceânico de sua distribuição se aproxime, a densidade da espécie vá progressivamente diminuindo, e que isto se reflita em mudanças nos índices das capturas acidentais da espécie. Embora uma concentração de maiores valores de índices de capturas possa ser notada em profundidades menores que 25m, o fato é que as capturas continuam ocorrendo até os 40m. Além disso, a isóbata dos 25m está localizada a uma distância média de 15 milhas náuticas da costa no litoral norte do Rio Grande do Sul, uma distância que torna a criação de áreas de proteção bastante complicada em termos de logística de fiscalização.

Segundo, a exemplo do que ocorre no sul do Estado (SECCHI *et al.*, 2004), redes para pesca de corvina possuem índices de captura um pouco maiores do que redes para pescada e brota. É necessário enfatizar, todavia, que em ambos os casos as diferenças não são significativas. As redes utilizadas nessas pescas são bastante similares, diferindo basicamente no tamanho de malha (a rede de corvina apresenta cerca de 4 cm a mais) e no comprimento total da rede (a rede de corvina também apresenta os maiores comprimentos) e as diferenças notadas são provavelmente aleatórias.

Este trabalho aponta que as principais redes demersais utilizadas no Rio Grande do Sul possuem índices de captura relativamente similares. Não há indicação que simples substituições no tamanho de malha de redes de espera de fundo possam produzir reduções significativas nas capturas acidentais da toninha. Embora a rede destinada à pesca de viola apresente valores mais altos que as demais redes demersais (ver Tab. III), trata-se de uma rede utilizada em uma escala muito baixa no Rio Grande do Sul quando comparada às redes de brota/pescada e corvina. Os níveis mais altos de captura dessa rede podem estar associados à sua utilização mais costeira e pode, inclusive, ser um artefato produzido pelo baixo número amostral de operações de pesca.

A influência do tamanho da malha de uma rede na captura de uma toninha ainda é pouco entendida. Após entrar em contato físico com a rede, desconhece-se qual a taxa de emalhe e

liberação de um animal. Já foi reportado que redes com malhas maiores constituem uma maior ameaça de emalhe para uma toninha. Essa hipótese tomou forma graças aos altos níveis de captura em redes direcionadas a elasmobrânquios com malhas de tamanho grande no Uruguai na década de 1980 (*e.g.* PRADERI 1997, 2000). Em nossa área de estudo, os dois tipos de redes com maior tamanho de malha apresentaram a menor e a maior taxa de captura – viola (0,15) e cação (0,5). Essa diferença na taxa de captura provavelmente é ocasionada pelo tipo de rede, de superfície no caso do cação e de fundo no caso da viola, revelando que o fator “tamanho de malha” é menos crítico para uma captura ocorrer do que se ela está localizada na superfície ou no fundo.

Uma tendência clara, entretanto, pôde ser verificada na sazonalidade das capturas acidentais. Todos os índices de mortalidade (taxa de captura e CPUEs) indicam os meses de inverno como o período de maior captura relativa de toninhas no norte do Rio Grande do Sul, seguido de verão e outono, e com a primavera apresentando os menores índices. Este padrão segue estável há pelo menos 15 anos, sendo exatamente o mesmo resultado encontrado por OTT (1998) para a mesma área no período entre 1992 e 1997. Já a mortalidade absoluta apresenta os maiores níveis no inverno e verão. A razão, ou razões, para esse padrão, como flutuações sazonais na turbidez da água, padrões de movimentos e ocupação do habitat pela toninha, permanecem apenas especulações.

Diferenças nos índices de captura entre estações do ano não devem ser interpretadas apenas como sendo reflexos da utilização de artes de pesca mais ou menos perigosas para a toninha. As capturas são igualmente consequência de variações na taxa de encontro de indivíduos com as redes de pesca, resultante de diferenças no uso do habitat ao longo do ano. A toninha é uma espécie residente do Rio Grande do Sul. Nada se conhece sobre movimentos diários ou sazonais da espécie em ambientes de mar aberto. Um trabalho de uso de habitat indicado por profundidades de captura acidental revelou haver uma distribuição bastante homogênea de sexos, classes etárias e reprodutivas por faixa de profundidade (DANILEWICZ, 2000). Entretanto, é plausível que estudos

futuros mais refinados identifiquem movimentos sazonais realizados pela toninha no Rio Grande do Sul, como já reportado para outros locais (BORDINO, 2002)

Capturas acidentais de organismos de vida longa e baixa taxa reprodutiva estão entre as principais ameaças à conservação de espécies de mamíferos marinhos, aves, tartarugas-marinhas e tubarões em todo o mundo (HALL *et al.*, 2000). Em relação aos cetáceos, embora um sucesso na redução das capturas tenha sido documentado em alguns poucos casos (JOSEPH 1994; HALL & DONOVAN, 2000), ainda há muito pouco avanço na busca de soluções para este problema. Em nosso entender, a conservação da toninha passa em por dois pontos: redução do esforço de pesca (SECCHI, 2006; DANILEWICZ *et al.*, no prelo) e tentativas de modificação das redes. A primeira medida depende de iniciativas políticas e de fiscalização séria. A segunda depende de pesquisa em colaboração com os pescadores. As duas medidas podem ser tomadas independentemente, embora a redução do esforço de pesca possua considerável potencial de criar antagonismos entre pescadores e pesquisadores (ver DANILEWICZ, nessa tese, para maiores detalhes).

Uma redução em torno de 50% do esforço de pesca é sugerida por SECCHI (2006) para atenuar a situação de ameaça da toninha. O esforço de pesca pode ser reduzido através da diminuição dos seguintes fatores: (1) número de dias de pesca por embarcação, (2) número de redes por embarcação, (3) tamanho das redes e (4) número de embarcações operando em uma determinada área. Dessas quatro medidas mencionadas, sugerimos a redução progressiva no número e tamanho das redes. Essas ações são certamente as mais simples do ponto de vista de fiscalização, uma vez que podem ser verificadas nos portos pesqueiros, sem a necessidade de implementar um programa de fiscais a bordo. No entanto, como visto anteriormente, somente a diminuição do tamanho das redes torna-se uma medida inócua se não for acompanhada da manutenção (ou redução) do número existente de redes. Esse é um ponto fundamental de ser entendido e seguido. Nossos dados sugerem que o número de redes é mais perigoso que o comprimento das redes, se a soma do comprimento dos dois for idêntica. Ou seja, transformar uma rede de 15.000m (taxa de captura = 0,15) em três de

5.000m (taxa de captura = $0,094 \times 3 = 0,28$) seria uma forma de burlar a fiscalização, pois os pescadores poderiam argumentar, com razão, que diminuiriam o comprimento das redes, e uma ação ainda mais impactante para a toninha.

Agradecimentos

Gostaríamos de agradecer profundamente aos mestres e pescadores das comunidades de Torres e Tramandaí que participaram da coleta de dados deste trabalho. Sem sua cooperação, esse trabalho seria inviável. A coleta de informação sobre as capturas acidentais e as necropsias de toninhas tiveram o auxílio de Janaína Carrion Wickert, Sue Bridi Nakashima, Cariane Campos Trigo, Márcio Borges-Martins, Larissa Rosa de Oliveira, Márcia Bozzeti Moreira, Luciana Marquadt e Larissa Heinzelmann. Cariane Campos Trigo prestou grande ajuda na editoração do artigo. O nosso muito obrigado ao Jorge (DEPREC-Imbé) e sua família, pela ajuda na coleta de dados e armazenamento das toninhas capturadas em Tramandaí. Esse trabalho teve o financiamento do Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA-MMA) e da Yaqu Pacha Foundation.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BERTOZZI, C. & ZERBINI, A. N. 2002. Incidental mortality of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the artisanal fishery of Praia Grande, São Paulo state, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals** 1(1): 153-160

- BEVERTON, R. J. H. 1985. Analysis of marine mammal-fisheries interactions. *In*: Beverton, R. J. H. & Lavigne, D. M. eds. **Marine mammals and fisheries**. London, George Allen & Unwin. p.3-33.
- BORDINO, P.; THOMPSON, G. & IÑIGUEZ, M. 1999. Ecology and behaviour of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Argentina. **Journal of Cetacean Research and Management** 1(2): 213-222.
- BORDINO, P. 2002. Movement patterns of franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Buenos Aires, Argentina. **Latin American Journal of Aquatic Mammals** 1(1):71-76.
- CAPPOZZO, H. L.; MONZÓN, F.; PEREZ, J. E.; ALBAREDA, D. & CORCUERA, J. 2000. Mortalidad del delfín franciscana (*Pontoporia blainvillei*) en la Provincia de Buenos Aires. *In*: **IV Encontro para a Coordenação da Pesquisa e Conservação da Franciscana, *Pontoporia blainvillei*, no Atlântico Sul Ocidental**. Working Paper No. 24.
- CORCUERA, J.; MONZON, F.; CRESPO, E. A.; AGUILAR, A.; RAGA, J. A. 1994. Interactions between marine mammals and the coastal fisheries of Necochea and Claromecó (Buenos Aires Province, Argentina). **Reports of the International Whaling Commission** 15:283-290.
- CRESPO, E. A.; HARRIS, G. & GONZÁLEZ, R. 1998. Group size and distributional range of the Franciscana, *Pontoporia blainvillei*. **Marine Mammal Science** 14 (4): 845-849.
- D'AGROSA, C.; LENNERT-CODY, C. E. & VIDAL, O. 2000. Vaquita bycatch in Mexico's artisanal gillnet fisheries: driving a small population to extinction. **Conservation Biology** 14:110-1119.
- DAWSON, S.; PICHLER, F.; SLOOTEN, E.; RUSSELL, K. & BAKER, S. C. 2001. The North Island Hector's dolphin is vulnerable to extinction. **Marine Mammal Science** 17(2):366-371.
- DANILEWICZ, D. 2000. **Biologia reprodutiva e padrões de uso de habitat da toninha, *Pontoporia blainvillei* (Mammalia, Cetacea) no litoral do Rio Grande do Sul, sul do Brasil**. Dissertação de Mestrado. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. 92p.

- DANILEWICZ, D.; ROSAS, F. W.; BASTIDA, R.; MARIGO, J.; MUELBERT, M.; RODRÍGUEZ, D.; LALSON-BRITO, JR., J.; RUOPPOLO, V.; RAMOS, R.; BASSOI, M.; OTT, P. H.; CAON, G.; ROCHA, A. M.; CATÃO-DIAS, J. L. & SECCHI, E. R. 2002. Report of the working group on biology and ecology. Report of the working group of fishery interactions. **Latin American Journal of Aquatic Mammals** 1(special issue):25-42.
- DANILEWICZ, D.; MORENO, I. B.; BORGES-MARTINS, M.; MUELBERT, M.; OLIVEIRA, L. R.; OTT, P. H.; SECCHI, E. R. & TAVARES, M. (no prelo). Toninha, *Pontoporia blainvillei*. In: **Espécies da fauna ameaçadas de extinção - recomendações para o manejo e políticas públicas**. Ministério do Meio Ambiente - Governo Federal.
- DI BENEDITTO, A. P. M. & RAMOS, R. M. A. 2001. Biology and conservation of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the north of Rio de Janeiro State, Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management** 3(2): 185-192.
- GULLAND, J. 1974. Catch per unit effort as a measure of abundance. **Collective Volume of Scientific Papers ICCAT** 3:1e11.
- GUO, J. 2006. River dolphins down for the count, and perhaps out. **Science** 314(5807):1860.
- HALL, M. A. & DONOVAN, G. P. 2000. Environmentalists, fishermen, cetaceans, and fish: is there a balance and can science help to find it? In: Evans, P. & Raga, A. (eds.) **Marine Mammals: Biology and Conservation**. Kluwer Academic/Plenum Press.
- HALL, M. A.; ALVERSON, D. L. & METUZAL, K. I. 2000. By-catch: problems and solutions. **Marine Pollution Bulletin** 41(1-6):204-219.
- HARLEY, S. J.; MYERS, R. A. & DUNN, A. 2001. A meta-analysis of the relationship between catch-per-unit-effort and abundance. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 58:1705-1772.
- IUCN. 2006a. IUCN Red List of Threatened Species: A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge. *Pontoporia blainvillei* (Rio Grande do Sul/Uruguay subpopulation).

- Available from <http://www.iucnredlist.org/search/details.php/41761/all> (accessed September 2006).
- IUCN. 2006b. IUCN Red List of Threatened Species: A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge. *Pontoporia blainvillei*. Available from <http://www.iucnredlist.org/search/details.php/17978/summ> (accessed September 2006).
- JOSEPH, J. 1994. The tuna-dolphin controversy in the eastern Pacific Ocean: biological, economic, and political impacts. **Ocean Development and International Law** **25**:1-30.
- KINAS, P. G. & SECCHI, E. R. 1998. Modelling truncated data to estimate incidental kills of franciscana, *Pontoporia blainvillei*, by gillnets. **Report of the International Whaling Commission** **48**:533-536.
- KINAS, P. G. 2002. The impact of incidental kills by gillnets on the franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in southern Brazil. **Journal of Marine Science** **70**:409-421.
- MAUNDER, M. N.; SIBERT, J. R.; FONTENEAU, A.; HAMPTON, J.; KLEIBER, P. & HARLEY, S. J. 2006. Interpreting catch per unit effort data to assess the status of individual stocks and communities. **ICES Journal of Marine Science** **63**:1373-1385.
- MORENO, I. B.; OTT, P. H. & DANILEWICZ, D. 1997. Análise preliminar do impacto da pesca artesanal costeira sobre *Pontoporia blainvillei* no litoral norte do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. In: PINEDO, M. C. & BARRETO, A. S. eds. **Anais do 2º Encontro sobre Coordenação de Pesquisa e Manejo da Franciscana**. Rio Grande, FURG. p.31-41.
- MORENO, I. B.; MARTINS, C. A. C; ANDRIOLO, A. & ENGEL, M. H. 2003. Sightings of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) off Espírito Santo, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals** **2**(2):131-132.
- MYERS, R. A. & WORM, B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. **Nature** **423**(15may03): 280-283.

- OTT, P. H. 1998. **Análise das capturas acidentais da toninha, *Pontoporia blainvillei*, no litoral norte do Rio Grande do Sul, sul do Brasil.** Master Thesis. Porto Alegre, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. 120p.
- OTT, P. H.; MORENO, I. B. & DANILEWICZ, D. 2000. Estimativa da mortalidade anual de *Pontoporia blainvillei* nas comunidades pesqueiras do litoral norte do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. *In: UNEP/CMS, Report of the Third Workshop for the Coordinated Research and Conservation of the Franciscana Dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in the Southwestern Atlantic.* p.65-67.
- OTT, P. H.; SECCHI, E. R.; MORENO, I. B.; DANILEWICZ, D.; CRESPO, E. A.; BORDINO, P.; RAMOS, R.; DI BENEDITTO, A. P.; BERTOZZI, C.; BASTIDA, R.; ZANELATTO, R.; PEREZ, J. & KINAS, P. G. 2002. Report of the working group of fishery interactions. **Latin American Journal of Aquatic Mammals** 1(1):55-64.
- PINEDO, M. C. 1986. Mortalidade de *Pontoporia blainvillei*, *Tursiops gephyreus*, *Otaria flavescens*, e *Arctocephalus australis* na costa do Rio Grande do Sul, Brasil, 1976-1983. *In: Actas de la Primera Reunion de Trabajo de Especialistas en Mamiferos Acuaticos de America del Sur.* Buenos Aires. p.187-199.
- PINEDO, M. C.; PRADERI, R.; BROWNELL, JR, R. L. 1989. Review of the biology and status of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *In: Perrin, W. F.; Brownell, R. L.; Kaya, Z. & Jiankang, L. eds. Biology and Conservation of River Dolphins.* Beijing, IUCN. p.46-51.
- PINEDO, M. C. 1994. Review of the status and fishery interactions of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*, and other small cetaceans of the Southern Brazil. **Reports of the International Whaling Commission** 15(special issue):251-259.
- PINEDO, M. C. & POLACHEK, T. 1999. Trends in Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) stranding rates in Rio Grande do Sul, Southern Brazil (1979-1998). **Journal of Cetacean Research and Management** 1(2):179-189.

- PRADERI, R.; PINEDO, M. C.; CRESPO, E. A. 1989. Conservation and management of *Pontoporia blainvillei* in Uruguay, Brazil and Argentina. *In*: Perrin, W. F.; Brownell, R. L.; Kaya, Z. & Jiankang, L. eds. **Biology and Conservation of River Dolphins**. Beijing, IUCN p.52-56.
- PRADERI, R. 1997. Análisis comparativo de estadísticas de captura y mortalidad incidental de *Pontoporia blainvillei* en Uruguay durante 20 años. *In*: PINEDO, M. C. & BARRETO, A. S. eds. **Anais do 2º. Encontro sobre a Coordenação de Pesquisa e Manejamento da Franciscana**. Rio Grande, FURG. p.42-53.
- PRADERI, R. 2000. Estado actual de la mortalidad de franciscana en las pesquerías artesanales de Uruguay. *In*: **Report of the Third Workshop for Coordinated Research and Conservation of the Franciscana Dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in the Southwestern Atlantic**. Bonn, UNEP/CMS. p.13-15.
- READ, A.J., DRINKER, P. & NORTHRIDGE, S. 2006. Bycatch of marine mammals in the U.S. and global fisheries. **Conservation Biology** 20(1): 163-169.
- REEVES, R. R.; SMITH, B. D.; CRESPO, E.; DI SCIARA, N. G. & THE CETACEAN SPECIALIST GROUP. 2003. Dolphins, whales, and porpoises: 2003-2010 conservation action plan for the world's cetaceans. Gland, IUCN Species Survival Commission.
- ROSAS, F. C. W.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. & OLIVEIRA, M. R. 2002. Incidental catches of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) on the southern coast of São Paulo state and the coast of Paraná state, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals** 1:161-167.
- SECCHI, E. R.; ZERBINI, A. N.; BASSOI, M.; DALLA ROSA, L.; MOLLER, L. M. & ROCHA-CAMPOS, C. C. 1997. Mortality of franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, in coastal gillnetting in southern Brazil. **Reports of the International Whaling Commission** 47:653-658.
- SECCHI, E. R. 1999. **Taxa de crescimento potencial intrínseco de um estoque de franciscanas, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1846) (Cetacea, Pontoporiidae) sob o impacto da pesca costeira de emalhe**. Master Thesis. Rio Grande, FURG. 152p.

- SECCHI, E. R.; OTT, P. H.; CRESPO, E. A.; KINAS, P. G.; PEDRAZA, S. N. & BORDINO, P. 2001. A first estimate of Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) abundance off southern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management** 3(1):95-100.
- SECCHI, E. R.; KINAS, P. G. & MUELBERT, M. 2004. Incidental catches of franciscana in coastal gillnet fisheries in the Franciscana Management Area III: period 1999-2000. **Latin American Journal of Aquatic Mammals** 1(3):61-68.
- SECCHI, E. R. & OTT, P. H. 2000. A profundidade como um fator determinante da distribuição de toninhas, *Pontoporia blainvillei*, conforme indicado pelos índices de CPUE. *In: Report of the Third Workshop for Coordinated Research and Conservation of the Franciscana Dolphin (Pontoporia blainvillei) in the Southwestern Atlantic*. Bonn, UNEP/CMS. 112pp. Disponível em: <<http://www.unep-wcmc.org/cms/cmsspub.htm>>. Acesso em: 01.10.2006.
- SECCHI, E. R.; OTT, P. H. & DANILEWICZ, D. 2003. Effects of fishing bycatch and the conservation status of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. *In: Gales N.; Hindell, M. & Kirkwood, R. eds. Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues*. Collingwood, SCIRO Publishing. p.174-191.
- SECCHI, E. R. 2006. **Modelling the population dynamics and viability analysis of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) and hector's dolphins (*Cephalorhynchus hectori*) under the effects of bycatch in fisheries, parameter uncertainty and stochasticity**. PhD Thesis. University of Otago. 254p.
- VAN ERP, I. 1969. In quest of the La Plata Dolphin. **Pacific Discovery** 22:18-24.
- WALTERS, C. J. 2003. Folly and fantasy in the analysis of spatial catch rate data. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 60:1433-1436.

Tabela I. Representação da sazonalidade da pesca costeira comercial no litoral norte do Rio Grande do Sul. Entre parênteses estão o tamanho da malha em cm medido entre nós opostos, e tipo de rede (de fundo (F) ou de superfície (S)).

Espécies visadas	Verão			Outono			Inverno			Primavera		
	Dez	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov
Anchova (S – 9)							■	■	■	■	■	
Brota (F – 9 a 10)							■	■	■	■	■	
Pescada (F – 9 a 10)		■	■				■	■	■	■	■	
Papa-terra (F – 7)		■	■	■								
Viola (F – 18 a 22)	■	■	■	■								
Cações (S – 14 a 22)												■
Corvina (F – 14)										■	■	■

Tabela II. Sumário do número de embarcações, de dias de pesca, esforço de pesca diário em área, CPUE em área e mortalidade de toninha, *Pontoporia blainvillei*, estratificado por estação do ano e categorias de embarcações do litoral norte do Rio Grande do Sul.

	Outono			Inverno			Primavera			Verão		
	Mín.	Méd.	Máx	Mín.	Méd.	Máx	Mín.	Méd.	Máx	Mín.	Méd.	Máx
Torres - categoria I												
CPUE	0.0000002431	0.0000007712	0.0000014471	0.0000006413	0.0000011143	0.0000016850	0.0000001516	0.0000003980	0.0000007183	0.0000002923	0.0000007725	0.0000013866
Esforço diário	112709	112709	112709	123238	123238	123238	152145	152145	152145	157744	157744	157744
Dias de pesca	12,5	12,5	12,5	27	27	27	34	34	34	30,5	30,5	30,5
No. embarcações	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6	6
<i>Mortalidade</i>	2.1	6.5	12.2	10.9	22.2	43.6	4.0	12.4	28.2	8.4	22.3	40.0
Torres - categoria II												
CPUE	0.0000001314	0.0000004169	0.0000007823	0.0000003467	0.0000006024	0.0000009109	0.0000000820	0.0000002151	0.0000003883	0.0000001580	0.0000004176	0.0000007496
Esforço diário	247542	247542	247542	270665	270665	270665	334154	334154	334154	346451	346451	346451
Dias de pesca	12,5	12,5	12,5	27	27	27	34	34	34	30,5	30,5	30,5
No. embarcações	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8	8
<i>Mortalidade</i>	3.3	10.3	19.4	17.3	35.2	69.0	6.4	19.6	44.6	13.4	35.3	63.4
Torres - categoria III												
CPUE	0.0000000926	0.0000002937	0.0000005512	0.0000002443	0.0000004244	0.0000006418	0.0000000578	0.0000001516	0.0000002736	0.0000001113	0.0000002942	0.0000005282
Esforço diário	450792	450792	450792	492902	492902	492902	608520	608520	608520	630914	630914	630914
Dias de pesca	12,5	12,5	12,5	27	27	27	34	34	34	30,5	30,5	30,5
No. embarcações	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14	14
<i>Mortalidade</i>	7.3	23.2	43.5	38.8	79.1	155.0	14.3	43.9	100.2	30.0	79.3	142.3
Tramandaí												
CPUE	0.0000002545	0.0000005638	0.0000009716	0.0000002545	0.0000005638	0.0000009716	0.0000002545	0.0000005638	0.0000009716	0.0000002545	0.0000005638	0.0000009716
Esforço diário	400032	400032	400032	200016	200016	200016	200016	200016	200016	166680	166680	166680
Dias de pesca	9.75	15.9	21	24	36	45.75	18	23.1	30	18.75	31.2	48
<i>Mortalidade</i>	3.0	10.8	24.5	3.7	12.2	26.7	2.7	7.8	17.5	2.4	8.8	23.3
Mortalidade Total	15.6	50.8	99.6	70.6	148.7	294.3	27.4	83.6	190.5	54.2	145.7	269.0

Tabela III. Esforço diário de pesca linear, esforço diário de pesca em área, taxa de captura, CPUE linear e CPUE em área para toninha, *Pontoporia blainvillei*, no litoral norte do Rio Grande do Sul.

	Esforço diário de pesca (linear)	Esforço diário de pesca (área)	Taxa de captura	CPUE linear	CPUE em área
Brota/pescada (n=236)	133344	266688	0,10	0,0000015	0,00000073
Corvina (n=191)	143345	430034	0,07	0,0000006	0,00000024
Cação boiada (n=80)	50004	676721	0,05	0,0000020	0,00000015
Viola (n=53)	170034	373363	0,15	0,0000021	0,00000093

Tabela IV. Comparação entre taxa de captura, CPUE linear e CPUE em área para a toninha, *Pontoporia blainvillei*, nos períodos 1992-1997 e 2002-2004 no litoral norte do Rio Grande do Sul.

	1992-1997	2002-2004
Taxa de captura	0,095 (IC = 0,05 – 0,13)	0,10 (IC = 0,08 – 0,13)
CPUE linear	0,0000062 (IC = 0,0000022 – 0,0000128)	0,0000018 (IC = 0,0000012 – 0,0000025)
CPUE em área	0,00000136 (IC = 0,0000058 – 0,0000128)	0,00000045 (0,00000033 – 0,00000058)

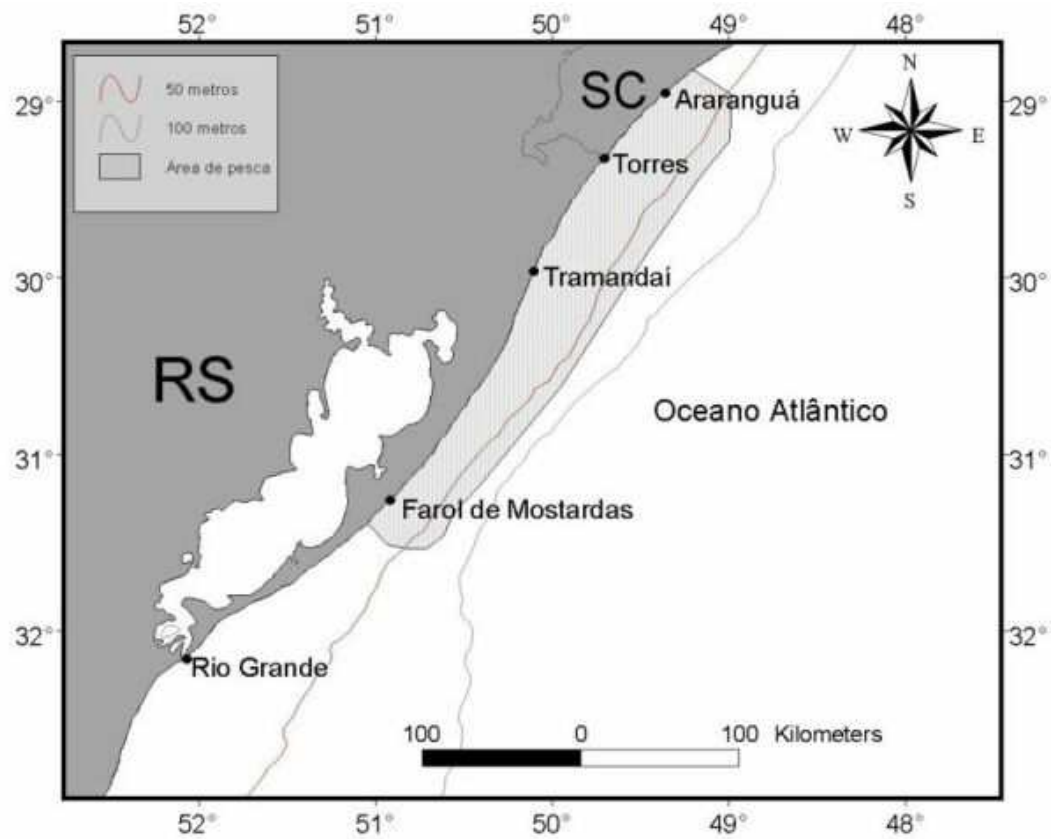


Fig. 1. Mapa da área de estudo evidenciando as comunidades de pesca do litoral do Rio Grande do Sul (RS). A área mais escura representa a área de pesca utilizada pelas embarcações do litoral norte do Rio Grande do Sul.

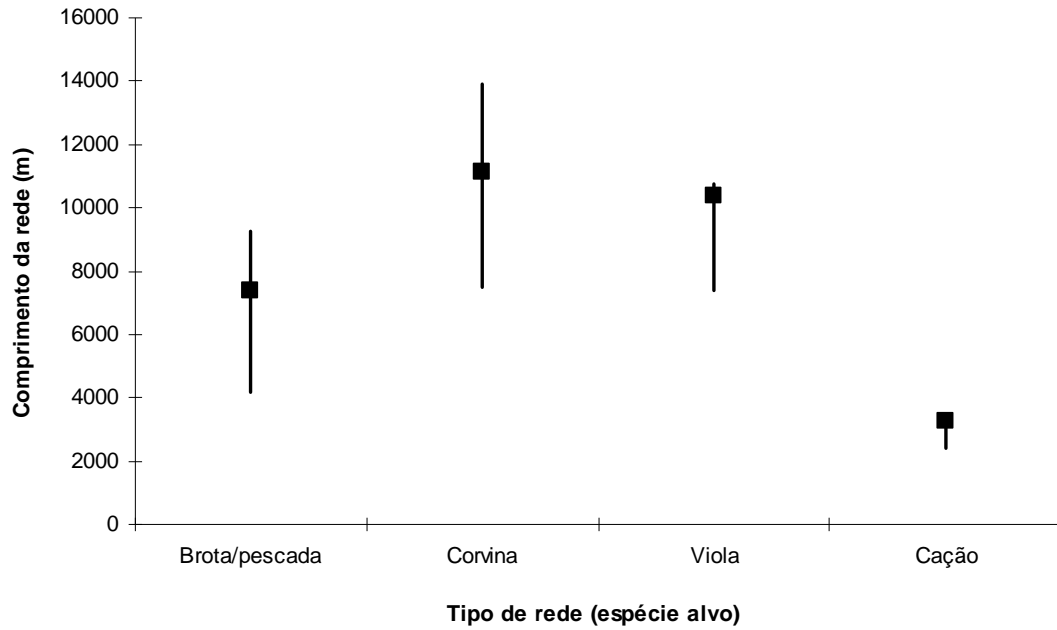


Fig. 2. Comprimento mediano (m) das redes destinadas à brota/pescada, corvina, viola e cação. Barras inferiores e superiores indicam 25% e 75% dos valores de comprimento para cada tipo de rede, respectivamente.

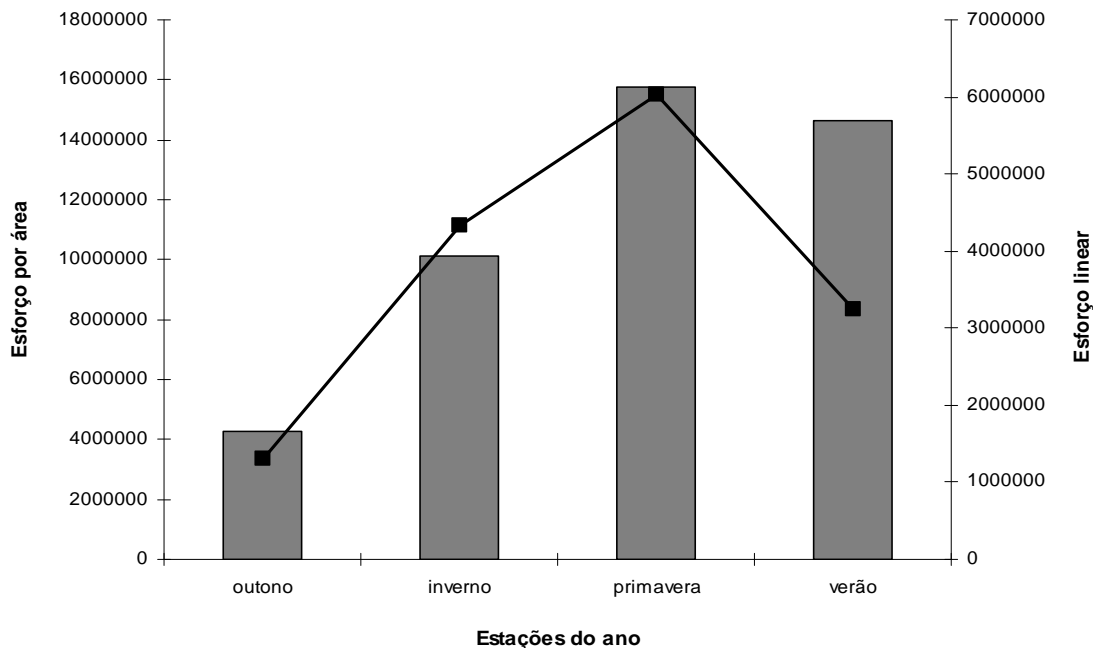


Fig. 3. Esforço de pesca em área (barras – área da rede (m²) x tempo de água (h) x dias de pesca (d) por estação) e linear (linha – comprimento da rede (m) x tempo de água (h) x dias de pesca por estação) estratificados por estação do ano no litoral norte do Rio Grande do Sul.

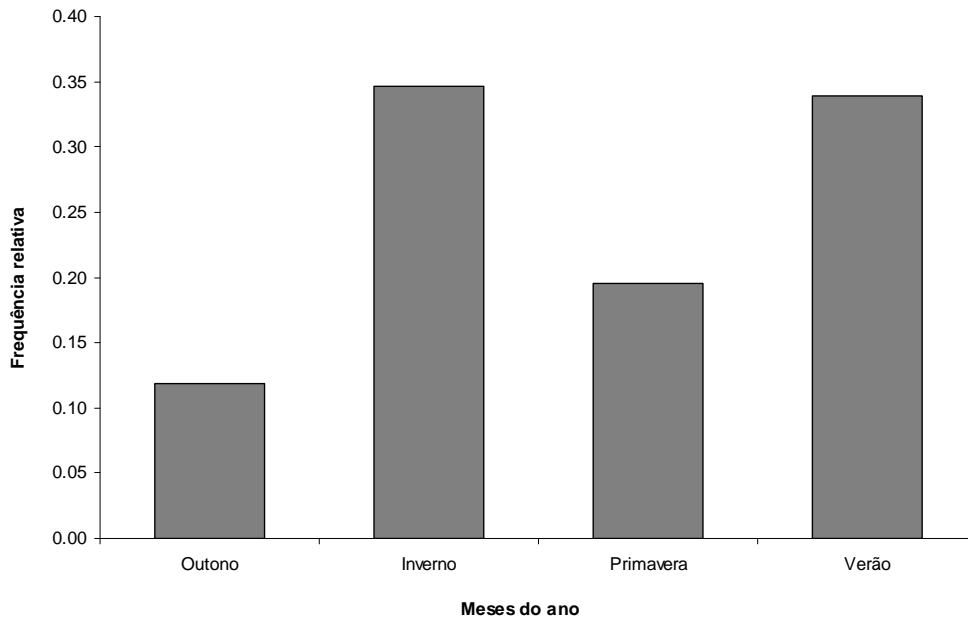


Fig. 4. Frequência relativa da mortalidade anual de toninhas, *Pontoporia blainvillei*, no litoral norte do Rio Grande do Sul.

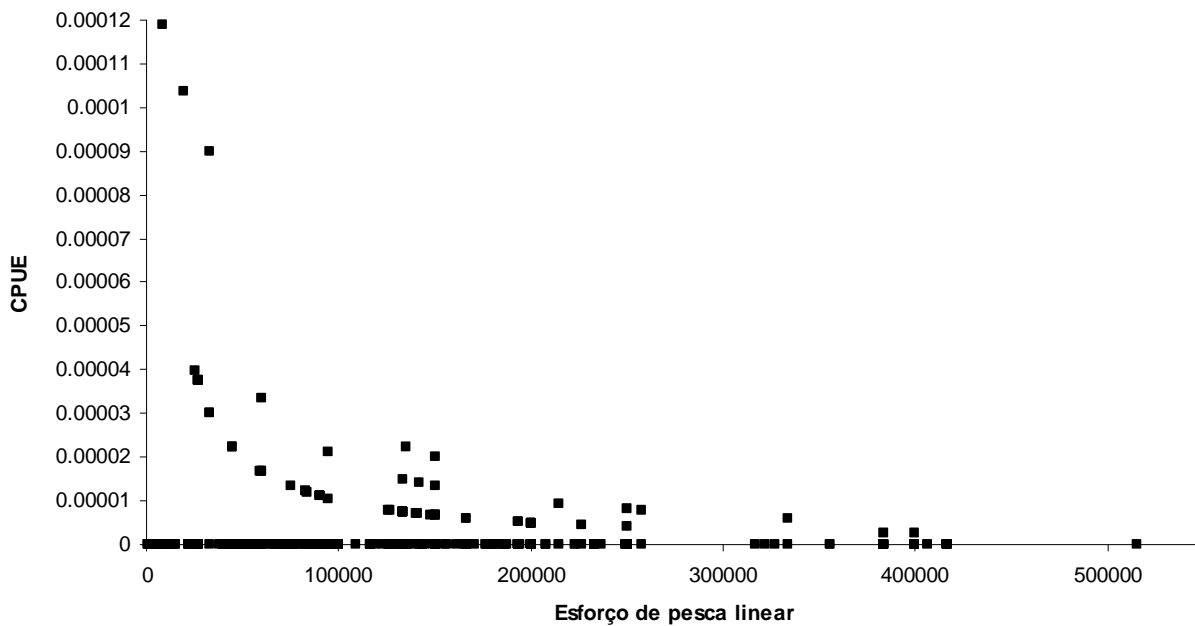


Fig. 5. Relação entre esforço de pesca linear e CPUE de toninha, *Pontoporia blainvillei*, no litoral norte do Rio Grande do Sul.

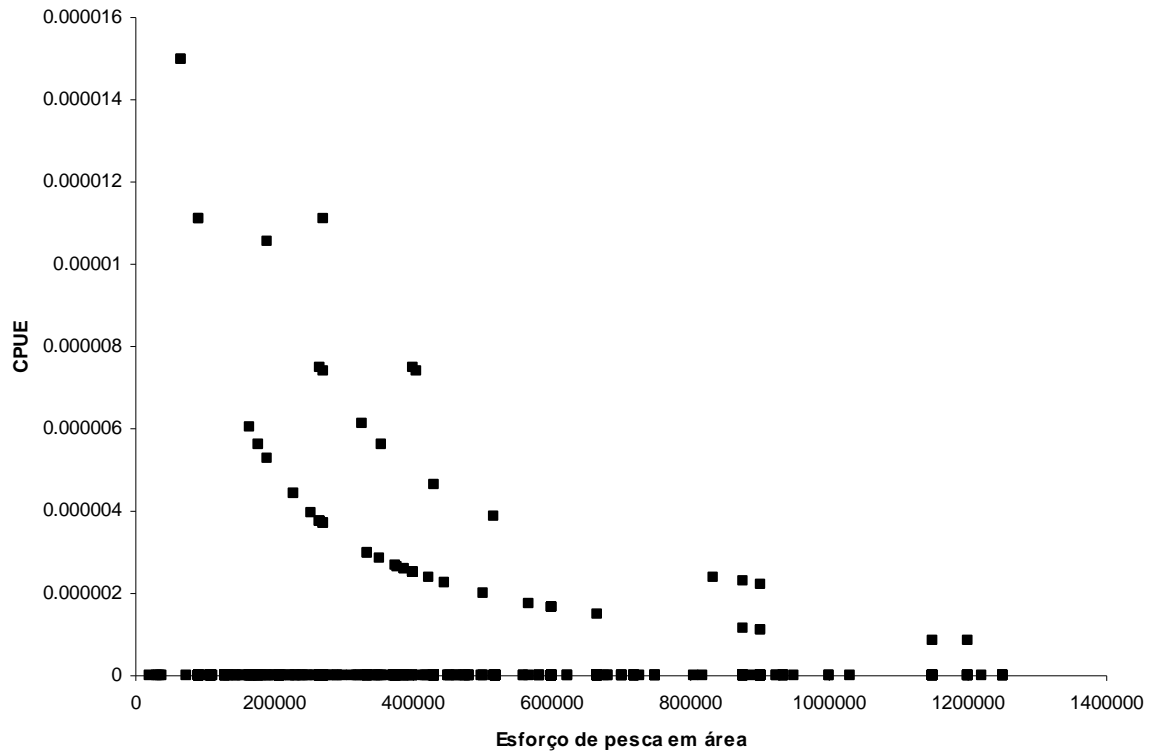


Fig. 6. Relação entre esforço de pesca em área e CPUE de toninha, *Pontoporia blainvillei*, no litoral norte do Rio Grande do Sul.

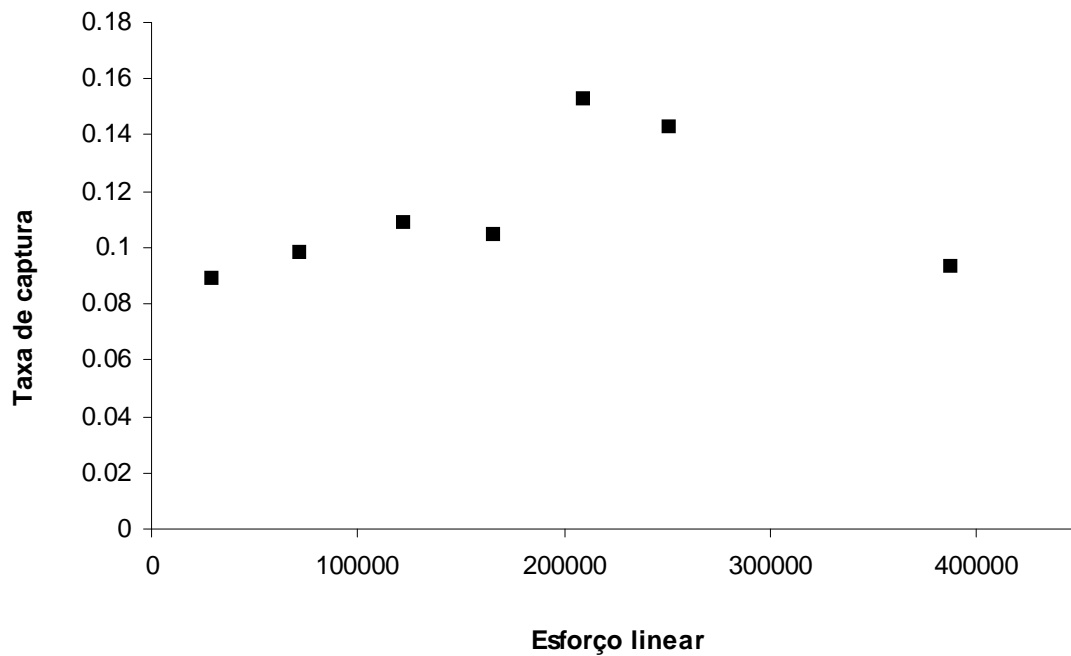


Fig. 7. Relação entre esforço de pesca linear e a taxa de captura de toninha, *Pontoporia blainvillei*, no litoral norte do Rio Grande do Sul.

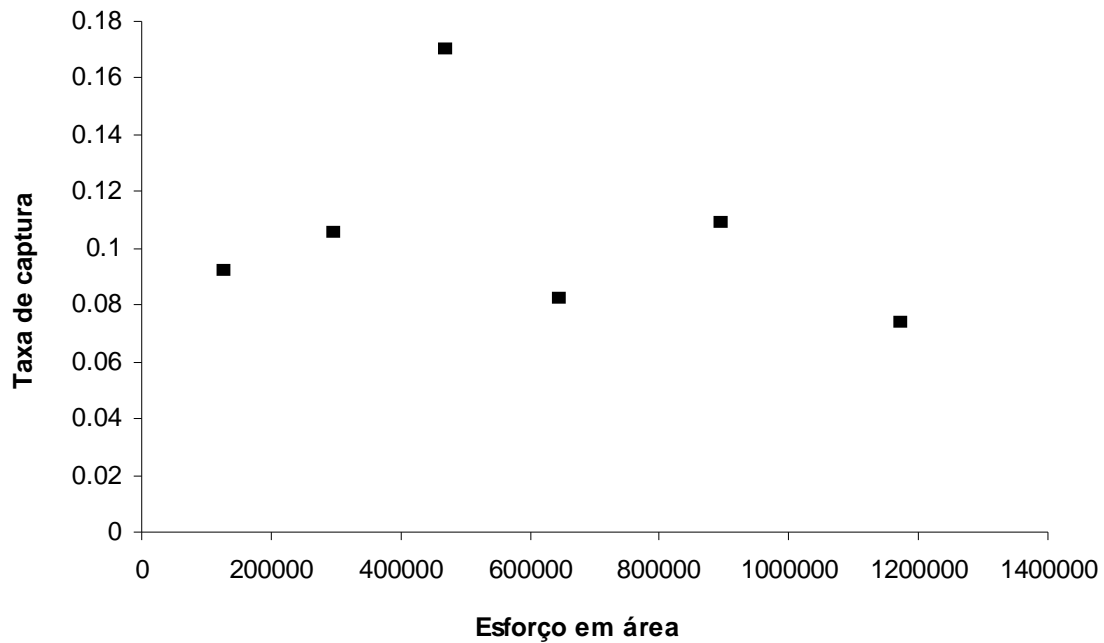


Fig. 8. Relação entre esforço de pesca em área e a taxa de captura de toninha, *Pontoporia blainvillei*, no litoral norte do Rio Grande do Sul.

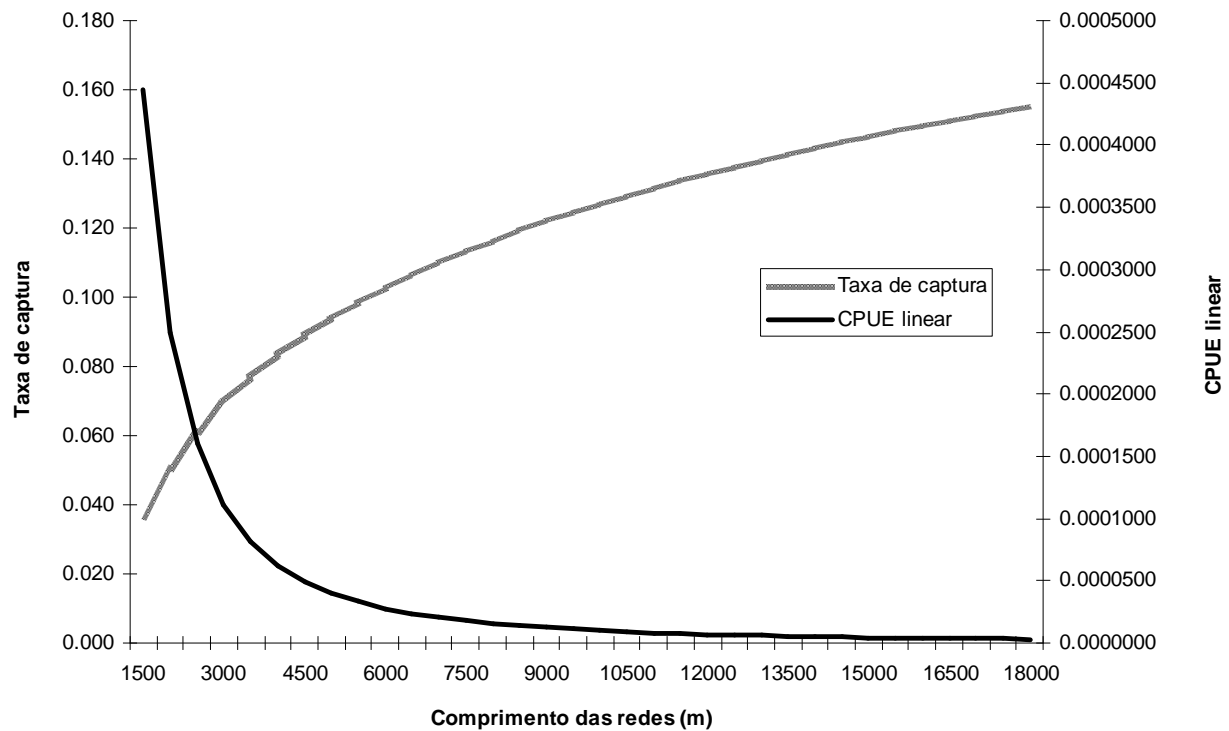


Fig. 9. Relação entre taxa de captura (linha fraca) e CPUE linear (linha forte) de toninha, *Pontoporia blainvillei*, com o comprimento de rede (m) no litoral norte do Rio Grande do Sul.

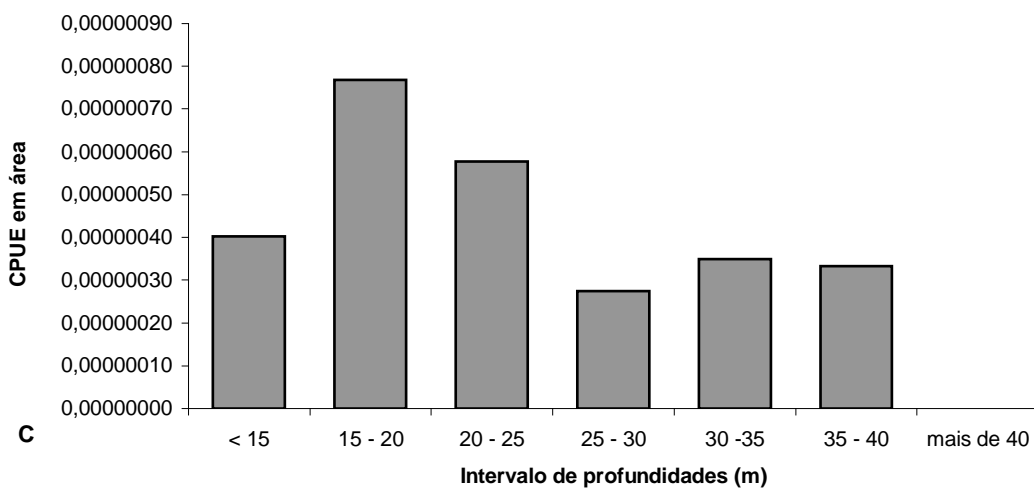
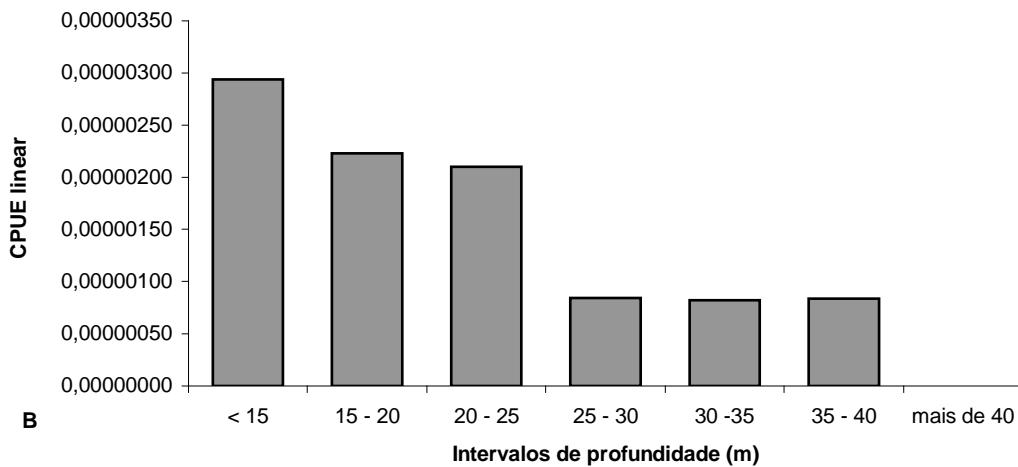
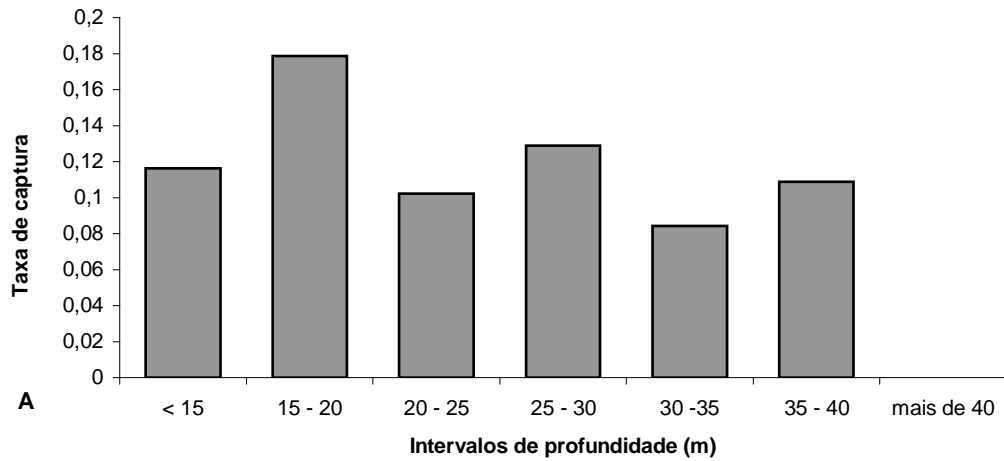


Fig. 10. Taxa de captura (A), CPUE linear (B) e CPUE em área (C) de toninhas, *Pontoporia blainvillei*, no litoral norte do Rio Grande do Sul estratificadas por intervalos de profundidade.

Abundance estimate for a threatened population of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*): uncertainties and management implications

Daniel Danilewicz^{*,†,‡}, Ignacio B. Moreno^{*,†}, Paulo H. Ott^{*,†,§}, Maurício Tavares^{*,†}, Alexandre F. Azevedo^{**}, Eduardo R. Secchi^{††} & Artur Andriolo^{‡‡}

* Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul. Rua Felipe Neri, 382/203. Porto Alegre 90440-150, RS, Brazil. Email daniel.danilewicz@gmail.com

† CECLIMAR/UFRGS. Av. Tramandaí, 976, Imbé 625-000, RS, Brazil

‡ Pós-Graduação em Biociências. PUC-RS. Porto Alegre, RS, Brazil

§ Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS). Cidreira, Rio Grande do Sul, Brazil.

** Laboratório de Mamíferos Aquáticos (MAQUA)/UERJ. Rio de Janeiro, RJ, Brazil

†† Departamento de Oceanografia and Museu Oceanográfico “Prof. E.C. Rios” - FURG. Rio Grande, RS, Brazil

‡‡ Instituto de Ciências Biológicas. Universidade Federal de Juiz de Fora, Minas Gerais, Brazil.

.

RUNNING HEAD: Abundance estimation for franciscana dolphins

KEY WORDS: Abundance estimate; aerial survey; franciscana; southern Brazil, line transect.

Correspondence should be sent to Daniel Danilewicz *

ABSTRACT

The franciscana dolphin has been considered the most threatened small cetacean in the Southwestern Atlantic Ocean due to the bycatches in commercial gillnets. The estimation of the species abundance has been systematically recommended as a highest research priority. In this paper, the results an aerial survey carried out for franciscana abundance in Rio Grande do Sul, southern Brazil, are presented. Line-transect with a zigzag pattern were followed between the shoreline and a mean distance of 24 km offshore. The overall surveyed area comprised 13.341 km². Abundance was estimated using Distance sampling assuming $g_0 = 0.304$. During the 48 transects and a total effort of 1256,8 km, 31 franciscanas were observed in 25 groups. The corrected density is 0.51 franciscanas/km², resulting in an abundance estimation of 6,839 franciscanas (CV = 32%; 95% CI = 3,709-12,594) for the surveyed area in Rio Grande do Sul. The abundance estimate presented is restricted only to the area covered in the survey and extrapolation for the whole species distribution range is not recommended. Although franciscana abundance studies have been showing recent progresses, there is still much room for improvement. The critical points to be improved are: (a) a perception bias value should be firstly estimated; (b) the parameters influencing availability bias should be improved; (c) sample size should be increased. While the lack of factors to correct for perception bias and group size underestimation in aerial surveys leads to an underestimation of franciscana abundance, the use of surfacing and diving time data from boat and land-based surveys to correct for availability bias is likely to cause its overestimation. Since the magnitude of both errors is unknown, it should not be assumed that one error balance the other. In an attempt to assess the effects of the uncertainties of the g_0 and group size estimates on the present franciscana abundance estimation, alternative values for these critical parameters were incorporated in the analyses, creating 60 different scenarios. Four rates of increase were applied to the alternative abundance estimates, producing 240 different estimates of annual increment for this franciscana population. Even in the most optimistic scenario (with the lowest g_0 and the highest group size estimates), the annual increment of franciscanas is not compatible with the current levels of bycatch, reinforcing that fishery mortality in Rio Grande do Sul is not sustainable and that fishery management must be promptly initiated.

Introduction

The franciscana, *Pontoporia blainvillei*, is a small dolphin endemic to shallow, coastal waters of tropical and temperate regions along the coasts of Brazil, Uruguay and Argentina (Crespo et al. 1998; Siciliano et al. 2002). Mortality of franciscana in fishing operations has been observed for almost sixty years. Reports on bycatch in shark gillnet fisheries off Uruguay date back to the early forties (Van Erp 1969). Although gillnetting in Argentina and southern Brazil also emerged in the forties, no record of bycatch exists for those areas. Gillnet fisheries for bottom dwelling fish became the major conservation concern for franciscana in

both countries only in the eighties. Nowadays, bycatch has been reported from all main fishing villages along most of the species geographical distribution (Corcuera 1994; Praderi 1997; Secchi et al. 1997; Kinas & Secchi 1998; Ott 1998; Di Benedetto & Ramos 2001; Bertozzi & Zerbini 2002; Ott et al. 2002; Rosas et al. 2002).

In the coast of Rio Grande do Sul, southern Brazil, the franciscana has been experiencing an intense bycatch in gillnets for at least 25 years (Praderi et al. 1989; Moreno et al. 1997; Ott et al. 2002). Recent annual estimates of mortality of franciscanas in this region have been around one thousand individuals (Secchi et al. 1997; Ott 1998; Ott et al. 2002; Secchi et al. 2004). Multiple lines of evidence, including a declining trend in stranding rates and capture per unit of effort (CPUE), suggest that the stock inhabiting southern Brazil and Uruguay (*Franciscana Management Area III – FMA III*; see Secchi et al., 2003a, for definitions) is declining (Praderi, 1997; Pinedo and Polacheck, 1999; Secchi, 1999; Kinas 2002). This resulted in the listing of this population as Vulnerable under the IUCN Red List of Threatened Species (IUCN 2004a).

Knowledge of population size plays a crucial role in wildlife conservation. The estimation of franciscana abundance has been repeatedly recommended as a highest research priority to better assess the status and improve the management of the species (e.g. Secchi et al., 2002). However, the species small body size, non conspicuous color pattern, small group size, and avoidance behavior make surveys for estimating abundance for this species challenging. To date, there is no current estimate for almost all populations along the species range. The only existing attempt to compute abundance was a pioneering aerial survey conducted in 1996 in a limited fraction (1%) of the franciscana distribution range in Rio Grande do Sul, southern Brazil (Secchi et al. 2001). Results indicated a density of 0,66 individuals/km² within an area of 435 km². In this study, we present novel population density estimates for the species in a broader area in southern Brazil, and combine the results with the current bycatch mortality in order to evaluate the fishery impact on the population. Moreover, we discuss the potential sources of bias in the franciscana abundance studies and recommend enhancements for further research.

Methods

Study area and field methodology

The survey was conducted along the coast of Rio Grande do Sul, from Torres (29°19'S, 49°43'W) up to 31 km north to the border with Uruguay (33°17'S 052°46'W) (Fig 1). The survey design followed a zig-zag pattern and transect lengths ranged from 22.2 to 35.2 km (mean = 27.9 km). Survey mean offshore limit was 24 km and the overall area surveyed comprised 13.341 km².

Survey effort depended primarily on the weather. Surveys were undertaken only on sea conditions of Beaufort 3 or less. The research team remained mobilized in the field during ten days waiting for the proper

weather conditions. The study area could be fully covered during two days of work (19 and 24 February 2004).

A high-wing, twin-engine Aerocommander aircraft was used as the survey platform. The aircraft was equipped with one bubble window on each side to allow for direct visualization underneath the plane (trackline). It flew at a constant altitude of 500 ft (152 m) and speed of nearly 165 km/h. The survey crew consisted of the pilot, co-pilot, and a team of four observers. The latter rotated among a left and right observation position, data recorder and a resting position at the end of each transect (6-10 minutes). Each transect started no earlier than 30 min after sunrise and finished no later than 30 min before sunset. The survey was conducted in “passing mode” (ie. the aircraft did not end effort or divert from its course when franciscanas were seen) (Buckland et al 2001).

Information on weather condition (sun glare, Beaufort state, visibility) were collected by each observer in the beginning of the transect or every time a change was noted. Visibility was subjectively scored on a scale of 1 (excellent) to 4 (bad). Glare was noted as the percent of the observer search view that was affected by the sun glare. Communication among observer and data recorder was done through the airplane internal communication system. When a sighting occurred, the observer alerted the recorder to mark the time and the position on GPS. Then the species, group size, and vertical angle measured with a hand-held declinometer were immediately reported to the recorder. Sightings detected by the data recorder or off the survey transects (e.g. when changing transects or when flying from/to the airport) were recorded as ‘off effort’. To familiarize the pilot and observers with survey protocols, we conducted two training flights on which we made three sightings on 18 transects. These data were used for training only, and are not analyzed here.

Data analysis

Density was estimated using conventional distance sampling methods (Buckland *et al.* 1993, 2001) using program Distance 4.0. The uncorrected density ($g_0=1$) estimator (D_{un}) is given by:

$$D_{un} = [(n Es) / (2L ESW)],$$

where n was the number of sightings, $E(s)$ the expected mean group size, L the total distance searched, ESW the effective search width. This first step of the analysis was done using the program Distance 4.0.

In aerial surveys for marine mammal abundance estimation, the probability of detecting groups on the trackline (g_0) is always lower than 1. For this reason, the quantity computed with the estimator above need to be corrected for missed dolphins: density $D_{cor} = D_{un} \times g_0^{-1}$. In order to improve our estimation of group size, off-effort sightings were included in the analysis because these records were done when observers had more time to visualize and estimate franciscana group size.

For the corrected densities D , variance estimates were calculated with the following equation obtained by the delta method (Seber, 1982):

$$V(D) = g_0^{-2} \cdot (V(D_{un}) + D^2 \cdot V(g_0))$$

The probability to detect a franciscana groups in the transect line (g_0) is affected by both availability bias (animals that are submerged and can not be sighted) and perception bias (observer fail to detected an animal in the surface due to observer inexperience, fatigue, or adverse survey conditions such as glare or rough sea state) (Marsh & Sinclair, 1989). So, g_0 is computed as the product between availability and perception bias. Availability bias was estimated using the formulae provided by Barlow *et al.* (1988):

$$\text{Pr (being visible)} = (s + t) / (s + d)$$

where: s is the average time of franciscana being at the surface; d is the average time of franciscana being submerged; and t is the time window during which the franciscana is within the visual range of an observer. Values of s (1.2 sec) and d (21.7 sec) were obtained from a study on ecology and behavior of franciscanas in Argentina by Bordino *et al.* (1999). The time window that a franciscana is at the surface to be detected by the observer was calculated by collecting this value from the aircraft for floating bodies at various distances. The values of time were then regressed against distance, and the resulting linear regression ($y=0,0292x + 5,7723$; $R^2=0,93$) presented a time window of 5,77 seconds for an object in the transect line. In this manner, availability bias was calculated as 0,304. It was not possible to calculated perception bias in this study and therefore, for the purpose of the analysis presented here, g_0 was assumed to correspond to the value of availability bias presented above.

ESW was estimated by fitting perpendicular distance data with three key functions (Uniform, half-normal, hazard rate) with (1) no adjustment term, (2) cosine, (3) simple and (4) hermite polynomial series expansions. The best model was selected by the Akaike's Information Criterion (AIC). To minimize the negative effect of sunglare on observer sightability, segments of transect that presented more than 80% of sun glare in the observer search view were discarded from the analysis.

Abundance uncertainties and evaluation of the bycatch impact

In order to assess the effects of the uncertainties of the g_0 and group size estimates on the present franciscana abundance estimation, we applied eight alternative values for perception bias, diving and surfacing time (affecting g_0), and group size, and produced 59 density estimations as alternatives to the one initially presented. This procedure created 60 different scenarios for the franciscana in Rio Grande do Sul, from the more pessimistic to the more optimistic. Alternative group size values utilized were the mean on-effort (1.36) and the mean off-effort group size from this study (2.0), and the mean group size estimated by Bordino *et al.* (1999) (2.8). Alternative estimates of perception bias utilized were the ones published for harbour porpoise for experienced and inexperienced observers by Laake *et al.* (1997). The alternative diving

time utilized (11.5 seconds) was the approximate median of the data published by Bordino et al. (1999). The alternative surfacing time was maximum time a dolphin may remain available for an observer (5.77 secs), and the mean between this maximum value and the initial one (1.2 secs). See Table 1 and read the discussion in the "Evaluation of the field survey and statistical methods" section for details.

For an evaluation of the impact of the bycatch on the franciscana population of Rio Grande do Sul, four estimates of the population rate of increase were applied to the 60 abundance estimations, resulting in 240 estimates of the annual population increment, that is, how many animals are added in the population each year. Rates of increase were estimated by Secchi (2006) utilizing a deterministic model with no fishing ($r=0.029$) and with the current fishing effort ($r=0.017$), and a stochastic model with no fishing ($r=0.025$) and with the current fishing effort ($r=0.011$). The estimates of population increments were compared to the latest mortality estimates for Rio Grande do Sul (1.149 and 1.379 animals), after combining data from Secchi et al., (2004) and Danilewicz (2007).

Results

During the 48 transects and a total effort of 1256,8 km, 31 franciscanas were observed in 25 groups (Table 2). Twelve off-effort sightings were made by the data recorder or by the observers between the end of a transect and the beginning of another or during displacements to/from the airports. Group size ranged from 1 to 5 individuals, with solitary individuals representing 67.5% of the sightings. Mean group size for on-effort and off-effort sightings was 1.36 and 2, respectively. Mean group size applied in the analysis was 1.55 (the mean for both on- and off-effort sightings). There was no significant relationship between group size and perpendicular distance from the transect line (linear regression; $p=0.66$, $r^2=0,01$).

Franciscana sightings were recorded from the shoreline to 19.6 km offshore. Three groups were observed just beyond the surf zone, and about 70% of the sightings were located in waters up to 10 km offshore (Figure 3). Displacements of dolphins and abrupt dive as a negative reaction to the aircraft noise were observed just once. In only one group sighted, a calf was recorded.

Few observations were recorded near the trackline, forcing perpendicular distance data to be left-truncated at 74m prior to analysis. Right truncation was specified at 254m from the line, reducing the dataset used to fit the detection function to 21 sightings. The best perpendicular distance fitting model ($AIC=56,14$; $Chi-p=0,87$) was the uniform function with one cosine adjustment term (Fig. 4).

The corrected density for area surveyed was 0.51 franciscanas per km^2 , resulting in an abundance estimation of 6,839 franciscanas ($CV = 32\%$; $95\% CI = 3,709-12,594$). The encounter rate for franciscana groups was 0.020 groups / km surveyed (Table 3).

The combination of alternative values for g_0 and group size resulted in 60 franciscana densities, ranging from 0.205 to 3.17 franciscanas/ km^2 (Figure 4). In 59.3% of combinations, the alternative estimates were higher than the initial density presented in this paper. The annual population increment of franciscanas in Rio Grande do Sul ranged from 30 to 1227 animals (Figure 5).

Discussion

Comparison of franciscana population size estimates

The previous estimate (1996) of franciscana density for Rio Grande do Sul ($D=0.657$; $CV=34.47\%$, Secchi et al. 2001) is slightly higher than the one presented here ($D=0.55$; $CV=33.3\%$). These estimates are not comparable and therefore this difference should not be viewed as a population decline. The area covered in both studies differed greatly because of the constraints imposed by the flight autonomy of the single-engine aircraft utilized in 1996. The first study was composed by eight replicate flights in the same area located to the south of Cassino beach, between the shoreline and a maximum distance of 9.3km from the coast, corresponding to a boundary approximately at the 15m isobath. The present study covered a much larger, more than 30 times in extension, and heterogeneous area. In some regions the mean offshore distance of 24 km corresponded to the isobath of 50m. In addition, the airplanes differed in some characteristics that potentially affect the observation of animals. The single-engine plane utilized in the first survey limited the flight duration to about one hour, while in the present study some flights it lasted 4 hours. Longer periods of flight may increase observers fatigue and affect the detection of animals.

Extrapolation of abundance estimates

In the 1996 survey, Secchi et al. (2001) extrapolated the franciscana density found in the 435 km² surveyed area for all the stock inhabiting the FMA III (coastal waters of Uruguay and Rio Grande do Sul, up to the 30m isobath). It resulted in an abundance of 42.048 franciscanas (95% CI 33.024 - 53.504) for an area of 64.000km².

Although tempting, any extrapolation of abundance estimates away from the surveyed areas needs to be carefully considered. A major source of bias when estimating population size comes from the extrapolation of estimates obtained in smaller sampling area to a larger one (Ancrenaz *et al.*, 2004). One of the most common ways to overestimate population size are produced is through the extrapolation of high density areas over non-surveyed low density areas. In the present case, the surveyed area in Rio Grande do Sul does not necessarily correspond to density beyond the surveyed area within the range of this stock (FMAIII - including the coast of Uruguay and areas beyond the 50m isobath). Therefore, franciscana abundance estimate presented is restricted only to the area covered in the survey.

Evaluation of the field survey and statistical methods

Population abundance is key to viability analysis of populations under threat. It is fundamental information when designing and negotiating enforcements and management procedures with the scientific

community, governments and stakeholders. It is therefore important that all significant sources of uncertainty be considered, quantified whenever possible, and reported as follows.

The parameters used to calculate availability bias for franciscana aerial surveys (surface time (s), diving time (d), and the time an object remain in the view of the observer (t) were accounted for in this study. The first two parameters were obtained from a study of the diving behavior of free-ranging franciscanas in Bahia Anegada, Argentina (Bordino *et al.* 1999). The study was carried out with observers both from a boat and land-based. This results in franciscanas remaining available for a very short time above the surface for the observers. For this reason, the estimated average surfacing time (s) (only 1.2 seconds in Bordino *et al.* 1999) should be much lower than if observations were made from an airborne platform. Franciscanas remain visible for a longer period, even under the water surface (personal observations from this survey), when seen from an airplane.

Diving time (d) may vary among individuals, gender, behavior and age/size class and region (e.g. Bordino *et al.*, 1999). This parameter is not easily obtained from aerial surveys and therefore it must be taken from other studies. In this work, the mean value (21.7 seconds) provided by Bordino *et al.* (1999) was used. Nevertheless, the distribution of franciscana diving times is positively skewed, as shown in Figure 9 in Bordino *et al.* (1999). The median is less sensitive to outliers than the mean and is a measure of central tendency that better reflect a skewed distribution (Zar 2000). If the median diving time (d) (*ca.* 11.5 seconds) is applied in the estimation of $g(0)$, the resulted franciscana density decreases drastically from 0.51 to 0.28 group/km². That alone indicates the importance of obtaining new and reliable estimates of diving time for the species.

Estimation of group size is one of the variables affected by aircraft speed. While reducing potential issues with responsive movement (Buckland *et al.* 2001), increased flight speed may reduce the time required for accurately counting the number of individuals in a group. Franciscana group size estimates from aerial surveys are smaller than the estimates obtained from vessel surveys. Bordino *et al.* (1999) in their observations from vessels and land reported a mean group size of 2.8 franciscanas, while the aerial surveys mean group sizes ranged from 1.17 to 1.55 animals (Secchi *et al.* 2001; this study). Such differences suggest that estimates of franciscana group size are likely underestimated in aerial surveys. This led us to propose that future aerial surveys should consider the use of closing mode instead of passing mode approaches. This methodological change may result in more accurate estimates of group size, but will make surveys more expensive.

Franciscana births in Rio Grande do Sul occur mainly from October to December (Danilewicz 2003), and lactation and parental care last about nine months (Brownell 1984). Besides that, the pregnancy rates are high – about 65% of mature females give birth each year in Rio Grande do Sul (Danilewicz 2003) – and consequently, groups with calves would be expected to be observed during the aerial survey period (February). However, in only one sighting (3% of all observations) a calf could be observed. Franciscana calves are only 70-100 cm long this time of the year. As there is no difference in pigmentation, smaller

franciscanas are obviously more difficult to spot from the airplane than larger ones and it is probably yet another factor in underestimating franciscana group size.

Because of the lack of a perception bias estimate, both this study and the past ones assumed that all observers detected all franciscanas that were available in the transect line. This assumption is clearly violated. Perception bias occur even in surveys working with very good sightability, that is, clear and calm water, large and/or conspicuous species, such as humpback whales, *Megaptera novaeangliae*, in Brazil (A.A., unpublished data) and Hector dolphins, *Cephalorhynchus hectori*, in New Zealand (Slooten et al. 2002).

Harbor porpoises (*Phocoena phocoena*) resembles some franciscana characteristics, such as small body size and group size. Laake et al. (1997) estimated perception bias from aerial surveys for harbor porpoises in Washington and concluded that the probability an experienced observer sees and correctly identifies a group of harbor porpoises that is near the surface was 0.865. However, this probability decreases to only 0.292 for inexperienced observers. Because of all the franciscana characteristics summarized above, it is clear that perception bias is also less than unity in franciscana aerial surveys, even for experienced observers. This is likely one of the most important sources of bias while estimating franciscana population size.

In summary, while the lack of factors to correct for perception bias and group size underestimation leads to an underestimation of franciscana abundance, the use of surfacing and diving time data from boat and land-based surveys is likely to cause its overestimation. Since the magnitude of both errors is unknown, it should not be assumed that one error balance the other.

Management implications

The franciscana is probably the most endangered small cetacean of the Atlantic coast of South America (e.g. Secchi et al. 2003b). Although the species is listed as Data Deficient in the 2004 IUCN Red List of Threatened Species (IUCN 2006b), the FMA III subpopulation is currently classified as Vulnerable (IUCN 2006a). The latest estimates of annual mortality for Rio Grande do Sul are 1.149 and 1.379 dolphins, after combining data from Secchi et al. (2004) and Danilewicz (2007), and there is no reason to believe that mortality estimates are positively biased. In fact, all evidences suggest that bycatch numbers are underestimated. Supporting this premise are the following. First, an unknown number of fishing vessels from other regions of Brazil (e.g. Santa Catarina) operate in Rio Grande do Sul waters utilizing gillnets and also bycatch franciscanas. These vessels have not collaborated with franciscana conservation projects and were never included in the franciscana mortality statistics. Second, fishermen tend to underreport bycatches. Even the most trustful and cooperative fishermen eventually may underreport bycatches by forgetting to fill the log-books. Third, a small number of entangled dolphins may fall from the net before or during the hauling-in process (Bravington & Bisack, 1996) and remain unreported in the log-books.

Although there is a general consensus that the franciscana bycatch is unsustainable in Rio Grande do Sul (Kinas 2002; Secchi 2006), and it is agreed that management procedures for franciscana are necessary, the fact is that the abundance estimates are still uncertain. However, these uncertainties should not be viewed as “burden-of-proof” situation to researchers and conservationists, rather, the franciscana conservation issue in Rio Grande do Sul might be even worse than currently stated.

The simulations of alternative scenarios of franciscana densities and annual population increment combined with the latest bycatch estimates, strongly suggests that the current mortality is not sustainable (Figure 5). Even in the most optimistic scenarios, that is, when the lowest g_0 and the highest group size estimates are incorporated in the density estimates, the population increment does not prevail over the lowest mortality estimate, one more warning that this population is declining. Only in one out of 240 combinations (0.42%), the resulting population increment is higher than the bycatch mortality. It should be noted, however, that these simulations are rather simple and require being refined, since it does not incorporate all the parameter variances. Furthermore, it compares the population increment obtained from density estimates restricted to the surveyed area, with mortality estimates obtained from a slightly larger area. Nevertheless, it should also be noted that bycatch estimates are also probably underestimated, and there is no reason to believe from the data available until the moment that the current mortality is sustainable. Therefore, we reinforce that precautionary management procedures must to be initiated.

There are currently a plethora of proposals and attempts to mitigate small cetacean bycatch all over the world (Reeves et al. 2003). Management actions for the mitigation of franciscana bycatch are reviewed by Danilewicz (2007) and will unavoidably have to revise and modify the current commercial fishery methodology in southern and southeastern Brazil. Among the mitigation procedures usually suggested are (i) the reducing of fishery effort by decreasing gillnet length or fishing activity period, (ii) excluding fishery by creating marine protected areas, or (iii) the use of acoustic deterrent devices (pingers) in the gillnets. Independently of the chosen action, it is imperative to reinforce here two simple - but often forgotten - considerations. First, top-down imposition is not management. Second, management is inadequate when it is seen as an end in itself. The franciscana bycatch problem requires an adaptive management model characterized by a program of continual monitoring of indicators that measure progress toward its goal, that is, *the reduction of bycatch*. Management should then be faced as a hypothesis test. Bycatch mortality and population abundance must be continually measured. Bycatch mortality will only be measured satisfactorily with the cooperation and involvement of at least part of the stakeholders involved in the problematic. Reliable population abundance will only be achieved with periodic research effort, methodology improvement and observers training.

Research recommendations

There is still much room for improvement in franciscana abundance studies. In order to avoid simple replicate of past surveys and to improve abundance estimates, it is recommended to:

i) Increase sample size which is crucial for robust abundance estimation. The two surveys conducted in Rio Grande do Sul had the same sighting rate (0.02 group/km) and that can be used to estimate adequate sample sizes for future studies (Buckland et al. 2001). Taking this information into account, subsequent aerial surveys in Rio Grande do Sul should cover about 3,000 to 4,000 km of transects in order to obtain a minimum of 60-80 sightings recommended by Buckland et al. (2001) for adequate estimation of detection probability. Also, increasing sample size will likely reduce variance of encounter rate and, consequently, abundance estimates.

ii) Develop a correction factor for perception bias, which should also be viewed as a priority considering that this was probably the main factor causing bias in franciscana abundance estimations. Aircrafts allowing independent observers during the survey should be used in the future surveys. Alternatively, the probability of detecting a franciscana group on the transect line could be estimated using the Hiby circling method (Hiby 1999).

iii) Expand the survey area to cover the whole stock range. Next aerial surveys in Rio Grande do Sul should cover also the Uruguayan coast. Besides that, research effort on abundance estimation should begin in FMA I and FMA II.

Acknowledgments

This study was possible thanks to the financial support of Fundo Nacional do Meio Ambiente – Brazilian Federal Government (Projeto Biologia e Conservação de *Pontoporia blainvillei* FNMA 094/2001) and Yaqu Pacha Organization. We are very grateful to all the people that gave invaluable logistical and safety support for this survey: the Museu Oceanográfico de Rio Grande's staff, mainly director Lauro Barcellos, CECLIMAR's staff, Aero clube de Osório, PATRAM e Brigada Militar do Rio Grande do Sul, Márcio Borges-Martins, Larissa Oliveira, Rodrigo Machado, Rodrigo Baleia and Mestre Gasolina. We wish to express our gratitude to the pilots Marcelo Marques Graciano and Fernando Moura for their great job. It is a pleasure to thank A. Zerbini for assisting the analyses and reviewing the manuscript. The Conselho Nacional para o Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq (Brazil) has granted PHD fellowships to D. Danilewicz (140452/2003-6) and I.B. Moreno (140660/2004-6).

Literature Cited

- Ancrenaz, M., B. Goossens, O. Gimenez, A. Sawang and I. Lackman-Ancrenaz. 2004. Determination of ape distribution and population size using ground and aerial surveys: a case study with orang-utans in lower Kinabatangan, Sabah, Malaysia. *Animal Conservation*. 7: 375–385
- Barlow, J., C.W. Oliver, T.D. Jackson and B.L. Taylor. 1988. Harbor porpoise, *Phocoena phocoena*, abundance estimation for California, Oregon, and Washington: II. Aerial surveys. *Fishery Bulletin*. 86: 433-44.
- Bravington, M.V. and K.D Bisack. 1996. Estimates of harbour porpoise bycatch in the Gulf of Maine sink gillnet fishery, 1990-1993. *Reports of the International Whaling Commission*. 46: 567-574.
- Brownell, R.L 1984. Review of reproduction in platanistid dolphins. Report of the International Whaling Commission (special issue). 6: 149-158.
- Bertozi, C. and A.N. Zerbini, 2002. Incidental mortality of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the artisanal fishery of praia grande, São Paulo state, Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*. 1: 153-160.
- Bordino, P., G. Thompson and M. Iñiguez. 1999. Ecology and behaviour of the Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Argentina. *Journal of Cetacean Research and Management*. 1: 213-222.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P. and Laake, J.L. 2001. *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman and Hall, New York and London.
- Corcuera, J. 1994. Mortality of *Pontoporia blainvillei* in Northern Buenos Aires Province: the threat of small fishing camps. *Reports of the International Whaling Commission (special issue)*. 15: 291-294.
- Crespo, E.A., G. Harris, and R. González. 1998. Group size and distributional range of the Franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Marine Mammal Science*. 14: 845-849.
- Danilewicz, D. 2003 Reproduction of female franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Rio Grande do Sul, southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*. 2: 67–78.
- Danilewicz, D, 2007. A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea), no litoral norte do Rio Grande do Sul: mortalidade acidental em redes de pesca, abundância populacional e perspectivas para a conservação da espécie. PhD Thesis. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (Brazil). 108pp.
- Di Benedetto, A.P.M. and R.M.A. Ramos. 2001. Biology and conservation of the Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the north of Rio de Janeiro State, Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management*. 3: 185-192.
- Hammond, P.S., P. Berggren, H. Benke, D.L. Borchers, A. Collet, M.P. Heide-Jørgensen, S. Heimlich, A.R. Hiby, M.F. Leopold and N. Øien. 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. *Journal of Applied Ecology*. 39: 361-376.

- Hiby, L. 1999. The objective identification of duplicate sightings in aerial survey for porpoise. Pages 179-189 in G.W. Garner, S.C. Amstrup, J.L. Laake, B.F.J. Manly, L.L. McDonald and D.G. Robertson, editors. *Marine Mammal Survey and Assessment Methods*. Balkema, Rotterdam.
- IUCN 2006a. IUCN Red List of Threatened Species: A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge. *Pontoporia blainvillei* (Rio Grande do Sul/Uruguay subpopulation). Available from <http://www.iucnredlist.org/search/details.php/41761/all> (accessed September 2006).
- IUCN 2006b. IUCN Red List of Threatened Species: A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge. *Pontoporia blainvillei*. Available from <http://www.iucnredlist.org/search/details.php/17978/summ> (accessed September 2006).
- Kinas, P.G. 2002. The impact of incidental kills by gill nets on the franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in southern Brazil. *Bulletin of Marine Science*. 70: 409–421.
- Kinas, P.G. and E.R. Secchi. 1998. Modelling truncated data to estimate incidental kills of franciscana, *Pontoporia blainvillei*, by gillnets. *Reports of the International Whaling Commission*. 48: 533-6.
- Marsh, H. and D.F. Sinclair. 1989. An experimental evaluation of dugong and sea turtle aerial surveys techniques. *Australian Wildlife Research*. 16: 639-650.
- Moreno, I.B., P.H. Ott, and D. Danilewicz. 1997. Análise preliminar do impacto da pesca artesanal costeira sobre *Pontoporia blainvillei* no litoral norte do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. Pages 31-41 in M.C. Pinedo and A.S. Barreto, editors. *Anais do 2º. Encontro sobre a Coordenação de Pesquisa e Manejamento da Franciscana*. Ed. FURG, Rio Grande.
- Ott, P.H. 1998. Análise das capturas acidentais de *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844) (Cetacea, Pontoporiidae) nas comunidades pesqueiras do litoral Norte do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil. MSc. Thesis. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 121pp.
- Ott, P.H., E.R. Secchi, I.B. Moreno, D. Danilewicz, E.A. Crespo, P. Bordino, R. Ramos, A.P. Di Benedetto, C. Bertozzi, R. Bastida, R. Zanelatto, J.E. Perez and P.G. Kinas. 2002. Report of the Working Group on Fishery Interactions. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*. 1: 55-64.
- Pinedo, M.C. and T. Polacheck. 1999. Trends in Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) stranding rates in Rio Grande do Sul, Southern Brazil (1979-1998). *Journal of Cetacean Research and Management*. 1: 179-189.
- Praderi, R. 1997. Análisis comparativo de estadísticas de captura y mortalidad incidental de *Pontoporia blainvillei* en Uruguay durante 20 años. Pages 42-53 in M.C. Pinedo and A.S. Barreto, editors. *Anais do 2º. Encontro sobre a Coordenação de Pesquisa e Manejamento da Franciscana*. Ed. FURG, Rio Grande.
- Praderi, R., M.C. Pinedo, and E.A. Crespo, 1989. Conservation and management of *Pontoporia blainvillei* in Uruguay, Brazil and Argentina. Pages 52-56 in W.F. Perrin, R.L. Brownell, K. Zhou and J. Liu, editors. *Biology and Conservation of the River Dolphins*.

- Reeves, R.R., Smith, B.D., Crespo, E., Notarbartolo di Sciara, G, and the Cetacean Specialist Group, 2003. Dolphins, whales, and porpoises: 2003-2010 conservation action plan for the world's cetaceans. IUCN Species Survival Commission. Gland, Switzerland.
- Rosas, F.C.W., E.L.A. Monteiro-Filho and M.R. Oliveira. 2002. Incidental catches of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) on the southern coast of São Paulo state and the coast of Paraná state, Brazil. Latin American Journal of Aquatic Mammals. 1: 161-167
- Seber, G.A.F. 1982. *The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters*. 2nd Edn. Charles Griffin and Company Ltd., London. i-xvii+654pp.
- Secchi, E.R. 1999. Taxa de crescimento potencial intrínseco de um estoque de franciscanas, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844) (Cetacea, Pontoporiidae) sob o impacto da pesca costeira de emalhe. MSc. Thesis, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande. 152pp.
- Secchi, E.R. 2006. Modelling the population dynamics and viability analysis of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) and Hector's dolphins (*Cephalorhynchus hectori*) under the effects of bycatch in fisheries, parameter uncertainty and stochasticity. Ph.D. Dissertation. University of Otago, Dunedin, NZ. 261pp.
- Secchi, E.R., A.N. Zerbini, M. Bassoi, L. Dalla Rosa, L.M. Moller and C.C. Roccha-Campos. 1997. Mortality of franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, in coastal gillnetting in southern Brazil: 1994-1995. Reports of the International Whaling Commission. 47: 653-658.
- Secchi, E.R., P.H. Ott, E.A. Crespo, P.G. Kinas, S.N. Pedraza and P. Bordino. 2001. A first estimate of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) abundance off southern Brazil. Journal of Cetacean Research and Management. 3: 95-100.
- Secchi, E.R., P.H. Ott, and D. Danilewicz. 2002. Report of the fourth workshop for the coordinated research and conservation of the franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in the western South Atlantic. Latin American Journal of Aquatic Mammals. 1:11-20.
- Secchi, E.R., D. Danilewicz and P.H. Ott, 2003a. Applying the phylogeographic concept to identify Franciscana dolphin stocks: implications to meet management objectives. Journal of Cetacean Research and Management. 5: 61-68.
- Secchi, E.R., Ott, P.H. and Danilewicz, D.S. 2003b. Effects of fishing by-catch and conservation status of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. Pages 174-191 in N. Gales, M. Hindell and R. Kirkwood, editors. Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues. CSIRO Publishing, Collingwood, Australia.
- Secchi, E.R., P.G. Kinas and M. Muelbert. 2004. Incidental catches of franciscana in coastal gillnet fisheries in the Franciscana Management Area III: Period 1999-2000. Latin American Journal of Aquatic Mammals. 3: 61-68.
- Siciliano, S., A.P. Di Benedetto, and R.M.A. Ramos. 2002. A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844) (Mammalia, Cetacea, Pontoporiidae), nos estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, costa sudeste do Brasil: caracterizações dos habitats e fatores de isolamento das populações. Boletim do Museu Nacional, Zoologia. 476: 1-15.

- Slooten, E., S.M. Dawson, and W.J. Rayment. 2004. Aerial surveys for coastal dolphins: abundance of Hector's dolphins off the South Island west coast, New Zealand. *Marine Mammal Science*. 20: 477–490.
- Van Erp, I. 1969. In quest of the La Plata Dolphin. *Pacific Discovery*. 22: 18-24.
- Zar, J H. 2000. *Biostatistical analysis*. 4th edition. Prentice-Hall Inc. Upper Saddle River, New Jersey.

Table 1. Estimates of the parameters applied in the density estimates of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Rio Grande do Sul, Brazil.

Parameter	Estimates			
	Initial	Alternatives		
Group size	1.36	2.0	1.55	2.8
Perception bias	1.0	0.865	0.292	
Surface time	1.2	5.77	3.49	
Diving time	21.7	11.5		

Table 2. Details of the line transects carried out and franciscana (*Pontoporia blainvillei*) sightings during this study

Date	No. Transects	Hours surveyed	Transect length (km)	Groups observed
19/Feb (morning)	20	4:03 hs	557,5	8
19/Feb (afternoon)	8	1:28 hs	188,0	3
24/Feb (morning)	20	3:49 hs	511,3	14
<i>Total</i>	<i>48</i>	<i>9:20 hs</i>	<i>1256,8</i>	<i>25</i>

Table 3. Summary on parameter estimation and confidence interval for franciscana (*Pontoporia blainvillei*) abundance estimation in Rio Grande do Sul.

	Estimate	% CV	95% Confidence Interval	
ESW	83m	24.98	49.7	138.7
f (0)	0,012	24.98	0.072	0.02
Encouter rate	0.016	26.56	0.01	0.028
D_{un} (g₀=1)	0.13	37.56	0.064	0.274
N_{un}	2304	37.56	1,115	4,759
D (g₀=0,305)	0.51	32.02	0.278	0.944
N	6,839	32.02	3,809	12,594

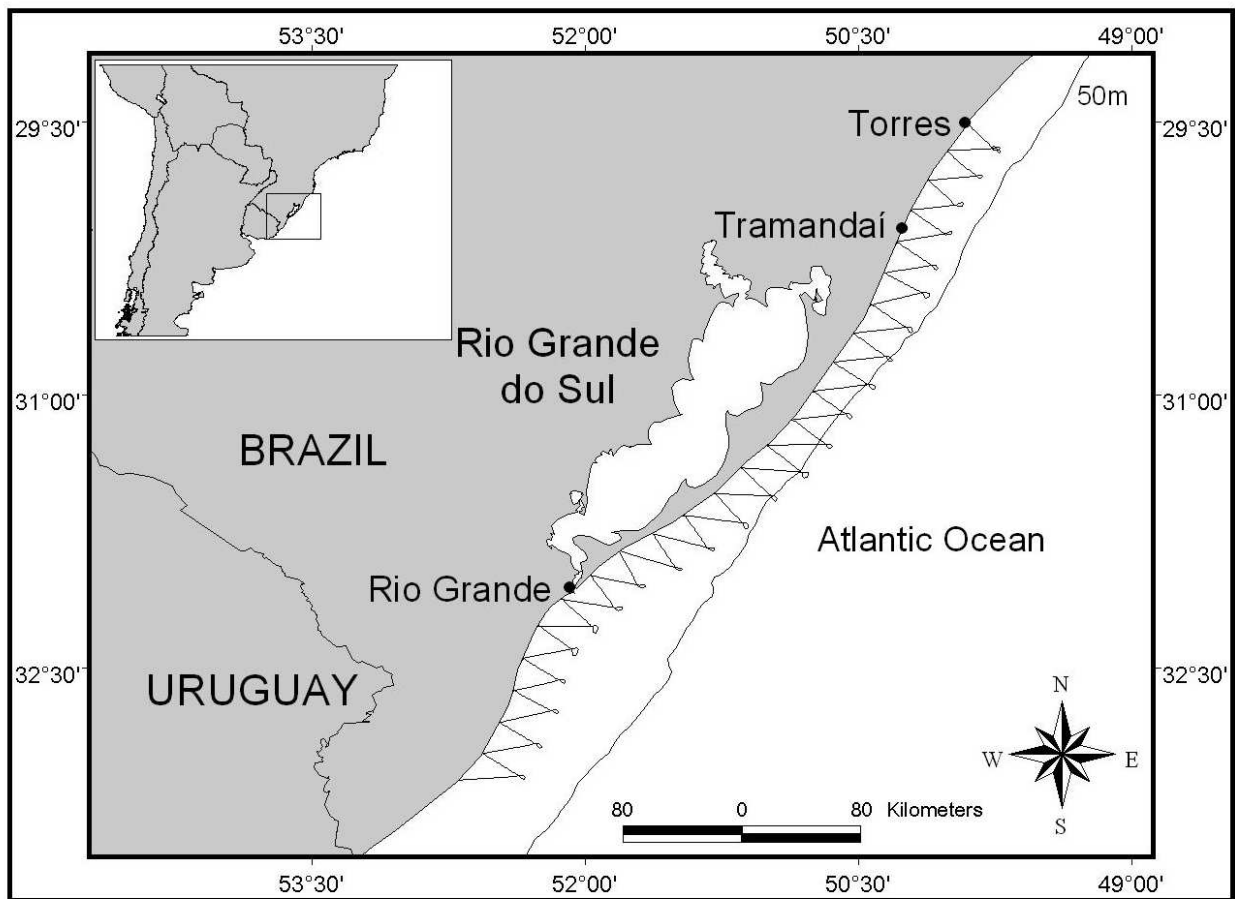


Fig. 1. Map of the study area presenting the line transects for the franciscana (*Pontoporia blainville*) aerial survey in Rio Grande do Sul, Brazil.

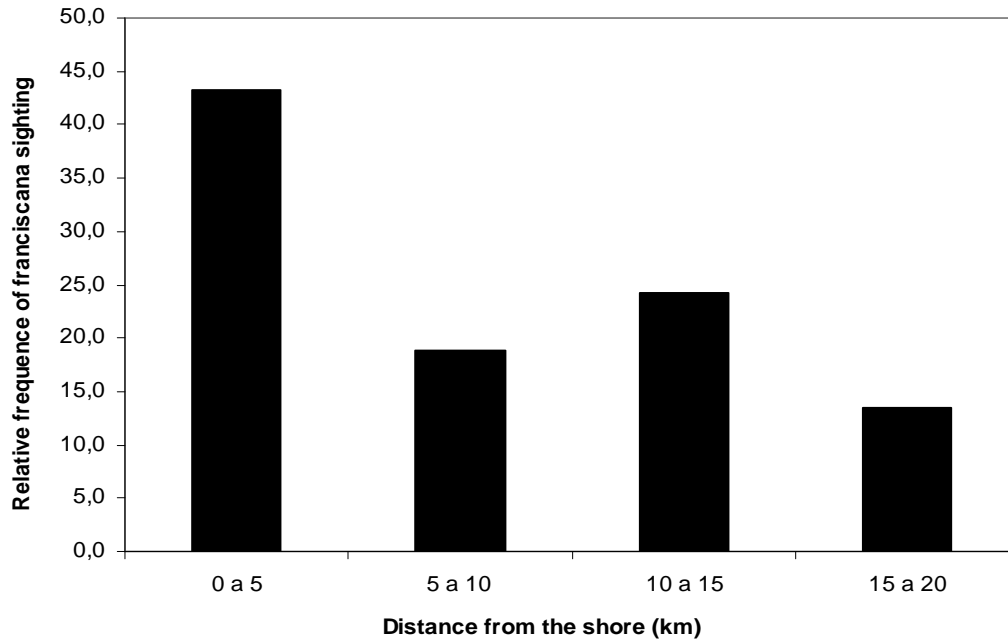


Fig. 2. Relationship between distance from the shore and percent of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) sightings in Rio Grande do Sul, Brazil.

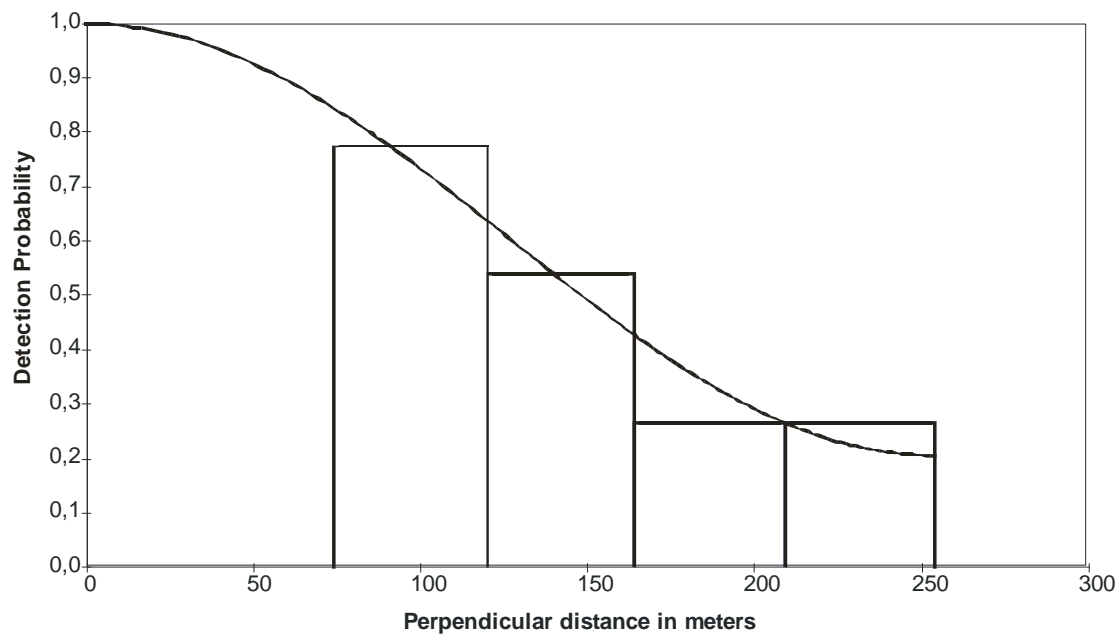


Fig. 3 Distribution of perpendicular distances and fit of the detection function for the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) using a uniform model with one cosine adjustment term.

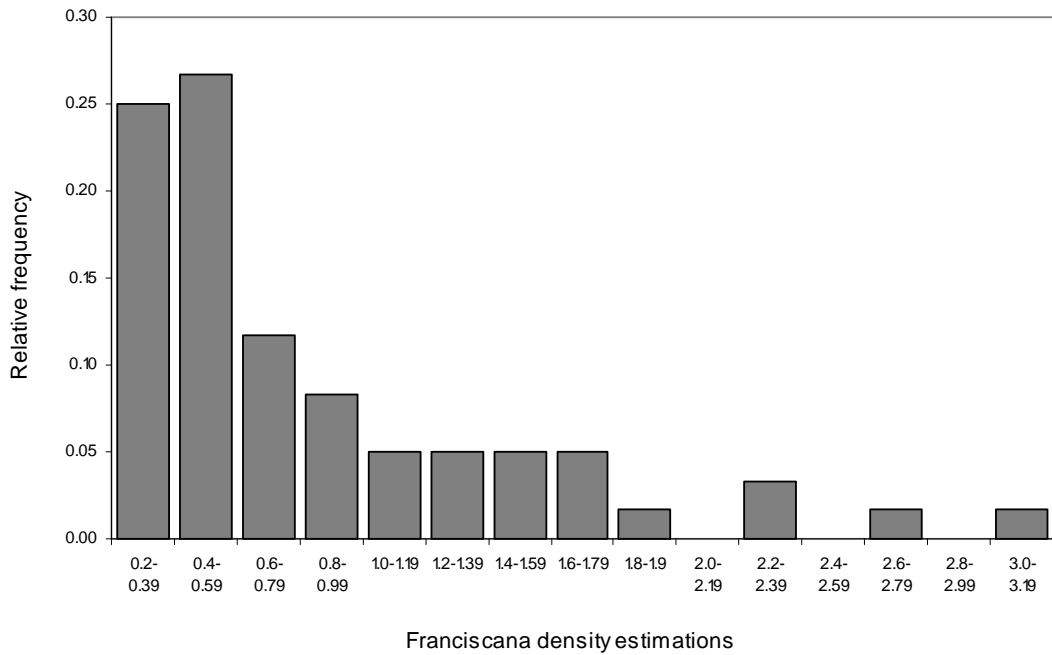


Fig. 4 Relative frequency of density estimates for franciscanas (*Pontoporia blainvillei*) in Rio Grande do Sul, considering 60 different scenarios for group size and g_0 .

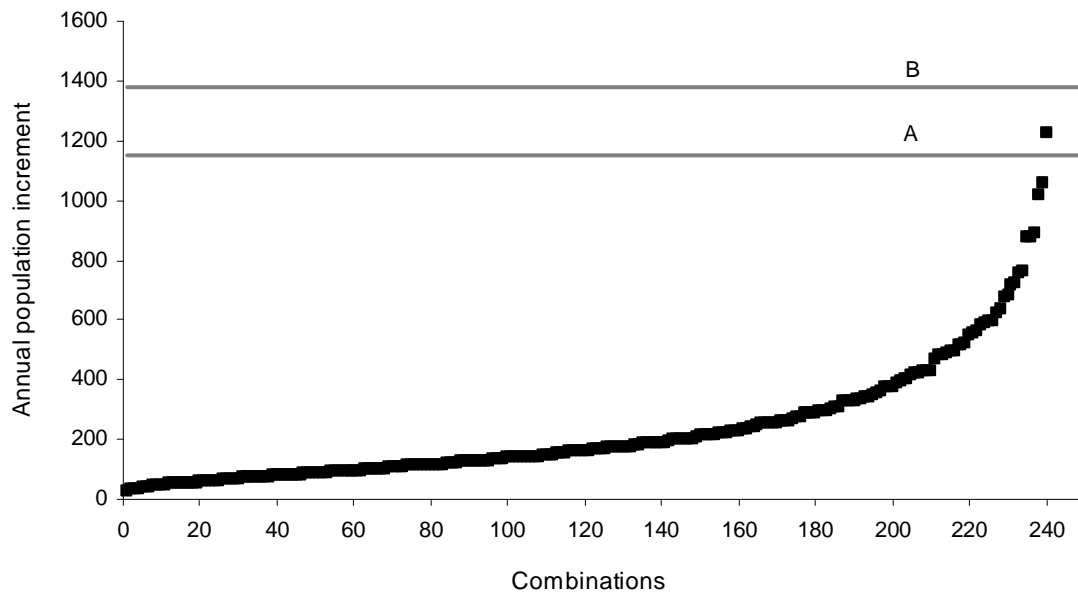


Fig. 5 Estimates of annual population increment for franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Rio Grande do Sul ($n=240$), applying 60 combinations of g_0 and group size and four population rates of increase. Grey lines A and B indicate the two latest annual bycatch mortality estimates for Rio Grande do Sul.

Manejando os comuns e conservando os golfinhos - perspectivas e recomendações para a problemática das capturas acidentais de toninha no sul do Brasil

Daniel Danilewicz

Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (GEMARS). Rua Felipe Neri 382/203, 90440-150 Porto Alegre, RS, Brasil. (daniel.danilewicz@terra.com.br)

Departamento de Biodiversidade e Ecologia Faculdade de Biociências – PUCRS. Av. Ipiranga, 6681, 90619-900 Porto Alegre, RS, Brasil.

Centro de Estudos Costeiros, Limnológicos e Marinhos, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (CECLIMAR – UFRGS). Av. Tramandaí, 976, 95625-000 Praia do Imbé, RS, Brasil.

PALAVRAS-CHAVE. Pesca, *Pontoporia blainvillei*, captura acidental, manejo, conservação.

A toninha, *Pontoporia blainvillei*, é a espécie de pequeno cetáceo mais ameaçada em toda costa atlântica da América do Sul. Esta é uma sentença seguidamente reproduzida na literatura científica e seguramente condiz com o conhecimento atual sobre a fauna de cetáceos no continente e seus problemas de conservação (e.g. SECCHI *et al.*, 2003; REEVES *et al.*, 2003).

Desde o momento em que pesquisas sistemáticas com cetáceos começaram a ser conduzidas no Brasil, mais precisamente no Rio Grande do Sul, a partir de monitoramentos de praia em meados da década de 1970, foi constatado que a toninha poderia estar enfrentando um impacto significativo da pesca (PINEDO, 1986). Quando dados obtidos diretamente dos portos de pesca ou embarques começaram a ser divulgados (LODI & CAPISTRANO, 1991; SECCHI *et al.*, 1997; MORENO *et al.*, 1997), o que inicialmente eram fortes indícios transformaram-se em certeza: nenhuma outra espécie de cetáceo apresentava taxas de capturas acidentais em redes de pesca mais altas que a toninha. Na Argentina e Uruguai, países vizinhos ao Brasil onde a toninha ocorre também apresentavam os mesmos resultados preocupantes, principalmente no Uruguai (PRADERI, 1985; PRADERI *et al.*, 1989; CORCUERA *et al.*, 1994).

O histórico de encontros para a discussão sobre os problemas de conservação da toninha tem início em 1986, com a realização do *Workshop on Biology and Conservation of River Dolphins* na China. Após esse evento, iniciou-se em 1992 uma série de cinco *workshops* dedicados exclusivamente às discussões sobre a biologia e conservação da toninha. O que no começo eram reuniões dedicadas à divulgação de novidades sobre aspectos biológicos/ecológicos de uma espécie nunca vista viva na natureza e de dados preliminares sobre capturas acidentais, logo se tornou um canal de

apresentação de informações sobre história de vida, genética populacional, estimativas de abundância, definições de estoques populacionais, estimativas refinadas de mortalidade, estudos comportamentais – incluindo o uso de radio-telemetria – e análises de viabilidade populacional, para citar alguns dos estudos mais relevantes. Portanto, além de ser a espécie de pequeno cetáceo mais ameaçada em toda costa atlântica da América do Sul, a toninha tornou-se decididamente uma das espécies de mamíferos marinhos mais conhecidas e pesquisadas em todo continente. Apesar disso, estranhamente, sua classificação na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da World Conservation Union (IUCN) ainda consta como Dados Insuficientes (DD) (IUCN, 2006a), embora a população que habita o Rio Grande do Sul e Uruguai esteja classificada como Vulnerável (VU) (IUCN, 2006b).

O atual grau de conhecimento sobre a espécie tem direcionado o levantamento da seguinte questão: quando terá início alguma ação concreta para a conservação da toninha? Quando o manejo da pesca que efetua as capturas acidentais da toninha começará? Contudo, a questão pertinente no momento não é *quando* o manejo terá início. Pelo menos no Rio Grande do Sul, existem evidências que a população está declinando (PINEDO & POLACHEK, 1999; KINAS, 2002, SECCHI, 2006) e que o momento para ações concretas chegou.

A questão mais importante agora não é *quando*, mas sim *como* o manejo deve ser implementado.

Em minha opinião, o problema das capturas acidentais da toninha requer um modelo de manejo adaptativo caracterizado por um monitoramento contínuo dos indicadores que aferem o progresso das medidas propostas (CARROLL & MEFFE, 1997). Isto é, o manejo

deve ser encarado como um teste de hipóteses. As análises de viabilidade populacional conduzidas até o momento indicam que a toninha não sofre um risco eminente de extinção nos próximos 25 anos (KINAS, 2002). Conseqüentemente, há ainda tempo para propor ações, testá-las, corrigi-las e modificá-las se necessário. Isto não significa, obviamente, que *qualquer ação* deve testada. Descuidos, atropelos e negligências em nome de uma ação rápida para abrandar pressões públicas, políticas ou conservacionistas, podem comprometer a viabilidade futura do manejo da pesca que impacta as populações de toninha.

Acredito ser este o cerne do problema e o maior desafio para as pessoas seriamente envolvidas na conservação da toninha: como implementar medidas de manejo para a pesca costeira comercial e ainda conseguir monitorar o sucesso (ou insucessos) delas em mitigar a mortalidade acidental?

Dois pontos devem ser inicialmente compreendidos: (i) não existe a possibilidade de um dia haver uma mortalidade zero de toninhas, a não ser que a pesca costeira comercial entre o Espírito Santo e Rio Grande do Sul seja extinta. Esse não deve ser um objetivo a ser almejado; (ii) não há como diminuir a mortalidade da toninha sem interferir diretamente na pesca, em suas metodologias e dinâmica. E qualquer tentativa de interferência e mudança na pesca acarretará reações fortes. As reações devem vir em diferentes formas, principalmente das empresas de pesca que atuam em águas do sul e sudeste do Brasil. No entanto, uma das prováveis conseqüências de modificações na pesca que afetará diretamente o monitoramento das medidas de manejo é a criação de

antagonismos entre pescadores e pesquisadores em campo, com provável interrupção das colaborações já existentes.

Neste sentido, as pessoas interessadas e envolvidas no processo de conservação da toninha devem ter em mente que absolutamente *toda* informação relevante sobre a mortalidade da espécie foi possível de se obter exclusivamente através da cooperação dos pescadores com os projetos de pesquisa. Seja essa informação obtida por observações diretas durante embarques de pesca, cadernos de bordo preenchidos pelos mestres de embarcações, ou através de entrevistas com pescadores. Os pescadores sempre foram cientes que as leis federais existentes proíbem e punem a captura – mesmo acidental – de toninhas. Não obstante, concordavam em coletar informações sobre as toninhas capturadas, muitas vezes permitindo o embarque de pesquisadores, em outras eles próprios coletando os animais e levando ao porto para os pesquisadores, possibilitando as estatísticas de mortalidade hoje existentes em vários locais do Brasil. Os pescadores nunca foram diretamente remunerados por essa atividade, pelo menos nos projetos de pesquisa de meu conhecimento. A colaboração, em sua grande parte, era e é baseada, essencialmente, na boa vontade e na confiança.

Se a cooperação entre pescadores e pesquisadores for interrompida, muito provavelmente terá início um período marcado por incertezas e ignorância em relação à mortalidade de toninhas. Não há qualquer exagero nessa afirmação. Retornaremos à década de 1980, quando toda informação de mortalidade provinha de animais encalhados nas praias. Sem um monitoramento contínuo da mortalidade acidental, não haverá métodos para assegurar que as medidas de manejo propostas – seja a criação de

Áreas Marinhas Protegidas, diminuição do esforço de pesca, ou outra qualquer – estejam de fato sendo eficientes. Será um retrocesso no processo de conservação da espécie.

Pode-se argumentar que esse é um risco a ser assumido. Eu discordo. Infelizmente, não existe um método indireto robusto para estimar a mortalidade acidental de toninhas. Estimativas indiretas de mortalidade, como a contagem de animais encalhados nas praias, possuem fatores que adicionam erros, como a influência de variáveis oceanográficas e a adição de animais com mortalidade natural nas estatísticas, apenas para citar dois exemplos. Modelos estatísticos elaborados utilizando informações de tendência de esforço de pesca e tendência de quantidade de pescado no desembarque nos portos poderiam ser desenvolvidos e aplicados para se estimar a tendência de mortalidade da toninha. Entretanto, mais uma vez, a variância inserida nessas tendências impossibilitaria uma avaliação da tendência de mortalidade da toninha. A verdade é que na ausência do monitoramento direto da mortalidade acidental, não há uma maneira confiável de se certificar que as medidas propostas estão sendo eficientes e em que pontos devem ser melhoradas.

No entanto, dados diretos de mortalidade acidental de toninha poderiam ser obtidos de duas maneiras alternativas: (i) obrigação dos mestres a preencher cadernos de bordo com dados sobre capturas e (ii) obrigação de haver fiscais de bordo coletando diretamente esses dados. Essas duas opções possuem sérias limitações: (i) preenchimento obrigatório de cadernos de bordo, com os mestres cientes do problema das capturas acidentais e suas conseqüências sobre seu trabalho, resultará em dados adulterados; (ii) embora fiscais de bordo seja uma alternativa interessante, o seu uso em embarcações de pesca comercial costeira ainda não parece ser uma opção logisticamente

e financeiramente viável para a realidade da brasileira. Em muitas embarcações existem sérias limitações de espaço e segurança que limitam a presença de eventuais fiscais de bordo. Além disso, geralmente as atividades pesqueiras não seguem um calendário fixo que um fiscal possa seguir: não existe uma data nem horário previsto para as embarcações saírem dos portos para a pesca. Isto depende, fundamentalmente, de fatores meteorológicos e mecânicos da embarcação.

Por estas razões, gostaria de reforçar o ponto de vista que deve haver o entendimento e concordância de pelo menos *uma parte* dos pescadores com as medidas de manejo, para que o monitoramento das medidas possa ser realizado. Felizmente, há o entendimento, mesmo que de uma pequena porção dos pescadores, que “algo precisa ser feito” para a pesca continuar viável a longo prazo. Está bastante claro não apenas para os pesquisadores (*e.g.* HAIMOVICI, 1998), mas também para os pescadores, que os recursos pesqueiros estão declinando acentuadamente. Esse é um dos principais argumentos a ser utilizado para buscar o apoio de parte dos pescadores na continuidade com a colaboração aos projetos de pesquisa. Sem essa colaboração e sem o monitoramento contínuo da mortalidade da toninha e do sucesso das medidas de manejo propostas para a pesca, haverá a falsa sensação de que o trabalho foi feito e o problema resolvido. Mas o problema continuará existindo, apenas não poderá ser visto, e as carcaças de toninhas continuarão a chegar às praias.

Proposições de manejo para a problemática das capturas acidentais de toninha

A seguir serão caracterizadas e brevemente comentadas de forma crítica algumas das proposições de manejo usualmente sugeridas para a problemática das interações da pesca de emalhe com a toninha. Acredito que a conservação da toninha passa por dois pontos: redução do esforço de pesca associada a tentativas de modificação das redes. A primeira medida depende de iniciativas políticas e de fiscalização eficiente. A segunda depende de pesquisa em colaboração com os pescadores.

i. Alarmes Acústicos

A utilização de alarmes acústicos nas redes visando aumentar a percepção das mesmas pelas toninhas é desestimulada. Seu uso ainda é motivo de discussão em função de resultados controversos em vários experimentos conduzidos em diversas partes do mundo com diferentes espécies de cetáceos (REEVES *et al.*, 1996; DAWSON *et al.*, 1998). Alguns poucos experimentos, nos quais os alarmes demonstraram-se efetivos para reduzir as capturas acidentais (KRAUS *et al.*, 1997), não tiveram continuidade a longo-prazo para avaliar o efeito da habituação que o cetáceo pode apresentar perante esse novo ruído no seu ambiente. Foi constatado, em alguns experimentos, que após um determinado período inicial, os golfinhos se habituam aos ruídos produzidos pelos alarmes e não voltam à sua frequência usual de ecolocação (COX *et al.*, 2001).

O uso de alarmes com baterias de longa duração e que são resistentes à manipulação durante a atividade normal de pesca, têm um elevado preço no mercado (em torno de US\$ 150 a 200 por unidade). O tamanho médio de uma rede, que normalmente captura toninha no Rio Grande do Sul (*i.e.* 5.000m) precisaria em torno de 100 unidades. Considerando que a frota costeira de emalhe no Rio Grande do Sul está composta por aproximadamente 180 embarcações, o uso de alarmes se torna inviável financeiramente, mesmo desconsiderando o elevado custo que um experimento teria para pagar o salário dos observadores de bordo necessários tanto para conduzir o experimento em si como para monitorar sua eficiência e para a manutenção necessária *a posteriori*.

Além disso, experimentos realizados na Argentina demonstraram que, apesar das capturas acidentais de toninha terem diminuído após a colocação dos alarmes, os sons emitidos aumentaram os ataques de leões-marinhos (*Otaria byronia*) às redes de pesca, a fim de retirar o pescado da rede, causando consideráveis prejuízos econômicos aos pescadores (Bordino *et al.*, 2002). Isto se torna particularmente problemático para o litoral do Rio Grande do Sul, onde estão localizadas as duas mais importantes áreas de concentração de leões-marinhos do Brasil (Ilha dos Lobos, em Torres, e o molhe leste da Barra de Rio Grande). Outro fator negativo dos alarmes acústicos é a adição de poluição sonora ao meio ambiente aquático com conseqüências desconhecidas para a fauna marinha.

ii. Criação de Áreas Marinhas Protegidas (AMP)

As áreas de uso preferenciais da toninha estão associadas a regiões de pouca profundidade, que em geral não ultrapassam a profundidade de 40 m. Deste modo, a

criação de áreas de exclusão pesqueira para utilização de redes de espera, dentro do limite de distribuição preferencial das populações da espécie, pode ser considerada uma alternativa de manejo. A implementação dessa medida requer, entretanto, uma cuidadosa avaliação prévia das condições sócio-econômicas das comunidades pesqueiras afetadas, de modo a prever alguma forma de compensação pela suspensão, temporária ou permanente, da pesca.

É importante salientar também, que de um modo geral, as AMPs possuem maior sucesso quando a exclusão é direcionada a uma pescaria de pequena escala, em áreas relativamente pequenas, e onde os estoques de peixes possuem baixa mobilidade, como por exemplo, em ambientes de recifes de corais (HALPERN, 2003). Entretanto, quando as espécies alvo de proteção são organismos que realizam amplos movimentos, bem como em situações em que a pesca a ser excluída é de larga escala e realizada em grandes áreas, como é o caso da pesca em áreas temperadas, o sucesso das AMPs tem sido bastante questionado (KAISER, 2005).

Além disso, é fundamental avaliar seriamente a capacidade de fiscalização de uma área antes de torná-la uma AMP. Geralmente, em regiões temperadas e em áreas onde existe uma pesca de larga escala, como é o caso das áreas onde a toninha utiliza no Rio Grande do Sul, é necessário proteger uma área que varia de cerca de 10 a até 65% da área de pesca utilizada pela espécie alvo (GELL & ROBERTS, 2003). Uma área desta magnitude certamente pode comprometer a fiscalização e a efetividade da criação de uma reserva.

Outro aspecto a ser considerado é que a criação de uma AMP costeira provavelmente teria um efeito apenas sobre os pescadores de menor porte que não teriam condições de

se deslocar para áreas de pesca mais afastadas da costa. As embarcações de maior porte e aquelas pertencentes às grandes empresas de pesca, caso resolvam cumprir as medidas de restrições de área de pesca, desviarão seu esforço para fora da AMP. Ou seja, a criação de uma AMP sem restringir o esforço de pesca apenas desloca o problema da sobrepesca para outras áreas.

Uma alternativa interessante para aumentar a efetividade da fiscalização sobre as áreas de exclusão de pesca seria a implementação de um programa de rastreamento por satélite da frota pesqueira. Essa metodologia tem sido recentemente implementada de forma preliminar (ZAGAGLIA & BONILHA, 2007). Caso esse sistema torne-se uma realidade, possui o potencial de revolucionar o sistema de fiscalização de embarcações pesqueiras no país e aumentar a viabilidade das AMPs como opção de manejo.

iii. Redução do Esforço de Pesca

Uma redução em pelo menos 50% no esforço de pesca no Rio Grande do Sul é sugerida por SECCHI (2006) para alterar a classificação da toninha de Vulnerável para uma situação de Baixa Preocupação. De maneira geral, o esforço de pesca pode ser reduzido, através da (i) diminuição do tamanho das redes empregadas, (ii) redução do tempo em que as redes permanecem na água, (iii) redução do número de dias de pesca por embarcação ou (iv) redução do número de embarcações operando.

Dentre essas quatro medidas mencionadas, sugerimos a redução no número e do tamanho das redes. Essas ações são certamente as mais simples do ponto de vista de fiscalização, uma vez que podem ser verificadas nos próprios portos pesqueiros, sem a necessidade de implementar um programa de fiscais a bordo. No entanto, somente a

diminuição do tamanho das redes torna-se uma medida inócua se não for acompanhada da manutenção (ou redução) do número existente de redes. Esse é um ponto fundamental de ser entendido e seguido. Transformar uma rede de 9.000m em três de 3.000m, por exemplo, é uma forma de burlar a fiscalização e uma ação ainda mais impactante para a toninha (ver DANILEWICZ *et al.*, nessa Tese).

iv. Modificações nas Artes de Pesca

Estudos focados na utilização de materiais que aumentam a densidade das redes de pesca, e conseqüentemente, da refletância das mesmas, têm produzido resultados positivos na tentativa de diminuir as capturas acidentais de golfinhos no Hemisfério Norte (TRIPPEL & SHEPHERD, 2004). Com o aumento da densidade da rede, os golfinhos conseguem percebê-las mais facilmente através de seu sistema de orientação (ecolocalção). O aumento de densidade das redes pode ser obtido através da inclusão de partículas de sulfato de bário ou óxido de ferro no “nylon” com que as redes são manufaturadas. Com isso, os golfinhos parecem perceber as redes modificadas com maior antecedência do que aquelas com “nylon” comum, diminuindo, assim o número de capturas. Com isso, os golfinhos parecem perceber mais facilmente as redes em relação aquelas confeccionadas com “nylon” comum, diminuindo, assim o número de capturas. É importante mencionar que, apesar das modificações, as redes modificadas com esses materiais não capturam menos peixes que as normais, embora sejam cerca de 20% mais caras (TRIPPEL *et al.*, 2003). Apesar de existirem ainda poucos estudos nesse sentido, esse parece ser uma alternativa promissora para a redução das capturas acidentais de toninha no sul do Brasil.

Recomendações de políticas públicas para o manejo da pesca comercial costeira

1. Ações de manejo não devem ser vistas como uma solução final.

Ações de manejo não devem ser vistas como um ponto final, mas sim como um teste de hipóteses. É imprescindível que as medidas propostas sejam continuamente monitoradas, testadas e melhoradas. Esse é o princípio do manejo adaptativo, o qual se baseia na premissa de que não entendemos o suficiente sobre um ecossistema para manejá-lo, e não precisamos esperar um entendimento total para agir em relação a um problema de conservação. Possíveis falhas não devem ser encaradas como fracassos; ajustes e correções nas medidas podem ser incorporados caso o monitoramento dos resultados aponte essa necessidade. É preciso, assim, abdicar do conceito de que um problema de conservação é resolvido simplesmente em função da criação de uma legislação específica.

2. As ações de manejo devem ser monitoradas a longo prazo.

O sucesso das ações de manejo sobre a pesca comercial costeira que afeta as populações de toninha deve ser monitorado constantemente. Esse monitoramento deverá ser efetuado através do acompanhamento a longo prazo da tendência das taxas de capturas acidentais e das estimativas de abundância.

3. Ações de manejo não devem ser inviáveis logisticamente para fiscalização.

Deve haver o máximo cuidado para que propostas de manejo para a problemática da pesca-toninha sejam viáveis no que concerne à sua fiscalização. Há o ponto de vista de que o papel dos cientistas e conservacionistas não é preocupar-se com a viabilidade de fiscalização de uma proposta de manejo, mas sim propor a melhor solução científica possível e delegar a responsabilidade de fiscalização para os órgãos governamentais competentes. Contudo, discordamos dessa visão exclusivamente técnica, uma vez que são evidentes as atuais limitações financeiras da maioria dos órgãos de fiscalização do país. Medidas que exijam a presença de fiscais de bordo para garantir sua efetividade, por exemplo, devem ser descartadas, pois são logisticamente e financeiramente inviáveis. Da mesma forma, atualmente o fechamento de grandes áreas de pesca exige um esforço desmedido e sistemático de fiscalização, através de meios de monitoramento marinhos e aéreos (avião, helicóptero).

4. Ações de manejo devem contar com ampla disseminação de informação.

É fundamental que haja pleno entendimento pelo maior número possível de envolvidos (*e.g.* pescadores, donos de empresas de pesca) sobre as ações de manejo que serão implementadas. Ações de manejo e restrições obscuras, sem o devido esclarecimento prévio e divulgação dos seus objetivos e seus benefícios, a longo prazo, para os envolvidos, acarretam, invariavelmente, em má-vontade para seu cumprimento. A falta de esclarecimento geralmente é interpretada pelas comunidades envolvidas como menosprezo por parte dos governantes e torna-se mais um motivador para seu descumprimento. Além disso, a desinformação acerca da importância de medidas de

manejo é um dos principais fatores que contribuem para a falta de participação das comunidades nas discussões e ações de manejo.

5. Ações de manejo devem contar com a concordância e participação das comunidades de pesca envolvidas.

Qualquer medida de manejo que vise diminuir as capturas acidentais das toninhas acarretará, obrigatoriamente, em modificações e/ou restrições à pesca costeira comercial. Nesse sentido, a concordância total por parte das comunidades de pesca em relação às medidas é utopia e sua ausência não deve ser supervalorizada. Sempre haverá descontentamento e contrariedade por parte das comunidades envolvidas quando, de alguma forma, o recurso pesqueiro for limitado. É indispensável, entretanto, empregar todos os esforços para sensibilizar o maior número possível de indivíduos envolvidos com a pesca. Sem que, pelo menos, um segmento dos pescadores concorde e acredite nas medidas propostas, será impraticável o monitoramento do sucesso das ações de manejo. Sem a colaboração de alguns pescadores para o monitoramento do sucesso dessas ações, não haverá como avaliar se as mesmas estão atingindo seus objetivos em relação à conservação da toninha.

6. Ações de manejo devem ter uma abrangência nacional.

É imperativo que qualquer ação de manejo que imponha limites ou modificações no esforço pesqueiro tenha abrangência nacional. Embarcações pesqueiras não reconhecem fronteiras estaduais. Embarcações provenientes dos Estados do sul e sudeste do Brasil podem explorar recursos pesqueiros existentes em toda essa área. Para que

uma ação de manejo proposta seja respeitada e cumprida, é necessário assegurar às comunidades locais envolvidas que pescadores provenientes de outras comunidades não encontrarão facilidades para explorar os recursos pesqueiros que foram limitados.

7. O impacto econômico das medidas de manejo deve ser previamente estudado

Qualquer medida de manejo sobre a pesca - independentemente de qual for escolhida - acarretará em perdas econômicas para diversos segmentos sociais envolvidos nessa atividade. O impacto dessas perdas deve ser minimamente estudado e conhecido para que mecanismos de compensação financeira possam ser propostos àqueles segmentos menos favorecidos economicamente.

8. Ações de manejo devem ser acompanhadas de pesquisa.

Tão importante quanto implementar ações de manejo para a problemática da pesca e da toninha é dar seguimento às pesquisas mais diretamente relacionadas à conservação da espécie e ao monitoramento das ações de manejo. Nesse sentido, deve-se prosseguir com o (1) monitoramento das estatísticas de mortalidade da toninha; (2) com as estimativas de abundância para a espécie, bem como (3) iniciar experimentos com novas tecnologias pesqueiras (ver Proposições de manejo) que visem mitigar as capturas acidentais da espécie.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BORDINO, P.; KRAUS, S.; ALBAREDA, D.; FAZIO, A.; PALMIERO, A.; MENDEZ, M. & BOTTA, S. 2002. Reducing incidental mortality of franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) with acoustic warning devices attached to fishing nets. **Marine Mammal Science**, **18**(4): 833-842.
- CARROLL, C. R. & MEFFE, G. K. 1997. Management to meet conservation goals: general principles. *In*: MEFFE, G. K. & CARROLL, C. R. eds. **Principles of Conservation Biology**. Sunderland, Sinauer Associates Publishers. 2^o ed, p.347-383.
- CORCUERA, J.; MONZON, F.; CRESPO, E. A.; AGUILAR, A. & RAGA, J. A. 1994. Interactions between marine mammals and the coastal fisheries of Necochea and Claromecó (Buenos Aires Province, Argentina). **Reports of the International Whaling Commission 15**(special issue):283-290.
- COX, T. M.; READ, A. J.; SOLOW, A. & TREGENZA, N. 2001. **Journal of Cetacean Research and Management 3**(1):81-86.
- DANILEWICZ, D.; MORENO, I. B.; TAVARES, M.; OTT, P. H.; MACHADO, R. & FONTOURA, N. F. (nessa Tese). **Mortalidade acidental de toninha, *Pontoporia blainvillei*, pela pesca costeira comercial do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil**.
- DAWSON, S. M.; READ, A. J. & SLOOTEN, E. 1998. Pingers, porpoise and power: uncertainties with using pingers to reduce bycatch of small cetaceans. **Biological Conservation 84**:141-146.
- GELL, F. R. & ROBERTS, C. M. 2003. Benefits beyond boundaries: the fishery effects of marine reserves. **Trends in Ecology & Evolution**, **8**:448-455.
- HAIMOVICI, M. 1998. Present state and perspectives for the southern Brazil shelf demersal fisheries. **Fisheries Management and Ecology 5**:227-289.
- HALPERN, B. S. 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? **Ecological Applications**, **13**:117-137.

- IUCN 2006a. IUCN Red List of Threatened Species: A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge. *Pontoporia blainvillei*. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/search/details.php/17978/summ>>. Acesso em: 02.08.2007.
- IUCN 2006b. IUCN Red List of Threatened Species: A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge. *Pontoporia blainvillei* (Rio Grande do Sul/Uruguay subpopulation). Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/search/details.php/41761/all>>. Acesso em: 02.08.2007.
- KAISER, M. J. 2005. Are marine protected areas a red herring or fisheries panacea? **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**, **62**:1194-1199.
- KINAS, P.G. 2002. The impact of incidental kills by gillnets on the franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in southern Brazil. **Journal of Marine Science** **70**:409-421.
- KRAUS, S. D.; READ, A. J.; SOLOW, A.; BALDWIN, K.; SPRADLIN, T.; ANDERSON, E. & WILLIANSON, J. 1997. Acoustic alarms reduce porpoise mortality. **Nature**, **388** (7 August 1997):525.
- LODI, L. & CAPISTRANO, L. 1991. Capturas acidentais de pequenos cetáceos no litoral norte do estão do Rio. **Biotemas**, **3**:47-65.
- MORENO, I. B.; OTT, P. H. & DANILEWICZ, D. 1997. Análise preliminar do impacto da pesca artesanal costeira sobre *Pontoporia blainvillei* no litoral norte do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. In: PINEDO, M. C. & BARRETO, A. S. eds. **Anais do 2º Encontro sobre Coordenação de Pesquisa e Manejo da Franciscana**. Rio Grande, FURG. p.31-41.
- PINEDO, M. C. 1986. Mortalidade de *Pontoporia blainvillei*, *Tursiops gephyreus*, *Otaria flavescens*, e *Arctocephalus australis* na costa do Rio Grande do Sul, Brasil, 1976-1983. In: **Actas de la Primera Reunion de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur**. Buenos Aires. p.187-199.
- PINEDO, M. C. & POLACHEK, T. 1999. Trends in Franciscana (*Pontoporia blainvillei*) stranding rates in Rio Grande do Sul, Southern Brazil (1979-1998). **Journal of Cetacean Research and Management** **1**(2):179-189.

- PRADERI, R. 1985. Relaciones entre *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea) e tiburones (Selachii) de aguas Uruguayas. **Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo** 11(151):1-19.
- PRADERI, R.; PINEDO, M. C. & CRESPO, E. A. 1989. Conservation and management of *Pontoporia blainvillei* in Uruguay, Brazil and Argentina. *In*: PERRIN, W. F.; BROWNELL, R. L.; KAYA, Z. & JIANKANG, L. eds. **Biology and Conservation of River Dolphins**. Beijing, IUCN p. 52-56.
- REEVES, R. R.; HOFMAN, R. J.; SILBER, G. K. & WILKINSON, D. 1996. Acoustic deterrence of harmful marine mammal-fishery interactions *In*: **Proceedings of a workshop held in Seattle**. Washington, NOAA Tech. Memo. NMFS-OPR-10. 70p.
- REEVES, R. R.; SMITH, B. D.; CRESPO, E. A. & DI SCIARA, N. 2003. **Dolphins, whales and porpoises: 2002-2010 conservation action plan for the world's cetaceans**. Gland, International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources.
- SECCHI, E. R.; ZERBINI, A. N.; BASSOI, M.; DALLA ROSA, L.; MOLLER, L. M. & ROCHA-CAMPOS, C. C. 1997. Mortality of franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, in coastal gillnetting in southern Brazil. **Reports of the International Whaling Commission**, 47:653-658.
- SECCHI, E. R.; OTT, P. H. & DANILEWICZ, D. 2003. Effects of fishing bycatch and the conservation status of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. *In*: GALES N.; HINDELL, M. & KIRKWOOD, R. eds. **Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues**. Collingwood, SCIRO Publishing. p.174-191.
- SECCHI, E. R. 2006. **Modelling the population dynamics and viability analysis of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) and hector's dolphins (*Cephalorhynchus hectori*) under the effects of bycatch in fisheries, parameter uncertainty and stochasticity**. PhD Thesis. University of Otago. 254p.
- TRIPPEL, E. A. & SHEPHERD, T. D. 2004. By-catch of harbour porpoise (*Phocoena phocoena*) in the lower Bay of Fundy gillnet fishery, 1998–2001. **Canadian Technical Report of Fisheries and Aquatic Sciences** 2521:iv + 33p.

- TRIPPEL, E. A.; HOLY, N. L.; PALKA, D. L.; SHEPHERD, T. D.; MELVIN, G. D. & TERHUNE, J. M. 2003. Nylon barium sulphate gillnet reduces porpoise and seabird mortality. **Marine Mammal Science** **19** (1):240-243.
- ZAGAGLIA, C. R. & BONILHA, L. E. C. 2007. Programa Nacional de rastreamento de embarcações pesqueiras por satélite: avanço estratégico na gestão pesqueira no Brasil. *In: XII Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar - XII COLACMAR*. Florianópolis. 3pp.

1 **DESCRIÇÃO DA PESCA COSTEIRA DE MÉDIA ESCALA NO LITORAL NORTE DO RIO**
2 **GRANDE DO SUL: COMUNIDADES PESQUEIRAS DE IMBÉ/TRAMANDAÍ E PASSO DE**
3 **TORRES/TORRES ***

4 Ignacio Benites MORENO ^{1,2}; Maurício TAVARES ^{1,2}; Daniel DANILEWICZ ^{1,3}; Paulo Henrique OTT ^{1,4}; Rodrigo
5 MACHADO ^{1,2}

6 **RESUMO**

7 O presente trabalho apresenta uma descrição detalhada da pesca costeira de média escala no litoral norte do Rio Grande do Sul,
8 enfocando aspectos técnicos, econômicos e sociais de duas comunidades pesqueiras (Imbé/Tramandaí e Passo de
9 Torres/Torres). Um total de 49 embarcações foram monitoradas, entre janeiro de 2002 e dezembro de 2004. Os resultados
10 demonstram grande plasticidade quanto à utilização das áreas de pesca, bem como quanto aos tipos de artes de pesca
11 empregadas pelas embarcações, que se diferenciam em quatro categorias. Vários dos recursos explorados apresentam sinais de
12 sobreexploração, tais como a corniva (*Micropogonias furnieri*), a castanha (*Umbrina canosai*) e diversas espécies de
13 elasmobrânquios.

14
15 **Palavras-chave:** descrição da pesca; sobreexploração; emalhe; Rio Grande do Sul.

16
17 **DESCRIPTION OF THE COASTAL MEDIUM SCALE FISHERY ON THE NORTHERN RIO**
18 **GRANDE DO SUL STATE: FISHING COMMUNITIES FROM IMBÉ/TRAMANDAÍ AND PASSO DE**
19 **TORRES/TORRES**

20 **ABSTRACT**

21 The present study presents a detailed description of the coastal medium scale fishery on the northern Rio Grande do Sul State.
22 Technical, economic and social aspects about two fishing communities (Imbé/Tramandaí and Passo de Torres/Torres) are
23 detailed. A total of 49 fishing vessels were monitored from January 2002 and December 2004. The results demonstrate high level
24 of plasticity related to fishing areas, nets and fishing vessels, wich are divided in to four categories. Several exploited resources
25 present signs of over-exploitation, such as the whitemouth croaker (*Micropogonias furnieri*), the Argentine croaker (*Umbrina*
26 *canosai*) and various types of Elasmobranchii.

27 **Key-words:** fishing description; over-exploitation; gillnetting; Rio Grande do Sul.

28 **INTRODUÇÃO**

29 Nos últimos cinquenta anos, a pesca mundial tem apresentado um significativo crescimento,
30 representando uma importante atividade econômica em todas as escalas, desde o nível de pequenas
31 comunidades locais até o comércio internacional (FAO, 2004). Como consequência, em muitas regiões

* Esse trabalho foi realizado com o financiamento do Fundo Nacional do Meio Ambiente, através do projeto Conservação e Biologia de *Pontoporia blainvillei*, convênio GEMARS/FNMA 094/2001, Edital Probio 4/2001 .

¹ Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul. Rua Felipe Neri, 382/203. Porto Alegre 90440-150, RS, Brasil. E-mail: gemars@gemars.org.br

² CECLIMAR/UFRGS. Av. Tramandaí, 976, Imbé, 625-000, RS, Brasil.

³ Departamento de Biodiversidade e Ecologia da Faculdade de Biociências - PUCRS. Av. Ipiranga, 6681, 90619-900, Porto Alegre, RS, Brasil.

⁴ Universidade Estadual do Rio Grande do Sul (UERGS). Cidreira, Rio Grande do Sul, Brasil.

32 do mundo, as atividades pesqueiras têm removido uma grande quantidade de biomassa dos
33 ecossistemas estuarinos, costeiros e marinhos (READ *et al.*, 2006; MYERS e WORM, 2003).

34 Na costa brasileira, o litoral do Rio Grande do Sul é uma das regiões de maior potencial pesqueiro
35 (HAIMOVICI *et al.*, 1996). Contudo, assim como as demais regiões do país, o Rio Grande do Sul carece
36 de uma efetiva política de manejo dos recursos vivos. Certamente, um dos fatores que dificultam o
37 manejo adequado desses recursos é a escassez de conhecimentos sobre as características e a dinâmica da
38 pesca desenvolvida na região.

39 Enquanto na região de Rio Grande, o principal porto pesqueiro do sul do país, existe um bom
40 conhecimento acerca dos recursos vivos existentes e um acompanhamento sistemático do setor
41 pesqueiro (*e.g.* HAIMOVICI *et al.*, 1989; VOOREN *et al.*, 1990; IBAMA, 1995), no litoral norte do Rio
42 Grande do Sul (LNRS), estas informações vêm sendo coletadas de forma bastante esporádica.

43 GLIESH (1925) foi um dos primeiros autores a descrever as atividades pesqueiras desenvolvidas no
44 LNRS, reportando as embarcações e os métodos pesqueiros utilizados na região de Torres. Em 1968, o
45 Conselho de Desenvolvimento do Extremo Sul (CODESUL) forneceu os primeiros dados referentes à
46 pesca costeira na região de Tramandaí. Alguns anos mais tarde, novas informações sobre a pesca nessa
47 região foram fornecidas pelo Grupo Executivo do Desenvolvimento da Indústria da Pesca (GEDIP,
48 1972). BERTOLETTI *et al.* (1983) apresentaram dados sobre a comunidade pesqueira da Baía Inferior do
49 Mampituba - RS/SC, na região de Torres, enfocando aspectos sócio-econômicos e fornecendo
50 informações históricas. Porém, dados detalhados sobre as artes de pesca, bem como sua dinâmica de
51 funcionamento para as comunidades pesqueiras do LNRS, somente foram apresentados anos mais tarde
52 em estudos envolvendo a interação com mamíferos marinhos (MORENO *et al.*, 1997; OTT, 1998).

53 Recentemente, GALINA e VOOREN (2005) apresentaram dados sobre pesca de elasmobrânquios em Passo
54 de Torres/Torres a partir de entrevistas durante desembarques durante um curto período (verão de 2004/2005).
55 KLIPPEL *et al.* (2005a) forneceram alguns dados sobre as comunidades do LNRS ao descreverem a pesca
56 industrial no sul do Brasil. KLIPPEL *et al.* (2005b) fizeram uma descrição detalhada da pesca artesanal de
57 beira-de-praia no litoral norte do RS, apresentando alguns dados sobre as comunidades pesqueiras.

58 Apesar do conhecimento geral sobre a pesca no litoral do Rio Grande do Sul obtido nos últimos
59 anos, é importante notar que as estatísticas de desembarque pesqueiro elaboradas pela antiga
60 Superintendência do Desenvolvimento de Pesca (SUDEPE) e, atualmente, pelo Instituto Brasileiro de
61 Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) são referentes exclusivamente às embarcações
62 sediadas na localidade de Rio Grande. Apenas em 2003, o município de Passo de Torres (SC), que se
63 situa às margens do Rio Mampituba, assim como o município de Torres (RS), e que comporta grande
64 parte da frota pesqueira do porto de Torres/Passo de Torres, passaram a ser incluídos no Boletim
65 Estatístico da Pesca Industrial de Santa Catarina (UNIVALI/CTTMar, 2004). Contudo, os dados não
66 foram coletados nos anos subseqüentes (http://siaiacad04.univali.br/index_tabs.php?id=&ano=2005).

67 O presente trabalho objetiva fornecer uma descrição detalhada sobre a dinâmica da pesca costeira
68 de média escala nas comunidades de Imbé/Tramandaí (RS) e Passo de Torres/Torres (SC), incluindo
69 aspectos técnicos, econômicos e sociais.

70

71 MATERIAL E MÉTODOS

72

73 *Área de estudo*

74 A frota comercial da pesca costeira de média escala do litoral norte do Rio Grande do Sul (LNRS)
75 está situada em duas localidades: Torres/Passo de Torres (29°19'S, 49°43'W) e Imbé/Tramandaí (29°58'S,
76 50°07'W). Essas duas localidades abrigam duas comunidades de pesca distintas, situadas às margens dos
77 Rios Mampituba (divisa entre os municípios de Torres, RS e Passo de Torres, SC) e Tramandaí (divisa
78 entre os municípios de Imbé e Tramandaí)(Figura 1).

79

80 *Coleta de dados*

81 O presente trabalho foi desenvolvido como parte do projeto “*Conservação e Biologia de Pontoporia*
82 *blainvillei*”, realizado pelo Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (GEMARS)
83 em convênio com o Fundo Nacional do Meio Ambiente (FNMA). A coleta de dados referentes às
84 atividades pesqueiras foi realizada entre janeiro de 2002 e dezembro de 2004. As duas comunidades de
85 pesca do LNRS foram visitadas em 350 ocasiões para seleção das embarcações colaboradoras com o
86 projeto, condução de entrevistas com pescadores (mestres de embarcação e tripulantes), distribuição dos
87 cadernos de bordo para os mestres e observações a bordo das embarcações. A comunidade de Passo de
88 Torres/Torres foi acompanhada quinzenalmente, enquanto que a de Imbé/Tramandaí foi monitorada
89 semanalmente. Foram também conduzidos 33 dias de observações a bordo das embarcações pesqueiras.
90 Cabe salientar que estas duas comunidades pesqueiras são acompanhadas pelo GEMARS desde 1992
91 para estudo das interações entre a pesca e os mamíferos marinhos, sendo que até o presente momento já
92 foram realizados mais de 180 embarques (ver MORENO *et al.*, 1997; OTT, 1998).

93 As informações coletadas para cada operação de pesca, através do caderno de bordo e dos
94 embarques, incluíam a data da pesca, o local de pesca (nome e coordenadas geográficas), a
95 profundidade, o tipo de rede (espécie-alvo de peixe, tamanho da malha em centímetros, comprimento e
96 altura da rede em metros) e tempo de pesca (em horas). Uma operação de pesca foi definida como a
97 colocação e retirada de uma rede. Enquanto o tempo de pesca como o período de tempo decorrido entre
98 essas duas atividades. Uma embarcação é capaz de realizar mais de uma operação de pesca por dia.

99 No total, foram coletados dados relativos a 821 operações de pesca realizadas pelas 22 embarcações
100 monitoradas (entre cadernos de bordo e embarques). As embarcações de Passo de Torres/Torres (n=19)
101 foram responsáveis por 647 (78,80%) das operações de pesca e as de Imbé/Tramandaí (n=3)
102 responsáveis por 174 (21,20%) operações de pesca monitoradas.

103

104

RESULTADOS E DISCUSSÃO

105

Caracterização da pesca costeira de média escala no litoral norte do Rio Grande do Sul

106

107

108

109

110

111

112

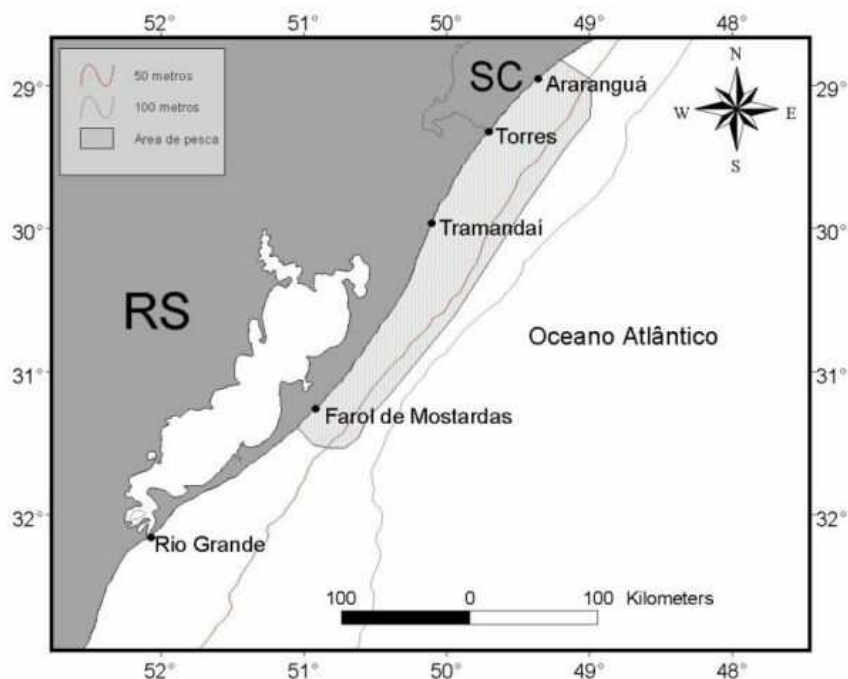
113

114

115

116

Nas duas comunidades estudadas, a atividade pesqueira é caracteristicamente costeira atuando apenas na plataforma continental rasa, sendo que dentro dessa área os pescadores são extremamente móveis, sempre procurando regiões de maior produtividade pesqueira. No período de estudo, a frota pesqueira era composta por 49 embarcações (46 em Passo de Passo de Torres/Torres e três em Imbé/Tramandaí) que operavam normalmente dentro da área compreendida entre Araranguá/SC (28°56'S), e o Farol de Mostardas/RS (31°15'S), em profundidades que variam de 10 a 50 m (Figura 1). Porém, dependendo da espécie de peixe visada, as áreas de atuação podiam variar consideravelmente. Por exemplo, em 2003 e 2004 no início da safra da corvina, algumas embarcações de maior porte deslocaram-se até Santos/SP (24°56'S), a fim de antecipar as capturas e garantir uma maior rentabilidade do recurso, antes mesmo da chegada da espécie no litoral do RS.



117

118

119

Figura 1. Principal área de pesca (região hachurada) utilizada pelas embarcações das comunidades pesqueiras do litoral norte do Rio Grande do Sul.

120

121

122

123

124

Das 49 embarcações existentes no LNRS, 22 (45%) foram estudadas de maneira detalhada quanto às características das atividades pesqueiras. Todas são construídas em madeira, entre oito e 20 m de comprimento, possuem motores a diesel entre 22 e 360 HP e armazenam de duas a 60 toneladas de pescado. Essas embarcações possuem aparelhos de navegação bastante simples, geralmente atuando

125 apenas com GPS, ecobatímetro e rádio Px. Entretanto, muitos barcos contam ainda com rádio VHF e, os
126 de maior porte, com rádio de longo alcance (SSB) e radar. O número de tripulantes por embarcação varia
127 de três a nove pescadores, enquanto a autonomia de um a 20 dias de pesca. Em Imbé/Tramandaí,
128 geralmente, os barcos realizam viagens com duração de um dia. Esse tipo de operação pesqueira é
129 chamado localmente de “bate-volta” e consiste, freqüentemente, na busca de uma rede de emalhe de
130 fundo colocada no dia anterior ou na colocação e retirada de uma rede no mesmo dia, seja ela de emalhe
131 de fundo ou de superfície. Esse tipo de pescaria também é praticado com freqüência pelas baleeiras e
132 embarcações de pequeno e médio porte em Passo de Torres/Torres, especialmente no verão, quando
133 ocorre a pesca do papa-terra (*Menticirrhus* spp.) em associação com a pesca da viola (*Rhynobatos* sp.) e de
134 outros elasmobrânquios (e.g. *Sphyrna*, *Mustelus*). O pescado é normalmente conservado em gelo, exceto
135 em viagens de apenas um dia, quando este processo torna-se desnecessário.

136 A pesca nessa região é caracterizada pela exploração de recursos demersais e pelágicos. Para
137 obtenção de tais recursos, os pescadores utilizam uma variedade de artes de pesca, incluindo redes de
138 emalhe de fundo e de superfície, redes de arrasto e espinhéis. Para cada espécie de peixe são
139 empregados equipamentos específicos de diferentes materiais, dimensões, tamanhos de malha e
140 flutuabilidade. No entanto, redes de emalhe de fundo, confeccionadas em poliamida monofilamento de
141 0,4 a 0,6 mm de diâmetro e malhas com tamanhos entre 7 e 22cm (medidos entre nós opostos e com a
142 malha esticada), são normalmente as mais utilizadas. Essas redes são chamadas de “peças” e apresentam
143 de 1,8 a 4 m de altura e aproximadamente 100 m de extensão. Contudo, várias “peças” são utilizadas em
144 conjunto, atingindo uma extensão total que varia entre 400 e 23.200 m. O tempo de permanência dessas
145 redes na água varia de 3 a 48 horas. Estas redes são consideradas relativamente seletivas, uma vez que
146 são espécie-específicas e tamanho-específicas.

147 ***Tipos de embarcações***

148 As embarcações podem ser separadas em quatro categorias de acordo com seu tamanho e
149 autonomia de pesca (Figura 2).

150 *Categoria 1 (Grande porte)* (Figura 2A): embarcações acima de 14 metros de comprimento, dotadas de
151 casaria completa, com autonomia de no mínimo 10 dias e capacidade para até 9 pescadores.

152 *Categoria 2 (Médio porte)* (Figura 2B): embarcações entre 10 e 14 metros de comprimento, dotadas de
153 casaria completa, com autonomia de no mínimo 5 dias e capacidade para até 7 pescadores.

154 *Categoria 3 (Pequeno porte)* (Figura 2C): embarcações de até 10 metros de comprimento, dotadas de
155 casaria completa, com autonomia de até 2 dias e capacidade para até 4 pescadores.

156 *Categoria 4 (Canoas ou baleeiras)* (Figura 2D): embarcações de até 11 metros sem casaria e sem
157 autonomia para viagens longas, com capacidade de 2 a 3 pescadores.

158

160 *Tipos de redes*

161 **Redes de emalhe de fundo (demersais):** são as mais utilizadas na região de estudo e são destinadas
162 especialmente para a pesca da corvina (*Micropogonias furnieri*), brota (*Urophycis brasiliensis*), pescada
163 (*Cynoscion guatucupa*), papa-terra (*Menticirrhus* spp.) e diversas espécies de elasmobrânquios juvenis de
164 pequeno porte (e.g. *Rhynobatos* spp., *Sphyrna* spp., *Rhizoprionodon* sp.). Essas redes são fixadas no fundo
165 com âncoras, sendo sinalizadas através de bandeiras ou bóias na superfície. São colocadas no mar
166 manualmente e retiradas com recolhedores mecânicos, denominados de guinchos pelos pescadores. As
167 principais redes demersais utilizadas na região são descritas a seguir com a denominação utilizada pelos
168 pescadores:

169 1- *Rede de corvina:* malha geralmente de 13 ou 14cm, podem medir entre 400 e 23.200m (0,22 a 12,5
170 milhas náuticas) de comprimento e tem de altura entre 1,8 e 4m. Permanece na água, em média, de 18 a
171 24h pelas embarcações que realizam “bate-volta”. Porém nas embarcações que permanecem vários dias
172 no mar pescando, em geral, a rede fica na água de 3 a 10h, podendo chegar a até 20h em algumas
173 ocasiões.

174 2- *Rede de brota:* malha de 10cm, medem entre 1.850 e 20.300m (1 a 11 milhas náuticas) de
175 comprimento e tem de altura entre 1,8 e 3m. Permanece na água em média 18h. Essa rede também é
176 chamada de rede de pescada ou, ainda, “miudeira” por alguns pescadores.

177 3- *Rede de papa-terra:* malha 7 ou 8cm, medem entre 1.850 e 5600m (1 a 3 milhas náuticas) de
178 comprimento e tem de 1,5 a 2m de altura. Permanece na água de 6 a 8h.

179 4- *Rede de viola:* malha 18 a 22cm, medem entre 550 a 16.600m (0,3 a 9 milhas náuticas) de
180 comprimento e tem de altura entre 2 e 3m. Permanece na água em média de 18 a 24h, podendo ficar até
181 48h em alguns casos. É a única rede de fundo que permanece até dois dias na água, devido ao fato de
182 que as espécies visadas (diversas espécies de elasmobrânquios) suportam mais tempo vivas após o
183 emalhe. Esse tipo de rede também é chamada localmente de “sarninha”.

184 **Redes de emalhe de superfície:** são utilizadas essencialmente para a pesca da anchova (*Pomatomus*
185 *saltatrix*) durante o dia, sendo colocadas na água geralmente após a observação visual de cardumes na
186 superfície ou detecção de sua presença por meio de equipamentos eletrônicos (eco-sonda). Também são
187 empregadas para a pesca de determinadas espécies de elasmobrânquios em regiões próximas à costa.
188 Essas redes permanecem livres à deriva na superfície, sendo sinalizadas através de bandeiras em suas
189 extremidades. São colocadas e recolhidas manualmente sem a utilização de guincho. As principais redes
190 de emalhe de superfície utilizadas na região são descritas a seguir com a denominação utilizada pelos
191 pescadores:

192 1- *Rede de anchova*: malha 8 ou 9cm, com comprimento entre 300 e 3.700m (0,16 a 2 milhas náuticas)
193 e altura entre 7 e 17m. Normalmente, os pescadores realizam amostragens com algumas “peças” de rede,
194 as quais permanecem na água por períodos relativamente curtos de tempo (de 10 a 15 minutos). Caso
195 essas amostragens sejam positivas em relação ao número de indivíduos capturados, toda a rede é
196 colocada na água, permanecendo submersa por períodos mais longos (1 a 4h).

197 2- *Rede de cação boiada*: malha 14 a 22cm, medindo entre 1.850 e 5.600m (1 a 3 milhas náuticas) de
198 comprimento e altura entre 9 e 20m. Permanecem na água de 3 a 18h e, em geral, ocupam toda a coluna
199 d’água. É empregada na pesca de elasmobrânquios, e, em muitos casos, é utilizada para a viola por
200 muitos pescadores que não possuem rede específica para essa espécie, porém para essa finalidade
201 utiliza-se a fixação da rede ao fundo através de âncoras. Dessa forma, essa rede é utilizada tanto como
202 rede de emalhe de superfície quanto de fundo. Diferentemente da usual poliamida monofilamento
203 utilizada nas outras redes já descritas, essa pode ser confeccionada também com náilon seda. Esta rede
204 também é denominada localmente, pelos pescadores, de “caçal”.

205 **Redes de arrasto**: No Litoral Norte do Rio Grande do Sul, esta arte de pesca é utilizada apenas na
206 comunidade de Passo de Torres/Torres para a captura de camarão e de pequenos peixes como a maria-
207 luiza (*Paralonchurus brasiliensis*). Geralmente é adotada por muitos barcos como atividade provisória,
208 quando a pesca com redes de emalhe apresenta baixa produtividade. A atividade de arrasto é
209 semelhante à descrita por BARCELLOS *et al.* (1991) para a frota de Rio Grande, sendo as portas de
210 madeira sobre armação de metal, com malhas no ensacador variando de 1 a 6 cm entre nós opostos.

211 **Espinhel**: arte de pesca utilizada por algumas embarcações de Passo de Torres/Torres como uma
212 alternativa de pesca nos períodos de entressafra. O espinhel de fundo utilizado nessa comunidade é
213 muito semelhante ao descrito por BARCELLOS *et al.* (1991) e geralmente é utilizado para a pesca de
214 peixes de fundo associados aos parcéis, tais como as garoupas (*Epinephelus spp.*) e os chernes (*Polyprion*
215 *sp.*). O tamanho total dos espinhéis varia de 0,25 a 9 milhas náuticas de comprimento, dependendo da
216 embarcação. Esporadicamente algumas embarcações menores das duas comunidades estudadas se
217 dirigem até alguns parcéis, munidas de linhas de mão, a fim de pescarem os peixes acima citados que
218 apresentam alto valor comercial e incrementam a baixa renda desses pescadores.

219

220 *Safras de pesca*

221 Cada uma das principais espécies de peixes visadas tem um período do ano específico para a sua
222 captura. Esses períodos constituem as safras, que duram, em geral, três meses (Tabela 1). Nesses
223 períodos pré-determinados são empregados petrechos específicos para cada espécie. Durante os meses
224 de abril e maio ocorre a entressafra, quando a maioria dos pescadores se dedicam ao conserto dos
225 petrechos de pesca e das embarcações. Esse período começa usualmente dias antes da “Semana Santa”,
226 com a realização das últimas saídas para garantir um bom estoque de peixes para a venda durante a

227 Páscoa. Comumente, as embarcações de Imbé/Tramandaí são levadas para os estaleiros de Passo de
 228 Torres/Torres para pintura e reforma.

229

230 **Tabela 1.** Representação da sazonalidade da pesca costeira de média escala no litoral norte do Rio
 231 Grande do Sul.

Espécies visadas	Verão			Outono			Inverno			Primavera				
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez		
Papa-terra	■	■	■	Entressafra	■									
Viola	■	■	■											
Cações	■	■	■											
Anchova								■	■	■	■			
Brota								■	■	■	■			
Pescada								■	■	■	■			
Corvina										■	■	■		

232

233



234 Figura 2 - Embarcações típicas do litoral norte do Rio Grande do Sul. (A) categoria 1, (B) categoria 2, (C) categoria 3 e (D) categoria 4.

235 *A divisão do trabalho dentro das embarcações*

236 Nas embarcações das categorias 1 a 3, os pescadores estão divididos em quatro funções: mestre da
237 embarcação (ou patrão), motorista, cozinheiro e marinheiro.

238 Ao mestre cabe toda a responsabilidade da segurança da embarcação, dos pescadores e do material
239 de pesca. São de sua responsabilidade as decisões sobre a escolha da área e da arte de pesca a ser
240 utilizada em uma saída. Em terra, o mestre, juntamente com os demais pescadores, é responsável pelo
241 conserto e manutenção das redes. É o mestre quem embarca (contrata) ou desembarca (despede) um
242 tripulante.

243 Durante a pescaria, os marinheiros são responsáveis por colocar e retirar as redes do mar. Cabe a
244 eles, também, a tarefa de despescar os peixes emalhadados na rede enquanto ela é recolhida pelo guincho.
245 Durante as viagens, os marinheiros são responsáveis pela organização e limpeza das redes, do convés e
246 do interior da embarcação. Em terra, os marinheiros são responsáveis pelo conserto e manutenção das
247 redes.

248 O motorista, além de exercer as atividades normais de um marinheiro, é responsável pela mecânica
249 do barco. Da mesma forma, o cozinheiro também exerce as atividades de marinheiro e é responsável
250 pelas refeições a bordo. Para tanto, nos horários próximos às refeições ele é liberado pelo mestre dos
251 trabalhos no convés para poder cozinhar. Todas as embarcações sediadas nas comunidades de Passo de
252 Torres/Torres e Imbé/Tramandaí possuem atracadouros próprios e desembarcam os peixes nesses
253 locais. Recentemente, com a construção de embarcações maiores, alguns barcos realizam o desembarque
254 do pescado em portos de maior porte, tais como os de Laguna (28°29'S; 048°46'W) e Itajaí (26°54'S;
255 048°40'W), ambos localizados em SC.

256

257 *Gastos e divisões da pescaria*

258 Antes de partir do porto, uma embarcação possui basicamente três gastos: o óleo combustível para a
259 viagem, o gelo para conservar o pescado e os gêneros alimentícios (rancho) para o consumo a bordo
260 durante a viagem. O fator determinante para o valor total gasto com cada um desses itens é o período de
261 viagem planejado e a capacidade de armazenamento da embarcação.

262 O rendimento da pescaria depende da quantidade e da espécie do pescado capturado pela
263 embarcação. Por sua vez, os valores do pescado apresentam uma variação considerável, dependendo,
264 fundamentalmente, da quantidade de oferta da espécie na região. Na maioria dos casos, o valor de peixe
265 é estipulado pelos próprios donos das embarcações e muitas vezes, quando a produção alcança números
266 elevados o preço do pescado diminui rapidamente, seguindo a lei da oferta e da procura.

267 Metade do pescado proveniente de uma pescaria é de propriedade do dono da embarcação que
268 geralmente possui uma peixaria e acaba adquirindo a outra metade da produção de seu barco. Essa
269 outra metade é dividida entre os pescadores como forma de pagamento, depois de descontados os
270 custos da viagem (óleo combustível, gelo e rancho). A divisão dessa quantia restante entre os
271 pescadores é baseada em um sistema de partes, no qual cada marinheiro ganha uma parte, o motorista e

272 cozinheiro uma parte e meia, enquanto que o mestre ganha três partes. Assim, se a embarcação possui
273 seis marinheiros (6 partes), um motorista (1,5 partes), um cozinheiro (1,5 partes) e um mestre (3 partes), a
274 quantia que pertence aos pescadores é dividida por 12 (6+1,5+1,5+3). Uma prática comum empregada
275 antes da divisão das partes é a retirada de uma pequena quantidade (~5kg) de peixe, denominada
276 “cambalacho” pelos pescadores, a qual é utilizada para consumo próprio ou comercializada diretamente
277 com moradores e turistas. Essa prática é especialmente importante no verão, quando a renda dos
278 pescadores aumenta com a venda de peixes para os turistas.

279

280 *Produção, compradores e principais mercados consumidores*

281 No momento do desembarque do pescado, aquelas embarcações que pertencem a alguma peixaria
282 entregam o peixe diretamente para esta, seguindo também o sistema de partes. Nas embarcações em que
283 o proprietário não possui peixaria ou nas poucas vezes em que o barco pertence aos próprios mestres, o
284 peixe é entregue em peixarias pré-determinadas, e o valor recebido é dividido entre o dono do barco
285 (50%) e a tripulação (50%), seguindo a mesma metodologia das partes. As peixarias possuem acordos
286 pré-estabelecidos com os donos das embarcações e pagam pelo peixe o valor de mercado local, o qual
287 muitas vezes é o mesmo em todas as peixarias da cidade. Esse valor usualmente não sofre aumento
288 mesmo que em outras localidades próximas peixe obtenha um valor maior durante aquela safra. O
289 contrário não é verdadeiro, e quando o valor do peixe sofre uma desvalorização em outras localidades, o
290 preço repercute quase que imediatamente nos portos locais. Devido a esta sistemática existente na
291 comercialização do desembarque pesqueiro, os pescadores praticamente não possuem escolha na hora
292 de vender o peixe.

293 No verão, com o aumento do número de turistas, o peixe alcança maiores valores. Porém, na maioria
294 dos casos, os peixes são diretamente comercializados pelas peixarias para atravessadores ou peixarias de
295 maior porte do sul e do centro do país. Algumas vezes, contudo, o produto pode alcançar diretamente os
296 mercados de cidades como Itajaí (SC), Porto Alegre (RS) e Rio Grande (RS). Numa prática pouco
297 comum, alguns donos de embarcações que possuem peixarias, estocam o pescado em câmaras frias e
298 realizam a exportação para outros países com a ajuda de peixarias de grande porte.

299 As espécies mais visadas, tais como a corvina, a pescada e a brota, possuem geralmente um baixo
300 valor comercial (entre R\$ 1,00 e 2,00 por quilo em 2003-2004). Entretanto, algumas espécies como a
301 garoupa e o linguado, alcançam preços mais elevados (entre R\$ 5,00 e 6,00 por quilo). Existem ainda,
302 espécies que possuem valor comercial muito baixo, tais como a savelha (*Brevoortia pectinata*) que, em
303 2003, era comprada dos pescadores por R\$ 0,20 a 0,30 o quilo e revendida por peixarias da capital a R\$
304 1,00 o quilo. A discrepância entre o valor pago aos pescadores e o preço praticado pelas peixarias locais e
305 principalmente pelos mercados da capital do Estado, reflete a exploração econômica a que os pescadores
306 são submetidos.

307

308 *Situação trabalhista dos pescadores*

309 Os rendimentos dos pescadores, durante o período de safra, dependem exclusivamente da
310 quantidade de peixe capturado. Conforme se verificou, nenhum pescador recebe um salário mínimo ou
311 qualquer outra compensação caso a pescaria não alcance o teto mínimo para cobrir seus gastos mensais.
312 Nos períodos em que a embarcação não está obtendo lucro ou nos períodos de entressafra, os pescadores
313 recebem um empréstimo, denominado de “vale”, que é descontado a medida que a captura alcança
314 níveis rentáveis ou as atividades de pesca são reiniciadas.

315 Com relação à situação trabalhista, nenhum pescador possui vínculo empregatício com as empresas
316 de pesca. Sendo assim, não possuem carteira assinada, salário, férias, 13º salário, FGTS ou qualquer
317 outro benefício trabalhista. Durante os períodos de entressafra ou no verão, muitos pescadores,
318 procuram empregos temporários alternativos. Aqueles pescadores que continuam vinculados a uma
319 embarcação, recebem um pagamento semanal para realizarem o conserto dos petrechos de pesca⁵.

320

321 **CONCLUSÕES**

322 As atividades pesqueiras praticadas no litoral norte do Rio Grande do Sul se assemelham em muito,
323 aquelas praticadas no porto de Rio Grande/RS (BARCELLOS *et al.*, 1991; REIS, 1993). Nesse sentido, a
324 atividade pesqueira desenvolvida no litoral norte do Rio Grande do Sul se enquadra bem na designação
325 proposta por REIS (1993) como Pesca Costeira de Média Escala, pois possui mão-de-obra especializada
326 dividida entre os membros da tripulação. Além disso, a maioria das embarcações é equipada com
327 ecobatímetros, sistemas de localização por satélite (GPS) e recolhedores de redes mecânicos. Entretanto,
328 segundo OTT (1998), a utilização de “guincho” no recolhimento das redes no litoral norte se iniciou por
329 volta de 1994, pois até então o recolhimento era feito manualmente, como ainda ocorre em algumas artes
330 de pesca (*e.g.* rede de superfície para anchova) ou em pequenas embarcações.

331 A pesca comercial no Estado do Rio Grande do Sul, mais especificamente no extremo sul do Estado,
332 tem sofrido oscilações com relação ao total de pescado desembarcado. Nesse sentido, diversas espécies
333 costeiras encontram-se em regime de sobrexploração ou no limite máximo de produção (JABLONSKI
334 2005), como exemplo podemos citar a corvina (HAIMOVICI *et al.*, 1989; BOFFO e REIS, 2003), a castanha
335 (*Umbrina canosai*) (HAIMOVICI e REIS, 1989) e diversas espécies de elasmobrânquios (VOOREN e
336 KLIPPEL, 2005). Devido à diminuição dos estoques pesqueiros, existe uma tendência ao aumento do
337 esforço, a fim de capturar quantidades de pescado economicamente viáveis. Comparando os dados
338 apresentados por OTT (1998) com os atuais comprimentos das redes de emalhe utilizadas no litoral
339 norte, observa-se que todas as artes de pesca de emalhe, sofreram um aumento significativo no tamanho
340 mediano, tendo passado de 1500m (IC = 1000 - 2000m), no período 1992-97, para 7408m (IC = 3.333 -
341 11.112m) em 2002-04 (P<0,001). A mudança corresponde a um aumento de mais de 400% no
342 comprimento das redes em apenas 12 anos. Um aumento no tamanho das redes foi também evidenciado

⁵ Geralmente os pescadores recebem R\$ 20,00 para o conserto de uma peça de rede que consome em média um dia e meio (trabalhando em média 8 horas diárias).

343 no litoral sul do Estado do Rio Grande do Sul por KLIPPEL *et al.* (2005a). Outro aspecto interessante
344 relativo à pesca nos últimos anos é o surgimento de novas artes de pesca ou a mudança das espécies
345 alvo. Na localidade de Passo de Torres/Torres a grande maioria das embarcações utiliza redes de
346 emalhe. Entretanto, no período da entressafra, algumas embarcações passaram a operar com arrasto de
347 fundo. Essa arte de pesca utiliza malha pequena (~9 cm), visando principalmente à captura de maria-
348 luiza (*Paralonchurus brasiliensis*) e várias espécies de camarões, sendo realizada em águas costeiras de
349 profundidades que variam de 10 a 40 metros. Em função da grande quantidade de pescado capturado,
350 essa pesca garante um rendimento econômico razoável mesmo que algumas espécies capturadas tenham
351 um baixo valor de mercado. Porém, cabe salientar que esse tipo de pescaria possui um alto percentual de
352 descarte, além de causar um forte impacto físico no fundo do mar, ocasionando um considerável
353 prejuízo ambiental (KLIPPER *et al.* 2005a).

354 Levando em conta a atual situação dos estoques pesqueiros e também das espécies de vertebrados
355 (*e.g.* golfinhos, tartarugas marinhas) indiretamente impactados pela atividade pesqueira no litoral do Rio
356 Grande do Sul é imprescindível que sejam imediatamente colocadas em prática diversas mudanças no
357 modelo atual de gestão dos recursos costeiros e marinhos como já apontado por JABLONSKI (2005):

358 *“Conforme atesta a experiência internacional, a possível sustentabilidade da atividade pesqueira exige*
359 *uma nova filosofia de gestão, centrada na abordagem ecossistêmica; nas políticas de precaução; na definição de*
360 *áreas protegidas; e na contenção dos desperdícios. Trata-se de um investimento com retorno mais seguro que*
361 *a adoção de subsídios e de novas tecnologias de captura”.*
362

363 Além disso, VOOREN & KLIPPEL (2005) listam diversas formas de proteger os estoques pesqueiros
364 da ameaça de extinção e como exemplo citam as áreas de exclusão de pesca e o banimento de algumas
365 atividades que tem como alvo espécies ameaçadas de extinção.

366 Cabe salientar, entretanto, que de nada servem proposições de gestão e manejo que não levem em
367 conta a situação socioeconômica das pessoas direta e indiretamente envolvidas na atividade pesqueira
368 (*e.g.* pescadores, comerciantes). Somente de maneira integrada e com a participação dos diferentes
369 setores da sociedade é que se pode encontrar uma maneira efetiva de proteger nossos recursos
370 pesqueiros e assim o ecossistema marinho como um todo.

371

372 **AGRADECIMENTOS**

373 O Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul gostaria de agradecer a
374 todos os pescadores das comunidades pesqueiras do litoral norte do Rio Grande do Sul que colaboraram
375 com esse trabalho de maneira voluntária, fornecendo dados sobre suas atividades de pesca e permitindo
376 o embarque dos pesquisadores. A maior parte dos dados deste estudo foram coletados durante a
377 realização do projeto; Biologia e Conservação de *Pontoporia blainvillei* – financiado pelo Fundo Nacional
378 do Meio Ambiente – FNMA (Projeto 094-2001). Agradecemos, ainda, a YAQU PACHA e a Cetacean
379 Society International – SCI, pelo apoio financeiro. À Márcio Borges Martins, Larissa Rosa de Oliveira,

380 Sue Bridi Nakashima e Cariane Campos Trigo pela ajuda durante as atividades de campo. Ao Jorge
381 Xavier e sua família pelo seu incansável auxílio durante as entrevistas e o acompanhamento da pesca em
382 Imbé/Tramandaí. Ignacio Benites Moreno recebe bolsa de Doutorado do CNPq processo N^o
383 140660/2004-6 (2004-2008). Este trabalho foi parte da tese de Doutorado de Daniel Danilewicz na
384 Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS) e contou com uma bolsa do CNPq
385 140452/2003-6. Esta publicação é a contribuição Número 21 do GEMARS.

386

387 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

388

389 BARCELLOS, L.J.P.; PERES, M.B.; WAHRLICH, R.; BARISON, M.B. 1991 *Relatório sobre a otimização*
390 *bioeconômica dos recursos pesqueiros marinhos do Rio Grande do Sul*. Fundação Universidade do Rio
391 Grande. 59 p.

392 BERTOLETTI, J. J.; BERTOLETTI, A.C.R.; PUHL, J. 1983 Aspectos sócio-econômicos da comunidade
393 pesqueira da Bacia Inferior do Mampituba – RS/SC. *Comunicações do Museu de Ciências e Tecnologia da*
394 *PUC-RS*, Porto Alegre, 14: 1-39.

395 BOFFO, M.S. e REIS, E.G. 2003 Atividade pesqueira da frota de média escala no extremo sul do Brasil.
396 *Atlântica*, Rio Grande, 25(2): 171-178.

397 FAO. 2004. The State of World Fisheries and Aquaculture. *Publishing Management Service FAO*.
398 Disponível em < <http://www.fao.org/docrep/007/y5600e/y5600e00.HTM>>.] Acesso em: 23 ago 2007.

399 GALINA, A.B e VOOREN, C.M. 2005 Captura e esforço da pesca de elasmobrânquios com rede de
400 emalhe pela frota de Passo de Porres, SC, durante o verão de 2004/2005. In: II CONGRESSO
401 BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA. Vitória, 09-12/out/2005. p. 1-3.

402 GEDIP. 1972 *Projeto do desenvolvimento integral da pesca na região de Tramandaí*. Porto Alegre, Rio Grande
403 do Sul. 45p.

404 GLIESH, R. 1925 *A fauna de Torres*. Oficinas Graphicas da Escola de Engenharia de Porto Alegre. 72p.

405 HAIMOVICI, M. e REIS, E.G. 1989. Determinação de idade e crescimento da castanha *Umbrina canosai*,
406 (Pisces, Sciaenidae) do sul do Brasil. *Atlântica*, Rio Grande, 7: 25-46.

407 HAIMOVICI, M.; PEREIRA, S.D. e VIEIRA, P.C. 1989 La pesca demersal en el sur de Brasil en el período
408 1975-1985. *Frente Marítimo*, Montevideo , 5A: 151-163.

409 HAIMOVICI, M.; MARTINS, A.S. e VIEIRA, P.C. 1996 Distribuição e abundância de peixes teleósteos
410 demersais sobre a plataforma continental do sul do Brasil. *Revista Brasileira de Biologia*, Rio de Janeiro,
411 56, 27-50.

412 IBAMA. 1995. Peixes Demersais: Relatório da IV Reunião do Grupo Permanente de Estudos. Itajaí, 8-12
413 de novembro de 1993. *Serie Estudos de Pesca*, 16:1-127.

414 JABLONSKI, S. 2005. Mar-Oceanografia/Biologia Pesqueira. *Parcerias estratégicas*, 20:911-946.

415 KLIPPEL, S.; VOOREN, C.M.; LAMÓNACA, A.F. e PERES, M.B. 2005a. *A pesca industrial no sul do Brasil*.
416 In VOOREN, C.M. e KLIPPEL, S. *Ações prioritárias para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*.
417 Porto Alegre: Igaré. p135-177.

418 KLIPPEL, S.; PERES, M.B.; VOOREN, C.M. e LAMÓNACA, A.F. 2005b. *A pesca artesanal na costa da*
419 *plataforma Sul*. In VOOREN, C.M. e KLIPPEL, S. *Ações prioritárias para a conservação de tubarões e raias*
420 *no sul do Brasil*. Porto Alegre: Igaré. p178-197.

421 MYERS, R.A. e WORM, B. 2003. Rapid worldwide depletion of predatory fish communities. *Nature* 423:
422 280-283.

423 MORENO, I.B.; OTT, P.H.; DANILEWICZ, D.S. 1997 Análise preliminar do impacto da pesca artesanal
424 costeira sobre *Pontoporia blainvillei* no litoral norte do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. In: 2°
425 ENCONTRO SOBRE COORDENAÇÃO DE PESQUISA E MANEJO DA FRANCISCANA.
426 Florianópolis, 22-23/out./1994. *Anais do 2° Encontro sobre Coordenação de Pesquisa e Manejo da*
427 *Franciscana*, Rio Grande: Editora da Furg. p. 31-41.

428 OTT, P.H. 1998 *Análise das capturas acidentais da toninha, Pontoporia blainvillei, no litoral norte do Rio*
429 *Grande do Sul, sul do Brasil*. Porto Alegre. 120p. (Dissertação de Mestrado. Faculdade de Biociências,
430 PUCRS)

431 READ, A. J.; DRINKER, P.; NORTHRIDGE, S. 2006 Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global
432 Fisheries. *Conservation Biology*, 20(1):163-169.

433 REIS, E.G. 1993 Classificação das atividades pesqueiras na costa do Rio Grande do Sul e qualidade das
434 estatísticas de desembarque. *Atlântica*, Rio Grande, 15: 107-114.

435 UNIVALI/CTTMar. 2004 *Boletim Estatístico da Pesca Industrial de Santa Catarina ano 2004: ações prioritárias*
436 *ao desenvolvimento da pesca no Sudeste e Sul do Brasil*. Itajaí: UNIVALI. 80p.

437 VOOREN, C.M. e KLIPPEL, S. 2005 *Ações prioritárias para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil*.
438 Porto Alegre: Igaré. 262p.

439 VOOREN C.M.; ARAUJO M.L.G.; BETITO R. 1990 Análise das estatísticas da pesca de elasmobrânquios
440 demersais no porto de Rio Grande, de 1973 a 1986. *Ciência e Cultura*, 42: 1106-1114.

441