

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Dissertação de Mestrado

**ECOLOGIA COMPORTAMENTAL DO GOLFINHO-CHILENO,
Cephalorhynchus eutropia (Gray 1846): SELEÇÃO DE HÁBITAT E INTERAÇÕES
COM ATIVIDADES ANTRÓPICAS NO SUL DO CHILE**

SANDRA RIBEIRO

Porto Alegre – RS

2003

ECOLOGIA COMPORTAMENTAL DO GOLFINHO-CHILENO
***Cephalorhynchus eutropia* (Gray 1846): SELEÇÃO DE HÁBITAT E INTERAÇÕES**
COM ATIVIDADES ANTRÓPICAS NO SUL DO CHILE

Sandra Ribeiro

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Dr. Thales Renato Ochotorena de Freitas

Comissão Examinadora:

Dra. Marta Elena Fabián
Departamento de Zoologia - UFRGS

Dra Sandra Maria Hartz
Departamento de Ecologia - UFRGS

Dr. Salvatore Siciliano
FIOCRUZ -RJ

Porto Alegre, agosto de 2003.

“O futuro existe para quem acredita na beleza de seus sonhos”

Paulo Coelho

AGRADECIMENTOS

Este trabalho é fruto de um sonho que somente foi possível graças ao apoio e a colaboração de várias pessoas que, independente de terem participado direta ou indiretamente, foram fundamentais para a realização deste estudo.

Serei sempre agradecida aos meus queridos pais e aos meus irmãos pelo carinho e apoio incondicional ao longo de toda a minha vida, me dando força para superar vários obstáculos, especialmente nos períodos mais complicados enfrentados durante o mestrado. Obrigada por me ajudar a cumprir mais esta etapa!

Ao meu grande amor, Francisco A. Viddi, que foi o maior responsável por este sonho ter sido realizado e a quem dedico este trabalho. Sua ajuda e seu apoio foram essenciais em todas as etapas desde o início, viabilizando minha ida ao Chile, ajudando no delineamento, na logística e contribuindo com várias idéias e comentários que enriqueceram muito este trabalho. Agradeço sua incrível paciência em passar dias e dias em frente ao computador comigo, me ajudando no processamento dos dados e pelas inúmeras leituras críticas da dissertação. Muito, muito, muito, muito obrigada meu querido, por sua presença, por todo seu apoio e carinho, não medindo esforços para me ajudar a realizar o grande e antigo sonho de estudar e aprender sobre os cetáceos!

Ao Dr. Stefan Bräeger (IFAW), pelo apoio financeiro que viabilizou o aluguel do teodolito e pelo empréstimo da luneta. Muito obrigada por ter acreditado em mim!

A Sonja Heinrich da Universidade de Saint Andrews, pelo apoio logístico, especialmente pela ajuda na execução das trasecções para a realização da batimetria da Baía Yaldad, pelo empréstimo de equipamentos e pelo fornecimento de bibliografias.

Ao meu orientador Thales Renato O. de Freitas por ter aceitado me orientar, por toda paciência e compreensão, especialmente por ter permitido que eu fosse para o Chile recomeçar um outro projeto, quando o incial não teve êxito.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia pela oportunidade em realizar o curso e pelo financiamento de parte das despesas de campo.

Ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento – CNPq, pela concessão da bolsa de mestrado.

A todos os voluntários, pela grande ajuda no trabalho de campo: Alejandra Henny, Carla Christie, Carlos Lara, Gonzalo Burgos, Juan Harries, Nicolás Sánchez, Robert Ronconi, Ruth Ipa, Sarah Wong e Victor Castillo. Obrigada pela valiosa colaboração e por passar horas e horas em cima do morro comigo.

A Universidad Austral de Chile pelo alojamento durante os meses de trabalho de campo.

Ao Comité Nacional Pro Defensa De la Fauna y Flora (CODEFF), especialmente a Ximena Rosales pela importante ajuda logística.

A professora Elena Clasing e aos professores Jorge Navarro, Oscar Chaparro do Instituto de Biología Marina da Universidad Austral de Chile, pelo fornecimento de bibliografia e ao professor Wladimir Stefan do Instituto de Zoología, pelo empréstimo de cartas náuticas e pela ajuda na correção da altura da maré.

Ao prof. Heinrich Hazenack e especialmente, ao doutorando José Luis Cordeiro (Zé) do Laboratório de Geoprocessamento da UFRGS pelas análises de SIG e por toda atenção e paciência durante várias manhãs e tardes passadas analisando os dados.

A professora Jandyra Maria Guimarães Fachel do Núcleo de Acessoria Estatística da UFRGS e ao professor Valério De Patta Pillar do PPG-ECO, pelas sugestões nas análises estatísticas.

Ao professor Néelson do Centro de Ecologia da UFRGS, por sua atenção e disposição em me atender todas as vezes que apareci em seu gabinete. Agradeço todos os contatos logísticos e a “aula” de SPSS.

Ao Departamento de Geodésia da UFRGS, especialmente ao professor Norberto Dani e ao Laboratório de Topografia de Castro (Chile) pelo treinamento na utilização do teodolito.

Ao amigo Juan Harries que junto com o Francisco passaram dias e dias me ajudando a processar os dados e a “desvendar” a utilização do programa *Phythagoras*.

Ao Rodrigo Hucke-Gaete “Rodrigoch”, uma pessoa admirável, com um coração do tamanho de uma baleia azul!!! Agradeço o grande apoio quando tive que mudar meu projeto de mestrado e a incrível oportunidade de participar do estudo da distribuição de cetáceos nos fiordes do sul do Chile.

Ao Dr. Leszek Karczmarski da Universidade do Texas e ao Dr. Salvatore Siciliano da FIOCRUZ, pelo envio de bibliografias e por toda atenção.

Aos amigos Ruth Ipa e Gonzalo Burgos pelo grande carinho e amizade, por toda hospitalidade, pelos jantares, almoços, “*carretes*”, conversas e por todos os ótimos momentos passados em Yaldad. Ao carinho da família de Don José e de Don Hector. A todos os queridos amigos e amigas do Chile: Consuelo Herмосilla, Carolina Zagal, Juan Harries, Alejandra Henny, Juan Pablo Torres, Rodrigo Hucke-Gaete, Layla Osman, Carla Cristie, Verônica Garrido, Carlos Lara, Nicolás Sanchez, Karin Acuña e Paz García pela amizade e por todos os bons momentos passados neste lindo país.

Às minhas queridas amigas de Porto Alegre: Jacira, Mônica, Vidica, Ana, Miriam e Cristina, pelas conversas e pelos bons momentos compartilhados.

Aos golfinhos, os “anjos do mar”, que me presentearam com incríveis momentos de contemplação que jamais serão esquecidos.

RESUMO

Os mares e oceanos vêm sendo intensamente impactados por diversas atividades antrópicas, as quais vêm provocando a diminuição dos recursos naturais devido a sobrepesca, poluição e o aumento do tráfego de embarcações. A perda de hábitat crítico, decorrente do intenso uso das zonas litorâneas, tem sido uma das maiores ameaças aos cetáceos costeiros. O Chile possui uma grande diversidade de baleias e golfinhos, porém o golfinho-chileno (*Cephalorhynchus eutropia*) é a única espécie endêmica às águas costeiras deste país. Na porção sul da distribuição de *C. eutropia* (fiordes e canais) há uma grande sobreposição da indústria de aquicultura (uma das atividades antrópicas mais importantes no sul do Chile) aos principais locais de ocorrência desta espécie. Observações a partir de terra foram realizadas com o objetivo de estudar a seleção de hábitat dos golfinhos-chilenos em pequena escala espacial e avaliar as reações comportamentais desta espécie em relação ao tráfego de embarcações presente na Baía Yaldad, local onde há intenso cultivo de mexilhão e de salmão. Utilizou-se um teodolito para marcar a posição dos golfinhos e um total de 293,5 horas de esforço foram realizadas entre os meses de janeiro a abril de 2002. O padrão de uso de hábitat, concentrado a uma pequena porção da área de estudo, mostrou que os golfinhos selecionam locais rasos, próximos à costa e próximo aos rios. As atividades dos golfinhos foram influenciadas pelo regime de maré e o forrageio foi a principal atividade realizada na baía. A aquicultura representou um impacto negativo, devido à redução de espaço disponível aos animais e ao aumento do tráfego de embarcação, que afetou consideravelmente os padrões comportamentais de *C. eutropia*. A presença, os padrões de movimento e uso de hábitat dos golfinhos-chilenos devem ser levados em consideração na regulamentação das atividades de aquicultura e nas políticas de manejo dos ecossistemas costeiros. Visto que predadores topo de cadeia podem ser considerados indicadores ambientais, a conservação dos ecossistemas marinhos poderia ser abordada pela descrição dos movimentos e seleção de hábitat de cetáceos que atuam como “espécies guarda-chuva”.

ABSTRACT

The seas and oceans have been severely threatened by a diverse range of human activities, such as depletion of natural resources from over exploitation and fishing, pollution and increased boat traffic. Coastal cetaceans have been affected by lost of critical habitats, important areas for highly essential biological activities, due to the exponential increase of human population in coastal areas. Chile has a very important cetacean diversity, with the Chilean dolphin (*Cephalorhynchus eutropia*) as the only endemic species, found restricted to coastal waters. Its southern range, in the fjords and channels, overlaps greatly with aquaculture industry, which is one of the most important activities in Chile. The purpose of this work was to study the fine-scale habitat selection and behavioral responses to boat traffic in Yaldad bay, southern Chile, where intensive aquaculture activities have been developed. The study was carried out during January through April 2002 by using a theodolite to track dolphin's movement and behavioral patterns. It was seen that foraging was the most frequent activity and dolphins showed a restricted habitat selection in a small area of the bay, concentrating their activities in shallow waters, near rivers and correlated with tide conditions. Aquaculture counted for an important factor of negative impact on dolphins due to space limiting and increased boat traffic, which considerable affected dolphin normal behavioral patterns. Chilean dolphins conservation should be taken into consideration as an integral part of coastal management policies. Top marine predators could be consider as environmental indicators, and where these animals concentrate, could tell us much about the ecological conditions and health of those habitats. The conservation of marine ecosystems can be approached by describing the movement and habitat selection patterns of highly mobile cetaceans, which can be seen as "umbrella species".

SUMÁRIO

Introdução Geral	1
CAPÍTULO 1	16
SELEÇÃO E USO DE HÁBITAT DO GOLFINHO-CHILENO, <i>Cephalorhynchus eutropia</i> (GRAY 1846) E INTERAÇÕES COM AQUICULTURA NA BAÍA YALDAD, ILHA DE CHILOÉ, CHILE.....	16
Resumo.....	17
Introdução.....	18
Material e Métodos.....	21
Área de estudo.....	21
Coleta de dados.....	22
Análises espaciais: Sistema de Informação Geográfica.....	26
Seleção de hábitat.....	27
Padrões de atividade e utilização de hábitat.....	29
Resultados.....	31
Seleção de hábitat.....	32
Interação com a aquicultura.....	33
Padrões de atividade e uso de hábitat.....	34
Discussão.....	37
Seleção e uso de hábitat.....	37
Interações com as atividades de aquicultura.....	42
Agradecimentos.....	47
Referências Bibliográficas.....	48
CAPÍTULO 2	66
RESPOSTAS COMPORTAMENTAIS DO GOLFINHO-CHILENO (<i>Cephalorhynchus</i> <i>eutropia</i>) À APROXIMAÇÃO DE EMBARCAÇÕES NA BAÍA YALDAD, SUL DO CHILE.....	66
Resumo.....	67
Introdução.....	68

Material e Métodos.....	70
Área de estudo.....	70
Coleta de dados.....	70
Análise de dados.....	74
Resultados.....	78
Padrões de atividade.....	78
Tipo de embarcação.....	79
Tipo de encontro.....	80
Respostas comportamentais à aproximação de embarcações.....	80
Dispersão grupal.....	82
Discussão.....	83
Agradecimentos.....	89
Referências Bibliográficas.....	90
Considerações Finais.....	103
Referências Bibliográficas.....	109

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

Tabela 1: Variáveis utilizadas na análise de correspondência. A intensidade de uso dos golfinhos-chilenos <i>C. eutropia</i> , na Baía Yaldad, está categorizada em 4 classes, de acordo com o tempo de permanência nos quadrantes e as variáveis ambientais, categorizadas em um total de 25 classes que estão identificadas pelo código numérico.....	55
--	----

CAPÍTULO 2

Tabela 1: Quantidade de grupos monitorados, leituras registradas no teodolito e número de encontros com barcos (bote de pesquisa e bote de aquíicultura), em relação aos padrões de atividade.....	94
---	----

Tabela 2: Probabilidade encontrada (valores de p) nas comparações múltiplas (análise de contrastes) realizada através do teste de aleatorização (10.000 iterações) ($\alpha = 0,05$), para avaliar as diferentes condições dos grupos de golfinhos em relação às embarcações (sem bote/ com bote/ pós-bote). Para a atividade de forrageio o teste foi realizado com a variável <i>taxa de reorientação</i> e para o deslocamento, com a variável <i>velocidade de natação</i>	94
--	----

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO 1

- Figura 1:** Área de estudo na Baía Yaldad, sul da Ilha de Chiloé, Chile, onde está indicado o ângulo de visão da baía (—) a partir do ponto de observação (\oplus)..... 56
- Figura 2:** Esforço de observação e taxa de efetividade (média \pm erro padrão) ao longo dos meses de estudo. A taxa de avistagem representa a proporção das horas efetivas de observação dos golfinhos-chilenos *C. eutropia* em relação ao esforço, *n* indica a quantidade de dias de esforço realizados..... 57
- Figura 3:** Intensidade de uso dos golfinhos-chilenos na Baía Yaldad..... 58
- Figura 4:** Gráfico percentual da análise de correspondência entre as variáveis ambientais (representadas pelos códigos numéricos, definidos na Tabela 1) e a intensidade de uso dos golfinhos-chilenos *C. eutropia* na Baía Yaldad, durante os meses de janeiro a abril de 2002. As linhas discriminam as associações significativas obtidas pela análise de resíduos ajustados ($p < 0,05$)..... 59
- Figura 5:** Relação entre a cobertura de mexilhões (%) e a profundidade e distância da costa na Baía Yaldad, medida através da correlação de *Spearman*..... 60
- Figura 6:** Frequência de ocorrência dos padrões de atividade: pesca (P), forrageio (F), descanso (Dc), socialização (S) e deslocamento (Dt) do golfinho-chileno *C. eutropia* na Baía Yaldad..... 61
- Figura 7:** Gráfico da análise de correlação canônica entre os padrões de atividade (\blacktriangle) e as variáveis ambientais, indicadas pelas flechas. A linha pontilhada representa o limite mínimo dos “pesos” interpretados (0,2)..... 62
- Figura 8:** Mapa de intensidade de uso dos golfinhos-chilenos na Baía de Yaldad para cada um dos padrões de atividade: pesca, forrageio, descanso, socialização e deslocamento..... 63
- Figura 9:** Frequência de ocorrência das atividades (P = pesca, F = forrageio, Dc = descanso, S = socialização e Dt = deslocamento) do golfinho-chileno, *C. eutropia*, nos locais ocupados pelos cultivos de mexilhão, cultivos de salmão e nos locais livres de aquicultura na Baía Yaldad. (*) indica as associações significativas ($p < 0,05$), obtidas pela análise de resíduos ajustados..... 64

Figura 10: Frequência de ocorrência das atividades (P = pesca, F = forrageio, Dc = descanso, S = socialização e Dt = deslocamento) dos golfinhos-chilenos *C. eutropia* em relação aos estados de maré: maré baixa, maré subindo, maré alta e maré descendo. (*) indica as associações significativas obtidas pela análise de resíduos ajustados ($p < 0,05$)..... 65

CAPÍTULO 2

Figura 1: Área de estudo na Baía Yaldad, sul da Ilha de Chiloé, Chile, onde está indicado o ponto de observação (\oplus), o cultivo de mexilhão (■), o cultivo de salmão (□) e o ângulo de visão da baía (—)..... 95

Figura 2: Esquema do cálculo da taxa de reorientação a partir da marcação de cinco posições de um grupo de golfinhos (•), onde está indicado a linha da trajetória prevista pela posição anterior dos golfinhos (---), o ângulo de mudança de curso de natação (α) e o tempo (t) entre uma marcação e outra..... 96

Figura 3: Valores médios (média \pm erro padrão) da velocidade de natação e da taxa de reorientação dos grupos de golfinhos-chilenos *C. eutropia* para cada um dos padrões de atividade (pesca, forrageio, descanso, socialização e deslocamento), sem influência de embarcações..... 97

Figura 4: Resposta comportamental do golfinho-chileno *C. eutropia* (média \pm erro padrão) a diferentes tipos de embarcações (botes utilizados na aquicultura e bote de pesquisa), analisada para a atividade de forrageio e deslocamento..... 98

Figura 5: Resposta comportamental do golfinho-chileno *C. eutropia* (média \pm erro padrão) em relação ao tipo de encontro (0-100m e 100-500m), analisada para a atividade de forrageio e deslocamento..... 99

Figura 6: Respostas comportamentais (média \pm erro padrão) dos golfinhos-chilenos em relação à “condição de embarcação”: ausência, presença e períodos após os barcos se afastarem dos golfinhos, analisadas para as atividades de forrageio e deslocamento..... 100

Figura 7: Resposta comportamental (média \pm erro padrão) dos golfinhos-chilenos *C. eutropia* em 5, 10 e 15 minutos após o término do encontro com as embarcações. A linha pontilhada indica o valor médio da velocidade de natação e da taxa de reorientação para a a atividade de deslocamento e forrageio, durante os períodos sem influência de embarcação..... 101

Figura 8: Frequência de ocorrência dos estados de dispersão grupal (unidos, mistos e dispersos) dos golfinhos-chilenos *C. eutropia* em períodos de ausência, presença de bote e períodos pós-bote, analisados para atividade de forrageio e deslocamento. (*) indica associações significativas ($p < 0,05$) obtidas pela análise de resíduos ajustados..... 102

Anexos

Anexo 1: Distribuição geográfica do golfinho-chileno <i>Cephalorhynchus eutropia</i>	122
Anexo 2: Golfinho-chileno, <i>Cephalorhynchus eutropia</i> , onde se pode observar o padrão de coloração; ventre branco com uma mancha escura entre as nadadeiras dorsais e algumas características da morfologia externa; como a nadadeira dorsal arredondada e a cabeça em formato cônico.....	123
Anexo 3: Normas de envio de publicação para o periódico Biological Conservation.....	124
Anexo 4: Normas de envio de publicação para o periódico Marine Mammals Science.....	128

INTRODUÇÃO GERAL

A ecologia comportamental da maioria dos animais é um reflexo de estratégias adaptativas específicas, modeladas em parte pelas condições ecológicas únicas sobre as quais uma espécie ou uma população existe (DEFRAN; WELLER, 1999). Para identificar e compreender a função destas estratégias, ajustadas às condições de vida dos organismos, um dos temas centrais na ecologia animal tem sido o estudo da associação dos animais ao seu meio; o tipo de alimento que consomem, a variedade de hábitat que ocupam e a maneira como usam o ambiente (JOHNSON, 1980, BEN-SHAHAR; SKINNER, 1988).

Todas as espécies tendem a apresentar certo grau de preferências a determinados tipos de recursos e a determinados tipos de hábitat (JAENIK; HOLT, 1991, MARTIN, 1998). Esta propriedade é em grande parte resultado da ação da seleção natural, que durante a história evolutiva favoreceu características fisiológicas, morfológicas e comportamentais, que tornou cada espécie apta a tipos específicos de ambiente (FUTUYMA, 1992, BEGON et al., 1996). A preferência de hábitat, desta forma, reflete os requerimentos ecológicos de uma espécie (GARSHELIS, 2000) e pode também ser influenciada por fatores sociais e por processos de aprendizagem dos indivíduos (WECKER, 1964), especialmente quando considerada em nível populacional.

Devido à alta variabilidade dos sistemas naturais, os recursos (alimento e refúgio) não se encontram distribuídos de maneira uniforme ou aleatória na natureza, mas agregados em manchas que variam em escala espacial e temporal e diferem entre si tanto física como biologicamente (GODIN; KEENLEYSIDE, 1984, BALANCE, 1992, STEVICK et al., 2002). O hábitat, definido como qualquer parte da biosfera onde uma espécie possa sobreviver (MORRISON; HALL, 2002) será portanto, formado por um mosaico de áreas ricas e áreas pobres (BALLANCE, 1992). Para suprir seus requerimentos biológicos, os animais necessitam selecionar aqueles hábitats que lhes garantam maior sobrevivência e melhor sucesso

reprodutivo (ROSENZWEIG, 1981, GODIN; KEENLEYSIDE, 1984, MORRIS, 1988, ROSENWEIG, 1991).

Embora não seja possível avaliar em detalhe todos os fatores que compõe o hábitat, os animais respondem a determinadas características “chaves” do ambiente (WECKER, 1964) e podem perceber vários níveis hierárquicos de agregação de recursos desde a escala mais fina de percepção até sua área de vida (KOTLIAR; WEINS, 1990). Desta forma, a seleção de hábitat poderá ocorrer em várias escalas espaciais (JHONSON, 1980). Ao estabelecer sua área de vida, por exemplo, um animal irá escolher a paisagem que ofereça maior frequência de encontro com os recursos necessários para sua sobrevivência. Dentro da área de vida, subseqüentes decisões serão tomadas acerca de quais manchas de hábitat utilizar e quanto tempo dedicar a cada uma (PYKE et al., 1977, KREBS, 1978, PEDLAR et al., 1997). Em todas as decisões, os animais tenderão a otimizar o uso dos recursos oferecidos, baseando-se na relação custo-benefício entre disponibilidade de alimento, risco de predação e interação competitiva (KREBS, 1978, PEDLAR et al., 1997, MORRIS, 1997).

O processo de seleção de hábitat traz como resultado um padrão de uso do ambiente, onde os animais irão concentrar suas atividades às áreas mais adequadas (onde o *fitness* será maximizado) (DIXON; CHAPMAN, 1980, GODIN; KEENLEYSIDE, 1984, SAMUEL et al., 1985, FRYXELL; LUNDBERG, 1998). Estas “áreas de concentração de uso” poderão ser identificadas como “hábitat-núcleo” se as porções utilizadas excederem ao padrão de uso proporcional, dentro da área de vida dos animais (SAMUEL et al., 1985). No entanto, poderão eventualmente até ser consideradas como “hábitat-critico”, se além de apresentar maior uso, forem necessárias à sobrevivência e a reprodução de uma determinada população (WHITE; GARROT, 1990).

Visto que o padrão de uso de hábitat é resultante de um processo de seleção, que foi motivado devido à preferência por determinadas características ambientais (GARSHELIS,

2000), a identificação das áreas de concentração e dos fatores ambientais responsáveis pelo uso desigual (fatores selecionados), fornece informações sobre as características do ambiente que são importantes para a espécie. (OTTIS, 1997, GARSHELIS, 2000, KARCZMARSKI et al., 2000). O conhecimento dos requerimentos biológicos de uma espécie, além de contribuir para a compreensão de sua ecologia, será de fundamental importância para se propor medidas efetivas de conservação e manejo de animais silvestres ameaçados (BEN-SHAHAR; SKINNER, 1988, KOOP et al., 1998, GARSHELIS, 2000, KARCZMARSKI et al., 2000, SÖBERG; BALL, 2000).

Vários estudos têm sido realizados para avaliar a seleção de hábitat em diferentes espécies de golfinhos (WÜRSIG; WÜRSIG, 1979, WATTS; GASKIN, 1985, SHANE, 1990, BALLANCE, 1992, HANSON; DEFRAN, 1993, GRIGG; MARKOWITZ, 1997, WILSON et al., 1997, HARZEN, 1998, BARCO et al, 1999, BEDJER; DAWSON, 2000, KARCZMARSKI et al, 2000, BONIN, 2001, VIDI, 2002, HASTIE et al, 2003), onde se tem verificado que os padrões de movimento e uso do ambiente estão correlacionados a fatores ambientais. De maneira geral, as características topográficas (profundidade e a declividade), a temperatura, a visibilidade da água e o regime de marés têm sido as principais variáveis abióticas relacionadas à distribuição, abundância e aos padrões de movimentos espaço-temporal de pequenos cetáceos. No entanto, a importância e a relevância de cada fator varia conforme a espécie e conforme as populações estudadas (EVANS, 1993, DEFRAN et al., 1999). Na Argentina, por exemplo, o uso de hábitat e o padrão de movimento diário de *Tursiops truncatus* estiveram relacionados à profundidade, ao regime de maré e ao tipo de fundo (WÜRSIG; WÜRSIG, 1979). Já no Golfo da Califórnia, México, a preferência de hábitat desta mesma espécie foi distinta e esteve mais associada a locais próximos a estuários, havendo portanto, uma relação com a visibilidade da água (BALLANCE, 1992). Por outro lado, na costa da Califórnia, Hansen (1990) encontrou que uso de hábitat de *T. truncatus* esteve relacionado principalmente à topografia de fundo e à temperatura da água.

Em várias outras espécies a profundidade também foi considerada o principal fator relacionado à seleção de hábitat, como para *Phocaena phocaena* (SMITH; GASKIN, 1983), *Cephalorhynchus hectori* (BEDJER; DAWSON, 2000) e para *Sousa chinensis*, que preferiam locais pouco profundos (KARCZMARSKI et al., 2000). A declividade foi o fator ambiental mais importante na distribuição e uso de hábitat dos golfinhos de risso *Grampus griseus* (BAUMGARTNER, 1997, DAVIS et al., 1998, BAUMGARTNER et al., 1999), das baleias piloto de nadadeira curta *Globicephala macrorhynchus* (DAVIS et al., 1998) e do boto cinza, *Sotalia fluviatilis* (BONIN, 2001). O tipo de fundo pareceu ser uma variável importante para *Inia geoffrensis* (MCGUIRRE; WINEMILLER, 1998), da mesma forma que as características fisiográficas do local foram para *T. truncatus*, em Moray Firth, na Escócia (WILSON et al., 1997), onde os animais preferiram utilizar locais onde havia canais estreitos, com fortes correntes de maré. Em um escala temporal diária, o regime de maré também influencia os padrões de movimentos e a seleção de hábitat de várias espécies costeiras (SHANE, 1980, SHANE, 1990, HANSON; DEFRAN, 1993). Em escala sazonal, a temperatura da água pareceu ser determinante na frequência com que *T. truncatus* utiliza o litoral de Virginia, EUA (BARCO, 1999). A associação do uso de hábitat a variáveis bióticas, como a presença de recifes de coral e banco de algas também tem sido observadas para algumas espécies (HANSEN, 1990, BARROS; WELLS, 1998, ALEEN; READ, 2000, KARCZMARSKI et al., 2000, VIDI, 2002).

Apesar dos padrões de uso de hábitat de pequenos cetáceos estar correlacionado a variáveis ambientais, o ambiente físico em si não é diretamente significativo na distribuição dos golfinhos, mas sim na agregação de suas presas, que pode ser favorecida dependendo das características locais (BAUMGARTNER, 1997). Os fatores ambientais portanto, atuam diretamente na distribuição e abundância das presas, influenciando indiretamente a distribuição dos golfinhos (DAVIS et al., 1998).

Tem sido sugerido que a seleção, o uso de hábitat e os padrões de movimento de pequenos cetáceos seria primeiramente uma resposta à disponibilidade de recursos alimentares (EVANS, 1993). Embora recentemente Heithaus e Dill (2002) tenham demonstrado para uma população de *T. truncatus* na Austrália, que o risco de predação, ao menos em algumas estações do ano, pode atuar como principal fator determinante do uso e seleção de de hábitat, a busca de refúgio de predadores para a maioria dos pequenos cetáceos é considerado um fator secundário (EVANS, 1993).

Considerando que a ecologia trófica e as preferências alimentares não são conhecidas para quase nenhuma espécie (BARROS; WELLS, 1998), não é possível inferir diretamente a distribuição ou delimitar áreas importantes aos cetáceos a partir da distribuição das presas. A melhor maneira de conhecer e obter tais informações é através de uma avaliação indireta, buscando encontrar correlações entre a presença dos animais e as variáveis físicas e oceanográficas que são potencialmente importantes para suas presas (EVANS, 1993, DAVIS et al., 1998).

Os mamíferos aquáticos são predadores de topo da cadeia e atuam como reguladores dos ecossistemas marinhos, podendo ser considerados até como indicadores de qualidade de hábitat (MOORE; DEMASTER, 1998, HARWOOD, 2001). Conhecer e identificar locais importantes aos cetáceos é necessário para a conservação não apenas deste grupo de animais, mas para garantir a diversidade de espécies componentes da cadeia trófica e o fluxo de energia nos ecossistemas marinhos (KATONA; WHITEHEAD, 1988, BOWEN, 1997). Nas últimas décadas, com o aumento da ocupação das zonas costeiras tem aumentado consideravelmente o impacto humano sobre os ambientes marinhos (MCINTYRE, 1995, ROBERTS; HAWKINS, 1999). A fragmentação e a perda de hábitat tem sido uma das maiores preocupações quanto à perda da biodiversidade global (MEFFEE; CARROL, 1997) e também, uma das principais preocupações na conservação dos cetáceos (WHITEHEAD et al., 1999, HARWOOD, 2001). Os

cetáceos costeiros têm sido afetados por contaminações químicas (PCBs e metais pesados) e orgânica, contaminação sonora, aumento do tráfego de embarcações e perda de hábitat decorrente do desenvolvimento industrial e urbano (REEVES; REIJNDERS, 2002). Atualmente, uma das principais atividades antrópicas responsáveis pela a perda de hábitat é a aqüicultura (BEVERIDGE et al., 1994, WU, 1995, NAYLOR et al., 1998, MAZZOLA, 1999, NAYLOR et al., 2000), que vem se desenvolvendo rapidamente na zona litorânea.

A aqüicultura, que consiste no cultivo de organismos aquáticos como peixes, moluscos, crustáceos e algas (GESAMP, 1991), é atualmente responsável por quase um terço de todos os alimentos marinhos disponíveis comercialmente no mundo (FAO, 1999). Está entre as atividades industriais que mais vem se expandindo, apresentando um crescimento anual de 9,2% entre 1988 e 1997 (GESAMP, 2001). O rápido desenvolvimento da aqüicultura foi justificado pela necessidade de diminuir a pressão sobre os recursos pesqueiros, que estavam sendo seriamente explorados devido a crescente demanda para o consumo humano (NAYLOR et al., 1998). No entanto, o incremento desta atividade econômica não somente esteve longe de reduzir as capturas de espécies nativas, mas muito pelo contrário, tem provocado um aumento na pressão de pesca, especialmente para a produção de ração para a própria aqüicultura (NAYLOR et al., 2000). É estimado que para obter 1kg de peixe cultivado (como o salmão), são utilizados quase 3 kg de peixes nativos (NAYLOR et al., 1998).

Além do impacto aos recursos pesqueiros, os cultivos marinhos afetam o ambiente aquático, podendo causar a eutrofização da coluna da água e do sedimento e provocar a diminuição da produtividade primária e a redução da diversidade de fauna (WU, 1995, BUSHMAN et al., 1996), como tem sido registrado em várias partes do mundo (STENTON-DEZEY et al, 1999; KARAKASSIS et al, 2000, MIRTO et al., 2000, JANOWICZ; ROSS, 2001). Geralmente estes efeitos são localizados à proximidade das áreas de cultivo (MAZZOLA et al., 2000), contudo, dependendo das correntes do local podem ser percebidos a mais de 1km de

distância (WU, 1995), podendo ocasionar a perda e a destruição de habitat para várias espécies (FOLKE; KAUTSKY 1989, FINDLAY et al., 1995, NAYLOR et al., 1998).

A rápida expansão da aquicultura e a tendência mundial desta atividade seguir aumentando (FAO, 1999), somada ao fato dos ambientes costeiros já serem impactados por outras atividades antrópicas (ROBERTS; HAWKINS, 1999), tem feito com que a aquicultura seja considerada uma ameaça à conservação dos ecossistemas costeiros e das espécies dependentes destes (FOLKE; KAUTSKY, 1989, FOLK et al., 1994, NAYLOR et al., 1998, NAYLOR et al., 2000).

Apesar de ser uma atividade recente no Chile, iniciada na década de 80, este país já está considerado entre os principais países aquicultores do mundo (BUSHMANN et al., 1996). Embora sejam cultivadas várias espécies de algas, peixes e moluscos, os cultivos mais representativos são os de mexilhões *Mytillus chilensis* e de salmões, principalmente o salmão do Atlântico, *Salmo salar*, salmão prateado, *Oncorhynchus kisutch*, e a truta arco-íris, *O. mykiss*. Atualmente o Chile é o principal produtor mundial de salmão (atingindo uma produção de 505 mil toneladas/ano) e está entre os primeiros produtores de mexilhões do Hemisfério Sul (35 mil toneladas/ano). A maior parte dos cultivos se concentra no sul do país, especialmente na zona da Ilha de Chiloé (X Região) que é responsável por mais de 90% da produção nacional (BUSHMANN et al., 1996, SERNAPESCA, 2001).

Geralmente o cultivo de mexilhão ocupa grandes extensões costeiras (WURSIG; GALEY, 2002) e no Chile, a maior parte é feita em “*Long lines*”; um sistema suspenso de cultivo que consiste em uma linha mãe (que se mantém flutuando na superfície por bóias) onde as cordas de mexilhão são presas (CLASING et al., 1998). Como os mexilhões são animais sésseis e filtradores de fitoplâncton, atuam concentrando nutrientes e eliminando o excedente em forma de fezes e pseudofezes (CLEMENT et al., 2001). Devido à alta densidade de mexilhões cultivados nas fazendas marinhas (um “long line” de 100m pode produzir cerca de 12 toneladas de mexilhões), as altas taxas de biodepósitos pode provocar um significativo

enriquecimento orgânico, tanto no sedimento como na coluna da água (DAHLBACK; GUNNARSON, 1981, GRANT et al., 1995, NAVARRO et al., 1995). Tem sido demonstrado que a taxa de sedimentação pode ser até três vezes maior em locais com mexilhões do que em locais sem cultivo (DAHLBACK; GUNNARSON, 1981), podendo ultrapassar 10cm/ano (MATTISSON; LINDEN, 1983). É estimado que um único “*long line*”, com 250 cordas de crescimento de mexilhão possa produzir entorno de 14,1 toneladas de biodepósitos por ano (NAVARRO et al., 1995).

O freqüente desprendimento de mexilhões das cordas de cultivo altera a composição do sedimento e também contribui para o enriquecimento orgânico (CLEMENT et al., 2001). Mattisson e Linden (1983), observaram que um ano após a instalação de um cultivo houve um aumento de 2.800 conchas/m² no sedimento, abaixo das cordas e mesmo seis meses após o cultivo ser retirado do local, ainda existia um lodo anóxico e uma camada de 20-40 cm de espessura de conchas de mexilhão, o que provocou uma mudança na estrutura da comunidade bentônica local (GRANT et al., 1995). No sul do Chile, estes efeitos também vêm sendo registrados (BUSHMAN et al., 1996), Navarro et al. (1995) constataram que devido aos cultivos massivos de mexilhões, houve um aumento de nitrogênio e carbono no sedimento que provocou a redução da diversidade de animais bentônicos e a proliferação de espécies tolerantes, como os poliquetos (NAVARRO et al., 1995).

No cultivo de salmão, os peixes permanecem confinados em jaulas flutuantes, denominadas de balsas-jaulas (MENDÉZ; MIUNITA, 1989, LAIRD; NEEDHAM, 1991). Por necessitar fontes externas de alimento (ricas em fósforo e nitrogênio) e por empregar grandes quantidades de antibióticos, o impacto que este tipo de cultivo pode causar ao ambiente é ainda mais severo (MIRTO et al., 2000, LA ROSA et al., 2002). Os antibióticos são dados aos animais junto com a ração e grande parte é liberado nas fezes. Do total de nutrientes adicionado aos cultivos em forma de alimento, estima-se que entorno de 85% de fósforo, 80-

88% de carbono e 52-95% de nitrogênio é perdido no ambiente através das fezes e pelo excesso não consumido (WU, 1995). Os cultivos de salmão também podem levar à eutrofização da água e do sedimento da mesma forma que o cultivo de mexilhão, porém em uma velocidade muito maior, sendo potencialmente mais impactante devido ao efeito (ainda pouco conhecido) dos antibióticos no ecossistema (BUSHMANN et al., 1996).

Por ser uma espécie exótica no Chile, o salmão pode ainda provocar sérias ameaças à ictiofauna local (JARA et al., 1997, SOTO et al., 2001). Fugas acidentais dos sistemas confinados de cultivo podem levar a uma competição por espaço e alimento entre os salmões e os peixes nativos (CLAUDE; OPORTO, 2000) e aumentar o risco de transmissão de doenças. Na região da província de Chiloé já foi confirmada a transmissão de pelo menos uma enfermidade aos peixes nativos, após a fuga acidental de 4 milhões de salmões entre 1993 e 1996 (CLAUDE; OPORTO, 2000).

O desenvolvimento das atividades de aquicultura provoca ainda um outro tipo de impacto. Como a instalação, a manutenção das estruturas de cultivo e o transporte dos produtos são realizados por barcos, há um aumento significativo do tráfego de embarcações na área (WÜRSIG; GALEY, 2002). Tem sido verificado, em muitas espécies de cetáceos, que o intenso tráfego de embarcações pode provocar alterações comportamentais e até levar ao abandono de áreas importantes de alimentação e reprodução (RICHARDSON et al., 1995).

Por ocuparem as zonas costeiras, as atividades de aquicultura vêm se sobrepondo às áreas de distribuição de várias espécies de mamíferos marinhos, dentre estas estão espécies únicas da América do Sul, como o golfinho-chileno *Cephalorhynchus eutropia* (GRAY, 1846). Devido a potencial perda e destruição de hábitat, as atividades de aquicultura, juntamente com a captura acidental, constituem atualmente as principais ameaças à conservação de *C. eutropia*, que está considerada entre as espécies de golfinhos menos conhecida do mundo (GOODALL et al., 1988, REEVES; LEATHERWOOD, 1994).

O golfinho-chileno possui uma distribuição endêmica, restrita à costa centro-sul do Chile, ocorrendo desde Valparaíso (33° S) até a Isla Navarino (55° S), próximo a Cabo Hornos (Anexo 1) (GOODALL et al., 1988, GOODALL, 1994). Está classificado dentro do gênero *Cephalorhynchus*, juntamente com outras três espécies: golfinho-de-Hector, *C. hectori*, golfinho-de-Heaviside *C. heavisidii* e golfinho-de-Comerson *C. commersonii*. Apesar deste gênero ser um dos mais dispersos do Hemisfério Sul, a distribuição geográfica das espécies é descontínua e limitada a locais específicos (BROWNELL; DONOVAN, 1988). O *C. hectori*, por exemplo, é endêmico da Nova Zelândia; o *C. heavisidii* ocorre apenas na costa oeste da África do Sul enquanto que o *C. commersonii* está distribuído no sul da América do Sul (desde o sul da Argentina até a costa leste da Terra do Fogo) e também nas Ilhas Kerguelen, no Oceano Índico (REEVES; LEATHERWOOD, 1994). Esta distribuição localizada parece refletir uma restrição a determinados tipos de hábitat característico de zonas temperadas (PICHLER et al., 2001).

O golfinho-de-Comerson e o golfinho-chileno são as únicas espécies de *Cephalorhynchus* que estão geograficamente mais próximas. Apesar de serem alopátricas na maior parte de sua distribuição, há uma leve sobreposição no estreito de Magalhães e no Canal de Beagle (GOODALL et al., 1988, GOODALL, 1994), contudo são raros os registros de ocorrência de ambas espécies em um mesmo local, o que poderia estar refletindo diferenças na preferência de hábitat, já que cada espécie ocorre em locais com diferentes características fisiográficas (GOODALL et al., 1988).

A aparência externa dos golfinhos-chilenos é típica do gênero; a cabeça tem um formato cônico e apresenta uma mancha em forma de meia-lua, que vai desde o orifício respiratório até a porção lateral acima dos olhos e é característica da espécie (GOODALL, 1994). A nadadeira dorsal é pequena, com a ponta arredondada e a borda posterior côncava (GOODALL et al., 1988). Quando vistos a partir da água, a coloração do dorso varia desde

amarronzada, acinzentada até uma tonalidade completamente escura, no entanto o verdadeiro padrão de coloração é complexo (GOODALL et al., 1988, GOODALL, 1994, LEATHERWOOD; REEVES, 1994); a região ventral é branca e há uma mancha escura entre as nadadeiras peitorais e na região genital, que é distinta entre fêmeas e machos (GOODALL, 1994) (Anexo 2).

Até o momento, a quantidade de estudos realizados sobre *C. eutropia* é bastante restrita. Originalmente, a espécie foi classificada como *Delphinus eutropia* por J. E. Gray em 1846, no entanto por ter sido baseada em apenas um crânio e não haver referências às características físicas, outras descrições foram feitas, resultando em várias sinónimas (GOODALL et al., 1988 para revisão, GOODALL, 1994, PICHLER; OLAVARRÍA, 2001).

Alguns estudos de osteologia foram realizados por Best (1977), Goodall et al (1988) e Crovetto (1990), enquanto que os únicos trabalhos de anatomia foram feitos por Arvy e Pilleri (1970), que apresentaram descrições da língua e por Crovetto (1990), que estudou o músculo locomotor. Os ácidos graxos do melão, da mandíbula e do tecido adiposo foram estudados por Morales et al. (1990). Molina e Oporto (1993) avaliaram técnicas de determinação de idade a partir de leituras das linhas de crescimento em dentes e posteriormente, Molina e Reyes (1996) verificaram que o padrão de deposição de dentina de *C. eutropia* seguia o mesmo padrão descrito para outros delfínídeos.

Informações sobre a biologia básica do golfinho-chileno também são escassas. Nas fêmeas o tamanho corporal varia de 123 a 165 cm e o peso varia de 30 a 56,5 kg, enquanto que nos machos, entre 124-167 cm e 30-63 kg (OPORTO, 1987, GOODALL et al., 1988, OPORTO et al., 1990). No entanto, devido ao restrito número de indivíduos analisados, provavelmente estes valores não representem a variação existente na espécie. Embora não se conheça a idade em que se inicia a maturidade sexual, foi observado a partir dos animais examinados por Oporto et al. (1990), que machos com tamanho de 150 cm eram maduros sexualmente e que

uma fêmea de 158 cm já apresentava glândulas mamárias ativas. Apesar da época de nascimento dos filhotes ainda não ter sido elucidada, da mesma forma que o período de gestação e de lactação (GOODALL, 1994), acredita-se que, ao menos no norte da distribuição da espécie, a maior parte dos nascimentos de *C. eutropia* ocorra principalmente no verão e na primavera (PEREZ-ALVAREZ; AGUAYO-LOBO, 2002). Algumas informações acerca da fisiologia desta espécie, como batimentos cardíacos, temperatura corporal e alguns valores sanguíneos foi descrita por Oporto (1986a), a partir de um animal capturado acidentalmente em rede de pesca e mantido em cativeiro.

A ecologia dos golfinhos-chilenos também é ainda pouco conhecida e não há dados de abundância, dinâmica populacional, estimativas de área de vida e padrões de movimento. Somente nos últimos anos começaram os estudos sistemáticos de seleção e uso de hábitat desta espécie (HEINRICH, 2001, PEREZ; AGUAYO, 2002, RIBEIRO et al., 2002). Os esforços realizados para conhecer sua distribuição sugerem que o golfinho-chileno seja uma espécie costeira, ocorrendo em águas com baixa profundidade (OPORTO, 1984, OPORTO, 1986b, GOODALL, 1994, HEINRICH, 2002). Habita principalmente dois tipos de áreas: (1) canais e fiordos desde Cabo Hornos até a Ilha de Chiloé, parecendo preferir locais com fortes correntes de maré e (2) praias expostas a mar aberto, baías e desembocaduras de rios ao norte de Chiloé (GOODALL, 1994). As únicas informações sobre a ecologia alimentar do golfinho-chileno provêm de análises qualitativas do conteúdo estomacal de 54 animais mortos acidentalmente em rede de pesca (OPORTO, 1985, OPORTO et al., 1990). Estes autores encontraram que a dieta dos animais analisados era composta por três espécies de peixes (sardinhas, *Strangomera bentinki*, anchoveta, *Engraulis ringens*, e robalo, *Eleginops maclovinus*), uma de cefalópode (*Loligo gahi*), uma de crustáceo (*Munida subrugosa*) e uma espécie de alga verde (*Ulva lactuca*).

O comportamento de pesca do golfinho-chileno na Baía Yaldad, sul da Ilha de Chiloé (X Região) foi descritos por Croveto e Medina (1991). Estes autores também observaram que o número de animais que freqüentavam a baía parecia variar sazonalmente, diminuindo no inverno. Contudo, não se sabe se os animais apresentam um padrão de movimento sazonal como os *C. hectori* na Nova Zelândia, que permanecem próximos à costa durante o verão e se distanciam da costa no inverno (DAWSON; SLOOTEN, 1988). O tamanho grupal dos golfinhos-chilenos é geralmente pequeno, parecendo seguir o mesmo padrão observado para outros congêneres (RIDGWAY; HARRISSON, 1994, BEDJER; DAWSON, 2000). Freqüentemente são observados grupos com menos de 10 indivíduos (GOODALL, 1994, HEINRICH, 2001, PEREZ-ALVAREZ; AGUAYO-LOBO, 2002), no entanto às vezes podem ser vistos grupos de 20 a 50 animais (GOODALL, 1994). O comportamento dos golfinhos-chilenos em relação à aproximação de barcos é geralmente evasivo, especialmente nos canais no sul da Ilha de Chiloé (GOODALL, 1994), contudo na porção norte de sua distribuição os animais ocasionalmente se aproximam e nadam na proa das embarcações (REEVES; LEATHERWOOD, 1994).

Devido a sua distribuição costeira, *C. eutropia* está sujeito a ameaças tanto diretas como indiretas, causadas pela exploração humana, captura acidental em redes de pesca e destruição do hábitat. Embora não existam dados comprovativos, acredita-se que a abundância de *C. eutropia* tenha sido consideravelmente reduzida a partir de 1930 e principalmente entre 1970 a 1990 devido à intensa caça para a utilização de sua carne como isca na pesca do caranguejo “centolla” *Lithodes xantola* e “centollón” *Paralomis granulosa* no sul do Chile (SIELFELD 1983, CARDENAS et al., 1987, OPORTO, 1992, LESCRAUWAET; GIBBONS, 1994). Leatherwood et al. (1988) estimaram que 1300 a 1500 golfinhos-chilenos eram capturados anualmente neste tipo de pesca. A meados da década de 90, as capturas diretas de mamíferos marinhos neste tipo de pescaria parecem ter acabado devido à

promulgação de leis de proibição à caça, no entanto nem sempre as atividades pesqueiras são efetivamente fiscalizadas (MANZUR; CANTO, 1997). Na região da Ilha de Chiloé, os golfinhos também foram arpoados e utilizados como isca na pesca artesanal (GOODALL et al., 1988) e possivelmente, até como alimento humano (AGUAYO, 1975, AGUAYO et al., 1998).

A captura acidental em rede de pesca também vem sendo uma potencial ameaça aos golfinhos-chilenos (GOODALL; CAMERON, 1980). Oporto e Brieva (1990) reportaram que os em Queule (X região) *C. eutropia* constituía a segunda espécie mais capturada acidentalmente depois da marsopa espinosa, *Phocoena spinipinnis*.

Atualmente o golfinho-chileno está considerado pela UICN (União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais) como uma espécie “insuficientemente conhecida” (HILTON-TAYLOR, 2000), no entanto, considerando a falta de conhecimento acerca da ecologia desta espécie, somada à pressão de caça sofrida no passado e as atuais ameaças decorrente da captura acidental e perda de hábitat devido a rápida expansão da aqüicultura no Chile, alguns autores vêm propondo que o *status* de *C. eutropia* seja considerado como “vulnerável” (YAÑEZ, 1997) ou até mesmo como “criticamente ameaçada” (AGUAYO et al., 1998). Esforços de pesquisa são necessários para que se consiga obter mais informações sobre os requerimentos biológicos, tamanho populacional e os padrões de uso de hábitat, para que se possa identificar áreas de importância para a os golfinhos-chilenos e fornecer subsídios para a elaboração de planos de manejo efetivos que garantam sua conservação, como por exemplo, a regulamentação do uso da zona costeira e o estabelecimento de áreas protegidas marinhas (DAWSON; SLOOTEN, 1993, HOOKER et al., 1999, HYRENBACH et al., 2000).

Vários estudos enfatizam que para compreender de forma mais completa os padrões de uso e seleção de hábitat de animais silvestres, são necessários estudos em várias escalas espaciais e temporais, já que a importância relativa de diferentes variáveis do hábitat dependem da escala espacial adotada (MORRIS, 1987a, MORRIS, 1987b, PEDLAR et al., 1997,

ORIAN; WITTENBERGER, 1991, MORRIS, 1992, STAPP, 1997). Atualmente, vem sendo realizado sul do Chile um estudo de seleção e uso de hábitat de *C. eutropia* em grande escala espacial (HEINRICH, 2001) e a Baía Yaldad foi identificada como um dos principais locais de ocorrência do gofinho-chileno no sul da Ilha de Chiloé. Extensas áreas desta baía vêm sendo utilizadas para cultivos marinhos de mexilhão e de salmão, onde já tem sido constatado impacto decorrente destas atividades (NAVARRO et al., 1995). Considerando a falta de conhecimento sobre a ecologia do golfinho-chileno e o efeito da sobreposição das atividades de aqüicultura aos locais potencialmente importantes para esta espécie endêmica, este trabalho teve como objetivo (1) estudar a seleção e uso de hábitat de *C. eutropia* em pequena escala espacial na Baía Yaldad, avaliando as interações dos animais com as atividades de aqüicultura e (2) identificar e quantificar as reações comportamentais dos golfinhos em relação ao tráfego de embarcações.

CAPÍTULO 1

Seleção e uso de hábitat do golfinho-chileno, *Cephalorhynchus eutropia* (Gray 1846) e interações com aquicultura na Baía Yaldad, Ilha de Chiloé, Chile.

Sandra Ribeiro^{1,2*}, Francisco A. Viddi², José Luís Cordeiro^{1,4}, Thales R. O. Freitas^{1,3}

¹ Programa de Pós- Graduação em Ecologia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Av. Bento Gonçalves 9500, prédio 43422
Caixa Postal 15007 CEP 91540-000
Porto Alegre - RS

² Centro Ballena Azul (CBA/BWC)
Santa Rosalía, 111
Valdivia, Chile

³ Laboratório de Genética Molecular
Departamento de Genética/ UFRGS
Av. Bento Gonçalves 9500, prédio 4332M
Caixa Postal 15053 CEP 91501-970
Porto Alegre - RS

⁴ Laboratório de Geoprocessamento
Centro de Ecologia/ UFRGS
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Av. Bento Gonçalves 9500, prédio 43422
Caixa Postal 15007 CEP 91540-000
Porto Alegre - RS

Este artigo será submetido à revista *Biological Conservation*

* Autor cuja correspondência deve ser dirigida: sandraribeiro@hispavista.com

RESUMO

A seleção de hábitat dos golfinhos-chilenos foi estudada durante os meses de janeiro a abril de 2002 com o objetivo de identificar os fatores ambientais e comportamentais determinantes do uso de hábitat em pequena escala espacial e avaliar a interação desta espécie às atividades de aqüicultura presentes na Baía Yaldad, sul do Chile. Os golfinhos concentraram suas atividades em apenas 21% do total da área de estudo. Locais rasos (5-10m), próximos à costa e próximos aos rios foram as características ambientais selecionadas e o forrageio foi a atividade mais freqüentemente observada. A restrita seleção de hábitat dos golfinhos pareceu estar relacionada à abundância e à disponibilidade de presas. Apesar de não ter sido detectado associação significativa da intensidade de uso dos animais à distância da salmonera, foi visto que o cultivo de mexilhão pode estar limitando consideravelmente o espaço disponível aos golfinhos. Estes resultados devem ser considerados em futuros planos de manejos costeiros no sul do Chile, onde a aqüicultura vem se expandido rapidamente.

Palavras-chave: *Cephalorhynchus eutropia*; golfinho-chileno; seleção de hábitat; uso de hábitat; aqüicultura.

INTRODUÇÃO

Nos ambientes marinhos, os recursos não estão distribuídos de maneira uniforme ou aleatória, mas agregados em manchas (“*patch*”), as quais diferem uma das outras tanto física como biologicamente e variam em escala espaço-temporal (Godin e Keenleyside, 1984; Ballance, 1992; Stevick et al., 2002). Para suprir os requerimentos biológicos, os animais necessitam selecionar, dentro deste mosaico de áreas ricas e áreas pobres, aqueles habitats que lhes proporcionem maior sobrevivência e melhor sucesso reprodutivo, onde o *fitness* seja maior (Rosenweig, 1981; Morris, 1988; Rosenweig, 1991). O processo de seleção de habitat traz como resultado um padrão de uso do ambiente onde os animais tendem a concentrar suas atividades às áreas mais adequadas (Godin e Keenleyside, 1984; Samuel et al., 1985). A identificação destas “áreas de concentração” e dos fatores ambientais responsáveis pelo uso desigual (fatores selecionados) é importante para a compreensão da ecologia da espécie e fundamental para elaboração de medidas efetivas de conservação (Ben-Shahar e Skinner, 1988; Koop et al., 1998; Karczmarski et al., 2000).

O golfinho-chileno, *Cephalorhynchus eutropia*, é uma espécie endêmica do Chile, ocorrendo desde Valparaíso (33° S) até a Isla Navarino (55°S), próxima a cabo Hornos. Apresenta uma distribuição costeira, habitando baías protegidas, canais, fiordes e também praias expostas (Oporto, 1984; Oporto, 1986; Goodall, 1988; Goodall et al., 1994). O estado de conservação atual de *C. eutropia* é “insuficientemente conhecido” (Hilton-Taylor, 2000) e está considerada entre as espécies de golfinhos mais desconhecidas (Goodall, 1988; Reeves e Leatherwood, 1994). Informações sobre aspectos básicos de sua biologia e ecologia são ainda escassos e não há dados de abundância, dinâmica populacional, tamanho de área de vida e padrões de movimento (Goodall, 1988; Goodall et al., 1994). Apenas recentemente alguns estudos acerca do uso de habitat desta espécie foram iniciados (Heinrich, 2001; Perez-Alvarez

e Aguayo-Lobo, 2002; Ribeiro et al., 2002). Acredita-se que entre 1930 e principalmente entre 1970 a 1990 a abundância do golfinho-chileno, juntamente com outras espécies de mamíferos e aves marinhas, tenha sido reduzida devido à intensa caça para a utilização de sua carne como isca na pesca de caranguejo “centolla”, *Lithodes xantola*, e “centollón”, *Paralomis granulosa*, no sul do Chile (Cardenas et al., 1987; Oporto, 1992; Lescrauwaet e Gibbons, 1994) e também para a pesca artesanal na X Região, especialmente na Ilha de Chiloé (Goodall et al., 1988). A partir de 1990, as capturas diretas de golfinhos neste tipo de pescaria parecem ter acabado devido à promulgação de leis de proibição à caça, no entanto nem sempre as atividades pesqueiras são efetivamente fiscalizadas (Manzur e Canto, 1997). Atualmente, a principal preocupação quanto à conservação de *C. eutropia* se refere à captura acidental em redes de pesca e à progressiva destruição e a perda de hábitat (Hucke-Gaete, 2000), principalmente devido às atividades de aquicultura (cultivo de mexilhão e de salmão), que vem se expandindo rapidamente pelas baías, canais e fiordes protegidos do sul do Chile (Buschmann et al., 1996; Sullivan e Bustamante, 1999).

Desde sua implementação em águas chilenas, durante a década de 80, a indústria de aquicultura já aumentou mais de 140 vezes sua produção inicial, especialmente na X Região que é responsável por mais de 90% da produção aquícola do país (Clasing et al., 1998; Claude e Oporto, 2000; SERNAPESCA, 2001). Atualmente o Chile é o primeiro produtor mundial de salmão (505.000 toneladas/ano) e apesar do cultivo do mexilhão *Mytilus chilensis*, apresentar uma produção anual bem menor que a indústria salmonera (35.000 toneladas/ano), está considerado entre os mais representativos do Hemisfério Sul (SERNAPESCA, 2001; Kemper et al., 2003).

O cultivo de mexilhões, por ser realizado de forma massiva, pode levar ao enriquecimento orgânico da coluna da água e do substrato devido as altas taxas de biodeposição (fezes e pseudofezes) e ao freqüente desprendimento dos sistemas suspensos de

cultivo, que alteram a composição do sedimento e reduz a quantidade de oxigênio disponível (Dahalback e Gunnarson, 1981; Grant et al., 1995). Estes fatores levam à modificação na estrutura da comunidade bentônica e à diminuição da diversidade biológica local (Navarro et al., 1995; Stenton-Dozey et al., 1999; Chammlerlaim et al., 2001). O cultivo de salmão é ainda mais impactante devido a necessidade de fontes externas de alimento (rica em fósforo e nitrogênio) e ao uso de grandes quantidades de antibióticos (Mirto et al., 2000; Naylor et al., 2000). Além da eutrofização do substrato e da coluna da água, causada pelas fezes e pelo excedente de ração não ingerido pelos peixes, há o efeito dos antibióticos dissipados ao ambiente, que embora não quantificados, representam um potencial impacto ao ecossistema (Wu, 1995; Buschmann et al., 1996; Naylor et al., 1998). Por ser uma espécie exótica no Chile, o salmão pode ainda provocar sérias ameaças à ictiofauna local (Jara et al., 1997; Soto et al., 2001). Fugas acidentais dos sistemas confinados de cultivo (salmonera) podem levar à competição por espaço e alimento e à transmissão de doenças aos peixes nativos, como já foi confirmada a ocorrência de pelo menos um caso, após a fuga de 4 milhões de salmões na região de Chiloé (Claude e Oporto, 2000).

Interações entre atividades de aquicultura e mamíferos marinhos são geralmente negativas (Würsig e Galey, 2002). Devido a alta concentração de potenciais recursos alimentares, os lobos marinhos são freqüentemente atraídos para as proximidades da salmonera, onde rasgam as redes das jaulas de cultivo para capturar os peixes e provocam grandes prejuízos econômicos, além de contribuir para a fuga dos salmões (Claude e Oporto, 2000). Matança direta, sinais acústicos e redes “antilobos” são algumas das medidas de proteção, que além de prejudicar aos lobos causam impacto sobre aves e golfinhos, que podem emalhar-se nas redes ou até mesmo abandonar certas áreas (Morton e Symonds, 2002; Würsig e Galey, 2002; Kemper et al., 2003). O cultivo de mexilhão, por ocupar grandes extensões costeiras pode limitar o espaço disponível ao uso pelos golfinhos, reduzindo áreas

de descanso, de alimentação e de interações sociais (Wursig e Galey, 2002; Kemper et al., 2003). Considerando o crescimento exponencial das atividades de aquicultura, que está se sobrepondo aos locais de ocorrência de *C. eutropia* no sul do Chile (baías protegidas, canais e fiordes) e a falta de informações sobre ecologia desta espécie, torna-se necessária uma avaliação da influência destas atividades nos padrões de uso de hábitat dos golfinhos, para que seja possível propor medidas adequadas de conservação e manejo dos ecossistemas costeiros que garantam a preservação desta espécie.

Este trabalho tem por objetivo estudar a seleção de hábitat do golfinho-chileno, identificando as características ambientais responsáveis pelo padrão de uso em pequena escala espacial e avaliar a interação de *C. eutropia* com as atividades de cultivo de salmão e de mexilhão, em uma baía considerada potencialmente importante para a ocorrência desta espécie na Ilha de Chiloé (Hienrich, 2001).

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo:

A Baía de Yaldad está localizada no sul da Ilha de Chiloé, Chile (43° 08'S, 73 ° 44' W) (Fig.1) e possui uma área total de aproximadamente 22 km². Sua extensão costeira é constituída principalmente por praias de seixos enquanto que a porção mais central apresenta o substrato composto por sedimentos arenosos (Navarro et al., 1993). A profundidade média da baía é de 13,4 m, sendo que os locais mais profundos atingem cerca de 32 m. Apresenta uma declividade média de 2,3 % (DP = ±1,7%) e máxima de 12%. A variação de maré é de aproximadamente 5m em marés de sizígia e de 3m em maré de quadratura, com regime semi-diurno ao longo do ano (SHOA, 1999). A temperatura da água varia entre 9° a 16°C (inverno e verão, respectivamente) (Winter et al., 1982; Navarro e Jaramillo, 1994). A baía recebe

aporte de água doce de 4 rios (± 25 m de largura) e de 17 riachos (Fig.1) e a salinidade média é de 30‰, entretanto pode atingir valores entorno de 25‰ depois de longos períodos de chuva (Navarro et al, 1993; Classing et al., 1994). Uma extensa porção de sua área é utilizada para o cultivo de mexilhão *M. chilensis*, que existe em grande escala desde o final da década de 80 (Bushmann et al., 1996; Classing et al., 1998) e recentemente também foi instalada uma fazenda marinha de cultivo de salmão (salmonera), com três sub-unidades, onde está sendo cultivado o salmão do Atlântico, *Salmo salar*.

Coleta dos dados de campo

Durante os meses de janeiro a abril de 2002 foram realizadas observações a partir de terra, em um ponto fixo de 102,78 m de altura (a partir do nível da maré baixa) de onde se tinha uma ampla visão da baía (Fig.1). As posições dos golfinhos na baía foram determinadas através de um teodolito digital (Pentax ETH-10D, precisão de $\pm 10''$ de arco e com poder de magnificação de 30x). Este equipamento mede ângulos horizontais em relação a um determinado ponto de referência (ponto “zero”) e ângulos verticais em relação ao centro gravitacional terrestre. Conhecendo-se a posição geográfica do ponto de instalação do teodolito e do ponto de referência (zero), bem como a altura do instrumento acima do nível do mar (levando em consideração a flutuação da maré), é possível converter as leituras dos ângulos em coordenada geográfica latitude/longitude (Wursig et al., 1991).

Desde 1979 o teodolito vem sendo amplamente empregado em estudos de várias espécies de cetáceos, principalmente para descrever padrões de movimento e uso de habitat (Würsig e Würsig, 1979a; Würsig e Würsig, 1979b; Smith, 1993; Yin, 1999; Bejder e Dawson, 2000; Quick, 2001) e para avaliar as respostas comportamentais em relação à embarcações (Kruse, 1991; Bejder et al., 1999; Yin, 1999; Williams et al., 2002). Este método além de oferecer resultados precisos nos estudos de mamíferos marinhos (Lerczac e Hobbs,

1998), apresenta a vantagem de não influenciar o comportamento dos animais durante a coleta de dados, já que as observações são realizadas a partir de terra (Würsig et al., 1991).

As posições geográficas do local de instalação do teodolito e do ponto “zero” foram obtidas através de um GPS (*Global Positioning System*) Garmin 12. A precisão das marcações do teodolito é proporcional à elevação do instrumento acima do nível do mar e inversamente proporcional à distância do objeto que se deseja marcar. A maior fonte de erro na obtenção das posições geográfica provém de erros na determinação da altura do teodolito (Würsig et al., 1991; Bedjer et al., 1999). Para garantir maior precisão aos resultados, a altura do ponto de observação foi determinada através de uma Estação Total (equipamento que mede distância através da emissão de raio laser). Diariamente a altura do teodolito era medida (desde o solo até a altura dos olhos) e o valor obtido era somado à altura do morro. Devido a grande amplitude da maré na Baía Yaldad, foi necessário corrigir a altura do teodolito acima do nível do mar durante o período de observação. Em intervalos de 10 minutos, determinava-se a altura da maré através da “Tabela de Correção da Altura da Maré” disponível para a região (SHOA, 1999). Calculou-se que um erro de 50 cm na determinação da altura do teodolito, acima do nível do mar (máxima margem de erro possível), poderia causar um erro de até 15 m nas marcações realizadas a uma distância de 3.000 m (Würsig et al., 1991). Acredita-se que este erro não tenha afetado a validação dos resultados. O programa *PYTHAGORAS* (© Glenn Gailey, Texas A&M University) foi utilizado para converter as leituras do teodolito em posições geográficas lat/long.

O início e a duração diária do trabalho de campo eram limitados pelas condições ambientais. Quando possível, as observações iniciavam-se entorno das 08:00 h e perduravam até as 19:30 h. Para garantir a qualidade dos dados coletados e assegurar que todas partes da área de estudo tivessem uma consistente probabilidade de ser amostrada, o esforço de observação somente era considerado válido em ausência de chuva e quando o estado de

agitação do mar era menor ou igual a Beaufort 2. Dois a três observadores, utilizando binóculos 10x50 e luneta com poder de aumento de 60x, escaneavam constantemente a baía em busca de um grupo de golfinhos. Quando localizado, o grupo era monitorado pelo maior tempo possível. Definiu-se como grupo a agregação de animais distantes não mais que 100 m entre si (Wells et al., 1987), em aparente associação e freqüentemente, mas não sempre, envolvidos na mesma atividade (Shane, 1990; Mann, 1999a).

Em intervalos de aproximadamente 60 segundos eram registrados: as leituras dos ângulos horizontais e verticais (tomadas preferencialmente do centro do grupo); a hora, minuto e segundo da observação; tamanho grupal e o padrão de atividade que mais de 50% do grupo estivesse envolvido (Mann, 2000), utilizando o protocolo de seguimento de grupo (Mann, 1999a) e o método de amostragem de grupo focal (Altmann, 1974; Mann, 1999a). Durante as observações, se os golfinhos não fossem re-avistados em um intervalo de até 5 min, o grupo focal era abandonado e uma nova busca por outro grupo era iniciada. Este procedimento foi realizado para evitar intervalos muito longos entre as observações. Foram considerados cinco padrões de atividade:

- Pesca: consistia principalmente na pesca cooperativa de cardumes. Durante esta atividade eram observados comportamentos de perseguição às presas, onde os golfinhos se colocavam paralelos uns aos outros e faziam investidas rápidas, direcionais e sincronizadas de perseguição ao cardume, provocando grande movimento de água; também faziam círculos (Crovetto e Medina, 1991) onde os peixes podiam ser vistos saltando ou (em algumas ocasiões) até mesmo dentro da boca dos golfinhos. Freqüentemente havia associações com “andorinhas- do- mar”, *Sterna hirundinacea*, que pescavam juntos com os golfinhos.

- Forrageio: caracterizava-se por repetidos mergulhos não sincronizados em várias direções, em um determinado local, muitas vezes com arqueamento do dorso. Esta atividade poderia

estar representando o esquadrinho da área em busca de cardumes ou a alimentação de invertebrados ou peixes bentônicos (forrageio bentônico).

- Descanso: movimentos lentos onde os golfinhos podiam permanecer até alguns minutos flutuando na superfície da água ou deslocar muito lentamente.

- Socialização: interação direta entre os indivíduos de um grupo, os quais permaneciam em constantes contatos físicos, apresentando na maior parte do tempo, movimentos vigorosos e saltos fora da água. Comportamentos sexuais e de agressão entre os indivíduos também foram considerados dentro desta categoria.

- Deslocamento: movimento persistente e direcional com todos os membros do grupo respirando de forma sincronizada.

Para avaliar o padrão de uso de hábitat dos golfinhos em relação à atividade de aquicultura presentes na Baía de Yaldad, as distribuições espaciais dos cultivos de mexilhões e das salmoneras foram mapeadas utilizando o teodolito. A borda de cada bloco de cultivo de mexilhão e os vértices das balsas da salmonera foram marcadas e posteriormente transformadas em posição geográfica, obtendo-se desta forma, os polígonos que representavam a “silhueta” das estruturas de aquicultura (Fig.1). Para delimitar as áreas atrás das ilhas que não eram vistas, marcou-se com o teodolito a extremidade das copas das árvores presente nas ilhas. Estas leituras dos ângulos, transformadas em posição geográficas correspondiam a pontos na água que indicavam o limite da porção das áreas não vista. (Fig.1). Considerando somente as áreas dentro do ângulo de visão da baía e descontando destas as áreas não vistas, obteve-se a área efetivamente monitorada que totalizou 16 km², aproximadamente 73% da área total da baía.

Análises especiais: Sistema de Informação Geográfica - SIG

O sistema de informação geográfica *IDRISI 32* foi utilizado para a realização das análises espaciais e para extrair e derivar as variáveis que pudessem ser relevantes ao estudo de seleção de hábitat de *C. eutropia*. As variáveis ambientais consideradas neste estudo foram: distância da costa, profundidade, declividade, distâncias dos rios e distância dos riachos. Também foram avaliadas duas variáveis relacionadas às atividades de aquicultura: distância das salmoneras e cobertura de cultivo de mexilhões. Os limites da baía Yaldad e as desembocaduras dos rios e riachos foram digitalizados através do programa *Surfer 7.0*, a partir da carta do Instituto Geográfico Militar do Chile (IGM) (escala 1:50.000) e foi utilizado como “mapa base” para as análises posteriores. Foram construídos mapas temáticos com resolução de 1x1m para cada uma das variáveis citadas acima. Os dados de profundidade da área de estudo foram obtidos de duas maneiras: para a porção norte da baía até a Ilha Linagua, utilizou-se um mapa batimétrico detalhado (isolinhas de 2 em 2m) disponível em Winter et al. (1982) que foi digitalizado. Para a porção sul restante da baía, os dados foram coletados com ecossonda *Hondex Depth Sounder Handheld* através de várias transecções em barco. Utilizando o método de triangulação/interpolação, gerou-se um modelo batimétrico para toda a área da baía (com dados interpolados em raster de 1 m); a partir deste modelo derivou-se o mapa de declividade. Através do mapa base foram gerados os mapas de distância da costa, distância dos rios e distância dos riachos. Os polígonos que representavam as salmoneras foram sobrepostos ao mapa base da baía para gerar um mapa de distância das salmoneras.

Para as análises espaciais, o mapa da baía foi dividido em quadrantes de 100x100m (0,01km²). Somente foram considerados os quadrantes que estavam compreendidos dentro da área de estudo efetivamente monitorada (1.589 quadrantes), os quais constituíram as unidades amostrais das análises. Estes quadrantes foram cruzados com cada um dos mapas temáticos, separadamente, para obter o valor médio das variáveis analisadas para cada quadrante. A

porcentagem de cobertura do cultivo de mexilhões foi obtida, transformando os polígonos vetoriais de mexilhão para o formato *raster* com resolução de 1x1m. Cruzando este mapa com os quadrantes de 100x100m, obteve-se a quantidade de pixel (1x1m) com presença de mexilhão em cada quadrante. Sabendo que cada quadrante de 100x100m possuía um total de 10^3 pixel, obteve-se a proporção de cobertura de mexilhão para o quadrante.

A intensidade de uso dos golfinhos na baía foi obtida plotando (no mapa base) as posições de todos os grupos observados durante o período de estudo (leituras no teodolito) e cruzando-as com a grade de 100x100m. Como cada posição correspondia a um intervalo de tempo, foi possível obter o tempo total de permanência dos golfinhos em cada quadrante (a partir do somatório referente a todas as leituras realizadas para o quadrante). Também foram feitos mapas de intensidade uso para cada uma das atividades, para avaliar o padrão espacial de uso de hábitat em relação a pesca, forrageio, descanso, socialização e deslocamento, separadamente. Todos os dados espaciais referentes aos mapas temáticos e a todas análises realizadas foram colocados em planilha do Excell, de modo que para cada quadrante (linhas) havia dados referentes aos fatores ambientais avaliados, ao tempo total de uso do quadrante e ao tempo dedicado a cada uma das atividades.

Seleção de hábitat

Para determinar se a Baía Yaldad foi utilizada de maneira uniforme pelos golfinhos (H_0), aplicou-se um teste Kolmogorov-Smirnov de ajuste (Zar, 1999). Se a hipótese nula fosse rejeitada, o uso seria desproporcional e este teste identificaria os quadrantes significativamente mais utilizados que o esperado que caracterizariam a “área de concentração de uso” da baía (Samuel et al., 1985).

A seleção de hábitat dos golfinhos-chilenos foi avaliada comparando o tempo de uso de cada quadrante em relação às variáveis ambientais. Para identificar os fatores ambientais

mais associados aos locais selecionados pelos golfinhos, foi feita uma análise de correspondência (Greenacre e Vrba, 1984; Greenacre e Balsius, 1994; Hair et al., 1998) através do programa SPSS v. 8.0. Para a realização desta análise, todas as variáveis foram previamente categorizadas. O tempo de permanência dos golfinhos em cada quadrante foi transformado em quatro categorias de intensidade de uso (ausente, pouco, médio e muito) e as variáveis ambientais, convertidas em um total de 25 classes (Tabela 1). Uma tabela de contingência foi criada entre as categorias das variáveis ambientais, justapostas uma a uma (constituindo as linhas da tabela) e as categorias de intensidade de uso (colunas), resultando em uma matriz de 25 x 4. A análise de correspondência é um método de ordenação, adequado tanto para dados com relações não-lineares e não-métricos (Hair et al., 1998) que facilita a interpretação da informação contida em tabelas de contingência, transformando-a em um gráfico (Greenacre e Balsius, 1994). Usando a estatística de Qui-quadrado como medida de associação, as frequências das linhas e colunas são estandardizadas, formando escores de distância métricas, que serão representadas conjuntamente como pontos em um gráfico também denominados “mapas” (Greenacre e Vrba, 1984). Este gráfico é formado por dimensões ortogonais, onde as categorias são arranjadas no espaço de modo a maximizar a intensidade das associações (Hair et al., 1998). A interpretação é feita através da comparação da distância entre os pontos: quanto maior for a proximidade entre os pontos referentes às linhas e às colunas, maior será o grau de associação entre estas (Hair et al., 1998). No entanto, como todos os métodos escalares multidimensionais, a análise de correspondência é exploratória e fornece uma descrição das relações entre as variáveis, dando uma indicação de “importância”, mas não de significância (Ben-Shahar e Skinner, 1988). Desta forma, para avaliar se as relações eram significativas, realizou-se uma análise de resíduos ajustados (Haberman, 1973; Everitt, 1992). Esta análise identifica as células da tabela de contingência que são responsáveis para a significância da análise de Qui-quadrado (Everitt, 1992). Para se

obter o resíduo ajustado, primeiramente calcula-se o resíduo padronizado para cada uma das células segundo a fórmula: $e_{ij} = (n_{ij} - E_{ij}) / \sqrt{E_{ij}}$ (onde E_{ij} é o valor esperado calculado para a célula e n_{ij} , o valor observado) e posteriormente o resíduo ajustado: $d_{ij} = e_{ij} / \sqrt{[(1 - n_i / N) (1 - n_j / N)]}$ (onde n_i é o total das linhas, n_j o total das colunas e N o total geral). É assumido que os resíduos ajustados tenham uma distribuição normal com média 0 e desvio padrão 1. A interpretação é feita comparando os valores calculados aos valores críticos da distribuição normal (curva z), a um dado nível de significância (neste trabalho utilizou-se $\alpha = 0,05$). Se o valor do resíduo calculado for maior que Z_α (1,96) (Everitt, 1992), conclui-se que o valor observado na célula desvia-se significativamente para “mais associado” do que o valor esperado, identificando desta forma, uma associação significativamente positiva entre as categorias que constituem a célula. A combinação destas duas análises permitiu identificar a significância da associação entre as linhas e colunas através da análise dos resíduos ajustados e o grau de importância, através da comparação da proximidade espacial entre as categorias das linhas e colunas no mapa de correspondência.

Padrões de atividade e utilização do hábitat

Para determinar se o tempo dedicado a cada um dos padrões de atividade esteve distribuído de maneira uniforme, ou se a Baía de Yaldad foi utilizada principalmente para realização de um padrão de atividade em especial, aplicou-se um teste de Qui-quadrado de ajuste (Zar, 1999), baseando-se na frequência de ocorrência de cada atividade em relação ao tempo total de observação dos golfinhos durante o período de estudo.

Para investigar as relações e elucidar possíveis associações entre os padrões de atividade e os fatores ambientais, realizou-se uma análise de correlação canônica (*STATISTICA* v.5). Esta análise permite avaliar a inter-relação entre dois conjuntos de variáveis (Hair et al., 1998) através da seleção da combinação linear (raiz canônica) que

maximiza as correlações entre o conjunto de variáveis dependentes e o conjunto de variáveis independentes (James e McCulloch, 1990). A quantidade de raízes canônicas será igual a número de variáveis presente no menor conjunto de dados. A significância da correlação canônica entre os conjuntos de variáveis, assim como a significância de cada uma das raízes canônicas foi avaliada por um teste de Qui-quadrado. Os cinco padrões de atividade (pesca, forrageio, descanso, socialização e deslocamento) formaram o conjunto de variáveis dependentes e os fatores ambientais, o conjunto de variáveis independentes, composto pelas seguintes variáveis: profundidade, cobertura de cultivo de mexilhões, distâncias dos rios, distância dos riachos e declividade. As variáveis: distância da costa e distância da salmonera não foram consideradas nesta análise, para evitar problemas de multicolinearidade (Jongman et al, 1995), visto que estes descritores apresentaram correlação maior que 50% com outras variáveis. O conjunto de descritores ambientais foi estandardizado (media 0 e variância 1) para remover o efeito de diferentes unidades de medida (Jongman et al., 1995). A interpretação da correlação canônica é feita analisando a magnitude dos coeficientes estandardizados (“pesos”) pertencentes às raízes canônicas significativas. Os “pesos” revelam a contribuição de cada variável dentro de seu próprio conjunto de dados (Jongman et al., 1995; Williams et al., 2002). Embora não exista um limite mínimo definido para a interpretação destes “pesos”, neste trabalho adotou-se o valor de 0,2, considerado adequado em estudos de comportamento de cetáceos (Williams et al., 2002).

Para avaliar se havia influência dos cultivos marinhos sobre os padrões de atividade dos golfinhos estabeleceu-se três tipos de “zona”: (1) zona sob influência direta dos mexilhões, que correspondeu aos blocos de cultivo e às áreas entre os blocos. Esta zona ocupava uma área de aproximadamente 30% da baía; (2) zona de influência direta da salmonera, definida como a região compreendida dentro do raio de 250 m ao redor da salmonera (3) zona livre, locais livres de atividades de aquicultura. Para verificar se havia

associação significativa entre os padrões de atividade e as “zonas” estabelecidas, comparou-se o tempo que os golfinhos dedicaram a cada uma atividade (pesca, forrageio, descanso, socialização e deslocamento) em relação cada uma destas zonas através de um teste de Qui-quadrado de associação em tabela contingência (Zar, 1999) e análise de resíduos ajustados (Everitt, 1992) (SPSS v.8.0). Os mesmos testes estatísticos foram utilizados para avaliar se havia influência dos estados de maré sobre os padrões de atividade. Para cada registro feito em campo (leitura do teodolito), foi registrada o estado de maré correspondente ao período de observação, o que possibilitou relacionar o tempo que os golfinhos permaneceram em cada estado de maré com os padrões de atividades. Foram estabelecidos quatro estados de maré: maré alta, maré baixa, maré descendo e maré subindo, de acordo com a velocidade de corrente ao longo do ciclo diário de maré. Foram considerados como maré alta e maré baixa o intervalo compreendido entre uma hora antes e uma hora depois do horário marcado na tábua de maré para estes estados. Os estados de maré subindo e descendo corresponderam aos intervalos entre os períodos de maré baixa e alta e maré alta e baixa, respectivamente.

RESULTADOS

De um total de 293,5 horas de esforço de observação realizados em 51 dias durante os quatro meses de estudo, os golfinhos foram monitorados por 67,4 horas (23% de efetividade). Foram registradas 3.659 leituras no teodolito referentes à marcação da posição de 192 grupos, que foram avistados e acompanhados durante este período. O intervalo médio entre as leituras no teodolito foi de 1,1 minutos ($DP = \pm 0,65\text{min}$) e o tempo médio de permanência com cada grupo foi de aproximadamente 21 minutos, variando de 1 a 163 minutos. O tamanho grupal variou de 1 a 25 animais, no entanto a média foi de 5.92 indivíduos ($DP = \pm 3.44$) por grupo.

O esforço de observação foi semelhante entre os meses de estudo (*ANOVA* $F_{0,05;3;45}=1,56$ $p=0,21$) (Fig. 2), contudo houve uma diferença significativa na taxa de efetividade de observação mensal (tempo de observação direta dos golfinhos em relação às horas de esforço) (*ANOVA*, $F_{0,05;3;45} =3,45$ $p = 0,02$), havendo uma gradual diminuição ao longo dos meses (Fig. 2). A presença dos golfinhos na Baía Yaldad foi significativamente maior nos meses de janeiro e fevereiro (verão) do que nos meses de março e abril (outono) (Teste-T $t_{49} =3,14$ $p = 0,003$), sugerindo uma possível influência sazonal na proporção de tempo que a baía é utilizada pelos golfinhos.

Seleção de hábitat:

O uso da Baía Yaldad por *C. eutropia* não foi uniforme, havendo áreas altamente utilizadas enquanto outras nunca freqüentadas pelos golfinhos (Fig. 3). Uma restrita área de concentração de uso foi identificada, composta por apenas 333 quadrantes que foram significativamente mais utilizados (*K-S* $D_{\max} = 0,707$ $p < 0,001$). Esta área, que representou somente 21% da área monitorada, correspondeu à estreita faixa ao longo da costa (Fig. 3), onde os golfinhos permaneceram 91% do tempo em que foram monitorados. Estes resultados indicam que os animais concentram suas atividades a apenas uma pequena porção da baía.

A associação entre intensidade de uso e os fatores ambientais, obtidas pela análise de correspondência, mostrou que não houve nenhuma característica do ambiente comum às áreas usadas e não usadas pelos golfinhos-chilenos (Fig. 4), indicando que os animais apresentam uma nítida seleção por determinados fatores ambientais. Entre as áreas que foram utilizadas (Fig. 4 - parte esquerda do gráfico) observa-se que existe um gradiente entre as categorias selecionadas, desde a menor até a maior intensidade de uso (de cima para baixo), havendo algumas características comuns às áreas de pouco, médio e intenso uso. Locais próximos à costa, distantes até 500m (categorias 1 e 2) (Tabela 1), com profundidade variando entre 5-

10m (6) e a distâncias intermediária dos rios e riachos (14 e 17 respectivamente), foram as características ambientais selecionados pelos golfinhos, independente se usadas com pouca, média ou alta intensidade. No entanto, áreas com profundidades de 10-15m (7) e locais com declividades maiores que 5% (12) foram utilizadas apenas com pouca ou média intensidade, enquanto que a alta proximidade dos rios e dos riachos (13 e 16 respectivamente) constituiu o principal fator ambiental que caracterizou as áreas intensamente utilizadas pelos golfinhos. Locais distantes mais que 500m da costa (3 e 4), com profundidades maiores que 20 m (9), sem declividade (10), distante mais que 1000m dos rios (15) e mais que 750m dos riachos (15) estiveram significativamente associados aos locais de “ausência”, constituindo as variáveis ambientais não selecionados pelos golfinhos na Baía Yaldad.

Interação com a aquíicultura

Não foi identificada nenhuma associação significativa entre a distância da salmonera e as intensidades de uso, contudo ao analisar o gráfico de correspondência observa-se, que a categoria de 0 – 250 m (19) de distância da salmonera está localizada entre as categorias “ausentes” e de “uso médio” (Fig. 4), indicando que as áreas próximas a salmonera poderiam ser eventualmente utilizadas. Em relação aos cultivos de mexilhões, os golfinhos utilizaram com baixa intensidade os locais que apresentavam pouca cobertura de mexilhões (até 30% de cobertura) (23) enquanto que, em locais onde a cobertura de mexilhões ultrapassava 60% (25), os golfinhos estiveram ausentes (Fig. 4). Estes resultados sugerem que áreas com alta quantidade de mexilhões restringem o espaço disponível de uso dos golfinhos. Entretanto, a proposição anterior poderia ser questionada se as áreas com mais de 60% de cobertura de mexilhões coincidissem com locais de maior profundidade e mais distantes da costa (variáveis não são selecionadas – Fig. 4). Pois se assim fosse, a não utilização destas áreas poderia estar relacionada a estes fatores e não à quantidade de mexilhões. No entanto, o nível de correlação

entre a porcentagem de cobertura de mexilhões em relação à distância da costa e a profundidade é muito baixa ($r_s (\text{mex}/\text{prof}) = 0,08$ e $r_s (\text{mex}/\text{dcost}) = 0,11$) (Fig. 5) e não há diferença significativa entre a quantidade mexilhões (0-30%, 30-60%, >60%) e a profundidade (5-10m, 10-15m e 15-20m) ($\chi^2=5,93$ $gl=4$ $p=0,21$), indicando que quadrantes com maior ocupação por mexilhão não estão necessariamente localizados em áreas mais profundas e nem mais distantes da costa. Desta forma, é possível considerar com maior consistência que os golfinhos-chilenos pareceram evitar locais com alta densidade de cultivos de mexilhões. Houve uma sobreposição de 32,4% dos cultivos de mexilhões à faixa de profundidade mais utilizadas por *C. eutropia* (área compreendida pelo intervalo de 5-10 m de profundidade – Fig. 4). Considerando que os golfinhos somente utilizavam locais com pouca cobertura de mexilhões (Fig. 4), cerca de 15,3% da área costeira não estava disponível aos animais devido à alta densidade de cordas (mais que 30%), sugerindo que este tipo de cultivo restringe o espaço disponível aos golfinhos-chilenos.

Padrão de atividades e uso de hábitat

A frequência de ocorrência de cada um dos cinco padrões de atividade registradas na Baía Yaldad não esteve distribuída de maneira uniforme ($\chi^2 = 42,7$ $gl = 4$ $p<0,001$). O forrageio foi a atividade mais frequentemente observada (44,4%) (Fig. 6) e se unido à atividade de pesca (9%) em uma única categoria, um total de 53,4% seria obtido, mostrando que mais da metade do tempo que os golfinhos passaram na Baía Yaldad foi dedicado a “atividades relacionadas a alimentação”. O deslocamento foi a segunda categoria mais freqüente (34,1%), seguido pelo descanso e socialização (6,7% e 5,8%, respectivamente).

Os padrões de atividade dos golfinhos-chilenos estiveram significativamente correlacionados às variáveis ambientais (análise de correlação canônica) ($\chi^2 = 117,5$ $gl = 25$ $p<0,001$). O coeficiente de correlação canônica obtido (r_c) foi de 0,40, indicando uma

sobreposição de variância de 16% (r_c^2) entre os dois conjuntos de variáveis. O índice de redundância para o conjunto de variáveis independentes e dependentes foi de 8,03 % e 7,75%, respectivamente. Este índice representa a quantidade de variância (%) de um conjunto de variáveis que é explicada pelo outro grupo de variáveis. Desta forma, as variáveis ambientais explicaram 8,03% da variância dos padrões de atividade, enquanto que os padrões de atividade foram responsáveis por 7,75% da variância dos fatores ambientais. Na figura 7 está representado os “pesos” referentes às duas primeiras raízes canônicas que contribuíram para a correlação significativa entre os conjuntos de variáveis. Neste gráfico, as flechas indicam a direção e o sentido em que as variáveis ambientais aumentam ao longo de um gradiente e o seu comprimento é proporcional à contribuição desta variável à correlação canônica. Quanto mais próximos e mais direcionados à ponta da seta estiverem os pontos (padrões de atividade), mais positivamente correlacionados estes pontos estarão à variável representada pela flecha. O círculo tracejado no gráfico delimita o valor mínimo dos “pesos” interpretados. As variáveis: declividade, cobertura de mexilhão e a atividade de forrageio não foram considerados na interpretação porque apresentaram valores inferiores a 0,2. O resultado da análise de correlação canônica indica que as atividades de pesca estiveram mais relacionadas a locais próximos à desembocadura de rios e riachos, enquanto as atividades de descanso e deslocamento, a locais de baixa profundidade (correlação negativa a estas variáveis ambientais – Fig. 7 e 8). A socialização, por outro lado, ocorreu mais frequentemente em locais mais profundos e mais distantes dos rios e riachos (Fig 7 e 8). No entanto, apesar de ter sido encontrado uma correlação significativa entre os dois conjuntos de variáveis, as conclusões provenientes da interpretação dos resultados devem ser avaliados com cautela. O baixo índice de redundância mostra que os resultados estão baseados apenas uma pequena porção da variância dos dados entre os grupos de variáveis. Sendo assim, não é possível afirmar que exista um padrão evidente de dependência de determinadas atividades à variáveis

ambientais específicas e por isso, a significância da correlação canônica estaria indicando apenas tendências de associação.

Foi identificada uma associação significativa entre as atividades desenvolvidas pelos golfinhos e as “zonas” de mexilhões, de salmão e os locais sem atividades de aquicultura ($\chi^2 = 141$ $gl = 8$ $p < 0,001$). Os locais “livres” foram utilizados preferencialmente para a atividade de pesca, socialização e descanso (Fig. 9), enquanto que as zonas ocupadas com as atividades de aquicultura (cultivo de mexilhões e de salmão) estiveram mais associadas ao forrageio (busca de alimento ou forrageio bentônico). A atividade de deslocamento não esteve significativamente associada a nenhum tipo de “zona”.

Os padrões de atividade dos golfinhos também estiveram relacionados ao estado da maré ($\chi^2 = 262,02$ $gl = 12$ $p < 0,001$) (Fig. 10). A atividade de pesca esteve significativamente associada a períodos de maré alta e a períodos que a maré estava descendo, enquanto que o forrageio foi mais freqüente quando a maré estava subindo. Houve uma associação do descanso a períodos de maré alta, porém esta atividade ocorreu principalmente durante a maré baixa, da mesma forma que a socialização. Embora o deslocamento tenha ocorrido com freqüências semelhantes em todos os estados de maré, houve uma associação significativa à maré alta (Fig. 10).

DISCUSSÃO

Seleção e uso de hábitat

O uso desproporcional, concentrado às porções costeiras (compreendida dentro dos 500m) da baía, mostrou que os golfinhos-chilenos *Cephalorhynchus eutropia* selecionam o hábitat em pequena escala espacial. A distância da costa, a profundidade e a distância dos rios e riachos foram as principais variáveis ambientais associadas ao uso de hábitat na Baía Yaldad. No entanto, estes fatores não foram selecionados com a mesma intensidade, mas pareceu seguir um gradiente de preferência a uma escala espacial cada vez mais fina, que esteve em função da profundidade e principalmente da distância dos rios e riachos: apesar de selecionarem profundidades entre 5 a 15m, houve uma preferência pelo intervalo de 5 a 10m e dentro deste intervalo, as áreas mais próximas aos rios foram as mais intensamente utilizadas. Esta estratificação de uso, observada durante o período de estudo, sugere que *C. eutropia* apresenta uma dependência por características específicas do ambiente e por isso, poderia ser considerado um estrito selecionador de hábitat na Baía Yaldad.

As variáveis relacionadas ao uso de hábitat em pequena escala, identificadas neste trabalho corroboram estudos realizados em escalas espaciais maiores e em outras partes da distribuição da espécie. Heinrich (2001) observou que na região sul da Ilha de Chiloé (porção central da distribuição de *C. eutropia*) 92% dos grupos de golfinhos avistados estava dentro do raio de 500m da costa e a uma profundidade média de 12,8m. Na porção sul da distribuição (canais e fiordes) os golfinhos-chilenos estiveram distribuídos entre profundidades de 3 a 15m (Oporto, 1984) e no norte, Perez- Alvarez e Aguayo-Lobo (2002) encontraram que os animais eram mais freqüentes nas proximidades das desembocadura dos rios. Embora as informações sobre a ecologia e distribuição desta espécie sejam ainda muito restritas, a associação a baixas profundidades parece ser um padrão para *C. eutropia* (Goodall,

1994), assim como tem sido observado para outros congêneres como o *C. commersoni* (Lescrauwaet et al., 2000) e para *C. hectori* (Slooten e Dawson, 1994; Bedjer e Dawson, 2000).

A maioria dos estudos de golfinhos costeiros sugerem que os padrões de uso e seleção de hábitat ocorra principalmente em função da distribuição, movimento e abundância das espécies presas (Ballance, 1992; Bonin, 2001; Karczmarski et al., 2000; Viddi e Lescrauwaet, 2001) e secundariamente como busca de refúgio e proteção contra predadores (Wells et al., 1980; Evans, 1993). Na Baía de Yaldad, os golfinhos-chilenos passaram mais da metade do tempo (53,4%) envolvidos diretamente em atividades relacionadas à alimentação (pesca e forrageio), as quais tenderam a estar distribuídos de forma agregada (Fig. 8). Este padrão de distribuição poderia estar indicando que haveria um certo grau de previsibilidade na distribuição dos recursos na baía. Würsig (1986) sugere que os golfinhos tendem a freqüentar e a retornar às áreas onde previamente haviam encontrado alimento, superando muitas vezes a busca aleatória pela memória de êxitos anteriores; um comportamento adaptativo que minimizaria o custo energético na obtenção dos recursos alimentares. O deslocamento (segunda atividade mais freqüente – 34,1%), ao contrário das atividades de alimentação, ocorreu de forma mais homogênea dentro da “área de concentração” de uso. Considerando a ausência de potenciais predadores (orcas e grandes tubarões), que poderiam influenciar no padrão de movimento e de uso de hábitat dos golfinhos (Wells et al., 1980; Heithaus e Dill, 2002) e a baixa freqüência das atividades de descanso (6,7%) e socialização (5,8%), é possível sugerir que o deslocamento que ocorreu dentro da baía esteve diretamente relacionado às atividades de alimentação, representando uma rota entre as manchas de recursos alimentares. A associação entre deslocamento e alimentação tem sido amplamente registrado para outras espécies, onde os animais tendem a se deslocar rapidamente em áreas com pouco recurso e permanecer por períodos prolongados em locais de alimentação

(Ballance, 1992; Defran et al., 1999; Barco et al., 1999; Gubbins, 2001; Cremer, 2000; Karczmarski et al., 2000; Bonin, 2001, Stevik et al., 2002; Viddi, 2002). Quanto maior for o grau de previsibilidade da distribuição dos recursos no ambiente, mais evidente será este padrão de movimento (Stevick et al., 2002).

A área onde os golfinhos-chilenos descansaram coincidiu com o principal local onde a pesca foi mais intensa (Fig. 8). Existem evidências de que o descanso tende a ocorrer em curtos intervalos entre as atividades de alimentação, como uma associação “seqüencial” entre estas atividades (Würsig, 1986; Hemilich e Boran, 1988; Karczmarski e Cockcroft, 1999; Karczmarski et al., 2000).

A partir da associação espacial entre a pesca, o forrageio e o deslocamento, que foram as atividades mais freqüentes, pode-se inferir que o maior gasto energético dos golfinhos na utilização da Baía Yaldad foi dedicado à busca de recursos alimentares. Desta forma, o padrão de uso hábitat de *C. eutropia* estaria ocorrendo em função da disponibilidade de espécies-presas, onde os fatores ambientais selecionados estariam refletindo as variáveis importantes na distribuição das presas dos golfinhos-chilenos em Yaldad e representariam portanto, as variáveis “chaves” na otimização da obtenção de alimento.

A preferência pelas porções rasas e costeiras da baía poderia estar relacionada ao tipo de substrato que nesta faixa é rochoso (seixos), em contraste com a porção central e mais profunda que é constituída principalmente de areia (Navarro et al., 1995). Substratos rochosos ao contrário dos arenosos tendem a apresentar uma maior diversidade de espécies, e portanto poderiam representar um maior espectro de espécies-presa aos golfinhos (Karczmarski et al., 2000). Embora a dieta de *C. eutropia* seja ainda pouco conhecida, as informações disponíveis indicam que os itens alimentares consumidos são peixes, crustáceos e cefalópodes (Oporto et al., 1990). Este autor destaca a presença de robalo, *Engraulis ringens*, e do crustáceo *Munida subrugosa* em conteúdos estomacais de golfinhos-chilenos, as quais são espécies

freqüentemente associadas a substratos rochosos, o que poderia talvez explicar a preferência por áreas costeiras pouco profundas. No entanto, considerando que a proximidade aos rios e riachos foi o principal determinante do padrão de uso de hábitat e que este foi o fator ambiental ao qual a pesca (potencial período em que há maior eficiência na obtenção de alimento) tendeu a estar mais correlacionada (correlação canônica), reforça a importância dos rios para a alimentação dos golfinhos na Baía Yaldad. No entanto, além da influência fluvial (que atuou em nível espacial), houve uma influência temporal na obtenção do alimento, determinada pelo estado da maré, onde a pesca esteve principalmente associada à maré alta. É conhecido que a disponibilidade de presas não é constante ao longo do ciclo de maré, havendo determinados períodos em que estas se encontram mais ativas (Stevick et al., 2002). A relação entre os rios e certos estados de maré podem produzir fenômenos oceanográficos de fina escala como as frentes de maré, que são de grande importância para a fauna local (Mann e Lazier, 1991). Estes fenômenos são comumente formados em estuários e baías com grandes amplitudes de maré. Consistem no encontro entre água salgada e água doce (diferentes propriedades físico-química) que provoca uma zona de mistura, a qual tende a concentrar nutrientes e apresentar uma maior produtividade (Mann e Lazier, 1991). Desta forma, pode existir uma correlação entre as frentes de maré e as espécies-presa dos golfinhos (Stevick et al., 2002). Winter et al. (1982) propuseram um modelo de circulação de água para a Baía Yaldad, onde as frentes de maré típicas de estuário se formariam e seriam mais fortes em períodos de maré alta e perderiam força durante a maré baixa. Esta frente poderiam ser atrativas, por exemplo, para peixes pelágicos zooplanctônicos como a sardinha, *Strongomera bentincki*, que também faz parte da dieta de *C. eutropia* (Oporto et al., 1990) e é uma das espécies que utiliza a Baía Yaldad como área de reprodução (Heinrich, 2001). A associação entre a maré, os rios e a atividade de pesca poderia estar representando uma estratégia de otimização de energia, já que os animais estariam realizando esta atividade nos locais e nos

períodos do dia em que as presas estivessem mais disponíveis e mais vulneráveis à captura. Outros autores também têm detectado a influência da maré nos padrões comportamentais de pequenos cetáceos costeiros (Würsig e Würsig, 1979a; Shane, 1990; Evans, 1993, Karczmarski e Cockcroft, 1999).

Embora este estudo não tenha contemplado todas as estações do ano, houve indícios de influência sazonal na proporção de tempo que a baía foi utilizada pelos golfinhos, corroborando o trabalho de Croveto e Medina (1991) que observaram que a abundância de animais na Baía Yaldad era maior no verão e diminuía gradativamente, podendo estar completamente ausentes nos meses de inverno. Estes autores sugerem que a variação sazonal na utilização da baía pelos golfinhos ocorra em função da disponibilidade de cardumes de peixes que tendem a diminuir no inverno (Croveto e Medina, 1991), período em que a abundância de fitoplâncton é reduzida (Winter et al., 1982; Navarro et al., 1993). A alta produtividade das baías do sul do Chile nos meses de verão, decorrente do “*bloom*” anual de fitoplâncton que ocorre no final da primavera (Winter et al., 1982; Navarro et al., 1993) poderia ser o principal fator responsável pelo uso da baía de forma mais intensa durante os meses de primavera e verão. Portanto, o padrão de uso de hábitat bem definido dos golfinhos-chilenos na Baía Yaldad, além de ser decorrente de seleção de características específicas do ambiente em uma escala espacial local, parece ser influenciado por escalas temporais em nível diário (variação da maré) e provavelmente também, em nível sazonal. No entanto, levando em consideração a limitação temporal a qual este trabalho esteve restrito, para se confirmar o padrão observado neste estudo e obter informações mais amplas acerca do uso de hábitat de *C. eutropia*, são necessários estudos em longo prazo (durante vários anos) e ao longo de todas as estações do ano.

Interações com atividades de aquíicultura

A presença das salmoneras não pareceu influenciar ou alterar de forma direta os padrões de movimento e de uso de hábitat dos golfinhos-chilenos. Os animais não se mostraram atraídos pelo cultivo de salmão, pois nenhuma associação significativa foi encontrada entre os locais próximos ao cultivo e a intensidade de uso (pouco, médio ou muito tempo). Também não houve evidência para afirmar que os golfinhos pudessem estar evitando ou sendo repelidos pela presença da salmonera, já que a área ao redor desta não esteve associada à “ausência” de uso. Quick (2001) em Moray Firth, Escócia, também observou que as salmoneras não atraíam e nem excluíaam os golfinhos-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, de suas redondezas. No entanto, tem sido registrado que a salmonera pode atuar como um fator de atração aos golfinhos (Würsig e Galey, 2002; Kemper et al., 2003), possivelmente devido a uma maior abundância de peixes nativos que se concentrariam ao redor das jaulas de cultivo para aproveitar o excedente da ração dada aos salmões que é liberada no ambiente (Kemper et al., 2003). Em Yaldad, a não atração dos golfinhos à salmonera, poderia provavelmente dever-se ao fato de que a ração não seja atrativa aos peixes nativos ou se atraídos, estes peixes não fariam parte das espécies-presas dos golfinhos. A ausência de interferência direta (repulsão) da presença das salmoneras sobre o padrão de movimento e uso de hábitat de *C. eutropia* na Baía Yaldad, poderia talvez ser explicada pela localização das instalações fora da “área de concentração” de uso dos golfinhos, em locais distantes da costa e com profundidades maiores que 15 m. Nos fiordes do sul do Chile, as salmoneras estão comumente instaladas próximas à costa devido a alta profundidade destes locais e geralmente ocupam áreas de passagem dos golfinhos, atuando como um obstáculo, onde tem sido observado que os animais se desviam das estruturas de cultivo (Viddi, *comu pess*). Apesar de não ter sido observado em Yaldad, existem registros de mortes de golfinhos em redes “antilobo” na costa da Ilha de Chiloé e também, evidências de matança direta (com armas de

fogo e arpões) para evitar que os animais se aproximem das instalações de cultivo (Claude e Oporto, 2000).

Embora a salmonera não pareça interferir diretamente no uso de hábitat dos golfinhos, seu impacto indireto na deterioração do meio ambiente poderia estar representando uma potencial ameaça direta à fauna aquática (Wu, 1995; Mazzola et al., 2000; Naylor et al., 2000) e estar afetando a disponibilidade de alimento aos golfinhos. Após a fuga de 4 milhões de salmão entre 1993 e 1996 (Soto et al., 2001), Jara et al.(1997) encontraram uma relação inversa entre a abundância de peixes nativos e a abundância de salmões escapados na região da Ilha de Chiloé. Claude e Oporto (2000) sugerem que pode estar ocorrendo uma competição entre os salmões e os peixes nativos, possivelmente causando severos impactos às comunidades ictias locais. Baseado em algumas observações pontuais foi sugerido que os golfinhos-chilenos poderiam alimentar-se de salmão em estado juvenil (Goodal et al., 1988), contudo não há evidências que comprove que o salmão tenha começado a fazer parte da dieta de *C. eutropia* após sua introdução no Chile. A redução da abundância de peixes nativos, decorrente dos salmões escapados é, portanto, um fator preocupante, pois poderia estar restringindo a disponibilidade de presas para os golfinhos e afetando sua população local.

Ao contrário da salmonera, a presença do cultivo de mexilhões pareceu interferir diretamente no padrão de movimento e uso de hábitat dos golfinhos-chilenos, visto que os animais somente utilizaram os quadrantes que apresentavam pouca área ocupada pelas cordas de mexilhões (menos que 30%) e pareceram evitar os quadrantes que tinham mais da metade de sua área coberta por cultivo (mais que 60%) (quadrantes associados à ausência de uso - Fig 4). Este padrão de utilização dos locais com cultivo de mexilhão indica que *C. eutropia* estaria usando somente as áreas marginais às cordas de mexilhões ou os espaço entre os blocos de cultivo e não freqüentariam os locais no interior destes blocos.

Devido à fauna que se desenvolve e se associam aos sistemas flutuantes, Kemper et al. (2003) sugerem que os cultivos de mexilhões atuariam como arrecifes e poderia atrair os golfinhos para as redondezas das fazendas marinhas, como aconteceu com os golfinhos-dente-rugosos, *Steno bredanensis*, que começaram a freqüentar áreas próximas aos cultivos, após estes serem instalados na Ilha Grande, Brasil (Clement et al., 2001). Contudo, na Baía de Yaldad, apesar dos golfinhos terem utilizado as áreas adjacentes aos cultivos, estes locais foram utilizados somente com pouca intensidade e portanto não pareceu representar um fator de atração. No entanto, considerando que o forrageio foi a principal atividade realizada por *C. eutropia* nas áreas sob influência dos cultivos de mexilhões é possível sugerir que os golfinhos possam estar eventualmente se alimentando, de forma oportunista, dos animais associados às cordas. Würsig e Galley (2002) sugerem que os cultivos geralmente não são atrativos aos cetáceos, mas sim às lontras que se alimentam destes moluscos.

Um dos principais impactos provocados pelos cultivos de mexilhões aos cetáceos costeiros é a perda de espaço das águas costeiras (Würsig e Galley, 2002). Da mesma forma como observado neste trabalho, Kemper et al.(2003) menciona que os golfinhos-chilenos utilizavam áreas próximos às linhas de mexilhões, mas não as áreas entre as linhas. Outros cetáceos, como o golfinho-escuro, *Lagenorhynchus obscurus*, e o golfinho-de-Hector, *Cephalorhynchus hectori*, tendem a evitar locais com cultivos de mexilhões na Nova Zelândia (Clement et al, 2001; Würsig e Galley, 2002). Estes autores sugerem que talvez os cultivos não sejam atrativos devido à grande quantidade de linhas e bóias, que torna difícil ou até mesmo impossível para os golfinhos agregar suas presas de forma eficiente. A ausência de uso das áreas cobertas por linhas de cultivo em Yaldad indica que os animais estão sendo excluídos dos locais ocupados pelos mexilhões, sugerindo portanto, que a alta densidade de cultivo distribuído por extensas porções da baía esteja limitando a área disponível ao uso dos golfinhos. Considerando a área referente à restrita porção costeira mais utilizada por *C.*

eutropia em Yaldad (compreendida entre 5-10m de profundidade), mais de 32% está coberta com cultivos de mexilhões e como a atividade de pesca, socialização e descanso estiveram significativamente mais associadas aos locais livres, a presença de cultivo poderia estar restringindo uma substancial porção costeira potencialmente importante para o desenvolvimento destas atividades. Mann (1999b) observou que a presença de uma fazenda marinha de cultivo de ostras em Shark Bay, Austrália afetou significativamente o movimento dos golfinhos-nariz-de-garrafa do oceano indico, *Tursiops aduncus*. Fêmeas e filhotes foram excluídos do local de cultivo após a instalação, porém voltaram a ocupar a área quando a fazenda marinha foi removida (Mann e Janik, 1999). Os cultivos de mexilhões estão ocupando áreas de alimentação, reprodução e descanso que anteriormente eram utilizadas pelos golfinhos-escuros *Lagenorhynchus obscurus*, golfinhos-nariz-de-garrafa *Tursiops truncatus*, e golfinhos-de-Hector, *Cephalorhynchus hectori* (Würsig e Galley, 2002) na Nova Zelândia. Um outro potencial impacto direto dos cultivos de mexilhões é o emalhe e eventual morte dos animais em cabos e cordas utilizados nas estruturas (Clement et al., 2001; Würsig e Galley, 2002; Kemper et al., 2003). Devido a quantidade e a proximidade das fazendas marinhas aos locais utilizados pelos golfinhos, este seria um potencial impacto a ser considerado na Baía Yaldad.

A indústria salmonera e o cultivo de mexilhões apresentam diversos impactos em comum, como por exemplo, o considerável aumento do tráfego de embarcações decorrente da manutenção e transporte dos produtos provenientes dos cultivos. De maneira geral, a presença e o trânsito de barcos pode provocar alterações significativas no comportamento de cetáceos (Kruse, 1991; Bedjer et al., 1999; Williams et al., 2002), como também observado na Baía Yaldad (Ribeiro, 2003), podendo até ocasionar colisões fatais com os golfinhos (Wells et al., 1997). O alto ingresso de nutrientes provenientes dos biodepósitos e do acúmulo da ração excedente da alimentação dos salmões, pode causar a eutrofização da coluna da água e do

sedimento, mudando sua composição e alterando a composição faunística do local (Wu, 1995; Naylor et al., 2000). Geralmente os efeitos da aquíicultura se restringem às proximidades das áreas de cultivo (Mazzola et al., 2000), mas dependendo da influência das correntes de maré as conseqüências podem ser percebidas a 1km de distância dos centros de aquíicultura (Wu, 1995). Foi constatado que em Yaldad, o cultivo massivo de mexilhões tem provocado mudança substanciais na comunidade bentônica, alterando a composição de espécies e reduzindo a diversidade (Navarro et al., 1995). Os efeitos da aquíicultura nos ecossistema marinhos podem se refletir ao longo da complexa dinâmica da cadeia trófica, provocando uma redução na quantidade de alimento disponível e diminuindo a qualidade do hábitat aos predadores topo de cadeia (Quick, 2000).

Considerando que a Baía Yaldad é utilizada principalmente como um local de alimentação é possível que a alteração do hábitat e a redução da disponibilidade alimentar decorrente das atividades da indústria de aquíicultura esteja tornando as populações locais de *C. eutropia* vulneráveis. É necessário, portanto, que se considere a presença, os padrões de movimento e uso de hábitat destes animais, em diferentes escalas espaço-temporal, tanto para a regulamentação das atividades da indústria aquícola local, como nos planos de manejo e na legislação da zona costeira.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro do Dr. Stefan Bräeger (IFAW) que viabilizou o aluguel do teodolito, a Sonja Heinrich pelo apoio logístico, a Universidad Austral de Chile pelo alojamento durante o período de coleta de dados e a todos os ajudantes de campo: Alejandra Henny, Carla Christie, Carlos Lara, Gonzalo Burgos, Juan Harries, Nicolás Sanchez, Robert Ronconi, Ruth Ipa, Sarah Wong e Victor Castillo. Ao ao curso de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e ao CNPq pela bolsa de mestrado concedida à S. Ribeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Altman, J., 1974. Observational study of behavior: Sampling methods. *Behavior* 49, 227-267.
- Ballance, L. T., 1992. Hábitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, Mexico. *Marine Mammal Science* 8, 262-274.
- Barco, S. G., Swingle, W. M., McLellan, W. A., Harris, R. N., Pabst, D. A., 1999. Local abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the nearshore waters of Virginia Beach, Virginia. *Marine Mammal Science* 15, 394-408.
- Bedjer, L., Dawson, S. M., Harraway, J. A., 1999. Responses by Hector's dolphins to boats and swimmers in Porpoise Bay, New Zealand. *Marine Mammal Science* 15, 738-750.
- Bedjer, L., Dawson, S., 2000. Abundance, residency and hábitat utilization of Hector's dolphins in Porpoise Bay, New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 35, 277-287.
- Ben-Shahar, R., Skinner, J. D., 1988. Hábitat preferences of African ungulates derived by unimultivariate and multivariate analysis. *Ecology* 69, 1479-1485.
- Bonin, C.A., 2001. Utilização de hábitat pelo boto cinza *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea: Delphinidae), na porção norte do complexo estuarino da Baía de Paranaguá, PR. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Bushmann, A. H., López, D. A., Medina, A., 1996. A review of the environmental effects and alternative production strategies of marine aquaculture in Chile. *Aquacultural engineering* 15, 397-421.
- Cardenas, J. C., Gibbons, J., Oporto, J., Stutzin, M., 1987. Impacto de la pesquería de Centolla y Centollon sobre la población de mamíferos marinos de Magallanes, Chile. *Ambio* 3, 111-119.
- Chamberlain, J., Fernández, T. F., Read, P., Nickell, T.D., Davies, I. M., 2001. Impacts of biodepósitos from suspended mussel (*Mytilus edulis* L.) culture on the surrounding superficial sediments. *ICES Journal of Marine Science* 58, 411-416.
- Classing, E., Brey, T., Stead, R., Navarro, J., Ascenio, G., 1994. Population dynamics of *Venus antiqua* (Bivalvia: Veneracea) in Bahía de Yaldad, Isla de Chiloé, southern Chile. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 117, 171-186.
- Clasing, H., Oñate, A., Arriagada, H., 1998. Cultivo de Choritos en Chile. Imprenta Universitaria, Valdivia, Chile.
- Claude, M., Oporto, J. A., 2000. La ineficiencia de la salmonicultura en Chile: aspectos sociales, económicos y ambientales. Terram Publicaciones, Santiago.
- Clement, D., DuFresne, S., Slooten, E., 2001. Mussel farming and Hector's dolphins: are they compatible? Report to Environment Canterbury, Canterbury.

- Cremer, M., 2000. Ecologia e conservação do golfinho *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Bahía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, SP.
- Crovetto, A., Medina, G., 1991. Comportement du dauphin chilien (*Cephalorhynchus eutropia* Gray, 1846) dans les eaux du sud du Chili. *Mammalia* 55, 329-338.
- Dahlback, B., Gunnarson, L. A. H., 1981. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. *Marine Biology* 63, 269-275.
- Defran, R. H., Weller, D. W., Kelly, D. L., Espinosa, M. A., 1999. Range characteristics of Pacific coast bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Southern California Bight. *Marine Mammal Science* 15, 381-393.
- Evans, P. G. H., 1993. The natural History of Whales and Dolphins. Academic Press, Harcourt Brace & Company, Publishers, London.
- Everitt, B.S., 1992. The analysis of contingency tables. 2^a edition. Chapman & Hall, London.
- Goodall, R. N. P., 1994. Chilean dolphins *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846). Páginas 269-287 em S. H. Ridgway e S. R. Harrison, eds. Handbook of marine mammals. Volume 5. Academic Press, San Diego.
- Goodall, R. N. P., Norris, K. W., Galeazzi, A. R., Oporto, J. A., Cameron, I. S., 1988. On the Chilean dolphin, *Cephalorhynchus eutropia* (Gray 1846). En: Brownell, Jr., R. L., Donovan, G. P. (Eds), The biology of the Genus *Cephalorhynchus*. Reports of the International Whaling Commission (special issue 9), London. pp. 197-257.
- Godin, J. J., Keenleyside, M., 1984. Foraging on patchily distributed prey by cichlid fish (teleostei, Cichlidae): a test of the ideal free distribution theory. *Animal Behavior* 32, 120-131.
- Grant, J., Hatcher, A., Scott, D., Pocklington, P., Schafer, C. Winters, G., 1995. A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities. *Estuaries* 18, 124-144.
- Greenacre, M. J., Blasius, J., 1994. Correspondence analysis in social sciences. Academic Press, London.
- Greenacre, M. J., Vrba, E.S., 1984. Graphical display and interpretation of antelope census data in African Wildlife areas, using correspondence analysis. *Ecology* 65, 984-997.
- Gubbins, C., 2001. Use of home range by resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a South Carolina estuary. *Journal of Mammalogy* 83, 178-187.
- Haberman, S. J., 1973. The analysis of residuals in cross-classified tables. *Biometrics* 29, 205-220.
- Hair, J. F. Jr., Anderson, R. E., Tatham, R. L., Black, W. C., 1998. Multivariate data Analysis. 5^a ed. Prentice-Hall, New Jersey.

- Heimlich-Boran, J. R., 1988. Behavioral ecology of killer whales (*Orcinus orca*) in the Pacific Northwest. *Canadian Journal of Zoology* 66, 565-578.
- Heinrich, S., 2001. Behavioral ecology of Chilean dolphins around Southern Isla Chiloe, Chile. Resumos, 14th Biennial conference on the biology of marine mammals.. Vancouver, Canadá. p.96.
- Heithaus, M. R., Dill, L. M., 2002. Food availability and tiger shark predation risk influence bottlenose dolphin hábitat use. *Ecology* 83, 480-491.
- Hilton-Taylor, C., 2000. 2000 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge.
- Hucke-Gaete, R., 2000. Review of the conservation status of small cetaceans in southern South America. UNEP/CMS Secretariat, Bonn, Germany.
- James, F., McCulloch, C. E., 1990. Multivariate analysis in ecology and systematics: pancea or pandora's box? *Annual Review Ecological and Systematic* 21, 129-166.
- Jara, F., Soto, D., Arce, M., Cardenas, A., 1997. Interacción entre salmonídeos em vida libre y fauna nativa em el mar interior de Chiloé. Resumo, XVII Congresso Ciencias del mar, Santiago, Chile. p. 109.
- Jongman, R.H.G., Ter Braak, C. J. F., Van Tongeren, O. F. R., 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, UK.
- Karczmarski, L., Cockcroft, V. G., 1999. Daylight behaviour of Humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Z. Säugetierkunde* 64, 19-29.
- Karczmarski, L., Cockcroft, V. G., McLachlan, A., 2000. Hábitat use and preference of indo-pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Marine Mammal Science* 16, 65-79.
- Kemper, C. M., Pemberton, D., Cawthorn, M., Heinrich, S., Mann, J., Würsig, B., Shaughnessey, P., Gales, R., 2003. Aquaculture and marine mammals: co-existence or conflict? (Não publicado, sob revisão).
- Kopp, S.D., Guthery, F.S., Forrester, N.D., Cohen, W. E., 1998. Hábitat selection modeling for northern bobwhites on subtropical rangeland. *Journal of Wildlife Management* 62, 884-895.
- Kruse, S., 1991. The interaction between killer whales and boats in Johnstone Strait, B.C. En: Pryor, K., Norris, K. (Eds), *Dolphins societies: discoveries and puzzles*. University of California Press, Los Angeles. pp. 149-159.
- Lerczak, J. A., Hobbs, R. C., 1998. Calculating sighting distances from angular readings during shipboard, aerial and shore-based marine mammal survey. *Marine Mammal Science* 14, 590-599.
- Lescrauwaet, A. K., Gibbons, J., 1994. Mortality of small cetaceans and the crab bait fishery in the Magallanes area of Chile since 1980. Report of the International Whaling Commission (Special Issue 15), 485- 494.

- Lescrauwaet, A-C, Gibbons, J., Guzman, L and Schiavini, A., 2000. Abundance estimation of Commerson's dolphin in the eastern area of the Strait of Magellan-Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 73, 473-478.
- Mann, J., 1999a. Behavioral sampling methods for cetacean: a review and critique. *Marine Mammal Science* 15, 102-122.
- Mann, J., 1999b. Report on recent changes in female dolphin ranging in Red Cliff Bay, off Monkey Mia, Shark Bay. Report submitted to West Australian Department of Fisheries and West Australian Department of Conservation and Land Management, Perth, Australia.
- Mann, J., 2000. Unraveling the Dynamics of Social Life, Long-Term Studies and Observational Methods. In: Mann, J., Connor, R., Tyack, P., Whitehead, H. (Eds.), *Cetacean Societies: Field Studies of Dolphins and Whales*. The University of Chicago Press, Chicago. pp. 45-64.
- Mann, J., Janik., V. M., 1999. Preliminary report on dolphin habitat use in relation to oyster farm activities in red Cliff Bay, Shark Bay. Report submitted to West Australian department of Fisheries and West Australian Department of Conservation and Land Management, Perth, Australia.
- Mann, K. M., Lazier, J. R. N., 1991. *Dynamics of Marine Ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, Massachusetts.
- Manzur, M. I., Canto, J., 1997. Las pesquerías de centolla y centollón y su interferencia con mamíferos marinos. *Ambiente y Desarrollo* 13, 64-69.
- Mazzola, A., Mirto, S., La Rosa, T., Fabiano, M., Donovaro, R., 2000. Fish-farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of meiofaunal recovery. *ICES Journal of Marine Science* 57, 1454-1461.
- Mirto, S., La Rosa, T., Donovaro, R., Mazzola, A., 2000. Microbial and meiofaunal response to intensive mussel-farm biodeposition in coastal sediments of the Western Mediterranean. *Marine Pollution Bulletin* 40, 244-252.
- Morris, D. W., 1988. Habitat-dependent population regulation and community structure. *Evolutionary Ecology* 2, 253-269.
- Morton, A. B., Symonds, H. K., 2002. Displacement of *Orcinus orca* (L.) by high amplitude in British Columbia, Canada. *ICES Journal of Marine Science* 59, 71-80.
- Navarro, J., Jaramillo, R., 1994. Evaluación de la oferta alimentaria natural disponible a organismos filtradores de la Bahía de Yaldad (43°08'; 73°44'), sur de Chile. *Revista de Biología Marina* 29, 57-75.
- Navarro, J. M., Classing, E., Urrutia, G., Asenio, G., Stead, R., Herrera, G., 1993. Biochemical composition and nutritive value of suspended particulate matter over a tidal flat of southern Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 37, 59-73.

- Navarro, J., Clasing,, E., Stead, R., Urritia, G., 1995. Efecto de los cultivos masivos de bivalvos mitílideos sobre las comunidades bentónicas de la Bahía Yaldad, Sur de Chile. Relatório técnico final Biodiversity Support Program (WWF –US).
- Naylor, R. L., Goldberg, R. J., Mooney, H., Beveridge, M., Clay, J., Folke, C., Kautsky, N., Lubchenco, J., Primavera, J., Williams, M., 1998. Nature's subsidies to shrimp and salmon farm. *Science* 282, 883-884.
- Naylor, R. L., Goldberg, R. J., Primavera, J. H., Kausty, N., Beveridger, M. C. M., Clay, J., Folke, C., Lubchenco, J., Mooney, H., Troell, M., 2000. Effects of aquaculture on world fish supplies. *Nature* 405, 1017-1024.
- Oporto, J. A., 1984. Observaciones de cetáceos en los canales del sur de Chile. Resumos, 1ª Reunión de Trabajo en Especialistas Mamíferos Acuáticos de América del Sur, Buenos Aires, p. 31.
- Oporto, J. A., 1986. Distribución, hábitat y conducta del Delfín chileno *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846). 2ª Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul, Rio de Janeiro, Brasil. p. 107.
- Oporto, J. A., 1992. Cetáceos observados en la zona de fiordos del Sur de Chile: Influencia de la actividad centollera. Anais, 3ª Reunion de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur. p 43-49.
- Oporto, J. A., Brieva, L. M., Escare, P., 1990. Avances en el conocimiento de la biología del delfín chileno, *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846). Resumos, 4ª Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, Valdivia, Chile. p. 39.
- Perez-Alvarez, M. J., Aguayo-Lobo, A., 2002. Ecología del delfín chileno, *Cephalorhynchus eutropia*, en la zona de Constitucion, Chile central. Resumos, 10ª Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, Valdivia, Chile. p. 145.
- Quick, N., 2001. Distribution of dolphins around a commercial salmon farm in the Moray Firth, Scotland. Dissertação de mestrado. University of Aberdeen. Aberdeen, UK.
- Reeves, R. R., Leatherwood, S., 1994. Dolphins, porpoises and whales: 1994-1998 Action Plan for the Conservation of Cetaceans. IUCN, Gland, Switzerland.
- Ribeiro, S., 2003. Ecologia comportamental do golfinho-chileno *Cephalorhynchus eutropia* (Gray 1846): seleção de hábitat e interações com atividades antrópicas. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.
- Ribeiro, S., Viddi, F.A., Freitas, T. R., 2002. Theodolite tracking of chilean dolphins (*Cephalorhynchus eutropia*): hábitat selection, movements and behavior in Yaldad Bay, Chiloé Island, Southern Chile. Resumos, 10ª Reunión de trabajo de Especialistas en mamíferos Acuáticos de América del Sur. Valdivia, Chile. p. 45.
- Rosenzweig, M., 1981. A theory of hábitat selection. *Ecology* 62, 327-335.
- Rosenzweig, M., 1991. Hábitat selection and population interactions: the search for a mechanism. *American Naturalist* 137, S5-S28.

- S.H.O.A., 1999. Tablas de marea de la costa de Chile y puertos de la costa Sudamericana. Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile. Publicación 3009. Valparaíso, Chile.
- Samuel, M. D., Pierce, D. J., Garton, E. O., 1985. Identifying areas of concentrated use within the home range. *Journal of Animal Ecology* 54, 711-719.
- SERNAPESCA, 2001. Anuario estadístico de pesca. Servicio Nacional de Pesca, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, Santiago, Chile.
- Shane, S. H., 1990. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel Island, Florida. In: Leatherwood, S., Reeves, R. R. (Eds) *The Bottlenose Dolphin*. Academic Press, San Diego. pp. 541-558.
- Slooten, E., Dawson, S. M., 1994. Hector's dolphin: *Cephalorhynchus hectori*. In: Ridgway S.H.; Harrison, S. R (Eds), *Handbook of marine mammals*. Volume 5. Academic Press, San Diego. pp. 311-333.
- Smith, B. D., 1993. 1990 status and conservation of the ganges river dolphin *Platanista gangetica* in the Karnali River, Nepal. *Biological Conservation* 66,159-169.
- Soto, D., Jara, F., Moreno, C., 2001. Escaped salmon in the inner seas, Southern Chile: facing ecological and social conflicts. *Ecological Applications* 11, 1750-1762.
- Stenton-Dozey, J. M. E., Jackson, L. F., Busby, A. J., 1999. Impacts of mussel culture on macrobenthic community structure in Saldanha Bay, south Africa. *Marine Pollution Bulletin* 39, 357-366.
- Stevick, P. T., McConnel, B.J., Hammond, P. S., 2002. Patterns of movement. In: Hoelzel, A. R. (Ed.), *Marine Mammal Biology: an evolutionary approach*. Blackwell Science, UK. pp. 185-216.
- Sullivan S. K., Bustamante, G., 1999. Setting geographic priorities for marine conservation in Latin America and the Caribbean. *The Nature Conservancy*, Arlington, Virginia.
- Viddi, F. A., 2002. Selección y uso de hábitat del delfín austral, *Lagenorhynchus australis* (Peale, 1848), en la costa central del Estrecho de Magallanes, Punta Arenas. Monografía de bacharelado. Universidad Austral de Chile, Valdivia, Chile
- Viddi, F. A., Lescauwae, A. C., 2001. Hábitat use and preference of Peale's dolphin, *Lagenorhynchus australis* (Peale 1848), in the Central Coast of the Strait of Magellan, Southern Chile. Resúmen, 14th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Vancouver, Canadá. p.96.
- Wells, R. S., Scott, M. D., 1997. Seasonal incidence of boat strikes on bottlenose dolphins near Sarasota, Florida. *Marine Mammals Science* 13:475-480.
- Wells, R.S., Irvine, A. B., Scott, M.D., 1980. The social ecology of inshore odontocetes. En: Herman, L. M. (Ed.) *Cetacean Behavior, mechanisms and functions*. John Wiley and Sons, New York. pp.263-318.

- Wells, R. S., Scott, M. D., Irvine, A. B., 1987. The social structure of free-ranging bottlenose dolphins. In: Genoways, H. H. (Ed.), *Current Mammalogy*, Vol. 1. Plenum Press, New York. pp. 247-305.
- Williams, R., Trites, A. W., Bain, D. E., 2002. Behavioural responses of killer whales (*Orcinus orca*) to whale-watching boats: opportunistic observations and experimental approaches. *Journal of Zoology* 256, 255-270.
- Winter, J., Navarro, J. M., Román, C., Chaparro, O., 1982. Programa de explotación de Mitilídeos. Investigación Científica Básica: 2ª parte (em espanhol). Relatório Técnico AP 81/39, Corporación de Fomento de la Producción, Valdivia, Chile.
- Wu, R. S. S. 1995., The environmental impact of marine fish culture: towards a sustainable future. *Marine pollution Bulletin*. 31, 159-166.
- Würsig, B., 1986. Delphinid Foraging Strategies. In: Schuster, R., Thomas, J., Wood, F. (Eds.), *Dolphin Cognition and Behavior: a comparative approach*: Lawrence Erlbaum Associates Publishers, New Jersey. pp. 347-360.
- Würsig, B., Würsig, M., 1979a. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in the South Atlantic. *Fishery Bulletin* 77, 399-412.
- Würsig, B., Würsig, M., 1979b. Behavior and ecology of the dusky dolphin, *Lagenorhynchus obscurus*, in the South Atlantic. *Fishery Bulletin* 77, 871-890.
- Würsig, B., Galey, G. A., 2002. Marine mammals and aquaculture: conflicts and potential resolutions. In: Stickney, R. R., McVey, J. P. (Eds.), *Responsible Marine Aquaculture* CAB International. pp. 45-59.
- Würsig, B., Cipriano, F., Würsig, M., 1991. Dolphins movement and patterns. Information from radio and theodolite tracking studies. In: Pryor, K., Norris, K. (Eds.), *Dolphins societies: discoveries and puzzles*. University of California Press, Los Angeles. pp. 79-12.
- Yin, S., 1999. Movement patterns, behaviors and whistle sounds of dolphins groups off Kaikoura, New Zealand. Dissertação de mestrado. Texas A & M University, Texas
- Zar, J. H., 1999. *Biostatistical analysis*. 4ª ed. Prentice Hall, New Jersey.

Tabela 1: Variáveis utilizadas na análise de correspondência. A intensidade de uso dos golfinhos-chilenos *C. eutropia*, na Baía Yaldad, está categorizada em 4 classes, de acordo com o tempo de permanência nos quadrantes e as variáveis ambientais, categorizadas em um total de 25 classes que estão identificadas pelo código numérico.

Variáveis	Categorias	
<i>Intensidade de uso (min)</i>	0	Ausente
	1 — 10	Pouco
	10 — 25	Médio
	≥ 25	Muito
<i>Variáveis ambientais</i>	<i>Código numérico</i>	
Distância da costa (m)	0 — 250	1
	250 — 500	2
	500 — 1000	3
	≥ 1000	4
Profundidade (m)	0 — 5	5
	5 — 10	6
	10 — 15	7
	15 — 20	8
	≥ 20	9
Declividade (%)	0	10
	1 — 5	11
	≥ 5	12
Distância dos rios (m)	0 — 500	13
	500 — 1000	14
	≥ 1000	15
Distância dos riachos (m)	0 — 350	16
	350 — 700	17
	≥ 700	18
Distância da salmonera (m)	0 — 250	19
	250 — 500	20
	≥ 500	21
Cobertura de cultivo de mexilhões (%)	0	22
	1 — 30	23
	30 — 60	24
	≥ 60	25

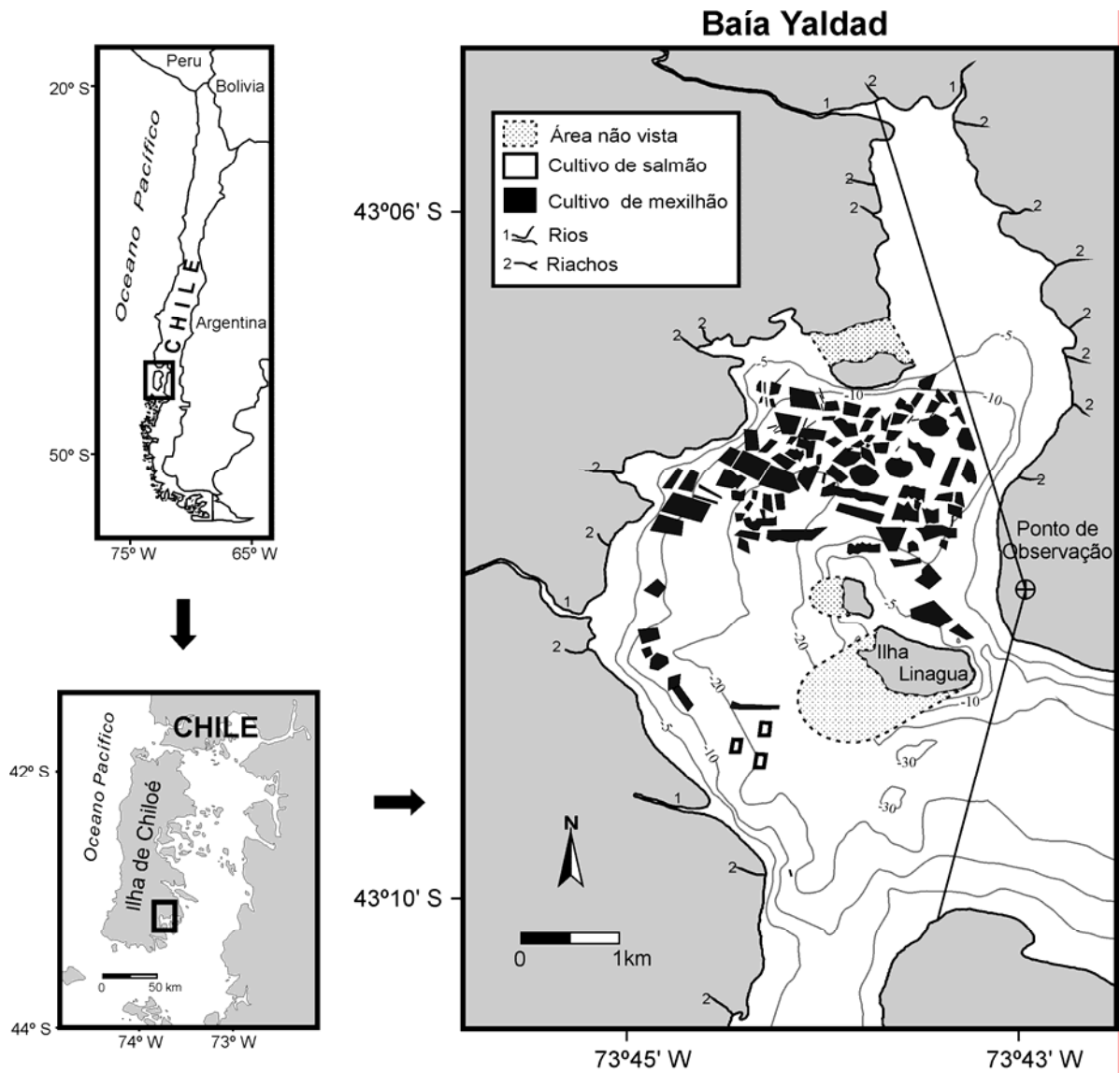


Figura 1: Área de estudo na Baía Yaldad, sul da Ilha Chiloé, Chile, onde está indicado o ângulo de visão da baía (—) a partir do ponto de observação (⊕).

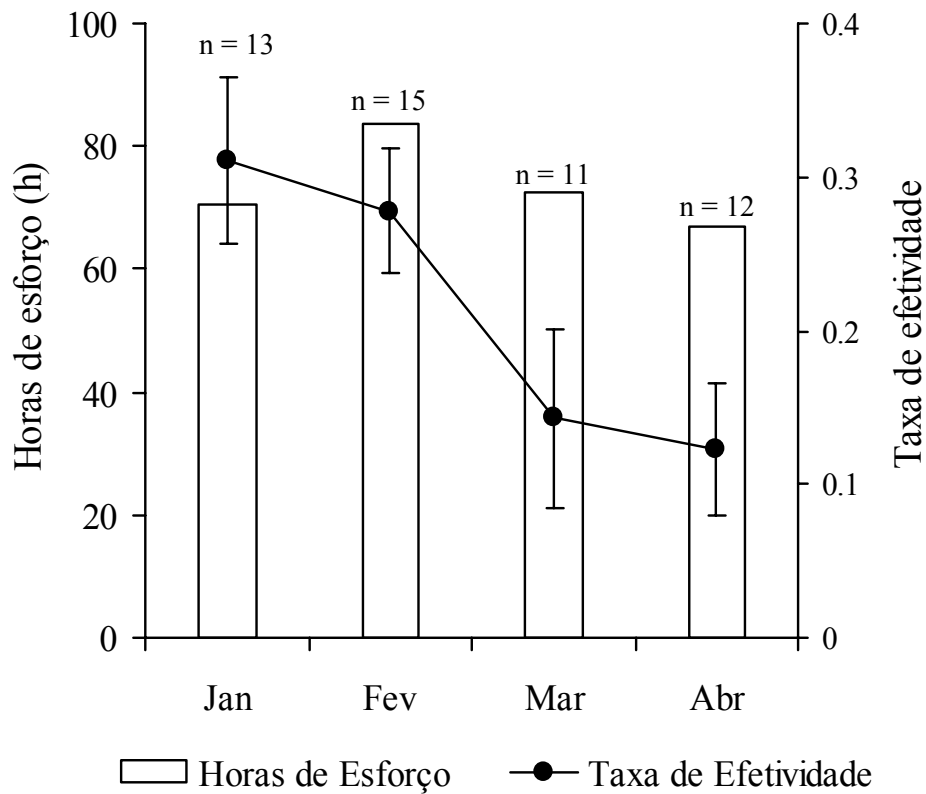


Figura 2: Esforço de observação e taxa de efetividade (média \pm erro padrão) ao longo dos meses de estudo. A taxa de avistagem representa a proporção das horas efetivas de observação dos golfinhos-chilenos *C. eutropia* em relação ao esforço, *n* indica a quantidade de dias de esforço realizados.

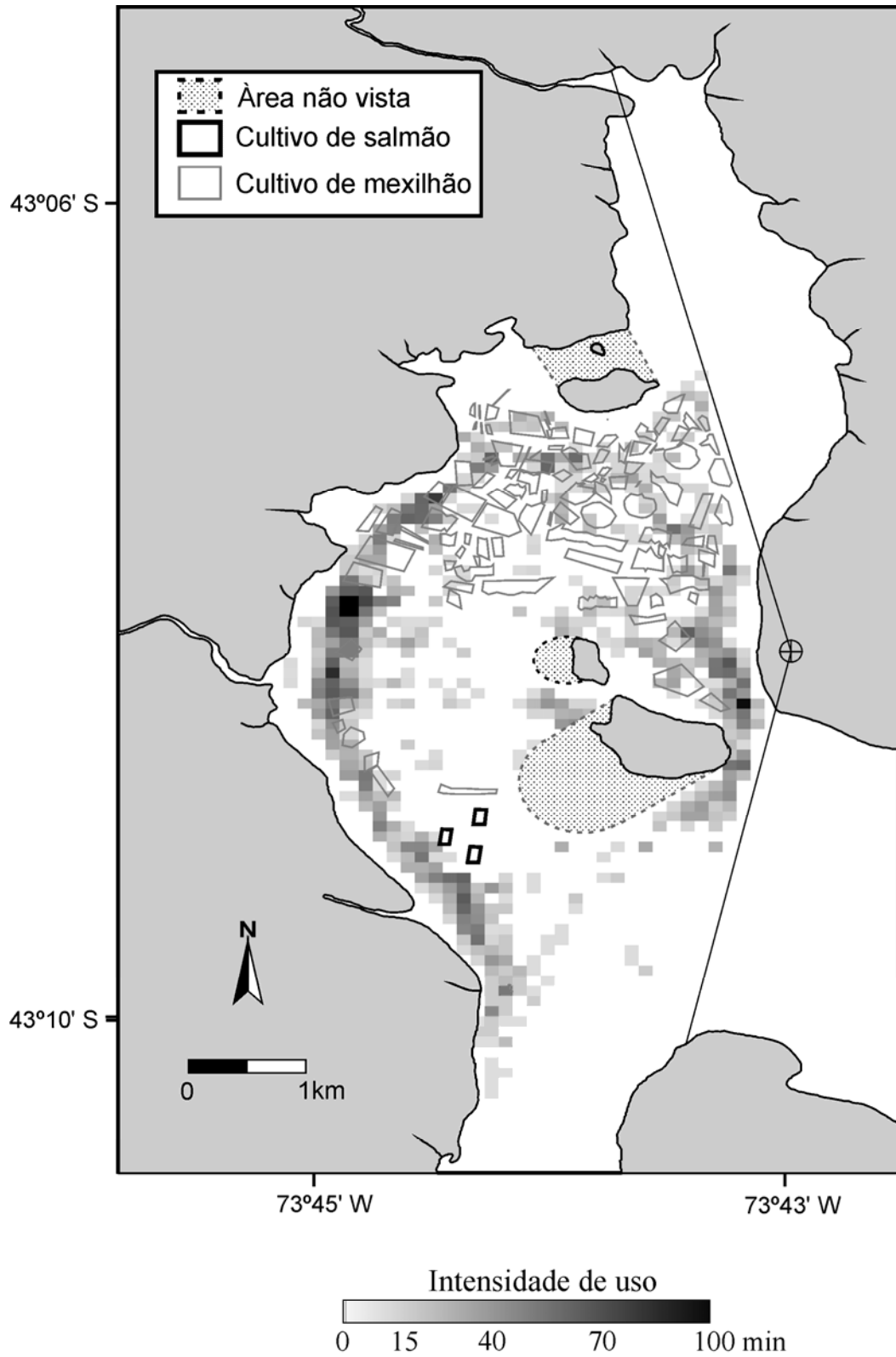


Figura 3: Intensidade de uso dos golfinhos chilenos na Baía de Yaldad.

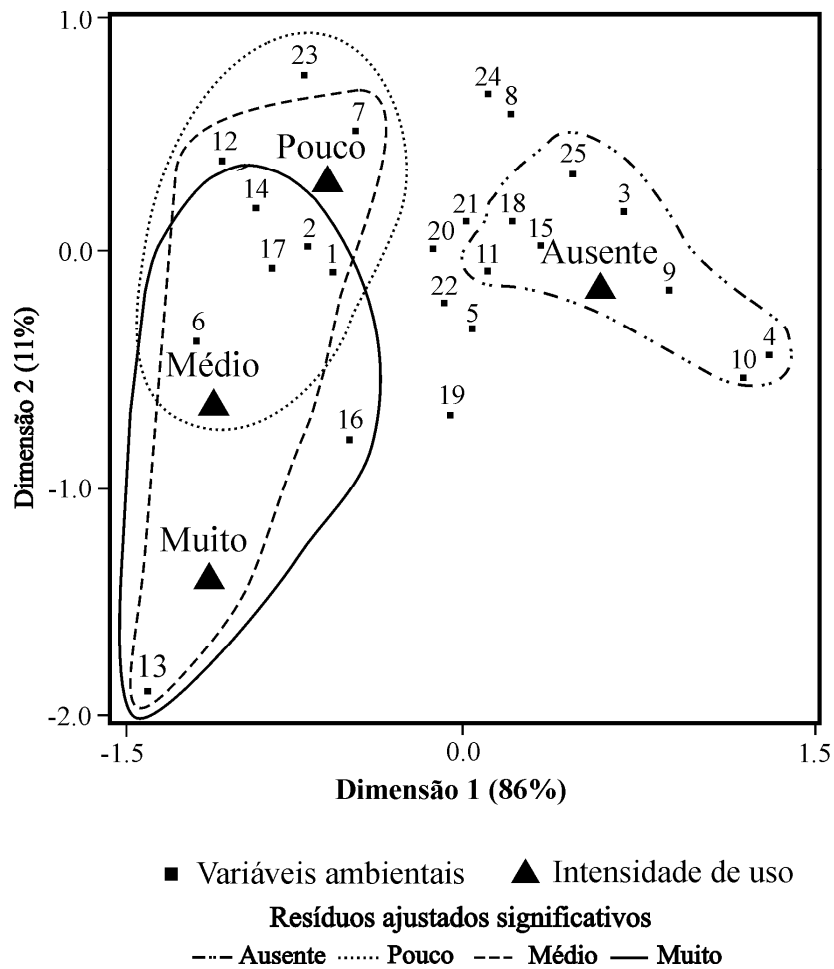


Figura 4: Gráfico percentual da análise de correspondência entre as variáveis ambientais (representadas pelos códigos numéricos definidos na Tabela 1) e a intensidade de uso dos golfinhos-chilenos *C. eutropia* na Baía Yaldad, durante os meses de janeiro a abril de 2002. As linhas discriminam as associações significativas obtidas pela análise de resíduos ajustados ($p < 0,05$).

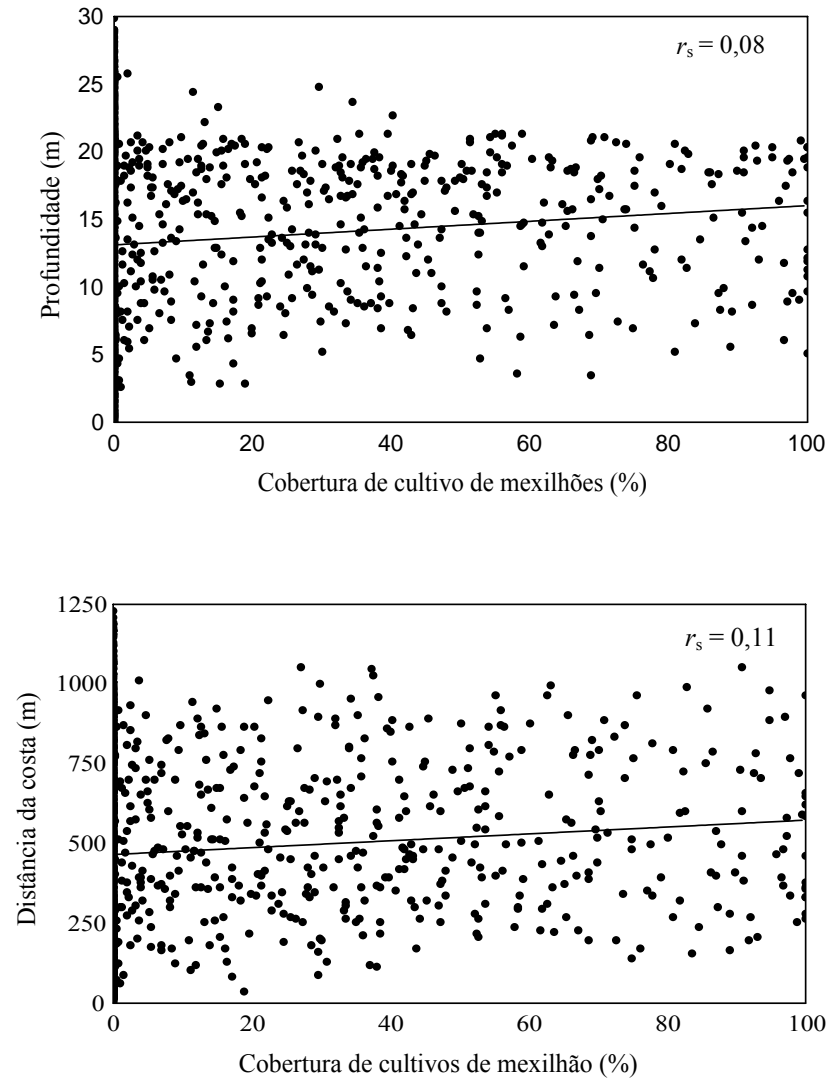


Figura 5: Relação entre a cobertura de mexilhões (%) e a profundidade e a distância da costa na Baía Yaldad, medida através da correlação de *Spearman*.

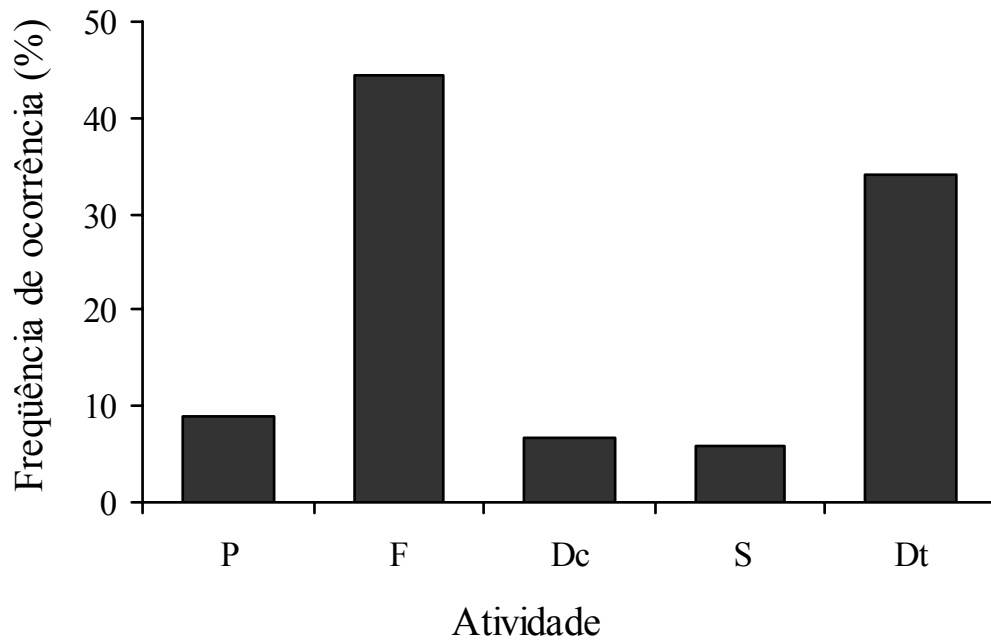


Figura 6: Frequência de ocorrência dos padrões de atividade: pesca (P), forrageio (F), descanso (Dc), socialização (S) e deslocamento (Dt) do golfinho-chileno *C. eutropia*, na Baía Yaldad..

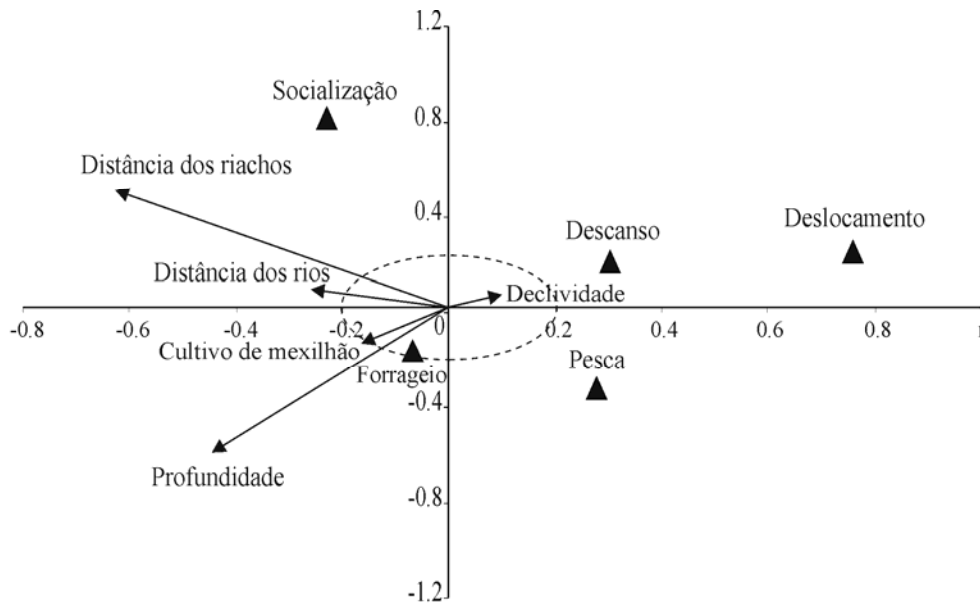


Figura 7: Gráfico da análise de correlação canônica entre os padrões de atividade (▲) e as variáveis ambientais, indicadas pelas flechas. A linha pontilhada representa o limite mínimo dos “pesos” interpretados (0,2).

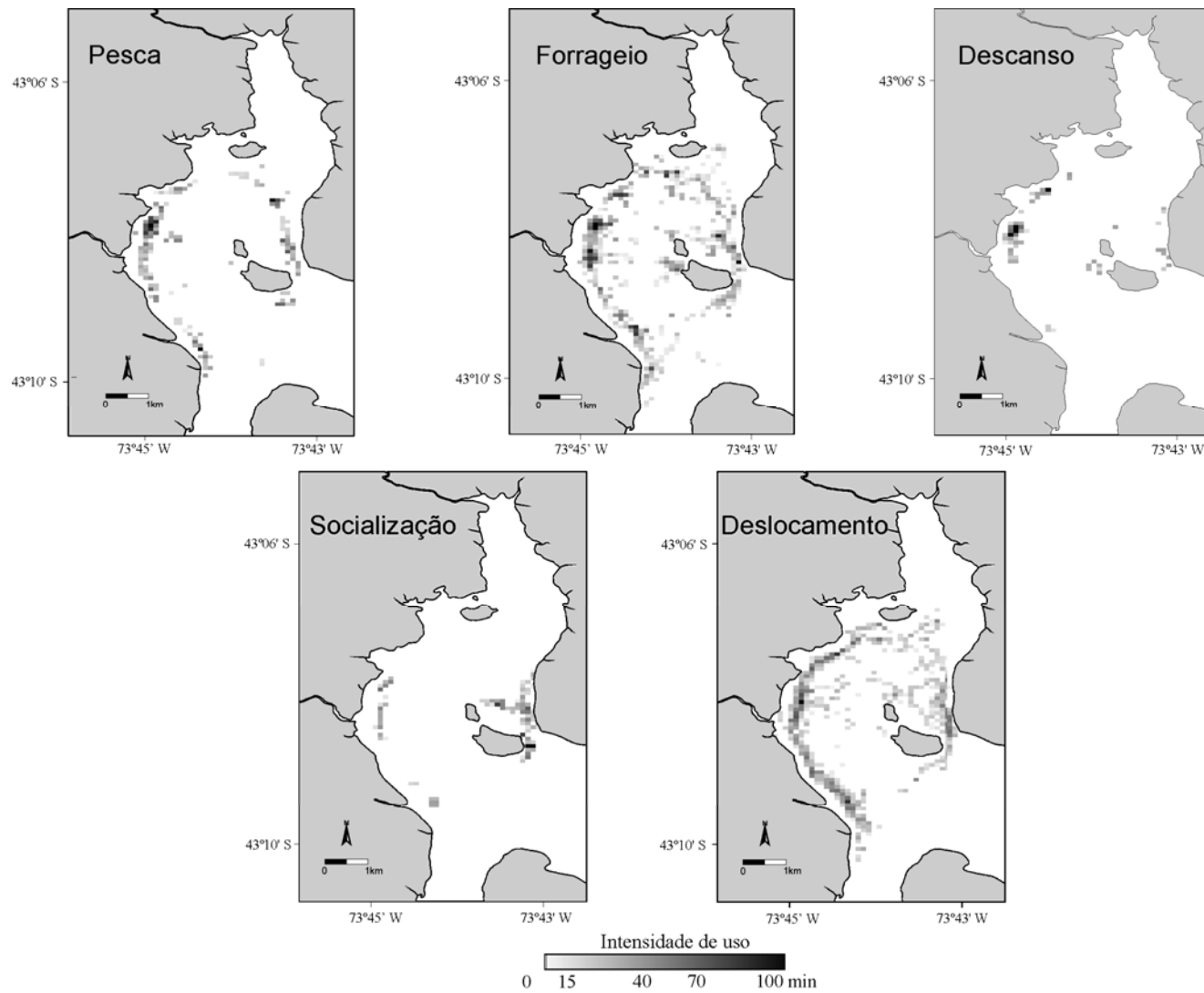


Figura 8: Mapa de intensidade de uso dos golfinhos-chilenos na Baía Yaldad para cada um dos padrões de atividade: pesca, forrageio, descanso, socialização e deslocamento.

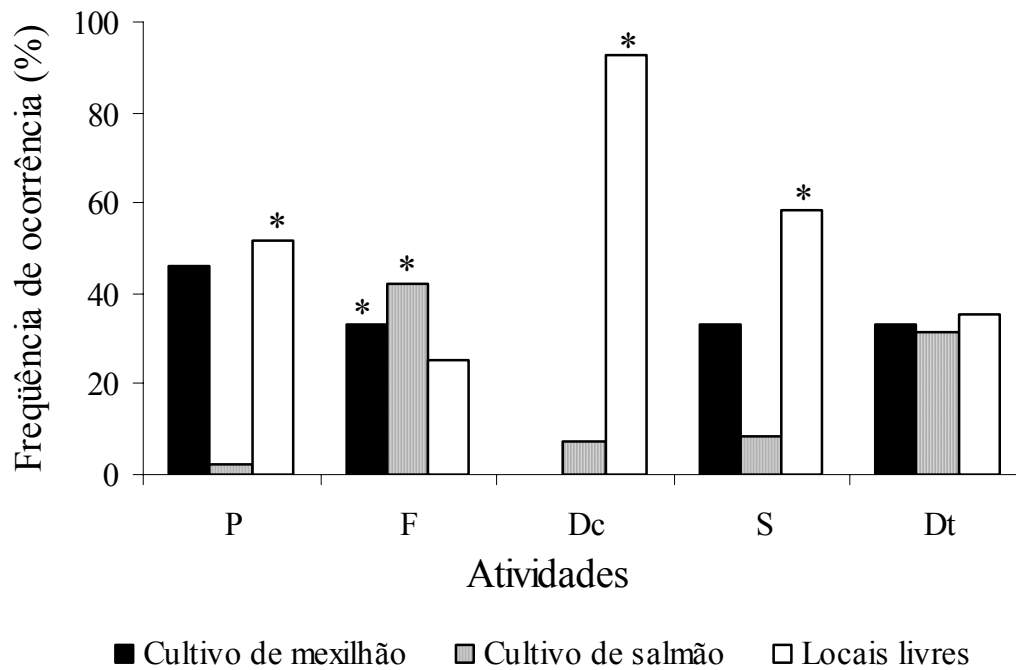


Figura 9: Frequência de ocorrência das atividades do golfinho-chileno *C. eutropia* (P= pesca, F= forrageio, Dc= descanso, S= socialização e Dt= deslocamento) nos locais ocupados pelos cultivos de mexilhão, cultivos de salmão e nos locais livres de aquicultura na Baía Yaldad. (*) indica as associações significativas ($p < 0,05$) obtidas pela análise de resíduos ajustados.

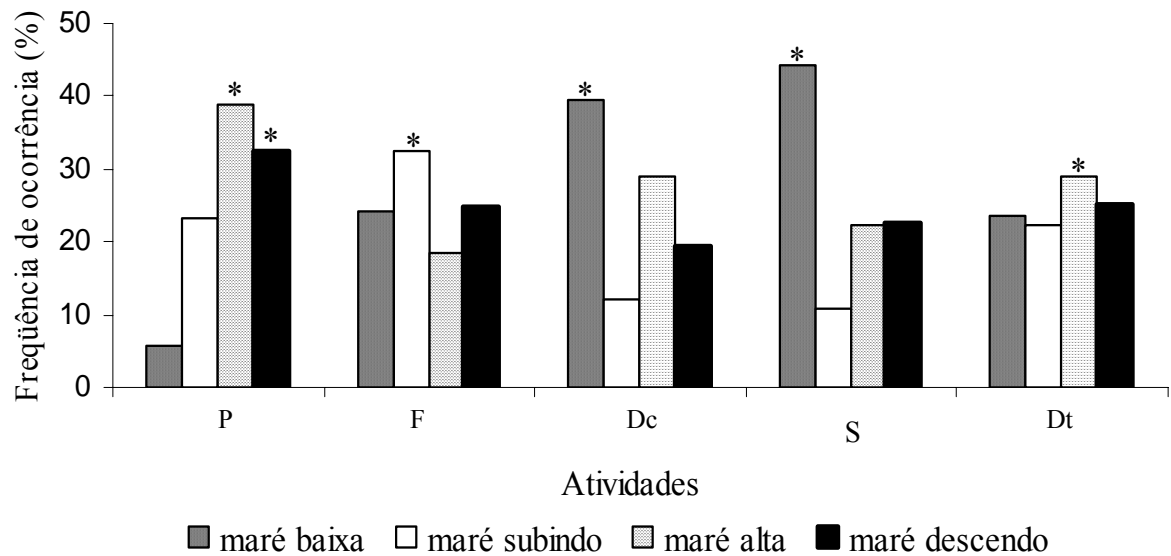


Figura 10: Frequência de ocorrência das atividades (P = pesca, F = forrageio, Dc = descanso, S = socialização e Dt = deslocamento) dos golfinhos-chilenos *C. eutropia*, em relação aos estados de maré: maré baixa, maré subindo, maré alta e maré descendo. (*) indica as associações significativas obtidas pela análise de resíduos ajustados ($p < 0,05$).

CAPÍTULO 2

Respostas comportamentais do golfinho-chileno (*Cephalorhynchus eutropia*) à aproximação de embarcações na Baía Yaldad, sul do Chile.

Sandra Ribeiro^{1,2*}, Francisco A. Viddi², Thales R. O. Freitas^{1,3}

¹ Programa de Pós- Graduação em Ecologia
Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Av. Bento Gonçalves 9500, prédio 43422
Caixa Postal 15007 CEP 91540-000
Porto Alegre - RS

² Centro Ballena Azul (CBA/BWC)
Santa Rosalía, 111
Valdivia, Chile

³ Laboratório de Genética Molecular
Departamento de Genética/ UFRGS
Av. Bento Gonçalves 9500, prédio 4332M
Caixa Postal 15053 CEP 91501-970
Porto Alegre - RS

Este trabalho será submetido à revista Marine Mammals Science

* Autor cuja correspondência deve ser dirigida: sandraribeiro@hispavista.com

RESUMO

O golfinho-chileno *Cephalorhynchus eutropia* é uma espécie endêmica, pouco conhecida que está distribuída nas águas costeiras da região centro-sul do Chile. Durante os meses de janeiro a abril de 2002 foram feitas observações a partir de terra, utilizando um teodolito para avaliar as respostas comportamentais de *C. eutropia* à aproximação de embarcações na Baía Yaldad, sul do Chile. Apesar desta baía ser considerada um dos principais locais de ocorrência desta espécie, não existe turismo de observação de golfinhos nesta área. No entanto há um alto tráfego de embarcações decorrente das atividades de aquicultura. As respostas comportamentais foram avaliadas durante e após o encontro com as embarcações, quando os golfinhos estavam em atividade de forrageio e de deslocamento. A presença de embarcações na Baía Yaldad provocou reações negativas aos golfinhos, onde diferentes estratégias evasivas foram adotadas dependendo das atividades comportamentais em que os animais estavam envolvidos antes de serem abordados pelos barcos. Durante o forrageio os golfinhos reagiam alterando o curso de natação com maior frequência, exibindo um movimento mais errático e uma trajetória menos previsível, enquanto que durante o deslocamento a reação comportamental dos animais foi aumentar a velocidade de natação para distanciar-se das embarcações. Após o encontro, os golfinhos voltavam rapidamente aos padrões normais de comportamento quando estavam em deslocamento, no entanto levavam um tempo maior de “recuperação” quando o estavam forrageando. A análise de dispersão grupal mostrou que os grupos de golfinhos tendiam a permanecer significativamente mais unido e nunca se dispersaram em presença de embarcações.

Palavra-chave: *Cephalorhynchus eutropia*, golfinho-chileno, tráfego de embarcações, resposta comportamental, aquicultura, teodolito.

INTRODUÇÃO

O impacto humano sobre os ecossistemas marinhos tem se intensificado nas últimas décadas, especialmente devido ao crescente uso e ocupação das zonas costeiras (McIntyre 1995, Roberts e Hawkins 1999). O desenvolvimento portuário, pesqueiro, turístico e aquícola têm causado um substancial aumento no tráfego de embarcações nas zonas litorâneas, provocando potenciais distúrbios e alterações comportamentais nos mamíferos marinhos (Richardson *et al.* 1995). Interações entre cetáceos e barcos vêm sendo registradas por mais de 30 anos (Watkins 1986, Au e Perryman 1982) e o grau de reação dos animais à presença e ao ruído produzido pelas embarcações é variável entre as espécies; enquanto algumas tendem a ser atraídas outras apresentam reações evasivas (Richardson *et al.* 1995).

Entre os principais impactos registrados em curto prazo, estão as alterações nos padrões de mergulho, na frequência de respiração, na velocidade e no curso de natação (Au e Perryman 1982, Kruse 1991, Richardson *et al.* 1995, Janik e Thompson 1996, Williams *et al.* 2002). Outro efeito negativo causado pelo tráfego de embarcações é a potencial colisão com os mamíferos marinhos (Richardson *et al.* 1995), que mesmo que não seja imediatamente fatal, não se sabe o posterior efeito na sobrevivência dos animais (Wells e Scott 1997). Reações de atração aos barcos também podem ser prejudiciais se os golfinhos abandonam a área de alimentação para seguir as embarcações.

Todas as reações em curto prazo afetam as atividades dos cetáceos, podendo levar ao abandono de áreas importantes de alimentação e reprodução e provocar possíveis mudanças comportamentais em longo prazo (Wells e Scott 1997), as quais podem alterar os padrões de distribuição, uso de hábitat e afetar os requerimentos energéticos dos indivíduos (Wells e Scott 1997, Aleen e Read, 2000). O intenso tráfego de embarcações, desta forma, tem sido considerado um motivo de preocupação quanto à conservação dos mamíferos marinhos (Wells e Scott 1997). Avaliar e quantificar as reações comportamentais à embarcações tem se

tornado uma das prioridades nos estudos dos impactos de atividades antrópicas sobre os cetáceos costeiros (Richardson *et al.* 1995, IWC 1995). No entanto, para compreender as potenciais conseqüências à sobrevivência da população local (Richardson *et al.* 1995, IWC 1995), é preciso que, em primeiro lugar, se compreenda a natureza das alterações comportamentais em curto prazo (Janik e Thompson 1996).

Atualmente, devido ao rápido crescimento da indústria de observação de golfinhos e baleias que vem se desenvolvendo em todo o mundo (IFAW 1995), a maioria dos estudos e esforços para a avaliação dos impactos das embarcações sobre os cetáceos tem se concentrado à esta atividade de turismo (Kruse 1991, Janik e Thompson 1996, Bedjer *et al.* 1999, Yin 1999, Williams *et al.* 2002). No entanto, também é importante avaliar o impacto em locais onde o tráfego de embarcações é intenso, mesmo que este não esteja relacionado ao turismo de observação de golfinhos, como acontece no Chile. Apesar do grande potencial, devido à grande diversidade de espécies, o turismo de observação de cetáceos no Chile ainda é pouco representativo, havendo apenas um único lugar conhecido no norte do país (Isla Choros, IV Região), onde há observação de golfinhos nariz de garrafa *Tursiops truncatus* (Hanshing 2001). A zona costeira deste país, principalmente na porção sul, está sendo utilizada para atividades de aquicultura, especialmente para o cultivo de salmão e mexilhão que vem se espalhando rapidamente nas baías e fiordes protegidos (Bushmann *et al.* 1996, Sullivan e Bustmate 1999). Esta atividade além de causar vários impactos no ecossistema marinho, como a eutrofização e a mudança de fauna (Claude e Oporto 2000), é responsável pelo aumento considerável do tráfego de embarcações que são utilizadas para transportar produtos e para a manutenção das estruturas de cultivo. Devido ao fato das atividades de aquicultura se restringir à zona costeira, há uma grande sobreposição aos locais de ocorrência de espécies de cetáceos únicas da América do Sul, como é o caso do golfinho-chileno *Cephalorhynchus eutropia*. Esta espécie possui distribuição costeira, endêmica da região centro-sul do Chile,

ocorrendo desde Valparaíso (33° S) até a Isla Navarino (55° S), próxima a cabo Hornos (Oporto 1984, Goodall 1994, Aguayo *et al.* 1998) e está considerada entre as espécies menos conhecida de golfinhos do mundo (Goodal *et al.* 1988, Reeves e Leatherwood 1994). Observações ocasionais indicam que o golfinho-chileno é tímido à aproximação de barco (Crovetto e Medina 1991), no entanto nunca havia sido feito nenhum esforço para avaliar a influência do tráfego de embarcações sobre esta espécie. O presente trabalho tem por objetivo avaliar e quantificar as respostas comportamentais dos golfinhos-chilenos em relação à aproximação de barcos na Baía Yaldad, sul do Chile.

MATERIAIS E MÉTODOS

Área de estudo

A Baía Yaldad (43° 08'S, 73 ° 44' W) possui uma área de aproximadamente 22km² e está localizada no sul da Ilha de Chiloé, Chile (Fig. 1). Desde o final da década de 80, grande parte da área da baía vem sendo ocupada para o cultivo de mexilhão, *Mytillus chilensis* (Bushman *et al.* 1996, Classing *et al.* 1998) e recentemente, também foi instalada uma fazenda marinha de cultivo de salmão (salmonera) com três sub-unidades, onde está sendo cultivado o salmão do Atlântico, *Salmo salar* (Fig. 1).

Coleta de dados

As observações foram realizadas a partir de terra, em um ponto fixo (102,78m de altura em nível de maré baixa) que possibilitava uma ampla visualização da baía (mais de 140° de ângulo de visão) (Fig. 1). A posição dos golfinhos e dos botes foi determinada com um teodolito digital (*Pentax* ETH-10D com ± 10 segundos de precisão de arco e telescópio de

30x). Este equipamento mede ângulos horizontais (a partir de um ponto “zero” de referência) e ângulos verticais. Conhecendo-se a posição geográfica do ponto de instalação do teodolito e do ponto de referência (zero), bem como a altura do instrumento acima do nível do mar (levando em consideração a flutuação da maré), é possível converter as leituras dos ângulos em coordenada geográfica latitude/longitude (Wursig *et al.* 1991). O teodolito tem sido considerado uma ferramenta de grande utilidade para documentar com precisão potenciais distúrbios comportamentais causados aos mamíferos marinhos devido ao tráfego de embarcações (Kruse 1991, Bedjer *et al.* 1999, Yin 1999, Williams *et al.* 2002). Considerando que as observações são feitas a partir de terra, esta metodologia oferece a vantagem de não influenciar no comportamento dos animais durante a coleta de dados.

A precisão das leituras do teodolito é proporcional à altura do instrumento acima do nível do mar e inversamente proporcional à distância do objeto “alvo” a ser marcado. A maior fonte de erros na determinação da posição geográfica do “alvo” provém de erros referente à altura do teodolito no momento da observação (Würsig *et al.* 1991, Bedjer *et al.* 1999). Para garantir maior precisão, a altura do ponto de observação foi determinada através de uma Estação Total (equipamento que mede distâncias através de emissões de raio laser). Diariamente a altura do teodolito era medida (desde o solo até a altura dos olhos) e o valor obtido era somado à altura do morro. Em intervalos de 10 minutos a altura da maré era determinada através da “tabela de correção de altura de maré” da Marinha Chilena (SHOA 1999) e estes valores eram considerados na correção da altura do morro durante o período de observação. Estima-se para este trabalho, que um erro de 50 cm na determinação da altura do teodolito acima do nível do mar poderia causar um erro de apenas ± 15 m na determinação da posição geográfica dos grupos de golfinhos, quando estes estivessem a uma distância de 3000m do ponto de observação (Wursig *et al.* 1991). Acredita-se, portanto que esta variação não tenha influenciado nos resultados.

Para garantir a qualidade dos dados, as observações eram interrompidas quando a visibilidade diminuía devido à chuva ou neblina, ou quando o estado de agitação do mar era maior que Beaufort 2.

A busca por um grupo de golfinhos era feita por dois a três observadores, que escaneavam constantemente a baía utilizando binóculos (10x50) e uma luneta (60X de aumento). Definiu-se como grupo, a agregação de animais cujos membros se encontravam dentro de um raio de 100m uns dos outros (Wells *et al.* 1987), em aparente associação e freqüentemente, mas não sempre, envolvidos na mesma atividade (Shane 1990, Mann 1999). Quando encontrado, o grupo era monitorado pelo máximo de tempo possível através do protocolo “Seguimento de Grupo” (Mann 1999) até que fosse perdido de vista. Em intervalos de aproximadamente 1 minuto eram anotadas: as leituras dos ângulos verticais e horizontais (tomados preferencialmente do centro do grupo); a hora: minuto: segundo da observação e a atividade que mais de 50% do grupo estivesse envolvida, mediante o método “amostragem de grupo focal” (Altmann 1974, Mann 2000). Foram adotadas 5 categorias de atividades:

- Pesca: caracterizava a captura de cardumes. Frequentemente eram observados comportamentos de perseguição às presas, onde os golfinhos se colocavam paralelos uns aos outros e faziam investidas rápidas, direcionais e sincronizadas de perseguição ao cardume, provocando grande movimento de água. Os golfinhos também eram vistos fazendo círculos (Croveto e Medina 1991) onde era possível observar, em algumas ocasiões, peixes saltando ou até mesmo dentro da boca dos golfinhos. Frequentemente havia associações com “andorinhas- do- mar” (*Sterna hirundinacea*) que pescavam junto com os golfinhos.
- Forrageio: caracterizava-se por repetidos mergulhos não sincronizados em várias direções em um determinado local, muitas vezes com arqueamento do dorso, que indicava mergulhos prolongados. Esta atividade representava o esquadrinho da área em busca de cardumes ou a alimentação de invertebrados ou peixes bentônicos (forrageio bentônico).

- Descanso: movimentos lentos onde os golfinhos podiam permanecer por alguns minutos flutuando na superfície da água ou deslocar-se muito lentamente.
- Socialização: interação direta entre os indivíduos de um grupo, os quais permaneciam em constantes contatos físicos, exibindo, na maior parte do tempo, movimentos vigorosos e saltos fora da água. Comportamentos sexuais e de agressão entre os indivíduos também foram considerados como socialização.
- Deslocamento: movimento persistente e direcional com todos os membros do grupo respirando de forma sincronizada.

Foi registrado também o grau de dispersão dos indivíduos dentro do grupo, sendo classificado em três estados: unidos (golfinhos distantes entre 0 - 5 “comprimento do corpo”, máximo 8-10 m de distância um do outro); dispersos (> 5 “comprimento do corpo” de distância entre si) e mistos (parte do grupo estava unido, enquanto alguns indivíduos mantinham-se dispersos).

Quando um barco se aproximava do grupo que estava sendo seguido, iniciava-se o monitoramento dos golfinhos e dos barcos conjuntamente. As leituras no teodolito eram intercaladas entre os grupos de golfinhos e os botes e eram tomadas com a máxima frequência possível, de modo que fosse registrada a trajetória do grupo de golfinhos e das embarcações, até que estas se afastassem consideravelmente dos golfinhos.

As embarcações mais frequentemente utilizadas na Baía Yaldad para manutenção das estruturas de cultivo consistiam principalmente de pequenos botes de madeira (menos de 10 metros, tipo baleeira) que usavam motor de popa entre 25 a 40 HP. Embarcações maiores (tipo traineiras), utilizadas principalmente pelas salmoneras, eram menos frequentes na baía e nenhum encontro entre este tipo de embarcação e os grupos de golfinhos foi registrado durante o período de estudo. Também foi avaliada a resposta comportamental de *C. eutropia*

em relação à aproximação de um bote inflável (3m de comprimento, com motor de popa de 25 HP) utilizado em um estudo de uso de hábitat desta espécie na Ilha de Chiloé.

Os movimentos das embarcações utilizadas na aquicultura (botes de madeira) eram distintos do movimento do bote inflável durante o encontro com um grupo de golfinhos. Os botes de madeira mantinham sempre rumo direcional e velocidade constante, nunca alterando o rumo da navegação por causa dos golfinhos, os quais eram ignorados. Por outro lado, o objetivo do bote utilizado na pesquisa era aproximar-se do grupo, de modo que fosse possível fotografar as nadadeiras dorsais. Na tentativa de manter próximo e em um ângulo apropriado em relação aos golfinhos, o bote inflável apresentava movimentos mais erráticos, contudo a velocidade era menor que a dos barcos de aquicultura. Monitorar estes dois tipos de barcos permitiria avaliar a interação dos golfinhos frente a diferentes “comportamentos” adotados pelas embarcações.

Análise dos dados

Para obter uma visão mais completa do movimento dos golfinhos e evitar que o conjunto de dados fosse “inflado” com pequenas mudanças comportamentais, somente foram considerados nas análises os grupos monitorados por no mínimo 15 minutos. O programa *PYTHAGORAS* v.1.2 (© Glenn Gailey, Texas A&M University) foi utilizado para transformar as leituras dos ângulos em posição geográfica. Este programa possibilitava a visualização das trajetórias realizadas pelos barcos e pelos golfinhos e calculava a distância de uma em relação a outra. Com base nestas informações e para padronizar as análises, estabeleceu-se que um encontro entre botes e golfinhos tinha início quando um barco se aproximava a uma distância de 500m dos golfinhos, que foi denominada “zona de interação” e terminava quando a embarcação se afastava mais que 500m do grupo. De acordo com a distância mínima atingida

entre os botes e os golfinhos durante o período de permanência dos barcos dentro da zona de interação, estabeleceu-se duas classes de encontro: 0 - 100m e 100-500m.

Para avaliar a resposta comportamental dos golfinhos no decorrer do tempo após os barcos saírem da “zona de interação”, estabeleceu-se três categorias de tempo: 5 min, 5-10 min e 10-15 min após o término do encontro

Dois principais tipos de táticas de evasão a embarcações têm sido consideradas para cetáceos (Williams *et al.* 2002): evasões verticais, onde os animais reagem às embarcações alterando a duração do mergulho e evasões horizontais, que consiste na alteração da direção da natação e/ou no aumento da velocidade de natação. Evasões verticais somente podem ser adequadamente quantificadas se o tempo de mergulho de um mesmo indivíduo do grupo for registrado durante todo o período de monitoramento do grupo (Williams *et al.*, 2002). No entanto, visto que a identificação individual desde terra é praticamente inviável devido a grande distância em que as observações podiam ser realizadas (aproximadamente 4 km), para este trabalho, somente foram avaliadas variáveis que pudessem mensurar evasões horizontais. A velocidade de natação e a taxa de reorientação foram as variáveis escolhidas e também foram calculadas a partir do programa *PYTHAGORAS*. A velocidade de natação foi calculada dividindo a distância percorrida entre duas marcações consecutivas, pelo intervalo de tempo entre estas. Para estimar a taxa de reorientação, calculou-se o ângulo referente à mudança de curso de navegação do grupo, considerando a trajetória realizada e uma linha reta predita pela posição anterior do grupo (Fig. 2). A taxa de reorientação representa a magnitude da mudança de curso (alteração de curso) em toda a trajetória realizada pelo grupo, a qual foi calculada somando todas as mudanças de curso (em graus) e dividindo pela duração (minutos) da trajetória realizada pelo grupo (Fig. 2). Uma taxa de reorientação baixa indica uma trajetória mais previsível enquanto que uma alta taxa de desvio implica em uma trajetória mais errática. Para evitar problemas associados a deslocamentos não-lineares, todas as leituras realizadas no

teodolito que excederam intervalos maiores que 120 segundos não foram consideradas nas análises posteriores (Yin 1999).

Como não se tinha informações se o estado comportamental (atividade) dos golfinhos influenciava na velocidade de natação e/ou na taxa de reorientação dos indivíduos, agrupar todos os dados, não levando em consideração a potencial interferência dos padrões de atividade poderia dificultar na detecção de possíveis alterações comportamentais causadas pelos botes (Williams *et al.* 2002). Por isso, para garantir maior consistência às análises os dados foram separados por atividades. Considerando somente os períodos em que os golfinhos foram monitorados sem a presença de embarcação (período “controle” para a posterior avaliação em presença de bote), testou-se a hipótese nula de que não haveria efeito do padrão de atividade sobre as variáveis consideradas (velocidade de natação e taxa de reorientação). Se detectada diferença significativa (hipótese nula rejeitada), as análises precisariam ser feitas para cada uma das categorias de atividade, separadamente.

Para evitar problemas referentes à pseudo-replicação e para minimizar o efeito da dependência dos dados, já que para cada grupo monitorado os dados foram tomados seqüencialmente (Martin e Hateson 1993, Yin 1999), calculou-se um valor médio (“escore”) de cada variável (velocidade de natação e taxa de reorientação) para cada grupo focal (separado pelos padrões de atividade), durante os períodos de ausência de barcos, presença e períodos após o encontro. Cada um destes novos escores constituíram as unidades amostrais das análises estatísticas.

Foi aplicado um teste de aleatorização (Edginton 1983, Mainly 1991, Pillar e Orlóci 1996) para testar a hipótese nula de que não havia diferença significativa entre as variáveis dependentes (velocidade de natação e taxa de reorientação) em relação aos seguintes fatores: padrões de atividade (pesca, forrageio descanso, socialização e deslocamento); condição em relação à embarcação (ausência de embarcação, presença de embarcação e período após o

encontro com a embarcação); tipo de encontro (100m e 100-500 m) e tipo de bote (bote utilizado nas atividades aquícolas: movimento direcional, e bote de pesquisa: movimento errático). Cada uma das variáveis dependente foi testada separadamente para cada um dos fatores acima citado. No teste de aleatorização a magnitude da variância entre os grupos de unidades amostrais (soma dos quadrados entre grupos “ Q_b ”), obtida por uma medida de dissimilaridade, é utilizada para verificar com base na probabilidade gerada por iteração dos próprios dados (Q_b^0), se os grupos diferem ou não (Mainly 1991, Pillar e Orlóci 1996). A hipótese nula será aceita quando o valor encontrado for maior que o limiar de significância ($p(Q_b^0 > Q_b)$): probabilidade de obter ao acaso uma soma de quadrados entre grupos igual ou maior que Q_b) (Pillar e Orlóci 1996). A vantagem dos testes de aleatorização é que as pressuposições (homocedasticidade e normalidade) exigidas nos testes paramétricas não são necessárias neste teste, aumentando as possibilidades de sua aplicação, especialmente em dados ecológicos (Mainly 1991). Neste trabalho, todas as análises foram realizadas utilizando o programa computacional *MULTIV* v. 2.2.0 (Pillar, 2000) onde foram feitas 10.000 iterações a partir de uma matriz de semelhança de distância euclidiana. O nível de significância adotado para rejeitar a hipótese nula foi de 5% ($\alpha = 0,05$). Para testar se havia associação significativa entre a dispersão grupal (unidos, dispersos e mistos) e as condições em relação à embarcação (períodos sem bote, com bote e pós-bote) foi aplicado um teste de Qui-quadrado em tabela de contingência (*SPSS* v.10) e análises de resíduos ajustado (Everitt 1992).

RESULTADOS

Foram realizadas 293,5 horas de esforço de observação durante os meses de janeiro a abril de 2002. Embora um total de 192 grupos de golfinhos e 66 encontros com embarcações tenham sido registrados durante este período, somente foram analisadas as trajetórias de 163 grupos e de 27 encontros com botes (os quais foram monitorados por mais de 15min). Um total de 3099 leituras no teodolito foram tomadas durante 63 horas de observação direta dos grupos de golfinhos. O tempo médio de duração dos encontros com os botes utilizados na aquicultura (bote de madeira) foi de 7,1min enquanto que com o bote de pesquisa (bote inflável) foi de 22 min. Durante o encontro (período dentro da zona de interação), os botes de aquicultura apresentaram uma velocidade média de 9,34 km/h enquanto que os bote de pesquisa de 2.64 km/h. Na Tabela 1 está mostrado para cada padrão de atividade, o tamanho amostral dos grupos monitorados, as leituras no teodolito e quantidade de encontros obtidos.

Padrões de atividades

A velocidade de natação e a taxa de reorientação variaram significativamente em relação aos padrões de atividade quando avaliados sem influência de embarcações ($p(Qb^o \geq Qb)_{v. natação} < 0,001$; $p(Qb^o \geq Qb)_{t. reorientação} < 0,001$), indicando que ambas variáveis analisadas neste trabalho são influenciadas pelo estado comportamental dos golfinhos. A maior velocidade (5,8 km/h) foi atingida quando os grupo encontrava-se em deslocamento enquanto que a menor (2,8 km/h) ocorreu durante períodos de descanso (Fig. 3). O valor da velocidade durante as atividades de forrageio e socialização foram semelhantes, ficando em torno de 4 km/h (Fig. 3). Em relação à taxa de reorientação, os golfinhos apresentaram movimentos mais erráticos, com maiores índices de desvio de curso por minuto durante as atividades de socialização (98,23 graus/min) seguido pela atividade de forrageio (88,9

graus/min) (fig. 3). Entretanto, quando em deslocamento, apresentaram a menor taxa de desvio de curso (48,8 graus/min), sendo a atividade em que os animais apresentavam a trajetória mais direcional. As atividades de alimentação e descanso apresentaram taxas intermediárias de reorientação (76,1 e 71,7 graus/min, respectivamente). Segundo estes resultados é possível observar que quando os golfinhos se deslocam, são mais velozes e mais direcionais, enquanto que quando socializam ou forrageiam mudam de direção com mais frequência, porém com menor velocidade.

Devido a velocidade de natação e a taxa de reorientação variar significativamente em relação às atividades, os dados não puderam ser agrupados para avaliar o impacto dos encontros com os botes. Desta forma, as análises tiveram que ser feitas separadamente para cada uma das categorias de atividade. No entanto, devido ao reduzido número de encontros (tamanho amostral) entre golfinhos e botes durante as atividades de pesca (n = 1 encontro), descanso (n = 2) e socialização (n = 2) (Tabela 1), as análises somente foram realizadas para as atividades forrageio (n = 14) e deslocamento (n = 8) (Tabela 1).

Tipo de embarcação

Apesar da aproximação dos botes de aquicultura provocarem um aumento da velocidade dos animais (tanto durante as atividades de forrageio como durante deslocamento) e o bote inflável causar um aumento de 44% na taxa de reorientação durante o forrageio (Fig. 4), estas diferenças não foram significativas para nenhuma atividade: Forrageio $p(Qb^o \geq Qb)_v$. natação = 0,51 e $p(Qb^o \geq Qb)_t$. reorientação = 0,63; Deslocamento $p(Qb^o \geq Qb)_v$. natação = 0,08 e $p(Qb^o \geq Qb)_t$. reorientação = 0,96.

Tipo de encontro

Não foi detectada diferença significativa na velocidade dos golfinhos quando os barcos se aproximam a uma distância de até 100m ou de 100-500m, tanto para o forrageio como para o deslocamento ($p(Qb^{\circ} \geq Qb)_{\text{forrageio}} = 0,8$ e $p(Qb^{\circ} \geq Qb)_{\text{deslocamento}} = 0,71$) (Fig. 5). Também não foi detectada diferença significativa na taxa de reorientação em relação ao tipo de encontro para a atividade de deslocamento ($p(Qb^{\circ} \geq Qb) = 0,16$) e nem para a atividade de forrageio ($p(Qb^{\circ} \geq Qb) = 0,19$) (Fig. 5), apesar da taxa média de reorientação durante os encontros de 0-100 m ter sido mais que o dobro (196 graus/min) da taxa de 100-500m (94 graus/min) durante o forrageio.

Considerando a ausência de diferenças significativas tanto em relação ao tipo de bote quanto ao tipo de encontro, os dados foram agrupados para a avaliação da resposta comportamental dos golfinhos em relação aos períodos em ausência de botes, em presença de bote e pós-encontro com bote.

Respostas comportamentais à aproximação de embarcações

Quando os golfinhos estavam forrageando e eram abordados por um barco, não foi observada nenhuma alteração na velocidade em relação aos períodos antes, durante e depois do encontro ($p(Qb^{\circ} \geq Qb) = 0,64$). A resposta comportamental observada foi em relação à taxa de reorientação que apresentou um aumento significativo de 88% (166,8 graus/min) ($p(Qb^{\circ} \geq Qb) < 0,001$) em relação à taxa de desvio durante os períodos sem influência de barcos (88,7 graus/min) (Fig. 6). Embora tenha ocorrido uma diminuição de 22,3% da taxa de reorientação após o encontro, o valor apresentado pelos golfinhos (129,5 graus/min) ainda foi significativamente maior em relação aos períodos sem bote (análise *post hoc* de comparações múltiplas $p(Qb^{\circ} \geq Qb)_{\text{sem bote / pós-bote}} = 0,03$) (Tabela 2), indicando que o tempo de 15 minutos

após o encontro não foi suficiente para os golfinhos voltarem à taxa de reorientação “normal” para esta atividade.

Quando os golfinhos estavam em deslocamento e eram abordados por algum barco, a resposta comportamental foi distinta. Durante esta atividade a taxa de reorientação se manteve constante, não havendo alterações significativas ($p(Qb^o \geq Qb) = 0,21$) (Fig. 6). Contudo, houve um aumento significativo da velocidade ($p(Qb^o \geq Qb) = 0,002$) que passou de 5,8 km/h (sem bote) para 8,2 km/h durante o encontro (aumento de 41.3%). No entanto durante o período pós-encontro, a velocidade diminuiu (5,4 km/h) e atingiu valores normais (análise *post hoc* de comparações múltiplas $p(Qb^o \geq Qb)_{\text{sem bote / pós- bote}} = 0,42$) (Tabela 2).

A avaliação da velocidade de natação durante o deslocamento e da taxa de reorientação durante o forrageio em 5, 10 e 15 minutos após o encontro com as embarcações está mostrada na Figura 7. A linha pontilhada indica o valor médio considerado “normal” para cada uma das variáveis durante períodos sem influência de botes. Observa-se que para o deslocamento, os valores encontrados durante os períodos pós-bote mantêm-se próximos ao valor “normal” de velocidade. Embora uma leve diminuição ocorra 10 minutos após o encontro, a variação não é significativa ($p(Qb^o \geq Qb)_{5/10/15\text{min}} = 0,26$). Quando comparada a velocidade pós-encontro com a velocidade em períodos “sem bote”, obtém-se o resultado de que em apenas 5 minutos após o encontro, os valores encontrados já são semelhantes aos valores sem influência de botes ($p(Qb^o \geq Qb)_{\text{sem bote/ 5min}} = 0,57$), indicando uma rápida “recuperação” da velocidade “normal” de natação.

Em relação à taxa de reorientação durante o forrageio (período pós bote) (Fig. 7), observa-se que esta se mantém mais alta que a taxa “normal”, não apresentando variação ao longo de todo o período pós bote ($p(Qb^o \geq Qb)_{5/10/15\text{min}} = 0,62$). Este resultado mostra que em 15 minutos após o encontro, os golfinhos continuam com a taxa de reorientação alterada, sem

tendência a diminuir, sugerindo que o tempo de “recuperação” requerido após um encontro é maior quando os animais estão forrageando do que quando estão se deslocando.

Dispersão grupal

Houve uma associação significativa do estado de dispersão grupal em relação aos períodos: antes, durante o depois do encontro com as embarcações, tanto para a atividade de forrageio, como para o deslocamento (forrageio: $\chi^2 = 75,33$ $gl = 4$ $p < 0,001$ e deslocamento: $\chi^2 = 231,6$ $gl = 4$ $p < 0,001$) (Fig. 8). Durante o forrageio, os golfinhos apresentaram-se significativamente mais unidos em presença de barco do que durante os períodos sem barco e significativamente mais dispersos em períodos pós-bote (Fig. 8). Durante o deslocamento, os grupos mantiveram-se preferencialmente unidos em períodos sem influência de barcos (Fig. 8) e apesar de não haver associação significativa à nenhuma categoria de dispersão durante o encontro, os grupos nunca se dispersaram (nenhum caso registrado). No entanto, após o encontro os animais se mantiveram principalmente dispersos, da mesma forma como aconteceu durante forrageio.

DISCUSSÃO

O padrão de movimento dos golfinhos-chilenos foi afetado pela aproximação das embarcações na Baía Yaldad. A presença dos barcos (dentro do raio de 500m) provocou reações evasivas, onde os golfinhos apresentaram alterações tanto na velocidade de natação como na taxa de reorientação. Não houve indícios de atração dos animais às embarcações, ao contrário do observado para o golfinho de Hector, *Cephalorhynchus hectori* (Bedjer *et al.* 1999) na Nova Zelândia. Embora Crovetto e Medina (1991) tenham relatado que *C. eutropia* algumas vezes nadavam na proa dos barcos na Baía Yaldad, durante o presente estudo os animais nunca foram vistos exibindo este tipo de comportamento.

Alterações na velocidade e na taxa da reorientação como resposta comportamental ao tráfego de embarcações tem sido freqüentemente observada para outros cetáceos. Watkins (1986), por exemplo, verificou que várias espécies de baleias reagem alterando estas variáveis. O aumento da velocidade como tática de evasão também foi observado para as baleias da Groelândia (*Balaena mysticetus*) (Richardson *et al.* 1985), para golfinhos oceânicos no Pacífico (Au e Perryman 1982) e para as orcas (*Orcinus orca*) no Canadá (Kruse 1991), que também reagem apresentando um padrão de movimento mais errático (Williams *et al.* 2002). Embora os golfinhos-chilenos tenham apresentado alterações na velocidade e na taxa de reorientação, as reações comportamentais foram distintas dependendo da atividade que os animais estavam envolvidos antes da aproximação das embarcações. Durante o forrageio, a estratégia de evasão adotada foi a alteração do curso de natação com maior freqüência, onde os animais apresentavam um padrão de movimento mais errático e menos previsível. Por outro lado, quando em deslocamento, os golfinhos procuravam se afastar das embarcações aumentando a velocidade de natação.

Estas diferenças no tipo de respostas comportamentais evasivas, apresentados pelos golfinhos-chilenos, poderiam estar refletindo as táticas utilizadas para se esquivar de

predadores. Segundo alguns modelos de estratégias de evasão a predadores, para obter êxito na fuga as presas deveriam ter a habilidade de alterar tanto a velocidade como o curso da natação (Howland 1974, Weihs e Webb 1984). Outras espécies como a beluga, *Delphinapterus leucas* e o narval, *Monodon monoceros* também reagem à aproximação de barcos da mesma forma que reagem à presença de orcas, que são predadores destas espécies (Finley *et al.* 1990). A especificidade das respostas comportamentais aos padrões de atividade observada para os golfinhos-chilenos, sugere que dependendo das circunstâncias, determinada estratégia parece ser mais adequada que outra. Durante o deslocamento, sem influência de embarcação, os animais apresentam um padrão de movimento mais direcional e uma velocidade de natação mais alta em relação ao forrageio (Fig. 3). Talvez por este motivo poderia ser mais vantajoso tentar distanciar-se das embarcações optando pelo aumento da velocidade. Por outro lado, durante o forrageio, quando os animais estão envolvidos na busca de alimento, talvez não seja interessante afastar-se em alta velocidade e abandonar o local onde possivelmente poderia haver presas. A melhor estratégia evasiva neste caso, provavelmente, seria alterar a taxa de reorientação, já que esta tática possibilitava que os animais se esquivassem dos barcos, permitindo ao mesmo tempo a permanência dos golfinhos no local.

A maioria dos trabalhos que avaliam a interação entre cetáceos e tráfego de embarcações, não levam em consideração os padrões de atividade dos animais (Kruse 1991, Bedjer *et al.* 1999, Yin 1999). No entanto, conforme observado para *C. eutropia*, foi possível obter uma maior compreensão das estratégias evasivas dos golfinhos a partir do conhecimento da atividade dos animais durante o período de observação. Além disso, potenciais efeitos do tráfego de embarcação poderiam eventualmente ser ocultados se os padrões de atividade não fossem levados em consideração (William *et al.* 2002), principalmente se houvesse influência das atividades nas variáveis escolhidas para a avaliação do impacto.

O tempo de “recuperação” dos golfinhos após o encontro (tempo que levavam para voltar às taxas normais de reorientação e velocidade de natação) também revelou padrões distintos quanto às atividades. Os golfinhos levam mais tempo para se recuperar quando o encontro acontecia durante os períodos de forrageio do que quando em deslocamento. Tem sido demonstrado para alguns cetáceos que conforme aumenta a velocidade de natação, a respiração e a taxa metabólica aumentam exponencialmente, implicando em um maior gasto energético (Sumich 1983). Desta forma, a rápida “recuperação” dos golfinhos-chilenos durante o deslocamento poderia estar relacionada ao gasto energético e ser uma resposta à economia de energia, que se vê refletida na rápida diminuição da velocidade após o encontro. É possível que a recuperação mais lenta durante o forrageio provavelmente esteja relacionada à busca e re-agregação dos cardumes, visto que a presença dos botes também poderia estar provocando respostas evasivas às presas dos golfinhos (Janik e Thompson 1996, Allen e Read 2000).

A dispersão dos golfinhos dentro do grupo também foi alterada pelo tráfego de embarcação. Em presença de barcos, os indivíduos nunca se dispersavam (em ambas atividades), mas ao contrário, permaneciam significativamente mais unidos durante o forrageio e embora não tenha sido encontrada uma associação significativa durante o deslocamento, houve uma tendência dos animais também se manterem unidos nos momentos em que as embarcações se aproximavam. Resultados semelhantes ao encontrado para *C. eutropia* também tem sido registrado para outras espécies (Irvine *et al.* 1981, Au e Perryman 1982, Bedjer *et al.* 1999). Geralmente os grupos de golfinhos se mantêm coesos em situações de surpresas, ameaça o perigo (Johnson e Norris 1986). Provavelmente este comportamento favoreça uma maior proteção individual (Bedjer *et al.* 1999), podendo também facilitar a comunicação entre os indivíduos (Erbe 2002).

Embora tenha sido estabelecido um limite de 500m de raio como “zona de interação” entre as embarcações e os golfinhos, é provável que os animais detectem a presença dos barcos a uma distância muito maior, como observado, por exemplo, para *C. hectori* que percebem embarcações a pelo menos 3 km de distância (Bedjer *et al.* 1999). Apesar de não se conhecer a exata distância em que os golfinhos começavam a reagir, uma vez que as embarcações entravam na “zona de interação” os golfinhos reagiam com a mesma intensidade, independente da distância que os botes permaneciam dos animais durante o encontro, indicando que não somente os barcos que se aproximavam muito dos animais (menos de 100m) provocaram reações, mas todas as embarcações que estiveram a menos 500m. Apesar de Schevill (1968) sugerir que as mudanças comportamentais dos cetáceos são provocadas geralmente pelo ruído das embarcações, não se sabe se as reações dos golfinhos-chilenos, na Baía Yaldad, representa uma resposta somente à presença da embarcação ou também ao ruído do motor. Estudos mais específicos, como modelagens acústicas (Erbe 2002), seriam necessárias para compreender o motivo da reação e determinar a distância a que os animais percebem os barcos.

Tem sido sugerido que embarcações mais direcionais tem menor efeito no comportamento dos animais do que barcos com movimentos mais errático e menos previsível (Yin 1999, Watkins 1986, Richardson *et al.* 1995, Acevedo 1991, Kruse 1991). Acevedo (1991) observou que os golfinhos-nariz-de-garrafa *Tursiops truncatus* se acostumavam a embarcações com movimentos direcionais e somente reagiam a barcos que seguiam intencionalmente os animais, quando estes estavam a menos de 5 m de distância do grupo de golfinhos. Os golfinhos-chilenos, no entanto, apresentaram alterações comportamentais tanto a barcos direcionais (utilizados na aquicultura) como a aqueles com movimentos mais erráticos (embarcação de pesquisa). Embora seja necessário aumentar o tamanho amostral para obter resultados mais conclusivos, é possível que a reação de *C. eutropia* não tenha sido

mais intensa em relação ao bote com movimento mais errático devido à baixa velocidade com que esta embarcação abordava os animais. Contudo, o fato dos golfinhos alterarem seus padrões de movimento e reagirem aos botes direcionais, mostra que mesmo após de vinte anos de tráfego de embarcação decorrente da aquicultura na Baía Yaldad (Bushmann *et al.* 1996, Classing *et al.* 1998), os golfinhos-chilenos não parecem ter se habituado à presença dos barcos direcionais, indicando que provavelmente *C. eutropia* seja uma espécie potencialmente sensível, especialmente quando comparada a outras como *T. truncatus*. Contudo, apesar de não ter se habituado, a persistência dos golfinhos na baía pode estar indicando que os animais sejam, de certa forma, tolerante à presença das embarcações. No entanto, como enfatizado por Blane (1994), o fato dos mamíferos marinhos apresentarem uma aparente tolerância à áreas onde há distúrbios, não significa que não exista impacto, mas que talvez os animais continuem freqüentando estes locais devido as vantagens e a importância da área para o desenvolvimento das atividades biológicas e sociais, como pode ser o caso da Baía Yaldad, que é utilizada principalmente como área de alimentação (Ribeiro 2003).

Apesar do turismo de observação de golfinhos não ser atualmente desenvolvida no sul do Chile, uma das potenciais espécies que poderiam ser “exploradas” (“utilizadas”) nesta atividade, principalmente por causa de sua distribuição costeira, seria o golfinho-chileno. Embora este tipo de turismo ajude a promover a conservação dos cetáceos, juntamente com a comunidade local, através da valorização da importância da conservação marinha (Hoyt 1995, IFAW 1995), é necessário considerar que a partir das evidências preliminares obtidas neste estudo, *C. eutropia* parece ser uma espécie sensível e evasiva à presença das embarcações. Portanto, antes que se estabeleça o turismo de observação no sul do Chile, é necessário que se conduza estudos mais detalhados para que se possa avaliar com consistência, os potenciais impactos que esta atividade causaria à população de *C. eutropia*. Desta forma, haveria subsídios para estabelecer regulamentações adequadas, especialmente considerando que em

muitos locais, como na Baía Yaldad, os golfinhos já vêm sendo potencialmente afetados pelo alto tráfego de embarcações decorrentes da aqüicultura.

Embora não se conheça as conseqüências em longo prazo dos efeitos causados pelo tráfego de embarcações sob a população local de *C. eutropia* golfinhos na Baía Yaldad, é possível que a freqüência com que os padrões de movimento dos golfinhos são alterados, faz com que os animais tenham que permanecer em constante estado de alerta. Estes fatores provavelmente aumentam o gasto de energia, diminuindo a eficiência no desenvolvimento de suas atividades. Aleen e Read (2000) observaram que os golfinhos-nariz-de-garrafa (*T. truncatus*) mudavam o padrão de uso de hábitat dependendo da intensidade do tráfego de embarcações. O efeito dos barcos somado aos impactos das atividades de aqüicultura na Baía Yaldad, como a restrição de áreas disponíveis aos golfinhos (Ribeiro 2003) e a poluição química e orgânica (Claude e Oporto 2000), pode estar causando sérios impactos à população local. Estudo em longo prazo e a uma escala espacial maior são necessários para que se avalie o efeito do tráfego de embarcações sobre a população e que a ocorrência e os padrões de uso de hábitat dos golfinhos sejam considerados na regulamentação de concessões marinhas para atividades de aqüicultura e nos planos de manejo costeiro.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio financeiro do Dr. Stefan Bräeger (IFAW) que viabilizou o aluguel do teodolito, a Sonja Heinrich pelo apoio logístico, a Universidad Austral de Chile pelo alojamento durante o período de coleta de dados e a todos os ajudantes de campo: Alejandra Henny, Carla Christie, Carlos Lara, Gonzalo Burgos, Juan Harries, Nicolás Sanchez, Robert Ronconi, Ruth Ipa, Sarah Wong e Victor Castillo. Ao ao curso de Pós-graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul e ao CNPq pela bolsa de mestrado concedida à S. Ribeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACEVEDO, A. 1991. Interactions between boats and bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in the entrance to Enseada de La Paz, Mexico. *Aquatic Mammals* 17:120-124.
- AGUAYO, A. L., D. N. TORRES e J. R. ACEVEDO. 1998. Los mamíferos marinos de Chile: I. Ceatacea. Serie Científica INACH 48:19-159.
- ALEEN, M. C. e A. J. READ. 2000. Hábitat selection of foraging bottlenose dolphins in relation to boat density near Clearwater, Florida. *Marine Mammal Science* 16:815-824.
- ALTMAN, J. 1974. Observational study of behavior: Sampling methods. *Behavior* 49:227-267.
- AU, D. e W. PERRYMAN. 1982. Movement and speed of dolphin schools responding to an approaching ship. *Fishery Bulletin* 80:371-379.
- BEDJER, L., S. M. DAWSON e J. A. HARRAWAY. 1999. Responses by Hector's dolphins to boats and swimmers in Porpoise Bay, New Zealand. *Marine Mammal Science* 15:738-750.
- BLANE, J. M. e R. JAAKSON. 1994. The impacts of the ecotourism boats on the St. Lawrence beluga whale (*Delphinapterus leucas*). *Environmental Conservation* 21:267-269.
- BUSHMANN, A. H., D. A. LÓPEZ e A. MEDINA. 1996. A review of the environmental effects and alternative production strategies of marine aquaculture in Chile. *Aquacultural Engineering* 15:397-421.
- CLASING, H., A. OÑATE e H. ARRIAGADA. 1998. Cultivo de Choritos en Chile. Imprenta Universitaria, Valdivia, Chile.
- CLAUDE, M. e J. A. OPORTO. 2000. La ineficiencia de la salmonicultura en Chile: aspectos sociales, económicos y ambientales. Terram Publicaciones, Santiago.
- CROVETTO, A. e G. MEDINA. 1991. Comportement du dauphin chilien (*Cephalorhynchus eutropia* Gray, 1846) dans les eaux du sud du Chili. *Mammalia* 55: 329-338.
- EDGINGTON, E. S. 1983. Randomization Tests. Marcel Dekker, New York.
- ERBE, C. 2002. Underwater noise of whale watching boats and potential effects on killer whales (*Orcinus orca*), based on an acoustic impact model. *Marine Mammal Science* 18:394-418.
- EVERITT, B. S. 1992. The analysis of contingency tables. 2^a edition. Chapman & Hall, London.
- FINLEY, K. J., G. W. MILLER, R. A. DAVIS e C. R. GREENE. 1990. Reactions of belugas, *Delphinapterus leucas*, and narwhals, *Monodon monoceros*, to ice-breaking ships in the Canadian high Arctic. *Canadian Bulletin of Fishery and Aquatic Science* 224:97-117.
- GOODALL, R. N. P., K. W. NORRIS, A. R. GALEAZZI, J. A. OPORTO e I. S. CAMERON. 1988. On the Chilean dolphin, *Cephalorhynchus eutropia* (Gray 1846). Páginas 197-257 em R. L.

- Brownell Jr. e G. P. Donovan, eds. The biology of the Genus *Cephalorhynchus*. Reports of the International Whaling Commission (special issue 9), London.
- GOODALL, R. N. P. 1994. Chilean dolphins *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846). Paginas 269-287 in S. H. Ridgway e S. R. Harrison, eds. Handbook of marine mammals. Volume 5. Academic Press, San Diego.
- HANSHING, E. 2001. Efectos de las embarcaciones turisticas en la poblacion residente de *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) (Cetacea Delphinidae) en Isla Choros, IV Region. Tesis de Baquelor. Universidad Catolica del Norte, Coquimbo, Chile. 89pp.
- HOYT, E. 1995. The worldwide value and extent of whale watching:1995. Whale and Dolphin Conservation Society, Bath, UK.
- HOWLAND, H. C. 1974. Optimal strategies for predator avoidance: the relative importance of speed and maneuverability. *Journal of Theoretical Biology* 47:333-350.
- IFAW, TETHYS RESEARCH INSTITUTE AND EUROPE CONSERVATION.1995. Report of the workshop on the scientific aspect of managing whale watching. Montecastello di Vibio, Italy. East Sussex: IFAW.
- INTERNATIONAL WHALING COMMISSION 1995. Forty-fifth report of the International Whaling Commission. Cambridge: IWC.
- IRVINE, A. B., M. D. SCOTT, R. S. WELLS e J. H. KAUFMANN. 1981. Movements and activities of the Atlantic bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, near Sarasota, Florida. *Fishery Bulletin* 79:671-688.
- JANIK, V. M. e P. M. THOMPSON. 1996. Changes in surfacing patterns of Bottlenose dolphins in response to boat traffic. *Marine Mammals Science* 12:597-602.
- JOHNSON, M. C. e K. S. NORRIS. 1986. Delphinid social organization and social behavior. Paginas 335-346 em R. J. Schusterman, J. A. Thomas e F. G. Wood, eds. *Dolphin cognition and behavior: A comparative approach*. Lawrence Earlbaum Associates, Hillsdale, New Jersey.
- KRUSE, S. 1991. The interaction between killer whales an boats in Johnstone Strait, B.C. Paginas 149-159 em K. Pryor e K. Norris, eds. *Dolphins Societies: discoveries and puzzles*. University of California Press, Los Angeles, California.
- MANLY, B. F. J. 1991. *Randomization and Monte Carlo Methods in Biology*. Chapman & Hall, London.
- MANN, J. 1999. Behavioral sampling methods for cetacean: a review and critique. *Marine Mammal Science* 15:102-122.
- MANN, J. 2000. Unraveling the Dynamics of Social Life, Long-Term Studies and Observational Methods. Paginas 45-64 em J. Mann, R. Connor, P. Tyack, H. Whitehead, eds. *Cetacean Societies: Field Studies of Dolphins and Whales*. The University of Chicago Press, Chicago.

- MARTIN, B. e P. BATESON. 1993. *Measuring Behavior*. 2^a ed. Cambridge. University Press, New York, NY.
- MCINTYRE, A. D. 1995. Human Impact on the oceans: The 1990s and beyond. *Marine Pollution Bulletin* 31:147-151.
- OPORTO, J. A. 1984. Observaciones de cetáceos en los canales del sur de Chile. Resúmenes, 1^a Reunión de Trabajo en Especialistas Mamíferos Acuáticos de América del Sur, Buenos Aires. p. 31.
- PILLAR, V. D. 2000. MULTIV, software para análise multivariada, auto-reamostragem bootstrap e testes de aleatorização. Porto Alegre, Departamento de Ecologia, UFRGS. (versões para Macintosh e Windows)
- PILLAR, V. D. P. e L. ORLÓCI. 1996. On randomization testing in vegetation science: multifactor comparisons of relevé groups. *Journal of Vegetation Science*, Uppsala, 7:585-592.
- REEVES, R. R. e S. LEATHERWOOD. 1994. *Dolphins, porpoises and whales: 1994-1998 Action Plan for the Conservation of Cetaceans*. IUCN, Gland, Switzerland.
- RIBEIRO, S. 2003. *Ecologia comportamental do golfinho-chileno *Cephalorhynchus eutropia* (Gray 1846): seleção de hábitat e interações com atividades antrópicas*. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil. 133 p.
- RICHARDSON, W. J. e M. A. FRAKER. 1985. Behavior of bowhead whales *Balaena mysticetus* Summering in the Beaufort Sea: Reactions to Industrial Activities. *Biological Conservation* 32:195-230.
- RICHARDSON, W. J., C. R. GREENE, C. I. MALME e D. H. Thompson 1995. *Marine mammals and noise*. Academic Press, San Diego, CA.
- ROBERTS, C. M. e J. P. HAWKINS. 1999. Extinction risk at the sea. *Tree* 14: 242-246.
- SHANE, S. H. 1990. Behavior and ecology of bottlenose dolphins at Sanibel Island, Florida. Páginas 245-265 em S. Leatherwood e R. R. Reeves, eds. *The bottlenose dolphin*. Academic Press, San Diego, CA.
- SCHEVILL, W. E. 1968. Quiet power whaleboats. *Journal of the Acoustical Society of America* 44: 1157-1158.
- S.H.O.A. 1999. *Tablas de marea de la costa de Chile y puertos de la costa Sudamericana*. Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile. Publicación 3009. Valparaiso, Chile.
- SULLIVAN-SEALEY, K. e G. BUSTAMANTE. 1999. *Setting geographic priorities for marine conservation in Latin America and the Caribbean*. The Nature Conservancy, Arlington, Virginia.

- SUMICH, J. L. 1983. Swimming velocities, breathing patterns, and estimated costs of locomotion in migrating gray whales, *Eschrichtius robustus*. *Canadian Journal of Zoology* 61:647-652.
- WATKINS, W. A. 1986. Whale reactions to human activities in Cape Code waters. *Marine Mammals Science* 2:251-262.
- WEIHS, D. e P. W. WEBB. 1984. Optimal avoidance and evasion tactics in predator-prey interactions. *Journal of Theoretical biology* 106:189-206.
- WELLS, R. S., M. D. SCOTT e A. B. IRVINE. 1987. The social structure of free-ranging bottlenose dolphins. Paginas 247-305 *em* H. H. Genoways, ed. *Current Mammalogy*, Vol. 1. Plenum Press, New York.
- WELLS, R. S. e M. D. SCOTT. 1997. Seasonal incidence of boat strikes on bottlenose dolphins near Sarasota, Florida. *Marine Mammals Science* 13:475-480.
- WILLIAMS, R., A. W. TRITES e D. E. BAIN. 2002. Behavioural responses of killer whales (*Orcinus orca*) to whale-watching boats: opportunistic observations and experimental approaches. *Journal of Zoology* 256:255-270.
- WÜRSIG, B., F. CIPRIANO e M. WÜRSIG. 1991. Dolphins movement and patterns: information from radio and theodolite tracking studies. Paginas 79-112 *em* K. Pryor e K. Norris, eds. *Dolphins societies: discoveries and puzzles*. University of California Press, Los Angeles, CA.
- YIN, S. 1999. Movements patterns, behaviors and whistle sounds of dolphins groups off Kaikoura, New Zealand. Tesis de Mestrado. Texas A & M University. 106p.

Tabela 1: Quantidade de grupos monitorados, leituras registradas no teodolito e número de encontros com barcos (bote de pesquisa e bote de aquicultura), em relação aos padrões de atividade

	<i>Pesca</i>	<i>Forrageio</i>	<i>Descanso</i>	<i>Socialização</i>	<i>Deslocamento</i>	Total
Grupos monitorados	24	61	11	07	60	163
Leituras do teodolito	300	1191	266	260	992	3009
Encontros (total):	01	14	02	02	08	27
- Bote inflável	0	03	0	0	02	05
-Bote aquicultura	01	11	02	02	06	22

Tabela 2: Probabilidade encontrada (valores de p) nas comparações múltiplas (análise de contrastes) realizada através do teste de aleatorização (10.000 iterações) ($\alpha = 0,05$), para avaliar as diferentes condições dos grupos de golfinhos em relação às embarcações (sem bote/ com bote /pós-bote). Para a atividade de forrageio o teste foi realizado com a variável *taxa de reorientação* e para o deslocamento, com a variável *velocidade de natação*.

	<i>Forrageio</i> <i>Taxa de Reorientação</i>	<i>Deslocamento</i> <i>Velocidade de Natação.</i>
Sem bote/ com bote	0,0008	0,0008
Com boat/ pós-bote	0,1531	0,001
Sem bote/pós-bote	0,0312	0,4257

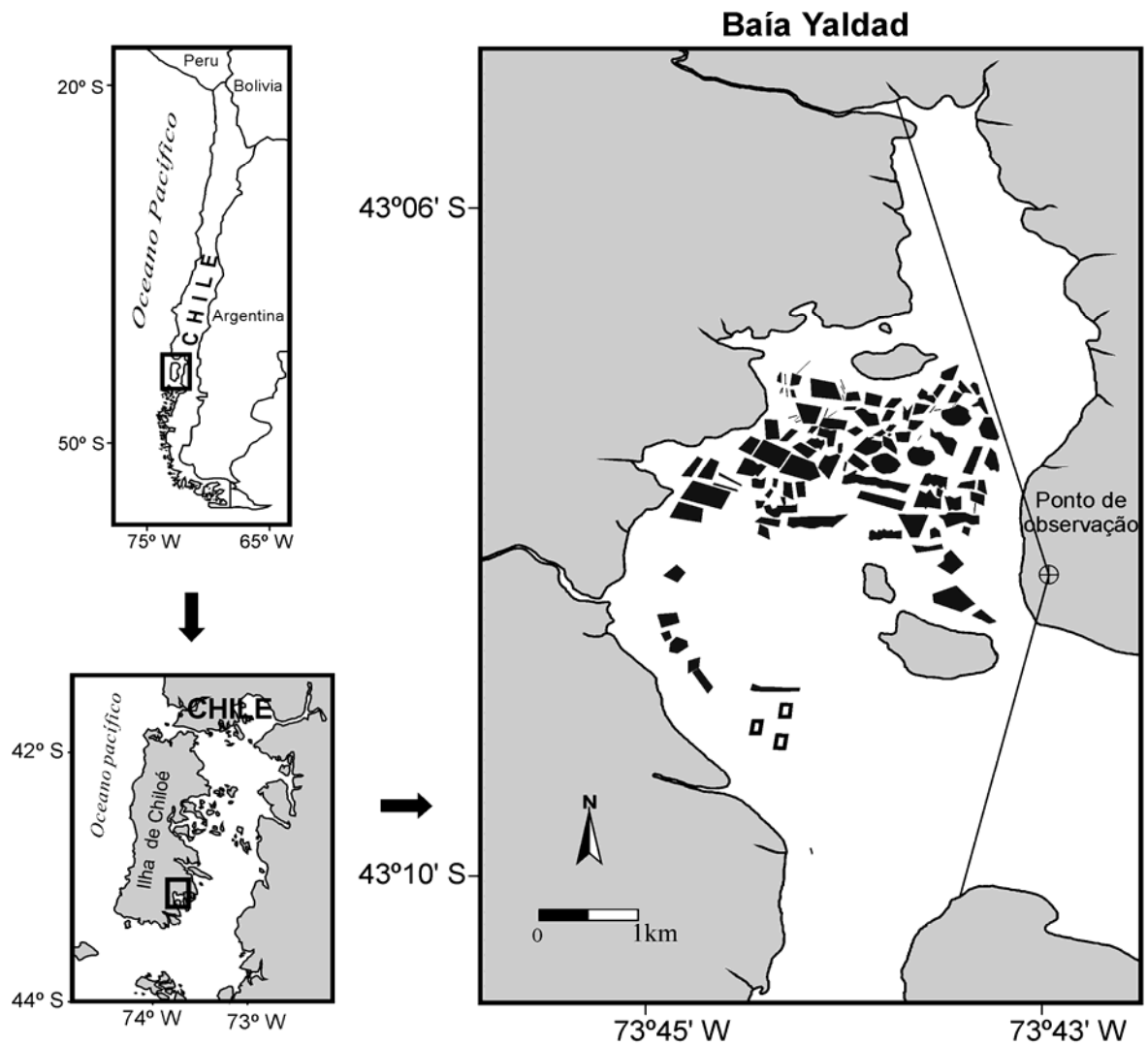


Figura 1: Área de estudo na Baía Yaldad, sul da Ilha de Chiloé, Chile, onde está indicado o ponto de observações (⊕), o cultivo de mexilhão (■), o cultivo de salmão (□) e o ângulo de visão da baía (—).

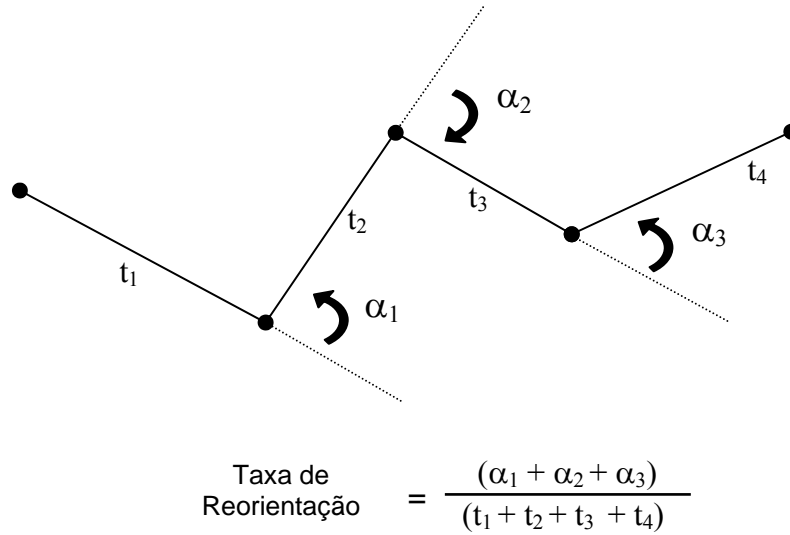


Figura 2: Esquema do cálculo da taxa de reorientação a partir da marcação de cinco posições de um grupo de golfinhos (•), onde está indicado a linha da trajetória prevista pela posição anterior dos golfinhos (---), o ângulo de mudança de curso de natação (α) e o tempo (t) entre uma marcação e outra.

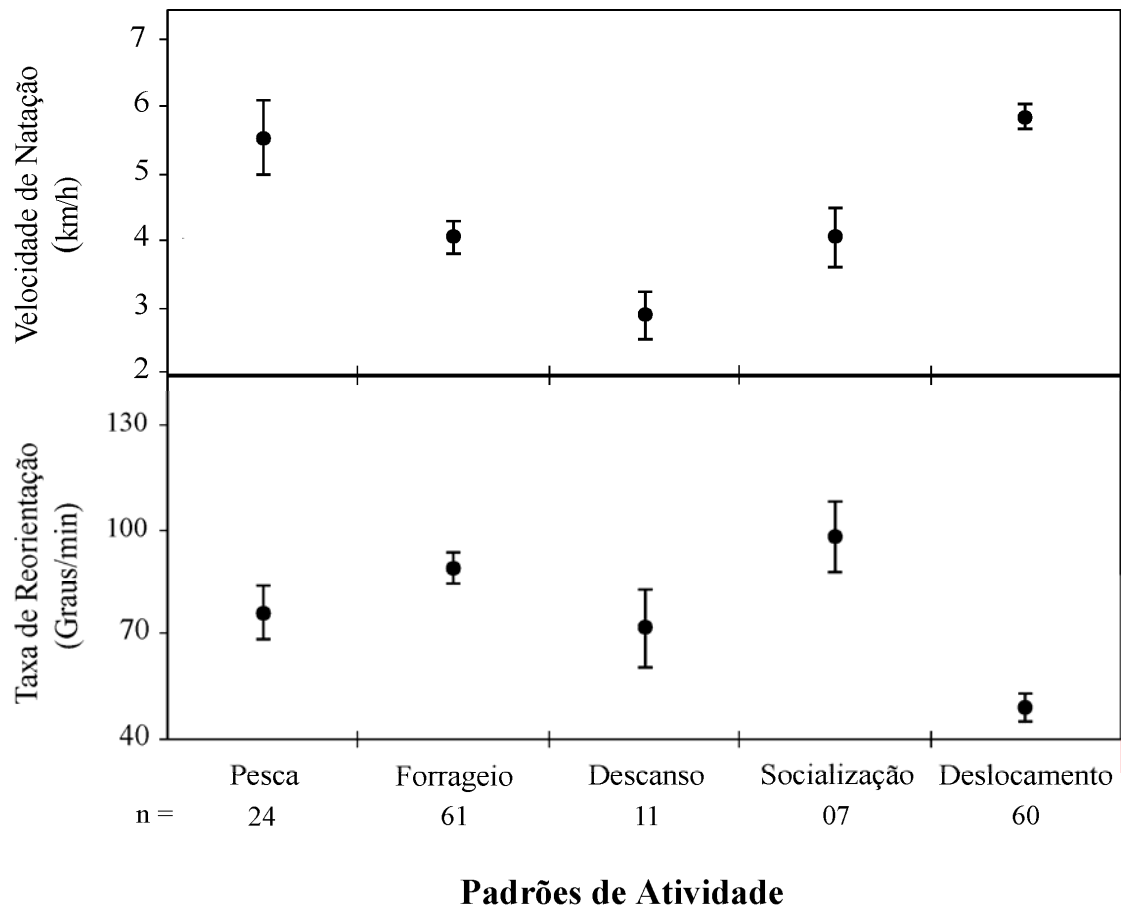


Figura 3: Valores médios (média \pm erro padrão) da velocidade de natação e da taxa de reorientação dos grupos de golfinho-chileno *C. eutropia*, para cada um dos padrões de atividades (pesca, forrageio, descanso, socialização e deslocamento) sem influência de embarcações.

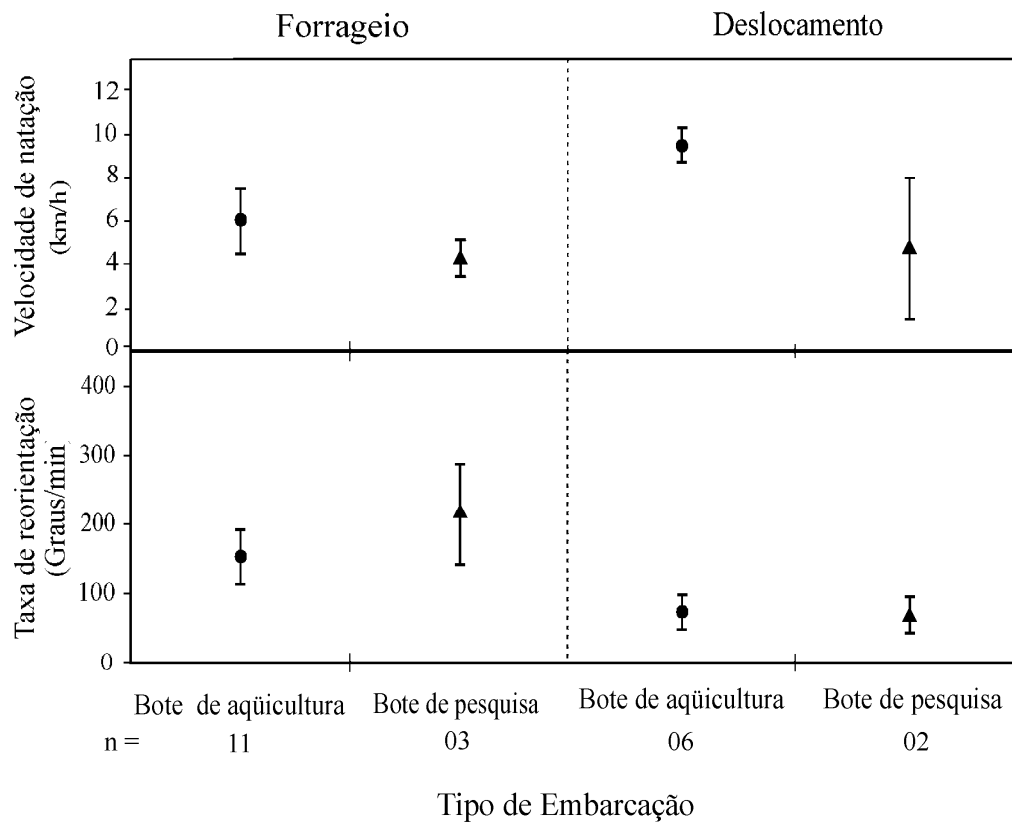


Figura 4: Resposta comportamental do golfinho-chileno *C. eutropia* (média \pm erro padrão) a diferentes tipos de embarcações (botes utilizados na aquicultura e bote de pesquisa), analisada para as atividades de forrageio e deslocamento.

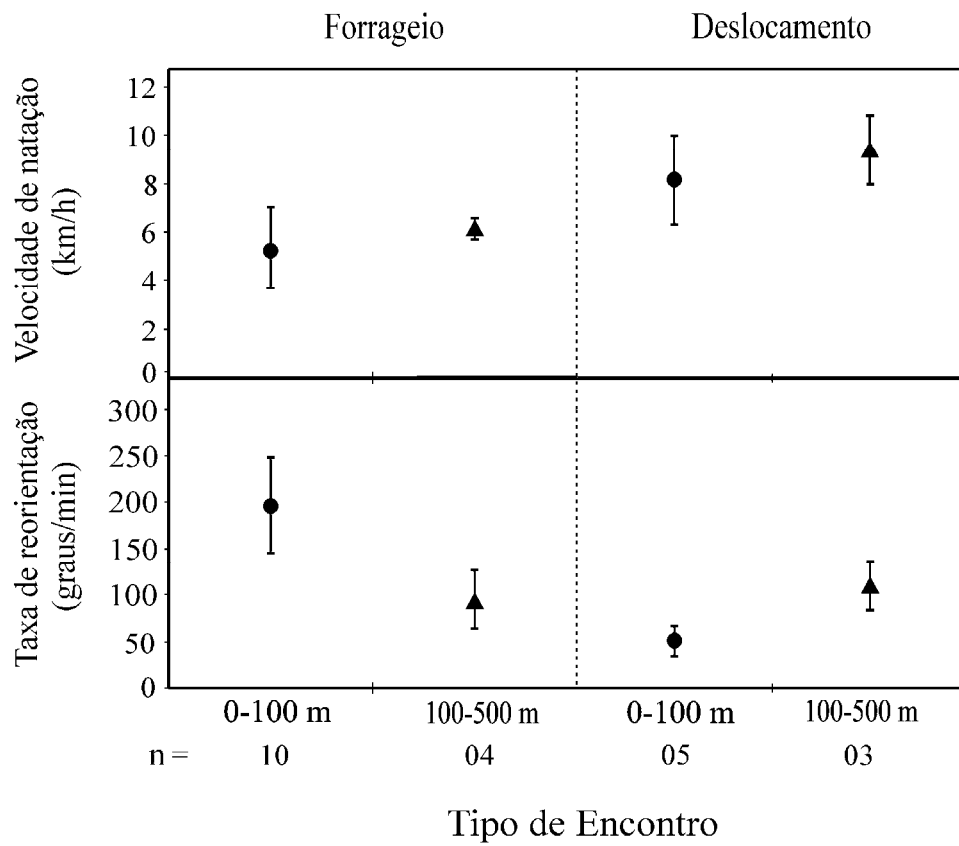


Figura 5: Resposta comportamental do golfinho-chileno *C. eutropia* (média \pm erro padrão) em relação ao tipo de encontro (0-100m e 100-500m), analisada para a atividade de forrageio e deslocamento.

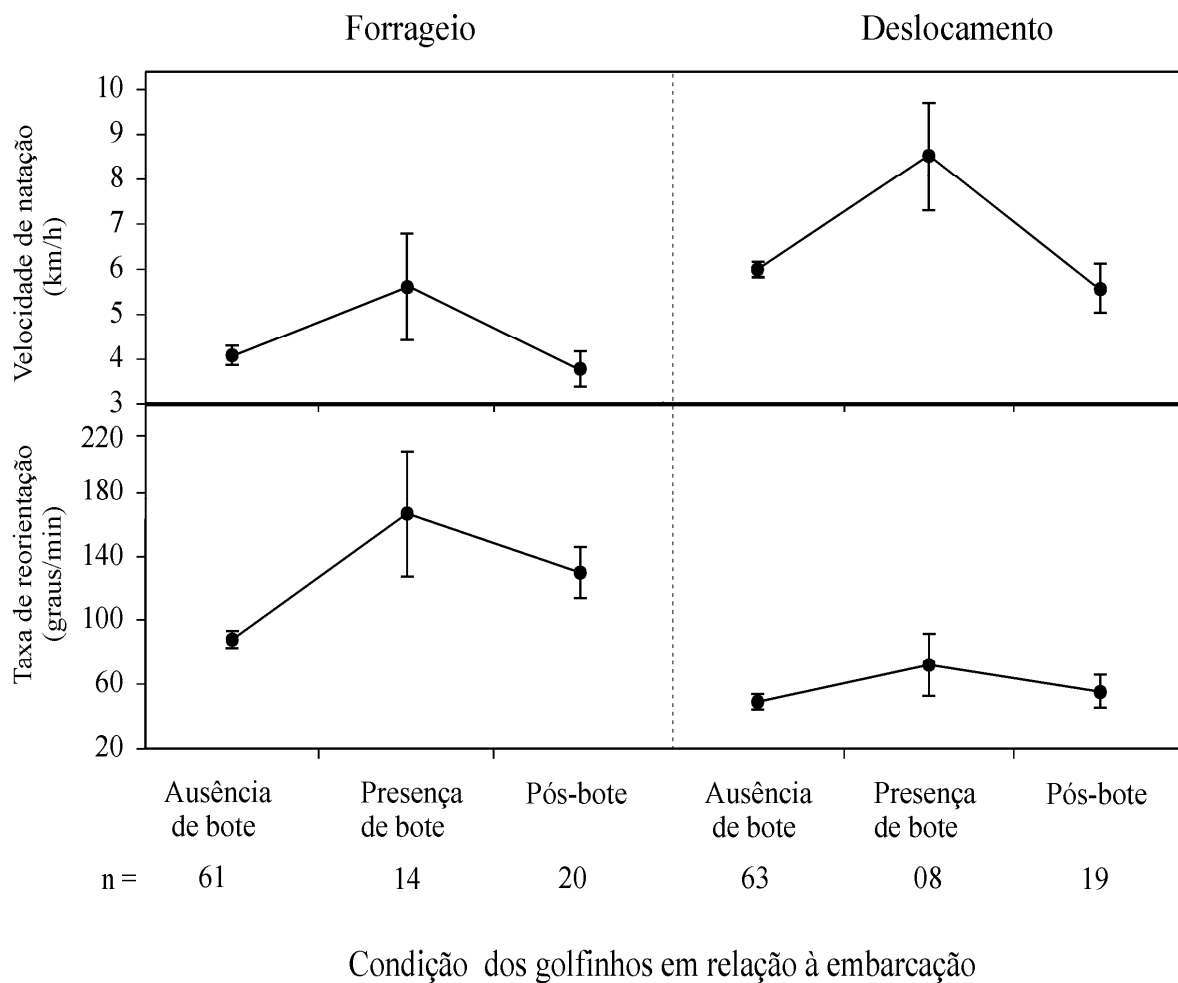


Figura 6: Respostas comportamentais (média \pm erro padrão) do golfinho-chileno *C. eutropia* em relação aos períodos de presença, ausência de embarcação e períodos após os barcos se afastarem dos golfinhos, analisados para as atividades de forrageio e deslocamento.

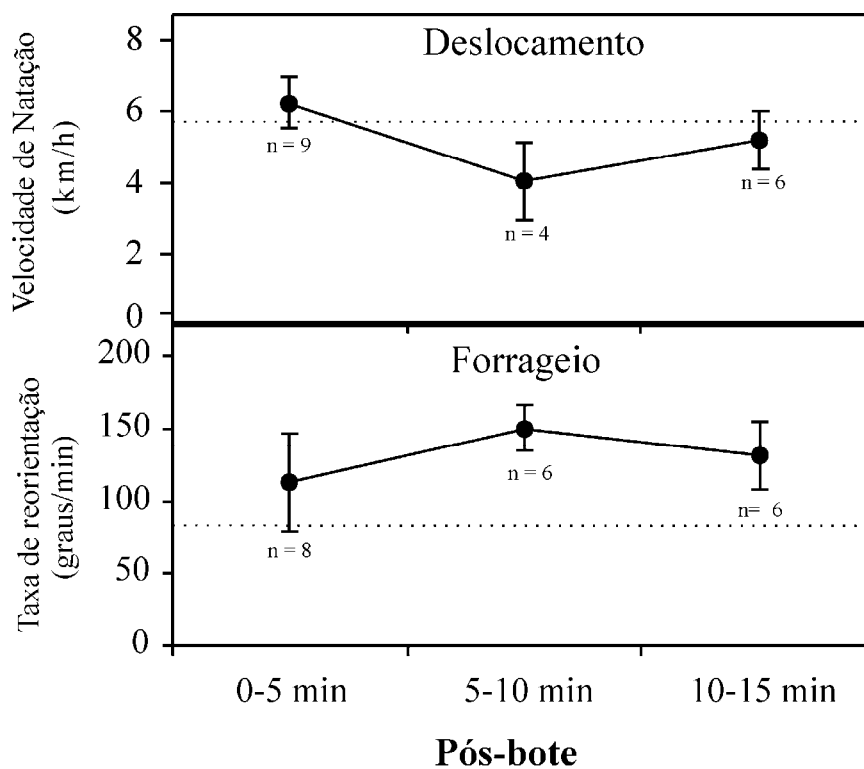


Figura 7: Resposta comportamental (média \pm erro padrão) dos golfinhos-chilenos *C. eutropia* em 5, 10 e 15 min após o término do encontro com as embarcações. A linha pontilhada indica o valor médio da velocidade de natação e da taxa de reorientação para a atividade de deslocamento e forrageio durante os períodos sem influência de embarcações.

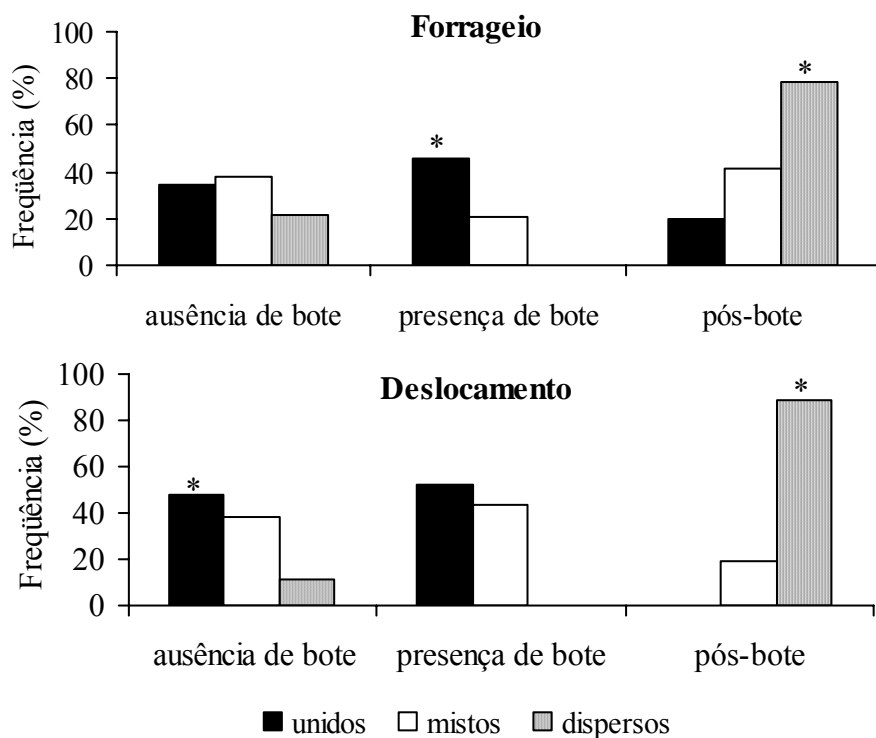


Figura 8: Frequência de ocorrência dos estados de dispersão grupal (unidos, mistos e dispersos) do golfinho-chileno *C. eutropia* em períodos de ausência, presença de bote e períodos pós-bote, analisados para atividade de forrageio e deslocamento. (*) indica associações significativas ($p < 0,05$) obtidas pela análise de resíduos ajustados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A perda e a destruição de hábitat é uma das principais ameaças à biodiversidade global (MEFFE; CARROL, 1997) e uma das maiores preocupações atuais quanto à conservação dos cetáceos (WHITEHEAD et al., 1999). O aumento dos impactos na zona costeira, decorrentes do desenvolvimento urbano e industrial vem reduzindo os recursos naturais e representando uma crescente ameaça aos ecossistemas marinhos (MCINTYRE, 1995, ROBERTS; HAWKINS, 1999).

As populações de cetáceos costeiros têm sido intensamente afetadas, especialmente nos locais onde o desenvolvimento urbano é maior (WHITEHEAD et al., 1999). Espécies de golfinhos com distribuição limitada à costa, geralmente tendem a selecionar e depender de características específicas do hábitat (KARCZMARSKI, 2000, VIDDI, 2002, HASTIE et al., 2003) e portanto a perda destas áreas pode afetar a sobrevivência da população (HARWOOD, 2001). Contudo, uma prévia identificação dos locais de importância aos animais, poderiam evitar ou minimizar os impactos decorrentes das atividades antrópicas.

Na Baía Yaldad, o golfinho-chileno apresentou uma estrita seleção de hábitat, concentrando suas atividades a locais rasos, próximos à costa e próximos aos rios. O regime de maré, provavelmente por determinar processos oceanográficos de fina escala na baía, também influenciou o padrão de uso de hábitat de *C.eutropia*, favorecendo determinados tipos de atividades como a pesca cooperativa. O padrão de uso de hábitat bem definido e restrito a apenas 21% da área de estudo (identificada como “área de concentração de uso”), revelou que os golfinhos-chilenos apresentam uma preferência por características específicas do ambiente, mesmo a uma pequena escala espacial.

Os cultivos marinhos e o tráfego de embarcações (relacionado à aquicultura), afetaram de forma negativa tanto os padrões comportamentais como os padrões de distribuição dos animais na baía, representando uma potencial ameaça à população local. Embora a presença

da salmonera não tenha afetado de forma direta o padrão de uso de hábitat dos golfinhos, o cultivo de mexilhões por outro lado, pareceu restringir áreas de uso potencialmente importantes aos animais. Por ocupar grandes extensões costeiras, houve uma sobreposição dos cultivos de mexilhões em 32,4% das áreas potencialmente importante aos golfinhos (locais próximos à costa, e com profundidade entre 5-15m). Considerando que dentro dos locais de sobreposição, os golfinhos apenas utilizaram (com pouca intensidade) aquelas áreas com baixa densidade de cordas, uma porção equivalente a 15,3% desta área de importância não disponível aos animais devido à alta densidade de cultivo de mexilhões. A exclusão de áreas potencialmente importantes, somada à pouca flexibilidade no uso de hábitat apresentada por esta espécie, poderia estar afetando na realização de suas atividades biológicas e sociais na Baía Yaldad.

O tráfego de embarcações presente na baía provocou reações evasivas aos golfinhos, os quais alteraram significativamente os padrões comportamentais. Atividades importantes como o forrageio eram interrompida cada vez que uma embarcação se aproximava. Após as embarcações se afastarem, os animais demoravam mais tempo para voltar ao padrão normal de comportamento quando estavam forrageando do que quando estavam em deslocamento. É provável que o ruído e/ou a presença dos barcos, além de alterar o comportamento dos golfinhos, poderia também provocar reações evasivas às presas (JANIK; THOMPSON, 1996, ALEEN; READ, 2000). Talvez a necessidade de re-agregar os cardumes após o afastamento dos barcos pudesse explicar um maior tempo de “recuperação” durante o forrageio. Todas as reações comportamentais de *C. eutropia*, provocadas pelo tráfego de embarcação (aumento da velocidade para se afastar das embarcações e a potencial necessidade de re-localizar as presas), poderiam estar acarretando um maior gasto de energia aos animais.

É possível que o impacto das embarcações não seja restrito apenas aos momentos em que estas se aproximam dos grupos de golfinhos, mas provavelmente o constante “estado de

alerta” mantido pelos animais e a poluição sonora subaquática produzida poderia também estar afetando as atividades de *C. eutropia* (RICHARDSON et al., 1995, BEDJER et al., 1999). Tem sido observado que os distúrbios causados pela presença e pelo ruído produzido pelas embarcações podem excluir os mamíferos marinhos de áreas importantes e causar efeitos em longo prazo. Animais submetidos a distúrbios tendem a forragear com menos eficiência e podem conseqüentemente tornar-se mais vulneráveis à poluição e `a doenças (RICHARDSON et al., 1995, HARWOOD, 2001).

Um dos principais impactos ambientais provocados pelos cultivos de mexilhão e de salmão é o enriquecimento orgânico da água e do sedimento, que alteram a produtividade primária e a comunidade bentônica (WU, 1995; STENTON-DOZEY et al., 1999, NAYLOR et al., 2000). Estes efeitos poderiam se refletir pela cadeia trófica e afetar a disponibilidade de recursos alimentares aos predadores topo de cadeia, como os golfinhos (QUICK, 2001). Na Baía Yaldad, Navarro et al. (1995) observaram que houve um aumento de nutrientes (tanto na coluna da água como no sedimento), que provocou alteração significativas na comunidade bentônica, reduzindo a diversidade de espécies. Os efeitos ambientais resultantes da fuga dos salmões (transmissão de doenças e competição por espaço e por alimento com os peixes nativos) também podem estar afetando a abundância das espécies-presa dos golfinhos. É possível que todos estes impactos decorrentes das atividades de aquicultura estejam diminuindo a disponibilidade de recursos alimentares e reduzindo a qualidade do hábitat aos golfinhos-chilenos na baía Yaldad. Desta forma, os animais que freqüentam Yaldad poderiam estar sendo seriamente afetados, pois além de sua área de utilização estar restringida pelos cultivos e o forrageio ser interrompido a cada aproximação de embarcação, é possível que a baía não esteja fornecendo recursos alimentares suficiente para “sustentar” a população de golfinhos que forrageiam neste lugar. Tem sido constatado que são necessários locais com alta disponibilidade alimentar para que os mamíferos marinhos possam forragear

eficientemente (WOODLEY; GASKIN, 1996; MARTIN; SMITH, 1999; MCCONNELL et al., 1999). A disponibilidade de presas a uma população deve permanecer acima de um limite necessário à sobrevivência (HARWOOD, 2001). Uma redução da abundância de presas pode ser compensada pelo aumento da quantidade de tempo de forrageio, no entanto se a disponibilidade diminuir muito abaixo deste limite necessário à sobrevivência, os animais podem responder: emigrando da área para locais onde a oferta alimentar seja maior, ou diminuindo a taxa de crescimento ou ainda reduzindo o esforço reprodutivo (HARWOOD, 2001).

Como a Baía Yaldad é um local de alimentação e é um dos principais locais de ocorrência de *C. eutropia* no sul da Ilha de Chiloé (HEINRICH, 2001), é possível que esta baía seja também uma das principais áreas de alimentação para a população local, podendo portanto, até ser considerada em um potencial “hábitat crítico”. Harwood (2001) define hábitat crítico para os mamíferos marinhos como os locais importantes para alimentação e reprodução. A perda de hábitat críticos ocasiona um aumento da distância entre as áreas remanescentes de hábitat adequados e por isso quanto maior for a fragmentação, maior será o custo de deslocamento entre as manchas de hábitat remanescentes. Como resultado, o ganho energético líquido irá diminuir, comprometendo o crescimento e a reprodução dos animais e afetando a distribuição e a abundância dos mamíferos marinhos (HARWOOD, 2001). Desta forma, a perda de hábitat em Yaldad e possivelmente em outras baías intensamente utilizadas para aqüicultura pode estar acarretando em danos à população de golfinhos-chilenos.

Considerando que *C. eutropia* é uma espécie que já foi intensamente caçada entre 1970 e 1990 (CARDENAS et al., 1987, OPORTO, 1992, LESCRAUWAET; GIBBONS, 1994) e atualmente continua sofrendo ameaças devido à captura acidental em rede de pesca (OPORTO; BRIEVA, 1990), a perda de hábitat crítico pode estar colocando em risco ainda maior as populações desta espécie, principalmente no sul do Chile. Desta forma, medidas de

conservação e planos de manejo da zona costeira são necessários principalmente na região de Chiloé, onde a maioria das atividades de aquicultura se concentram.

Para se obter medidas efetivas de conservação são necessários estudos populacionais em longo prazo de dinâmica populacional e abundância para que seja possível avaliar os efeitos da aquicultura em nível de população. Também são fundamentais que se realizem estudos de uso de hábitat em grande escala espacial, para que se possa identificar outros locais potencialmente importantes aos animais. Para isso seria necessário conhecer a área de vida (*home range*) dos indivíduos, os padrões de movimento e a fidelidade dos golfinhos aos locais de ocorrência. Estas informações ajudariam a conhecer o grau de dependência dos animais a determinados tipos de hábitat e possibilitariam identificar áreas críticas.

Proteger as áreas de importância aos golfinhos-chilenos poderia ser crucial para assegurar a conservação não apenas desta espécie, mas de todo o complexo sistema natural em que habitam, pois sendo predadores de topo de cadeia, os golfinhos atuam como indicadores ambientais e controladores de biodiversidade (BOWEN, 1997, MOORE; DEMASTER, 1998, WHITEHEAD et al., 1999). Os mamíferos marinhos poderiam cumprir a função de “espécies-chave” em algumas comunidades marinhas e uma redução de sua abundância poderia causar mudanças significativas na composição de espécies e iniciar uma rede de extinção em cascata através da teia alimentar (HARWOOD, 2001). O conhecimento do papel ecológico dos mamíferos marinhos, complementado com o conceito de espécies “guarda-chuva”, pode ser utilizado para a conservação dos ecossistemas marinhos em geral e para as recomendações de estabelecimento de áreas protegidas marinhas (DAWSON; SLOOTEN, 1993, HOOKER et al., 1999; HYRENBACH et al., 2000). O estabelecimento deste tipo de áreas de proteção representa somente um primeiro passo na manutenção da biodiversidade. São necessários o desenvolvimento de planos de manejo, educação ambiental e trabalhos comunitários que assegurem uma política de conservação em longo prazo.

Recomenda-se que as áreas de maior importância aos golfinhos-chilenos (áreas críticas) sejam protegidas, porém é necessário que se considere a ocorrência e os padrões de movimento dos golfinhos em outros locais para que medidas mitigadoras de impacto sejam adotadas e utilizadas na regulamentação no uso costeiro para a aqüicultura. Também é preciso conduzir estudos da ecologia trófica dos golfinhos para determinar quantitativa e qualitativamente seus requerimentos alimentícios e energéticos. Da mesma maneira, são necessários estudos para se conhecer a capacidade de suporte dos locais (baías, fiordes) antes de se estabelecer atividades aqüícolas, para evitar desta forma, que a disponibilidade de alimento aos golfinhos seja afetada. Monitoramentos constantes também ajudarão a detectar e prevenir potenciais impactos nos locais onde esta atividade já está presente.

Para diminuir o impacto do tráfego de embarcações se sugere o uso de motores mais silenciosos e limpos (i.e. motores de quatro tempo); que considerações sejam feitas em relação à velocidade das embarcações (i.g. não permitir altas velocidades) e que seja evitado o tráfego em áreas de alta ocorrência dos animais.

Os estudos em pequena escala são de grande importância para obter informações detalhadas sobre os padrões de movimento, uso de hábitat e no monitoramento de impactos antrópicos, embora estes devem ser complementados com estudos em escalas espaço-temporais maiores. As informações obtidas neste trabalho representam uma contribuição inicial ao conhecimento da ecologia de *C. eutropia* e constitui-se em um primeiro passo na avaliação dos efeitos das atividades de aqüicultura sobre os padrões de uso de hábitat do golfinho-chileno. Espera-se que os resultados obtidos neste estudo possam contribuir, fornecendo subsídios à elaboração de planos efetivos de manejo e conservação desta espécie endêmica no sul do Chile.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUAYO, A. Progress report on small cetacean research in Chile. **Journal of Fishery Research Board Canadian**. v.32 p.1123-1143. 1975.
- AGUAYO, A. L.; TORRES, D. N.; ACEVEDO, J. R. Los mamíferos marinos de Chile: I. Ceatacea. **Serie Científica INACH** v.48 p.19-159. 1998
- ALEEN, M. C. E A. J. READ. Hábitat selection of foraging bottlenose dolphins in relation to boat density near Clearwater, Florida. **Marine Mammal Science** v.16 p. 815-824. 2000.
- ARVY, L.; PILLERI, G. The tongue of *Platanista gangetica* and remarks on cetacean tongue. **Investigación on Cetacea** v.2 p.75-77. 1970.
- BALLANCE, L. T. Hábitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, Mexico. **Marine Mammal Science** v. 8 p. 262-274.1992.
- BARCO, S. G.; SWINGLE, W. M.; MCLELLAN, W. A.; HARRIS, R. N.; PABST, D. A. Local abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the nearshore waters of Virginia Beach, Virginia. **Marine Mammal Science** v.15 p. 394-408. 1999
- BARROS, N.; WELLS, R. Prey and feeding patterns of resident bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in Sarasota Bay, Florida. **Journal of Mammalogy** v.79 p.1045-1059. 1998.
- BAUMGARTNER, M. F.. The distribution of risso's dolphin (*Grampus griseus*) with respect to physiography of northern Gulf of Mexico. **Marine Mammals Science** v.13 p. 614-638. 1997.
- BAUMGARTNER, M. F.; MULLIN, K. D.; MAY, L. N.. Cetacean hábitats in the northern Gulf of Mexico. **Fishery Bulletin** v. 99 p.219-239. 1999.
- BEJDER, L.; DAWSON, S. Abundance, residency and hábitat utilisation of Hector's dolphins in Porpoise Bay, New Zealand. **New Zealand Journal of Marine a Freshwater Research** v.35 p. 277-287. 2000.
- BEDJER, L.; DAWSON, S. M.; HARRAWAY, J. A. Responses by hector's dolphins to boat andswimmers in Porpoise Bay, New Zealand. **Marine Mammal Science** v.15 p.738-750. 1999.
- BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. **Ecology: individuals, populations and communities**. Massachusetts: Blackwell Science Ltd., 1996.1068p.
- BEN-SHAHAR, R.; SKINNER, D. Hábitat preference derived by uni- and multivariate analysis. **Ecology**, v. 69 p.1479-1485. 1988.

BEST, P. B. A comparison of the skulls of dolphins belonging to the genus *Cephalorhynchus*. In: **International Whaling Commission Scientific Meeting**, Doc. Sc/29/SM 51. 1977 (não publicado).

BEVERIDGE, M. C. M.; ROSS, L. G.; KELLY, L. A. Aquaculture and biodiversity. **Ambio** v.23 p.497-502. 1994.

BONIN, C. A. **Utilização de hábitat pelo boto cinza *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea: Delphinidae), na porção norte do complexo estuarino da Baía de Paranaguá, PR.** 2001. 106 f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

BOWEN, W. D. Role of marine mammals in aquatic ecosystems. **Marine Ecology Progress Series** v.158 p.267-274. 1997.

BROWNELL, R. L.; DONOVAN, G. P. Biology of the Genus *Cephalorhynchus*. **Reports of the International Whaling Commission** (Special Issue 9): p. 1-334. 1988.

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

CARDENAS, J. C.; GIBBONS, J.; OPORTO, J. A.; YSTUTZIN, M. (1987) Impacto de la pesquería de Centolla y Centollon sobre la población de mamíferos marinos de Magallanes, Chile. **Ambio** v.3 p.111-119.

CLASING, H.; OÑATE, A.; ARRIAGADA, H. **Cultivo de Choritos en Chile.** Valdivia: Imprenta Universitaria, 1998. 36p.

CLAUDE, M.; OPORTO, J. A. **La ineficiencia de la salmonicultura en Chile:** aspectos sociales, económicos y ambientales. Santiago: Terram Publicaciones, 2000. 65p.

CLEMENT, D.; DUFRESNE, S.; SLOOTEN, E. **Mussel farming and Hector's dolphins: are they compatible?** Report to Environment Canterbury, 2001. 41p.

CROVETTO, A. Skeleton and locomotory musculature of Chilean dolphin *Cephalorhynchus eutropia*, Gray 1846 (Delphinidae, cetacea). **Gayana Zoológica** v.54 p. 79-85. 1990.

CROVETTO, A.; MEDINA, G. Comportement du dauphin chilien (*Cephalorhynchus eutropia* Gray, 1846) dans les eaux du sud du Chili. **Mammalia** v. 55 p.329-338. 1991.

DAHLBACK, B.; GUNNARSON, L. A. H. Sedimentation and sulfate reduction under a mussel culture. **Marine Biology** v. 63 p.269-275. 1981.

DAVIS, R. W.; FARGION, G.S.; MAY, M.; LEMING, T. D.; BAUMGARTNER, M.; EVANS, W. E.; HANSEN, L. J.; MULLIN, K. Physical hábitat of cetaceans along the

continental slope in the North-central and Western Gulf of Mexico. **Marine Mammal Science** v.14 p.490-507. 1998

DAWSON, S.M.; SLOOTEN, E. Hector's dolphins *Cephalorhynchus hectori*: distribution and abundance. Reports of the International Whaling Commission, Special Issue 9:315-324. 1988

_____. Conservation of hector's dolphins: the case and process which led to establishment of the Banks Peninsula marine mammals Sanctuary. **Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems** v. 3 p.207-221. 1993.

DEFRAN, R. H.; WELLER, D. W. Occurrence, distribution, site fidelity and school size of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) off San Diego, California. **Marine Mammal Science** v.15 p.366-380. 1999.

DEFRAN, R. H., WELLER, D. W., KELLY, D. L.; ESPINOSA, M. A. Range characteristics of Pacific coast bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Southern California Bight. **Marine Mammal Science** v.15 p.381-393. 1999.

DIXON, K. R.; CHAPMAN, J. A. Harmonic mean measure of animal activity areas. **Ecology** v.61 p.1040-1044. 1980.

EVANS, P. G. H. **The Natural History of Whales and Dolphins**. London: Academic Press, 1993. 341p.

FINDLAY, R. H.; WATLING, L.; MAYER, L. M. Environmental impacts of salmon net-pen culture on marine benthic community: a case study. **Estuaries** v.18 p. 145-179. 1995.

FOLKE, C.; KAUTSKY, N. The role of ecosystem for a sustainable development of aquaculture. **Ambio** v.18: 234-243. 1989.

FOLKE, C.; KAUSTSKY, N.; TROELL, M. The costs of eutrophication from salmon farming: implications for policy. **Journal of Environmental Management** v.40 p.173-182. 1994.

FOOD AND AGRICULTURAL ORGANIZATION. **Aquaculture production Statistics 1988-1997**. Rome. Italy: FAO, 1999.

FRYXELL, J.M.; LUNDBERG, P. **Individual Behavior and Community Dynamics**. New York: Chapman e Hall, 1998. 202p

FUTUYMA, D. J. **Biologia Evolutiva**. Tradução de Mario de Vivo. 2. ed. Ribeirão Preto: Sociedade Brasileira de Genética/CNPq, 1992. 646p. Título original: Evolutionary biology.

GARSHELIS, D. 2000. Delusions in hábitat evaluation: measuring use, selection and importance. In: Boitani, L.; Fuller, T. **Research techniques in animal ecology**. Columbia UP, 2000. p. 111- 164.

GESAMP - Joint group of Experts on the Scientific Aspects of marine Pollution. Reducing Environmental Impacts of Coastal Aquaculture. **Report and Studies GESAMP** (IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP) v.47, 35p. 1991.

GESAMP - Joint group of Experts on the Scientific Aspects of marine Pollution and Advisory Committee on Protection of the Sea. A sea of troubles. **Reports and Studies GESAMP** (IMO/FAO/UNESCO/WMO/WHO/IAEA/UN/UNEP) v. 70, 35 p. 2001.

GODIN, J. J.; KEENLEYSIDE, M. Foraging on patchily distributed prey by cichlid fish (teleostei, Cichlidae): a test of the ideal free distribution theory. **Animal Behavior** v.32 p.120-131. 1984.

GOODALL, R. N. P. Chilean dolphins *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846). In: RIDGWAY S.H.; HARRISON, S. R. **Handbook of marine mammals**. Volume 5. San Diego: Academic Press, 1994. p. 269-287.

GOODALL, R.N.P.; CAMERON, I. S.. Exploitation of small cetaceans off southern South America. **Reports of International Whaling Commission** v.30 p. 445-450. 1980.

GOODALL, R. N. P.; NORRIS, K. W.; GALEAZZI, A. R.; OPORTO, J. A.; CAMERON, I. S. On Chilean dolphins, *Cephalorhynchus eutropia* (Gray1846). In: BROWNELL JR, R. L.; DONOVAN, G. P. **The biology of the Genus Cephalorhynchus**. London: Report of the Internatinal Whaling Commission (Special Issue 9), 1988. p. 197-257.

GRANT, J.; HATCHER, A.; SCOTT., D.POCKLINGTON, P.; SCHAFER, C. WINTERS, G. A multidisciplinary approach to evaluating impacts of shellfish aquaculture on benthic communities. **Estuaries** v.18 p.124-144.1995.

GRAY, J. E. On cetaceous animals. P. In: RICHARDSON, J.; J.E. GRAY. **The zoology of the Voyage of the H. M. S. Erebus and Terror**. Vol. 1. London: Mammals, Birds, Janson, 1846. p.13-53

GRIGG, E.; MARKOWITZ, H. Hábitat use by bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) at Turneffe Atoll, Belize. **Aquatic Mammals** v.23 p.163-170.1997.

HANSEN, L. J. California coastal bottlenose dolphins. In: LEATHERWOOD, S.; REEVES, R. R. **The Bottlenose Dolphin**. San Diego: Academic Press, 1990. p. 541-558

HANSON, M. T.; DEFRAN, R. H. The behaviour and feeding ecology of the Pacific coast bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*. **Aquatic Mammals** v.19 p.127-142. 1993.

HARWOOD, J. Marine mammals and their environment in the twenty-first century. **Journal of Mammalogy** v. 82 p. 630-640. 2001.

HARZEN, S. Hábitat use by bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Sado Estuary, Portugal. **Aquatic Mammals** v. 24 p.117-128. 1998

HASTIE, G. D.; WILSON, B.; THOMPSON, P. M.. Fine-scale hábitat selection by coastal bottlenose dolphins: application of a new land-based video-montage technique. **Canadian Journal of Zoology** v. 81 p.469-478. 2003.

HEINRICH, S. Behavioral ecology of Chilean dolphins around Southern Isla Chiloe, Chile. In: 14th Biennial conference on the Biology of Marine Mammals, 2001, Vancouver, Canada. **Abstract...**, Vancouver, Canada, 2001. p.96

HEITHAUS, M. R.; DILL, L. M. Food availability and tiger shark predation risk influence bottlenose dolphin hábitat use. **Ecology** v.83 p.480-491. 2002.

HILTON-TAYLOR, C. **2000 IUCN Red List of Threatened Species**. IUCN, Cambridge. 2000. 61p.

HOOKER, S. K.; WHITEHEAD, H.; GOWANS, S. Marine protected area design and the spatial and temporal distribution of cetacean in a submarine canyon. **Conservation Biology** v.13 p.592-602. 1999.

HYRENBACH, K. D.; FORNEY, K. A.; DAYTON, P. K. Marine protected areas and ocean basin management. **Aquatic Conservation: Marine and freshwater Ecosystems** v.10 p. 437-458. 2000.

JAENIKE, J.; HOLT, R. D. Genetic variation for hábitat preference: evidence and explanation. **American Naturalist** v.137 p. S69-S90. 1991

JANIK, V. M.; THOMPSON, P.M. Changes in the surfacing patterns of bottlenose dolphins in response to boat traffic. **Marine Mammal Science**. v.12 p. 597-602. 1996.

JANOWICZ, M.; ROSS, J. Monitoring for benthic impacts in the southwest New Brunswick salmon aquaculture industry. **ICES** v.58 p. 453-459. 2001

JARA, F.; SOTO, D.; ARCE, M.; CARDENAS, A. Interacción entre salmonídeos en vida libre y fauna nativa en el mar interior de Chiloé. In: XVII Congreso Ciencias del mar, 1997 Santiago, Chile. **Resumen...**, Santiago, Chile, 1997, p. 109.

JOHNSON, D. H. The comparison of usage and availability measurements for evaluating resource preference. **Ecology** v.61 p.65-71. 1980.

KARAKASSIS, I.; TSAPAKIS, M.; HATZIYANNI, PAPADOPOULOU, K.N.; PLAITI, W. Impact of cage farming of fish on the seabed in three Mediterranean coastal areas. **ICES Journal of Marine Science** v.57 p.1462-1471. 2000

KARCZMARSKI, L.; COCKCROFT, V. G.; MCLACHLAN, A. Hábitat use and preference of indo-pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. **Marine Mammal Science** v.16 p.65-79. 2000

KATONA, S.; WHITEHEAD, H. Are cetaceans ecologically important? **Oceanography Marine Biology Annual Review** v.26 p.553-568. 1988

KOPP, S.D.; GUTHERY, F.S.; FORRESTER, N.D.; COHEN, W. E. Hábitat selection modeling for northern bobwhites on subtropical rangeland. **Journal of Wildlife Management** v.62 p.884-895. 1998.

KOTLIAR, N. B.; WIENS, J. A. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. **Oikos** v.59 p.253-260. 1990.

KREBS, J. R. Optimal foraging: decisions rules for predators. In: Krebs, J. R.; Davies, N. B. **Behavioural Ecology: an Evolutionary Approach**. Oxford: Blackwell, 1978. p. 23-63.

LA ROSA, T.; MIRTO, S.; FAVAROLO, E.; SAVONA, B.; SARÁ, G.; DANOVARRO, R.; MAZZOLA, A. Impact on the water column biogeochemistry of a Mediterranean mussel and fish farm. **Water Research** v.36 p.713-721. 2002.

LAIRD, L.; NEEDHAM, T. Cultivo de salmonídeos en agua de mar. In: BARNABÉ, G. **Aquicultura 2**. Barcelona: Ediciones Omega, 1991. p. 555-572

LEATHERWOOD, S.; KASTELEIN, R. A.; MILLER, K. W. Observations of Commerson's and other cetaceans in southern Chile, January-February 1984. In: BROWNELL JR, R. L.; DONOVAN, G. P. **The biology of the Genus Cephalorhynchus**. London: Report of the International Whaling Commission (Special Issue 9), 1988. p. 71-83.

LESCRAUWAET, A. K.; GIBBONS, J. Mortality of small cetaceans and the crab bait fishery in the Magallanes area of Chile since 1980. **Report of the International Whaling Commission** (Special Issue v.15) p.485-494. 1994.

MANZUR, M. I.; CANTO, J. Las pesquerías de centolla y centollón y su interferencia con mamíferos marinos. **Ambiente y Desarrollo** v.18 p.64-69. 1997.

MARTIN, T. E. Are microhábitat preferences of coexisting species under selection and adaptive? **Ecology** v.79 p.656-670. 1998.

MARTIN, A.; SMITH, T. Strategy and capability of wild belugas (*Delphinapterus leucas*) during deep, benthic diving. **Canadian Journal of Zoology** v.77 p.1783-1793. 1999.

MATTISSON, J.; LINDEN, O. Benthic macrofauna succession under mussels, *Mytilus edulis* L. (Bivalvia) cultured on hanging long-lines. **Sarsia** v. 68p. 97-102. 1983.

MAZZOLA, S.; MIRTO, S.; DANOVARO, R. Initial fish-farm impacts on the meiofaunal assemblages in coastal sediments of the Western Mediterranean. **Marine Pollution Bulletin** v.38 p.1126-1133. 1999.

MAZZOLA, A.; MIRTO, S.; LA ROSA, T.; FABIANO, M.; DONOVARO, R. Fish-farming effects on benthic community structure in coastal sediments: analysis of meiofaunal recovery. **ICES: Journal of Marine Science**. v. 57 p.1454-1461. 2000.

McCONNELL, B.; FEDAK, M.; LOVELL, P.; HAMOND, P. Movements and foraging areas of grey seals in the North Sea. **The Journal of Applied Ecology** v.36 p. 573-590. 1999

McGUIRRE, T. L.; WINEMILLER, K. O. Occurrence patterns, hábitat associations, and potencial prey of the river dolphins, *Inia geoffrensis*, in the Cinaruco River, Venezuela. **Biotropica** v.30 p.625-638. 1998.

McINTYRE, A. D. Human Impact on the oceans: The 1990s and beyond. **Marine Pollution Bulletin** v.31 p.147-151. 1995.

MEFFEE, G. K.; CARROL, C. R (eds.). **Principles of Conservation Biology**. 2. ed. Massachusetts: Sinauer asociatiates Publishers, 1997. 729p.

MENDÉZ, R.; MUNITA, C.. **La salmonicultura em Chile**. Santiago: Fundación Chile, 1989. 229p.

MIRTO, S.; LA ROSA, T.; DONOVARO, R.; MAZZOLA, A. Microbial and meiofaunal response to intensive mussel-farm biodeposition in coastal sediments of the Western Mediterranean. **Marine Pollution Bulletin** v.40 p.244-252. 2000.

MOLINA, D. M.; REYES; J. C. Determinación de edad en el delfín chileno *Cephalorhynchus eutropia* (Cetacea: Delphinidae). **Revista Chilena de Historia natural** v.69 p.183-191. 1996.

MOLINA, D. M.; OPORTO, J. A. Comparative study of dentine staining technique to estimate age in Chilean dolphins, *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846). **Aquatic mammals** v.19 p.45-48. 1993.

MOORE, S. E.; DEMASTER, D. P. Cetaceans hábitats in the Alaskan Artic. **Journal of Northwest Atlantic Fisheries Science** v.22 p.55-69. 1998.

MORALES, F.; GROB, F.; OPORTO, J. Determinación de ácidos grasos en cetáceos mediante cromatografía gás-líquido. In: 4^a Reunión de trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, 1990, Valdivia, Chile. **Resumen...**, Valdivia, Chile, 1990. p. 46.

MORRIS, D. W. Spatial scale and the cost of density-dependent hábitat selection. **Evolutionary Ecology** v.1 p.379-388. 1987a.

_____. Ecological scales and hábitat use. **Ecology** v.68 p.362-369. 1987b

_____. Hábitat-dependent population regulation and community structure. **Evolutionary Ecology** v.2 p.253-269. 1988.

_____. Scales and costs of hábitat selection in heterogeneous landscapes. **Evolutionary Ecology** 6: 412-432. 1992.

_____. Optimally foraging deer mice in prairie mosaics: a test of hábitat theory and absence of land scape effects. **Oikos** v.80 p.31-42. 1997.

MORRISON, M. L.; HALL, L. S. Standard terminology: toward a common language to advance ecological understanding and application. In: SCOTT, J. M.; HEGLUND, P. J.; MORRISON, M. L.; HAUFLER, J. B.; RAPHAEL, M. G.; WALL, W. A.; SAMSON, F. B. **Predicting species occurrence**. Washington: Island press, 2002. 868p.

NAVARRO, J.; CLASING, E.; STEAD, R.; URRITIA, G. **Efecto de los cultivos masivos de bivalvos mitilidos sobre las comunidades bentónicas de la Bahía Yaldad, Sur de Chile**. 1995. Relatório técnico final Biodiversity Support Program (WWF –US), Valdivia, Chile. 1995. 75p.

NAYLOR, R.L.; DOLDBURG, R. J.; MOONEY, H.; BEVERIDGE, M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; KAUTSKY, N.; LUBCHENCO, J.; PRIMAVERA, J.; WILLIAMS, M. Nature's subsidies to shrimp and salmon farm. **Science** v.282 p.883-884. 1998.

NAYLOR, R. L.; GOLDBURG, R.J.; PRIMAVERA, J. H.; KAUSTY, N; BEVERIDGER, M.C.M.; CLAY, J.; FOLKE, C.; LUBCHENCO; MOONEY, H. TROELL. Effects of aquaculture on world fish supplies. **Nature** v.405 p.1017-1024. 2000.

OPORTO, J. A. Observaciones de cetáceos en los canales del sur de Chile. In: 1ª Reunión de trabajo de Especialistas de Mamíferos Acuáticos de América del Sur, 1984, Buenos Aires, Argentina. **Resumen...**, Buenos Aires, Argentina. 1984. p. 31.

_____. Some preliminary data of the biology on Chilean dolphin *Cephalorhynchus eutropia* (Gray 1846). In: 6th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, 1985, Vancouver, Canada. **Resumen...**, Vancouver, Canada, 1985. p. 61.

_____. Aspectos fisiológicos del delfin chileno *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846) (Cetacea: Delfinidae), en cautiverio. In: 2ª Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul, 1986, Rio de Janeiro, Brasil. **Resumo...**, Rio de Janeiro, Brasil, 1986a. p. 39.

_____. Distribución, hábitat y conducta del delfín chileno *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846). 2ª Reunión de trabajo de Especialistas en mamíferos Acuáticos da América do Sul., Rio de Janeiro, Brasil. 1986. p.107. **Resumos...**, Rio de Janeiro, Brasil, 1986b. p. 39.

_____. External morphology and pigmentation of the Chilean dolphin *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846). In: 7th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals, 1987, Miami, Estados Unidos. **Resumen...**, Miami, Estados Unidos, 1987. p. 51.

_____. Cetáceos observados en la zona de fiordos del Sur de Chile: Influencia de la actividad centollera. In: 3ª Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, Buenos Aires, Argentina. 1992. p. 43-49.

OPORTO, J.A.; BRIEVA, L. Mortalidad de pequeños cetáceos por la actividad pesquera artesanal en la localidad de Queule, sur de Chile. In: 4ª Reunión de trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, Valdivia, Chile, 1990. **Resumen...**, Valdivia, Chile, 1990. p.52.

OPORTO, J. A.; BRIEVA, L. M.; ESCARE, P. Avances en el conocimiento de la biología del delfín chileno, *Cephalorhynchus eutropia* (Gray, 1846). In: 4ª Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, 1990, Valdivia, Chile. **Resumen...**, Valdivia, Chile, 1990. p.39.

ORIAN, G. H.; WITTENBERGER, J. F. Spatial and temporal scales in habitat selection. **American Naturalist** v.37 p.S29-S49. 1991.

OTIS, D.L. Analysis of habitat selection studies with multiple patches within cover types. **Journal of Wildlife Management** v.61 p.1016-1022. 1997.

PEDLAR, J. H.; FAHRIG, L.; MERRIAM, H.G. Raccoon habitat use at 2 spatial scales. **Journal of Wildlife Management** v.61 p.102-112. 1997.

PEREZ-ALVAREZ, M. J.; AGUAYO-LOBO, A. Ecología del delfín chileno, *Cephalorhynchus eutropia* (Gray 1846), en la zona de Constitución, Chile central. In: 10ª Reunión de trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, Valdivia, Chile, 2002. **Resumen...**, Valdivia, Chile, 2002. p.44.

PICHLER, F. B.; OLAVARRÍA, C.B. Resolving Chilean dolphin (*Cephalorhynchus eutropia*, Gray 1846) synonymy by sequencing DNA extracted from teeth of museum specimens. **Revista de Biología marina y Oceanografía** v.36 p. 117-121. 2001.

PICHLER, F.B.; ROBINAU, D.; GOODALL, R.N.P.; MEYER, M.A.; OLAVARRÍA, C. Origin and radiation of the Southern Hemisphere coastal dolphins (genus *Cephalorhynchus*) **Molecular Ecology** v. 10 p.2215-2223. 2001.

PYKE, G.H.; PULLIAM, H.R.; CHARNOV, E. L. Optimal foraging: a selective review of theory and tests. **Quaternary Review Biology** v.52 p.137-154. 1977.

QUICK, N. **Distribution of dolphins around a commercial salmon farm in the Moray Firth, Scotland.** 2001. 41f. Dissertação (Mestrado).University of Aberdeen. Aberdeen, 2001.

REEVES, R.R.; LEATHERWOOD, S. **Dolphins, porpoises and whales: 1994-1998 Action Plan for the Conservation of Cetaceans.** Switzerland: IUCN, 1994. 92 p.

REEVES, R.R.; REIJNDERS, P.J.H. Conservation and management. In: HOELZEL, A. R. **Marine mammals biology: an evolutionary approach.** Massachusetts: Blackwell Science, 2002. 432p.

RIBEIRO, S; VIDDI, F. A.; FREITAS, T.R.O. Theodolite tracking of chilean dolphin (*Cephalorhynchus eutropia*): hábitat selection, movements and behavior in Yaldad bay, Chiloé Island, Southern Chile. In: 10^a Reunión de Trabajo de Especialistas en Mamíferos Acuáticos de América del Sur, 2002, Valdivia, Chile. **Resumen...**, Valdivia, Chile, 2002. p.45.

RICHARDSON, W. J.; GREENE, C. R.; MALME, C. I.; THOMPSON, D. H.; MOORE, S. E.; WÜRSIG, B. C. **Marine Mammals and Noise.** San Diego: Academic press 1995. 576p.

RIDGWAY, S. H.; HARRISON, R. **Handbook of Marine Mammals:** the first book of dolphins, London:..Academic Press. 1994.

ROBERTS, C. M.; HAWKINS, J. P. Extinction risk at the sea. **Tree** v.14 p. 242-246. 1999.

ROSENZWEIG, M. A theory of hábitat selection. **Ecology** v.62 p.327-335. 1981

_____. Hábitat selection and population interactions: the search for a mechanism. **American Naturalist** v.137 p.S5-S28. 1991.

SAMUEL, M. D.; PIERCE, D. J.; GARTON, E. O. Identifying areas of concentrated use within the home range. **Journal of Animal Ecology** v.54 p.711-719. 1985.

SERNAPESCA, 2001. Anuario estadístico de pesca. Servicio Nacional de Pesca, Ministerio de Economía, Fomento y Reconstrucción, Santiago, Chile. 224p.

SHANE, S. H. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel Island, Florida. In: LEATHERWOOD, S.; REEVES, R. R. **The Bottlenose Dolphin.** San Diego: Academic Press, 1990. p. 541-558.

SHANE, S. Occurrence, movements, and distribution of bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in southern Texas. **Fishery Bulletin** v.79 p.593-601. 1980.

SIELFELD, W. **Mamíferos Marinos de Chile.** Santiago: Ediciones Universidad de Chile. 1983. 199p.

SJÖBERG, M.; BALL, J. P. Grey seal, *Halichoerus grypus*, hábitat selection around houlout sites in the Baltic sea: bathymetry or central place foraging? **Canadian Journal of Zoology** v.78 p.1661-1667. 2000.

SMITH, J.D.; GASKIN, D.E. An environmental index for hábitat utilization by female harbor porpoises with calves near Deer Island, Bay of Fundy. **Ophelia** v.22 p.1-13. 1983.

SOTO, D.; JARA, F.; MORENO, C. Escaped salmon in the inner seas, Southern Chile: facing ecological and social conflicts. **Ecological Applications** v. 11 p.1750-1762. 2001.

STAPP, P. Hábitat selection by an insectivorous rodent: patterns and Mechanisms across multiple scales. **Journal of Mammalogy** v.78 p.1128-1143. 1997.

STENTON-DOZEY, J. M. E.; JACKSON, L. F.; BUSBY, A. J. Impacts of mussel culture on macrobenthic community structure in Saldanha Bay, south Africa. **Marine Pollution Bulletin** v.39 p.357-366. 1999.

STEVIK, P. T.; MCCONNEL, B.J.; HAMMOND, P. S. Patterns of movement. In: HOELZEL, A.R. **Marine Mammals Biology; an evolutionary Approach**. London: Blackwell Science, 2002. p.185-216.

VIDDI, F. A. 2002. **Selección y uso de hábitat del delfín austral, *Lagenorhynchus australis* (Peale, 1848), en la costa central del Estrecho de Magallanes, Punta Arenas.** 2001. 70f. Trabajo de conclusión de curso (Bacharelado) - Universidad Austral de Chile, Valdivia. 70p.

WATTS, P.; GASKIN, D. E. Hábitat index of Harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) in the Southern coastal Bay of Fundy, Canada. **Journal of Mammalogy** v.66 p.733-744. 1985.

WECKER, S. Hábitat Selection. **Scientific American** v.211 p.109-116. 1964

WHITE, G.; GARROT, R. **Analysis of Wildlife Radio Tracking Data**. Massachusetts: Academic Press. 1990. 396p.

WHITEHEAD, H.; REEVES, R.; TYACK, P. L. Science and the conservation, protection, and management of wild cetaceans. In: MANN, J.; CONNOR, R. C.; TYACK, P. L.; WHITEHEAD, H. **Cetacean societies: field studies of dolphins and whales**. London: The University of Chicago Press, 1999. p. 308-332.

WILSON, B.; THOMPSON, P. M.; HAMMOND, P. S. Hábitat use by bottlenose dolphins: Seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray Firth, Scotland. **Journal of Applied Ecology** v.34 p.1365-1374. 1997

WOODLEY, T.; GASKIN, D. Environmental characteristics of northern Atlantic right whale and fin whale hábitat in the lower Bay of Fundy. **Canadian Journal of Zoology** v.74 p. 75-84. 1996.

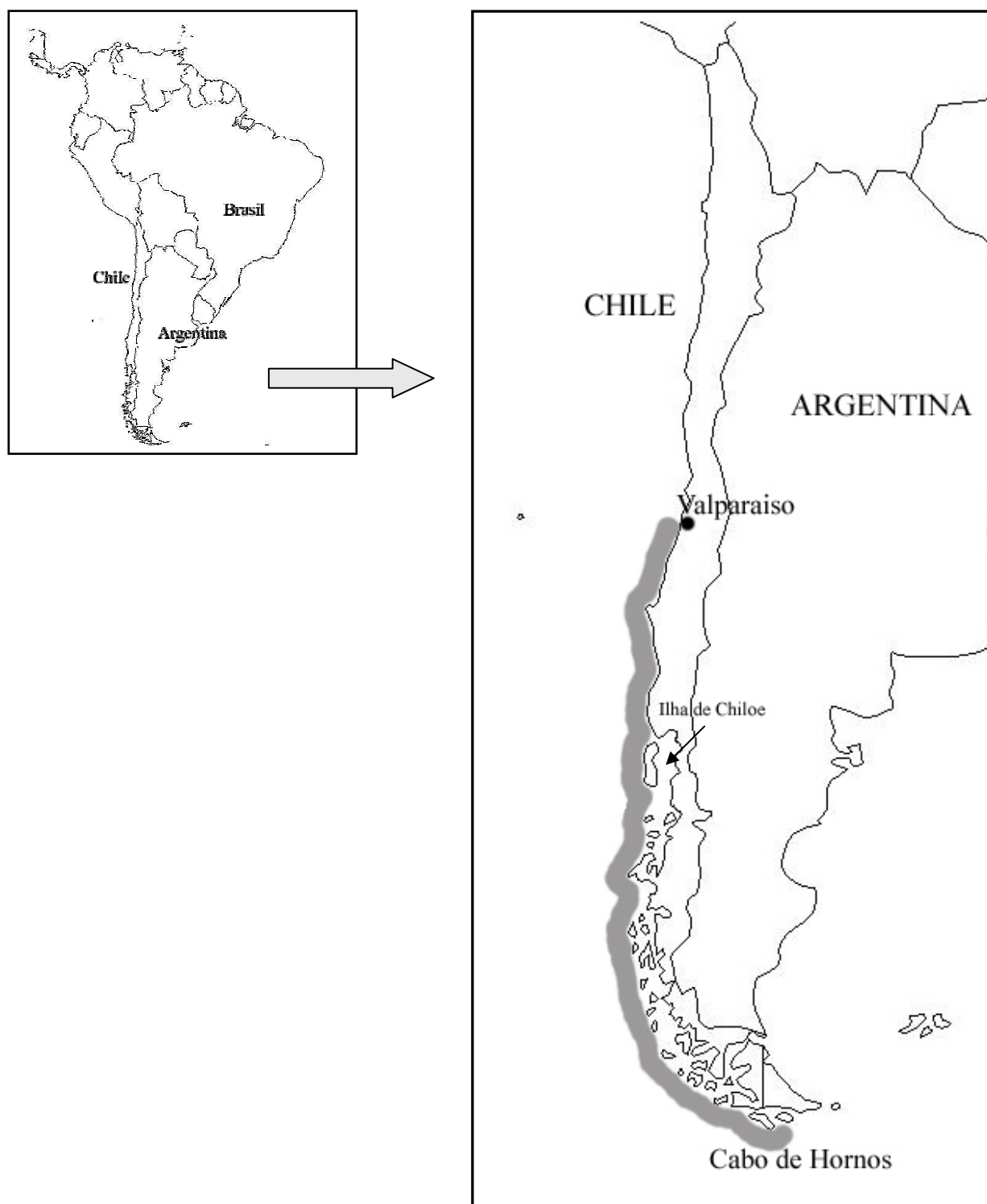
WU, R. S. S. The environmental impact of marine fish culture: towards a sustainable future. **Marine pollution Bulletin**.v.31 p.159-166. 1995.

WÜRSIG, B.; WÜRSIG, M. Behavior and ecology of the Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus*, in the south Atlantic. **Fishery Bulletin** v.77 p.399-412. 1979.

WÜRSIG, B.; GALEY, G. A. Marine mammals and aquaculture: conflicts and potential resolutions. In: STICKNEY, R. R.; McVey, J.P. **Responsible Marine Aquaculture** CAB International 2002 p. 45-59.

YAÑEZ, J. L. Reunión de trabajo de especialistas en mamíferos acuáticos para categorización de especies según estado de conservación. **Boletín Mensual del Museo Nacional de Historia Natural** v.330 p.8-16. 1997.

ANEXOS



Anexo 1: Distribuição geográfica do golfinho chileno *Cephalorhynchus eutropia*.



Anexo 2: Golfinho chileno, *Cephalorhynchus eutropia*, onde se pode observar o padrão de coloração; ventre branco com uma mancha escura entre as nadadeiras dorsais e algumas características da morfologia externa; nadadeira dorsal arredondada e a cabeça em formato cônico. Fotos: Francisco A. Viddi.

NORMAS PARA O ENVIO DE PUBLICAÇÃO

(Anexo 3)

BIOLOGICAL CONSERVATION

Instructions for authors

Submission of papers

Submission of a manuscript implies that it is not being considered contemporaneously for publication elsewhere. Submission of a multi-authored manuscript implies the consent of all the participating authors. All papers will be independently refereed. Contributors from the Indo-Pacific region, including Australia and New Zealand should submit their papers to Dr D. A. Saunders, c/o CSIRO Sustainable Ecosystems, GPO Box 284, Canberra, ACT 2601, Australia; and from UK, Europe, Africa and the rest of the world to Dr. R. Marris, School of Biological Science (Derby Building), University of Liverpool, PO Box 147, Liverpool L69 3PX, UK or to Dr. A.S. Pullin, School of Biosciences, University of Birmingham, Edgbaston, Birmingham B15 2TT, UK; and from North, South and Central America to the following Editor: Dr M. W. Schwartz, Department of Environmental Sciences and Policy, University of California, One Shields Avenue, Davis, CA 95616-8576, USA.

Types of contributions

Original papers on topics of conservation interest; review articles; short reports; announcements; book reviews; letters to the editor.

Manuscripts

Three copies should be provided, in double-spaced typing on pages of uniform size, with a wide margin at the left. Generally, the size of the manuscript should not exceed 10,000 words or about 20 printed pages. Each paper should be provided with an Abstract of about 100--150 words, reporting concisely on the purpose and results of the paper, and with five keywords for use by Abstract services. A suggestion for a running title (less than 60 characters long, italic with initial caps) should be given.

Authors should consult an issue of the journal for style and layout. Please note that the journal style has changed from issue 85(1) 1998, and an up to date example of the journal style can be

obtained from the Publishers. The Editors reserve the right to adjust style to certain standards of uniformity.

The SI system should be used for all scientific and laboratory data; if, in certain instances, it is necessary to quote other units, these should be added in parentheses. Temperatures should be given in degrees Celsius. The unit 'billion' (10^9 in America, 10^{12} in Europe) is ambiguous and must not be used. All variables should be italic; *p* for significance; *n* for number. Use %, not percent.

All scientific names should be italic, no parentheses. Common names in lower-case except proper nouns. All common names must be accompanied by a scientific name. Tables, references and legends to illustrations should be typed on separate sheets and placed at the end of the paper. Footnotes should be avoided if they contain information which could equally well be included in the text.

Disks

Please submit a disk with the final revised version of the manuscript only. The file on disk should correspond exactly to the hard copy. The operating system and the word-processor used should be specified clearly. Wordperfect 5.1 (IBM-PC) is the preferred format, although other formats can be used.

Illustrations or chemical structures in electronic format may be supplied provided that the file format and the program used to produce them is clearly indicated and that a hard copy is also supplied. More detailed guidelines and further information are available from the publisher.

References

References to published work should be indicated at the appropriate place in the text, according to the Harvard system (i.e. using author(s) name(s) and date), with a reference list, in alphabetical order, at the end of the paper. The list should give name(s) and initial(s) of author(s), the year of publication and the exact title of the paper or book. For journals there should follow the journal title, volume number, and initial and final page numbers of article. For books there should follow the name(s) of the editor(s) (if appropriate), the name of the publisher and the town and year of publication. Where appropriate, initial and final page numbers should also be quoted. All references in this list should be indicated at some point in the text and vice versa. Unpublished reports may be included in the References if available for consultation by readers; they should include the name of the organisation and a brief address.

Examples of references:

Book

Falconer, D.S., 1989. Introduction to Quantitative Genetics, 3rd edn. Longman, London.

Article

Glesness, N.R., 1977. Gene pool conservation and computer analysis.

International Zoological Yearbook 17, 177--191.

Article in Book

Ralls, G., Ballou, J., 1983. Extinction: lessons from zoos. In Genetics and Conservation, ed. C.M. Schonewald-Cox, pp. 164--184. Benjamin Cummings, New York.

Illustrations

The original and two copies, which may be of a reduced size, of each illustration should be provided. Line drawings may be submitted in any medium providing that the image is black and very sharp. They should preferably all require the same degree of reduction; large diagrams, more than four times final size, are discouraged due to handling difficulties. Lettering should be large enough to be legible after reduction of the illustration to fit in either one or two columns (ideally 7pt lettering after reduction). Photographs should be submitted as contrasting black-and-white prints on glossy paper. Each illustration must be clearly numbered and the name(s) of the author(s) of the paper written on the reverse side.

Proofs

Proofs will be sent to the author (first-named author if no corresponding author is identified on multi-authored papers) by PDF wherever possible and should be returned within 48 hours of receipt, preferably by e-mail. Corrections should be restricted to typesetting errors; any other amendments made may be charged to the author. Any queries should be answered in full. Elsevier will do everything possible to get your article corrected and published as quickly as possible. Therefore, it is important to ensure that all of your corrections are returned to us in one all-inclusive e-mail or fax. Subsequent additional corrections will not be possible, so please ensure that your first communication is complete. Should you choose to mail your corrections, please return them to: Log-in Department, Elsevier Science, Stover Court, Bampfylde Street, Exeter, Devon EX1 2AH, UK.

Page charges and offprints

There will be no page charges. Twenty-five offprints of each paper will be supplied free of charge. Additional copies can be ordered at current printing prices.

Colour charges

Authors will be charged for including colour illustrations at the following rates and are encouraged only to consider colour if necessary for clarity or comprehension: 1st page: Euro 350 / USD 350 Every 2nd page: Euro 175 / USD 175

Copyright guidelines

All authors must sign the 'Transfer of Copyright' agreement before the article can be published. This transfer agreement enables Elsevier Science Ltd to protect the copyrighted material for the authors, but does not relinquish the author's proprietary rights. The copyright transfer covers the exclusive rights to reproduce and distribute the article, including reprints, photographic reproductions, microform or any other reproductions of similar nature and translations, and includes the right to adapt the article for use in conjunction with computer systems and programs, including reproduction or publication in machine-readable form and incorporation in retrieval systems. Authors are responsible for obtaining from the copyright holder permission to reproduce any figures for which copyright exists.

Author Enquiries

Authors can keep a track on the progress of their accepted article, and set up e-mail alerts informing them of changes to their manuscript's status, by using the "Track a Paper" feature of Elsevier's Author Gateway (<http://authors.elsevier.com>). Contact details for questions arising after acceptance of an article, especially those relating to proofs, are provided when an article is accepted for publication.

(Anexo 4)

THE SOCIETY FOR MARINE MAMMALOLOGY

MARINE MAMMAL SCIENCE - THE JOURNAL

Instructions for authors

MARINE MAMMAL SCIENCE publishes significant new findings on marine mammals resulting from original research on their form and function, evolution, systematics, physiology, biochemistry, behaviour, population biology, life history, genetics, ecology and conservation. Range extensions, unusual observations of behaviour, and preliminary studies of a few individuals are published only where there is sufficient new information to render the manuscript of general interest. Low priority will be given to confirmatory investigations of local or regional interest.

The Journal endorses the principle that experiments using live animals should be undertaken only for the purpose of advancing knowledge. Consideration should be given to the appropriateness of experimental procedures, species of animals used, and number of animals required. All animal experimentation reported in **MARINE MAMMAL SCIENCE** must be conducted in conformity with the relevant animal care codes of the country of origin. The Editor will refuse manuscripts in which evidence of adherence to such codes is not apparent.

MARINE MAMMAL SCIENCE publishes (1) *Articles*: important original research; (2) *Review articles*: critical appraisals which place recent research in a new conceptual framework; (3) *Notes*: short communications on current research, important preliminary findings or new techniques; (4) *Opinion*: an invited contribution on a selected topic; (5) *Letters*: a forum for communications in response to papers previously published in **MARINE MAMMAL SCIENCE**, opinion, interpretation, and new information on all topics of interest to marine mammalogists.

Articles, *Review articles* and *Notes* are subject to peer review. Any *Letter* challenging published results or interpretations is transmitted to the author of the published work with an invitation to respond. The letter and its response are published simultaneously. *Letters* are judged by the Editor on appropriateness of the subject and interest to readers.

MANUSCRIPT PREPARATION

The manuscript should be concise, logical, and unequivocal. Publication is facilitated if authors double-check for typographical and other errors and ensure that manuscripts and figures meet the requirements outlined below. Manuscripts that do not conform will be returned for correction before consideration. If in doubt, consult the Editorial Office. Authors are charged for excessive changes in proof.

A full-length *Article* includes a title page, abstract, keywords, text, acknowledgments, literature citations, tables, figure captions, and figures. *Notes* and *Letters* do not have an abstract and are prepared in narrative form without headings, except for "Literature Cited."

All parts of the manuscript, including footnotes, tables, and figure captions should be typewritten, double-spaced, on high quality white bond paper 8½ x 11" (21.6 x 28.0 cm) with margins at least 2.5 cm wide. Underline only when the material is to be set in italics. Use capital letters only when the letters or words are to be capitalized. Do not end a line of text with a hyphen.

TITLE PAGE

The first page should contain only the title and the name, affiliation, and complete address (plus current address, if different) of the author(s). The title should be brief and contain words useful for indexing and information retrieval.

ABSTRACT AND KEY WORDS

The abstract, of not more than 200 words typed on a separate page should precisely reflect the contents of the paper, and focus attention on the purpose of the study, principal results, conclusions and their significance.

Below the abstract, provide and identify as such three to ten key words or short phrases that will assist in cross-indexing your article.

TEXT

As a general guide, The Chicago Manual of Style is recommended. Spelling should be standard U.S. (not British) to conform to Webster's Third New International Dictionary. Units should conform to the Systeme International d'Unites (SI). Non-standard abbreviations must be defined the first time they appear. Mathematical symbols, Greek letters, and unusual symbols should be identified clearly; superscripts and subscripts should be legible and carefully placed.

STANDARD ABBREVIATIONS

General: sec, min, h (hour), d (day), wk, mo, yr, g (gram), mg, kg, Hz, kHz, MHz, km, m (meter), mm, cm, cc, mi (mile), ft, in. (note period), kn (knot), ha, gal, ml, l (liter, spell out when used alone).

Statistics: *P* (probability), *x* (mean), SD, SE, CV, SEM, *n* (sample size), df, *r* (correlation coefficient), *t*, *F*, *U*, *Z* (statistical tests); letters in equations are italicized.

Latin words and phrases (always italicized): *i.e.*, (note comma); *e.g.*, (note comma), *ca.*; *cf.*; *in vivo*; *in situ*; *vs.*; *etc.*; *per se*; *et al.*; *via*; *sensu*; *sensu fero*; *sensu stricto*; *a priori*.

ACKNOWLEDGMENTS

List all acknowledgments briefly under a single heading at the end of the text on a separate page. If applicable, give the permit number under which the work was conducted.

LITERATURE CITED

References should be cited in the text in the following form: Smith (1982); Smith (1982*a, b*); Smith (1983, 1984); Smith and Jones (1984); (Smith 1986); (Smith 1986, Jones 1987); (Smith 1986; Jones 1986, 1987); more than two authors, Smith *et al.* 1987.

References should be double-spaced and listed alphabetically as "Literature Cited" in the following standard form, giving the journal titles in full:

ARMSTRONG, W.A., AND C.W. OLIVER. 1995. Recent use of fish aggregating devices in the eastern tropical Pacific tuna purse-seine fishery: 1990-1994. National Marine Fisheries Service Center Administrative Report LJ-95-14 (unpublished).47 pp. Available from SWFC, P.O. Box 271, La Jolla, CA 92038.

GENTRY, R.L., AND J.R. HOLT. 1982. Equipment and techniques for handling northern fur seals. U.S. Department of Commerce, NOAA Technical Report NMFS SSRF-758. 15 pp.

HUBBS, C.L., W.F. PERRIN AND K.C. BALCOMB. 1973. *Stenella coeruleoalba* in the eastern and central tropical Pacific. Journal of Mammalogy 54:549-552.

LEATHERWOOD, S., AND R.R. REEVES. 1983. The Sierra Club handbook of whales and dolphins. Sierra Club Books, San Francisco, CA.

MURCHISON, A.E. 1980. Detection range and range resolution of echolocating bottlenose porpoise (*Tursiops truncatus*). Pages 43-70 in R.-G. Busnel and J.F. Fish, eds. Animal sonar systems. Plenum Press, New York, NY.

Multiple citations for an author and single co-authors are arranged alphabetically according to co-author. If there is more than one co-author, citations are arranged chronologically.

Issue numbers are not used unless page numbering begins at 1 with each issue. The number of pages is not given for books, but should be included for unpublished documents, theses, and "gray literature" (government reports, technical bulletins, *etc.*)

Personal communications and unpublished data are not to be included under "Literature Cited" but may be cited within parentheses in the text. A paper may be cited "in press" only if it has been accepted **IN FINAL FORM** by a journal. Papers "submitted" or "in preparation" may not be cited as such, but information in them may be cited as "personal communication." Any citation of a personal communication, unpublished data, manuscript submitted or in preparation, or unpublished report must be **WITH THE EXPLICIT PERMISSION OF THE LEAD AUTHOR OR PERSON WHO PROVIDED THE INFORMATION**. Excessive reference to non-refereed documents (*e.g.*, contract reports, environmental impact statements, meeting working papers) is discouraged. Citations of these documents **MUST BE ACCOMPANIED BY THE ADDRESS WHERE THEY CAN BE OBTAINED**. Meeting abstracts should not be cited unless absolutely necessary and in any case should not be cited as a source of authority or data. Any document or abstract bearing a "Do not cite without permission" statement may be cited only **WITH THE EXPLICIT PERMISSION OF THE LEAD AUTHOR**. A statement that all necessary permissions have been obtained must be included in the cover letter accompanying the submitted manuscript. Authors must double-check all literature cited; they are solely responsible for its accuracy.

TABLES

Excessive tabular data are discouraged. Tables should be typed separately and double-spaced. Tables should be numbered with arabic numerals in the sequence first referenced in the text

and have a brief title. Column headings and descriptive footnotes should be brief. Do not use vertical rules.

FIGURES

Figures are costly and should be used with discretion. An illustration is justified only if it clarifies or reduces the text. Figures should be professionally designed. All figures will be published as full page (11.7 cm) width with a maximum length of 17.5 cm.

Three sets of all photographs are required: one set mounted and ready for reproduction and two sets, equally good, mounted or unmounted, for review purposes. Prints should be well-contrasted, glossy, and trimmed to show only essential features. Mount groups of photos neatly together so that no white space appears between them. The engraver will scribe a fine white line between the photos to set them off. Best reproduction of photos will be obtained if they are printed at actual size.

Line drawings should be made with India ink on plain or blue-lined white paper and sized to allow for reduction of 1/3. All lines and lettering must be large enough to allow for this reduction. Computer-generated graphics are acceptable if printed with a laser printer at a resolution of 300 d.p.i. or better. Photocopies may be submitted for review purposes; originals (or sharply focused, high-contrast glossy prints) will be required after the manuscript is accepted.

All designations of magnification or scale must appear as a horizontal line within the photograph or line drawing. All original figures should be mounted on sturdy board no larger than 21.5 X 28 cm, and covered with a sheet of white bond paper as a protective overlay. The top of the figure, author's name, and figure number (arabic) should be written lightly in soft pencil on the back of each figure. Figures should be numbered in the sequence first referenced in the text. Legends for figures should be typed (double-spaced) on a separate sheet.

For further information regarding the preparation of illustrations, the Journal recommends the publication "Steps Toward Better Scientific Illustrations" available from Allen Press, Inc.

SUBMISSION OF MANUSCRIPTS

Submit the original and two copies of the manuscript to W. Don Bowen, Editor, **MARINE MAMMAL SCIENCE**, Bedford Institute of Oceanography, P.O. Box 1006, Dartmouth, Nova Scotia B2Y 4A2 CANADA

All manuscripts must be accompanied by a covering letter identifying the person (with address, telephone number and, if available, FAX number and e-mail address) responsible for

negotiations concerning the manuscript. The letter must also state that the same work has not been previously published, nor is it currently under consideration for publication elsewhere; further, that all authors have seen and approved for publication the final manuscript and that any person cited as a source of personal communication or other unpublished information (including abstracts bearing a Do-not-cite warning) has approved such citations. Written authorization may be required at the Editor's discretion.

Authors submitting a manuscript do so on the understanding that if it is accepted for publication, copyright of the article, including the right to reproduce the article in all forms and media, shall be assigned exclusively to The Society for Marine Mammalogy. The Society will not refuse any reasonable request by the author for permission to reproduce any of his or her contributions to **MARINE MAMMAL SCIENCE**.

The F. G. Wood Student Scholarship

Forest G. Wood, a founder of the Society for Marine Mammalogy, was noted for his editorial skills. All students submitting manuscripts accepted for publication in *Marine Mammal Science* should indicate at the time of submission if they want to be considered for this award. The editor will select the winner from among the accepted manuscripts submitted during the interval between successive Biennial Conferences on the Biology of Marine Mammals. Further details about the award can be found on the [Society's web page](#).

Authors are responsible for page charges of \$15.00 (U.S.) per printed page or part thereof. If funds for publication are not supplied by an agency or grant, a waiver of page charges may be applied for, by letter or e-mail to the Editor (bowend@mar.dfo-mpo.gc.ca).

PROOFS AND REPRINTS

Page proofs are sent to the author directly from Allen Press, Inc., together with an order form for reprints. The corrected proof is to be returned in 72 hours to the Assistant Editor and the order for reprints to the Press