



**ECOLOGIA E
CONSERVAÇÃO DE
POPULAÇÕES
SIMPÁTRICAS DE
PEQUENOS
CETÁCEOS EM
AMBIENTE
ESTUARINO NO SUL
DO BRASIL**

Marta Jussara Cremer

**ECOLOGIA E CONSERVAÇÃO DE POPULAÇÕES
SIMPÁTRICAS DE PEQUENOS CETÁCEOS EM AMBIENTE
ESTUARINO NO SUL DO BRASIL**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas – ênfase em Zoologia, da Universidade Federal do Paraná como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ciências Biológicas.

Orientador: Dr. Paulo César de Azevedo Simões-Lopes

CURITIBA

2007

ÍNDICE GERAL

Lista de tabelas	
Lista de figuras	
Lista de anexos	
Agradecimentos	
Resumo geral.....	1
Prefácio geral.....	3
Capítulo 1 – Ocorrência de <i>Pontoporia blainvillei</i> (Gervais & d’Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) em uma área estuarina no sul do Brasil.....	10
Abstract.....	11
Resumo.....	12
Material e Métodos.....	14
Área de estudo.....	14
Coleta de dados.....	15
Resultados.....	16
Discussão.....	20
Agradecimentos.....	24
Literatura citada.....	25
Figuras.....	29
Capítulo 2 - Presença de assobios no repertório sonoro de <i>Pontoporia blainvillei</i> (Cetacea, Pontoporiidae).....	30
Resumo.....	31
Introdução.....	32
Material e Métodos.....	34
Área de estudo.....	34
Obtenção dos registros.....	34
Análise dos sons.....	36
Resultados.....	36
Discussão.....	37
Conclusões.....	40

Capítulo 3 - Estimacões de densidade e abundância da população de botos- cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) da baía da Babitonga.....	45
Resumo.....	46
Introdução.....	47
Métodos.....	48
Área de estudo.....	48
Desenho amostral.....	49
Coleta de dados.....	50
Análise dos dados.....	51
Resultados.....	52
Estimacões de densidade e abundância.....	52
Discussão.....	53
Distribuição.....	53
Estimacões de densidade e abundância.....	53
Referências.....	57
Tabelas.....	62
Figuras.....	66
Capítulo 4 - Estimacões de densidade e abundância da população de toninhas (<i>Pontoporia blainvillei</i>) (Cetacea, Pontoporiidae) da baía da Babitonga.....	71
Resumo.....	72
Material e Métodos.....	74
Área de estudo.....	74
Desenho amostral.....	75
Análise dos dados.....	75
Resultados	76
Tamanho de grupo e distribuição.....	76
Estimacões de abundância e densidade.....	76
Discussão.....	77
Literatura citada.....	81
Tabelas.....	85
Figuras.....	87

Capítulo 5 - Hábito alimentar de populações simpátricas de <i>Pontoporia blainvillei</i> e <i>Sotalia guianensis</i> em ambiente estuarino.....	90
Resumo.....	91
Introdução.....	91
Material e Métodos.....	93
Coleta de amostras.....	93
Análise dos dados.....	93
Resultados.....	95
Discussão.....	98
Referências.....	103

Capítulo 6 – Disponibilidade de presas e distribuição de cetáceos no estuário da baía da Babitonga: oportunismo ou seletividade?.....	106
Resumo.....	107
Introdução.....	108
Material e Métodos.....	109
Área de estudo.....	109
Coleta de dados sobre distribuição de cetáceos.....	110
Coleta de dados de ictiofauna.....	111
Análise dos dados.....	112
Resultados.....	114
Distribuição de <i>S. guianensis</i> e <i>P. blainvillei</i>	114
Participação das presas na comunidade ictífica.....	115
Espécies comuns à dieta de <i>S. guianensis</i> e <i>P. blainvillei</i>	115
Espécies exclusivas da dieta de <i>P. blainvillei</i>	117
Espécies exclusivas da dieta de <i>S. guianensis</i>	118
Similaridade entre as comunidades ictíficas.....	120
Distribuição de presas e cetáceos.....	120
Discussão.....	122
Disponibilidade de recursos e dieta.....	123
As escolhas dos predadores.....	126
Co-existência de predadores.....	128
Implicações na conservação das espécies.....	129

Referências.....	129
Tabelas.....	135
Figuras.....	136

Capítulo 7 - Área de vida e simpatria direta entre populações estuarinas de pequenos cetáceos (*Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis*)..... 142

Resumo.....	143
Introdução	144
Material e Métodos.....	146
Área de estudo.....	146
Coleta e análise dos dados.....	147
Resultados.....	150
Tamanho de grupo.....	150
Índice de dispersão populacional – IDP.....	150
Índice de dispersão populacional vs variações sazonais	151
Uso do espaço.....	151
Uso do espaço vs variações sazonais.....	152
Uso de espaço vs seleção de habitat.....	152
Discussão.....	153
Grupos.....	153
Área de vida.....	154
Variações sazonais e tamanho da área de vida.....	155
Características do habitat.....	156
Nicho e simpatria.....	157
Referências bibliográficas.....	162
Tabelas.....	171
Figuras.....	172

Capítulo 8 - Conservação das populações de cetáceos da baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina..... 175

Resumo.....	176
Introdução.....	176
Área de estudo – baía da Babitonga.....	178

Aspectos da ecologia dos cetáceos na baía da Babitonga.....	179
Qual a preocupação com a conservação destas espécies?.....	180
Ameaças na baía da Babitonga.....	181
Avaliação dos impactos.....	186
Ações voltadas à conservação.....	189
Ações de pesquisa.....	191
Ações relacionadas a políticas públicas.....	192
Ações legais.....	193
Considerações finais.....	195
Referências bibliográficas.....	197
Figuras.....	204
Anexos.....	205

LISTA DE TABELAS

Capítulo 2 - Presença de assobios no repertório sonoro de *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae)

Tabela I - Frequência inicial, final, amplitude de frequência e tempo de duração dos 25 assobios registrados para *Pontoporia blainvillei* na baía da Babitonga, sul do Brasil.....38

Capítulo 3 - Estimções de densidade e abundância da população de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) da baía da Babitonga

Tabela 1 – Características fisionômicas das cinco áreas amostrais definidas na baía da Babitonga, sul do Brasil, para a obtenção de estimções de densidade e abundância da população de botos-cinza.....62

Tabela 2 – Esforço de campo realizado durante transecções lineares ao longo de três anos para a obtenção de estimções populacionais de *S. guianensis* na baía da Babitonga, sul do Brasil, e número de grupos de botos-cinza por área em cada período (DP = distância percorrida).....63

Tabela 3 – Características dos grupos de *S. guianensis* registrados durante a realização de transecções lineares na baía da Babitonga, sul do Brasil.....63

Tabela 4 – Parâmetros do modelo utilizado para a obtenção de estimções de densidade e abundância de *S. guianensis* na baía da Babitonga, sul do Brasil, utilizando o programa Distance 4.0.....64

Tabela 5 – Valores de densidade por área dos botos-cinza na baía da Babitonga ao longo de três anos. As estimções foram realizadas apenas para as áreas onde o *n* foi considerado suficiente para a análise.....65

Capítulo 4 - Estimacões de densidade e abundância da população de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) (Cetacea, Pontoporiidae) da baía da Babitonga

Tabela I – Esforço de campo para a realizaçã de transecções lineares ao longo de três anos para a obtenção de estimacões populacionais de *Pontoporia blainvillei*.....85

Tabela II – Parâmetros estimados do modelo, densidade e abundância de *Pontoporia blainvillei* na baía da Babitonga, Brasil.....86

Capítulo 5 - Hábito alimentar de populações simpátricas de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis* em ambiente estuarino

Tabela 1 – Dados sobre os indivíduos de *S. guianensis* e *P. blainvillei* recuperados para análise e número de presas identificadas.....94

Tabela 2 – Presas consumidas por *P. blainvillei* com respectivos valores de número de indivíduos (N), freqüência de ocorrência (FO), freqüência numérica (FN), índice de valor de importância (IIR) e nível de importância (NI) de cada presa na dieta (□ = espécies compartilhadas com *S. guianensis*).....96

Tabela 3 – Presas consumidas por *S. guianensis* com respectivos valores de número de indivíduos (N), freqüência de ocorrência (FO), freqüência numérica (FN), índice de valor de importância (IIR) e nível de importância (NI) de cada presa na dieta (□ = espécies compartilhadas com *P. blainvillei*).....97

Tabela 4 – Presas consumidas por *S. guianensis* e *P. blainvillei* com a média de comprimento total (cm) e desvio padrão para cada espécime.....98

Capítulo 6 – Disponibilidade de presas e distribuição de cetáceos no estuário da baía da Babitonga: oportunismo ou seletividade?

Tabela 1 – Percentual da biomassa (kg) das principais espécies de presas em relação à biomassa total da comunidade ictíica de cada área amostral na baía da Babitonga. P = primavera; V = verão; O = outono; I = inverno. Os valores em negrito correspondem às biomassas superiores a 10 % da biomassa total da comunidade.....135

Capítulo 7 - Área de vida e simpatria direta entre populações estuarinas de pequenos cetáceos (*Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis*)

Tabela 1 - Parâmetros dos grupos de *S. guianensis* e *P. blainvillei* avistados na Baía da Babitonga durante a realização dos circuitos.....171

Tabela 2 - Parâmetros das áreas de uso diárias das populações de *S. guianensis* e *P. blainvillei* na Baía da Babitonga.....171

Capítulo 8 - Conservação das populações de cetáceos da baía da Babitonga, litoral norte do Estado de Santa Catarina

Tabela 1 – Atividades desenvolvidas na baía da Babitonga, litoral norte do Estado de Santa Catarina, e seu entorno, que constituem ameaças diretas ou indiretas às populações de golfinhos e suas respectivas conseqüências.....184

Tabela 2 – Matriz de ordenamento dos impactos sobre os cetáceos na baía da Babitonga, considerando sua magnitude e reversibilidade.....187

Tabela 3 – Ações propostas para a conservação dos cetáceos na baía da Babitonga e respectivos prazos.....190

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1 – Ocorrência de *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d’Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) em uma área estuarina no sul do Brasil.

Figura 1 – Áreas de concentração de *Pontoporia blainvillei* na baía da Babitonga, Sul do Brasil.....29

Figura 2 – Comportamento de emersão de uma toninha, *Pontoporia blainvillei*.....29

Capítulo 2 - Presença de assobios no repertório sonoro de *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae)

Figura 1 - Localização da área de estudo: baía da Babitonga, litoral norte do Estado de Santa Catarina, região sul do Brasil.....35

Figura 2 - Sonogramas ilustrando o contorno espectral dos assobios produzidos por *Pontoporia blainvillei* na baía da Babitonga, sul do Brasil (s = segundos).....39

Capítulo 3 - Estimções de densidade e abundância da população de botos-cinza (*Sotalia guianensis*) da baía da Babitonga

Figura 1 – Localização da área de estudo: baía da Babitonga, região sul do Brasil (26°02' - 26°28'S e 48°28' - 48°50'W).....66

Figura 2 – Desenho amostral para a obtenção de estimções populacionais de *S. guianensis* na baía da Babitonga.....67

Figuras 3a e 3b – Localização dos grupos de *S. guianensis* na baía da Babitonga durante a realização de transecções. a) Pontos de ocorrência no Período 1; b) pontos de ocorrência no Período 2.....68

Figuras 3c – Localização dos grupos de *S. guianensis* na baía da Babitonga durante a realização de transecções: pontos de ocorrência no Período 3.....69

Figura 4 – Distribuição da frequência das distâncias perpendiculares de avistamentos de *S. guianensis*. A linha contínua representa a melhor função de ajustamento ao longo dos três períodos de estudo (Modelo Meio-Normal). A = Período 1 (dezembro de 2000 a novembro de 2001); b = Período 2 (abril de 2002 e fevereiro de 2003); b = Período 3 (março a dezembro de 2003).....70

Capítulo 4 - Estimações de densidade e abundância da população de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) (Cetacea, Pontoporiidae) da baía da Babitonga

Figura 1 – Localização da área de estudo: baía da Babitonga, sul do Brasil (26°02' - 26°28'S e 48°28' - 48°50'W).....87

Figura 2 – Distribuição dos tamanhos de grupo de *Pontoporia blainvillei* na baía da Babitonga.....87

Figura 3 – Localização dos grupos de *Pontoporia blainvillei* durante as transecções de amostragens realizadas com barco na baía da Babitonga no período de três anos (dezembro de 2000 – dezembro de 2003).....88

Figura 4 – Distribuição da frequência das distâncias perpendiculares dos avistamentos de *Pontoporia blainvillei*. A linha contínua representa a função que promoveu o melhor ajustamento dos dados.....89

Capítulo 6 – Disponibilidade de presas e distribuição de cetáceos no estuário da baía da Babitonga: oportunismo ou seletividade?

Figura 1 – Localização da baía da Babitonga, região sul do Brasil.....136

Figura 2 - Desenho amostral dos circuitos percorridos na baía da Babitonga para a realização das varreduras para a localização de grupos de *S. guianensis* e *P. blainvillei* na baía da Babitonga.....137

Figura 3 - Regiões definidas para a análise da ictiofauna na baía da Babitonga.....138

Figura 4 – Distribuição de *P. blainvillei* na Baía da Babitonga por estação.....139

Figura 5 – Distribuição de *S. guianensis* na Baía da Babitonga por estação.....140

Figura 6 – Coeficiente de similaridade quantitativa de Bray-Curtis entre as comunidades ictíicas na baía da Babitonga.....141

Figura 7 – Análise de cluster para o coeficiente de similaridade quantitativa de Bray-Curtis das áreas amostrais da baía da Babitonga. CA = Canal de Acesso; IR = Ilha da Rita; LR = Laranjeiras; IM = Ilha do Mel.....141

Capítulo 7 - Área de vida e simpatria direta entre populações estuarinas de pequenos cetáceos (*Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis*)

Figura 1 - Áreas de distribuição de *S. guianensis* e *P. blainvillei* ao longo da costa das Américas do Sul e Central e localização da área de estudo: Baía da Babitonga, no litoral norte de Santa Catarina.....172

Figura 2 - Plotagem da área do Mínimo Polígono Convexo (MPC) (100%) de cada espécie com relação ao número de varreduras realizadas (*P. blainvillei* n = 32; *S. guianensis* n = 54).....172

Figura 3 - Área do Mínimo Polígono Convexo (MPC) (100%) sazonal das populações de *S. guianensis* e *P. blainvillei* na baía da Babitonga.....173

Figura 4 - Área e sobreposição das áreas do Mínimo Polígono Convexo (MPC) (100%) das populações de *S. guianensis* e *P. blainvillei* na baía da Babitonga.....174

Figura 5 - Percentual da área de uso alterada entre as estações para as populações de *S. guianensis* e *P. blainvillei* na baía da Babitonga.....174

Capítulo 8 - Conservação das populações de cetáceos da baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina

Figura 1 – Localização da baía da Babitonga, no litoral norte de Santa Catarina, sul do Brasil.....204

LISTA DE ANEXOS

Capítulo 6 – Disponibilidade de presas e distribuição de cetáceos no estuário da baía da Babitonga: oportunismo ou seletividade?

Anexo 1 – Lista das espécies de teleósteos, suas respectivas famílias e ordens, capturadas durante as amostragens na baía da Babitonga.....205

Anexo 2 - Valores de comprimento total e desvio padrão das presas capturadas por *S. guianensis* e *P. blainvillei* na baía da Babitonga e comprimento total registrado na dieta (compilado do Cap.5).....209

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador e amigo, Dr. Paulo César Simões-Lopes. Foram muitos os ensinamentos ao longo deste caminho, sempre como porto seguro na busca de conselhos e na tomada de decisões. Muito obrigado pelo apoio, pela confiança e pela amizade, sempre presentes.

Ao Fundo de Apoio à Pesquisa da Universidade da Região de Joinville, FAP/UNIVILLE, pelo apoio financeiro para o desenvolvimento da pesquisa com cetáceos nos últimos sete anos.

À Capes, pela concessão da bolsa de doutorado no período de março/2003 a fevereiro/2004 e ao Programa de Qualificação Docente da Universidade da Região de Joinville, PQD/UNIVILLE, pela concessão da ajuda de custo no período de março/2004 a fevereiro/2007.

Ao Programa de Pós-Graduação em Zoologia, da Universidade Federal do Paraná, pela possibilidade de realização deste doutorado. Em especial, obrigado pela atenção à Vera e aos coordenadores Prof. Emygdio Monteiro-Filho e Prof. Marco Fábio Corrêa.

À Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, pelo financiamento do projeto nos períodos de agosto/1996 a julho/1997 e agosto/2002 a julho/2003, possibilitando a compra do sistema de aquisição para bioacústica.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Santa Catarina, FAPESC, pelo apoio financeiro ao projeto de pesquisa entre os anos de 2003 e 2004.

À Università Ca' Foscari di Venezia - Itália, na pessoa do Prof. Dr. Gean Maria Zuppi, pela possibilidade de realização do estágio na Itália; e ao governo da Região do Vêneto, pela concessão da bolsa no período. Obrigado à Virgínia Barros por todo apoio nos primeiros tempos de Veneza!

Ao Consiglio Nazionale delle Ricerche, Istituto per l'Ambiente Marino Costiero, Sezione Territoriale di Mazara del Vallo - Itália, na pessoa do Dr. Salvatore Mazzolla, por abrir as portas desta instituição, possibilitando minha permanência e realização do estágio; obrigado por seu grande estímulo para a consolidação de uma parceria nas pesquisas com cetáceos entre o CNR e a UNIVILLE. A todo o pessoal do centro que contribuiu com a minha permanência em Mazara del Vallo: Giusi Buscaino, Gaspare Buffa, Simona Genovese e Cecília Spagnolo.

Aos primeiros e “eternos” membros do Projeto Cetáceos da Babitonga, Fernando e Antonio, muito obrigado pelo companheirismo e pela parceria nesta longa caminhada, que já dura sete anos; pelas expressões memoráveis durante as saídas de campo, pela paciência nas horas difíceis; pela amizade; vocês foram fundamentais.

A todos os membros do grupo, que muito contribuíram para que este trabalho fosse possível, e que ainda continuam atuando: Thaisa, Dênis, Ane, Carol, Beti e Duda; assim como também aos que passaram, deixando sua contribuição: Priscila, Dani, Angelita, Geovana, Jennifer e Xande.

Ao Dr. Pedro Pinheiro, da UNIVILLE, muito obrigado pela parceria no trabalho de ictiologia, assim como a todo o pessoal do seu grupo de pesquisa, que trabalhou intensamente no campo e no laboratório; em especial a Nanda, Mari, Débora e

Henrique. Agradeço imensamente também pelo auxílio na identificação dos otólitos e pelas importantes discussões sobre o mundo dos “peixólogos”.

A Dra. Roberta dos Santos Aguiar, do CEPSUL/IBAMA, agradeço pelo trabalho de identificação dos bicos de cefalópodes.

Ao Dr. André Barreto, da UNIVALI, obrigado pelo apoio no uso do analisador de imagens do Laboratório de Oceanografia Biológica, assim como pelas inúmeras bibliografias disponibilizadas.

Ao Dr. Artur Andriolo pelas importantes sugestões no uso do Distance e nas análises de densidade populacional.

Ao Dr. Emygdio Monteiro-Filho pelo auxílio nos estudos de bioacústica.

A todo o pessoal da UNIVILLE, que tem apoiado nossos trabalhos nos últimos anos; em especial aos amigos Têre, Claudinho, Sidnei, Virgínia, Bêre e Elzira, que sempre estiveram prontos pro que der e vier!

À toda minha família, pelo apoio incondicional ao longo desta jornada, sem o qual tudo seria mais difícil. Os calorosos encontros sempre foram valiosos e renovaram minhas energias.

Ao Sared, que neste último ano trouxe um novo brilho à caminhada. Obrigado por existir em minha vida, por todo o companheirismo, todo carinho e todo o amor que fazem parte da nossa história.

*Aos meus grandes e pequenos grandes amores,
Evandro, Natália, Taís, Ana e Gabriel,
e seus olhos cheios de brilho.*

*Ou nós temos a esperança dentro de nós ou não temos;
ela é uma dimensão da alma, e não depende essencialmente de uma
determinada observação do mundo ou de uma avaliação da situação...
[A esperança] não é a convicção de que as coisas vão dar certo, mas a
certeza de que as coisas têm sentido, como quer que venham a terminar.*

Václav Havel

RESUMO GERAL

No estuário da baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, a toninha (*Pontoporia blainvillei*) e o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) ocorrem ao longo de todo o ano, caracterizando a ocorrência de simpatria direta. Foram utilizados diferentes métodos de trabalho com o objetivo de estudar a ecologia destas populações no período de março/1997 a março/2006. Informações preliminares sobre as toninhas foram obtidas através de observações *ad libitum*, assim como através de transecções lineares. Os sons produzidos pela espécie foram registrados através de um sistema de aquisição com limite da capacidade máxima em 19 kHz. Estimções de densidade e abundância populacional de toninhas e botos-cinza foram obtidas através de transecções lineares com amostragem de distâncias. Informações sobre a dieta foram obtidas a partir da análise de conteúdo estomacal de animais encontrados mortos. A comunidade ictíica foi estudada através da coleta nas áreas de concentração dos cetáceos e em áreas não utilizadas. A distribuição das populações de botos-cinza e toninhas foi analisada através de varreduras na baía. As ameaças que atingem estas populações foram identificadas com base no conhecimento existente sobre estas espécies de cetáceos e o hábitat da baía. A média de tamanho de grupo de toninhas foi sete. A espécie foi encontrada na baía ao longo de todo o ano e foram identificadas áreas de uso preferencial. Filhotes foram registrados em todas as estações. A espécie produz assobios na faixa audível, embora com reduzida frequência. Todos os assobios foram ascendentes e a maioria apresentou modulação. A abundância média de botos-cinza foi estimada em 208 indivíduos. A maior densidade foi estimada para o primeiro período, com 1,6 ind./km² (95% IC: 0,93 – 2,71). A população de toninhas foi estimada em 50 animais e a densidade foi de 0,32 ind./km². Ambas as espécies consumiram preferencialmente

teleósteos, seguido de cefalópodes e crustáceos. A dieta das toninhas foi composta por 12 espécies de teleósteos, com destaque para *Stellifer rastrifer* e *Cetengraulis edentulus*. O boto-cinza predou sobre 19 espécies, sendo as principais *Mugil curema* e *Micropogonias furnieri*. *Lolliguncula brevis* foi o único cefalópode identificado na dieta de ambas. As áreas de concentração da toninha e do boto-cinza se caracterizaram pela abundância das principais espécies de presas da toninha, que em geral dominaram a comunidade. O inverno foi o período mais crítico pela redução da biomassa das presas. Sugere-se que a toninha é generalista e oportunista na sua dieta, enquanto o boto-cinza é generalista e seletivo. A área de vida das toninhas totalizou 26 km², enquanto a de botos-cinza foi de 79 km². Ambas espécies mostraram preferência por áreas com relevo mais acentuado, assim como por áreas mais profundas. A maior parte das ameaças está diretamente relacionada à perda de habitat. Os impactos que representaram uma maior ameaça foram a captura acidental em redes de pesca e a sobrepesca. A integração de ações legais, de pesquisa e de políticas públicas é fundamental para se investir efetivamente na conservação destas populações de cetáceos.

PREFÁCIO GERAL

A toninha, *Pontoporia blainvillei*, e o boto-cinza, *Sotalia guianensis*, são pequenos cetáceos de distribuição costeira no Atlântico sul-ocidental. Na área entre os estados de Santa Catarina, sul do Brasil (27°23'S; 48°33'W), e Espírito Santo, sudeste do Brasil (18°25'S; 30°42'W), a distribuição destas espécies é simpátrica. No estuário da baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, a toninha e o boto-cinza ocorrem ao longo de todo o ano, caracterizando uma situação de simpatria direta. Esta é a única área tipicamente estuarina de ocorrência da toninha.

A ecologia da toninha é pouco conhecida. A maior parte do conhecimento existente sobre a espécie provém de animais encontrados mortos nas praias ou recuperados de capturas acidentais em redes de pesca (Brownell, 1975; Rosas, 2000; por exemplo). Alguns registros pontuais de avistamento, realizados por pesquisadores ou pescadores, também podem ser encontrados na literatura (Crespo et al., 1998; Di Benedetto et al., 2001; por exemplo). A única região onde a espécie vem sendo estudada com sucesso, além da baía da Babitonga, é a baía Añegada, na Argentina (Bordino et al., 1999; Bordino, 2002). O principal fator envolvido neste problema é a dificuldade em observar a espécie em seu ambiente natural. A toninha é um dos menores membros da ordem Cetacea (Brownell, 1989). Além disso, tem um comportamento discreto, com poucos eventos aéreos e reduzida exposição do dorso durante a emersão, coloração marrom-acinzentada, que se assemelha à das águas costeiras, e não costuma se aproximar de embarcações.

Paralelamente a esta situação, a toninha é considerada a espécie de cetáceo mais ameaçado do Atlântico sul-ocidental, resultado dos elevados índices de captura acidental da espécie em redes de pesca ao longo de toda sua distribuição (Pinedo et al.,

1989; Praderi et al., 1989). Este fato levou a espécie à categoria de “ameaçada de extinção” pelo IBAMA (2001), embora a IUCN ainda a considere na categoria DD (“*data deffficient*”), com exceção da subpopulação do Rio Grande do Sul, Brasil, e Uruguai, que está na categoria vulnerável (Reeves et al., 2003). Informações sobre sua história natural são fundamentais para a compreensão do problema e sua situação se caracteriza como a de uma espécie ameaçada de extinção, da qual pouco se conhece.

O boto-cinza vem sendo estudado de forma mais intensa nos últimos quinze anos e, ao contrário da toninha, a maior parte das informações se referem a aspectos de sua ecologia (Geise, 1991; Geise et al., 1999; Lodi, 2003; Edwards & Schnell, 2001; Daura-Jorge et al., 2005; por exemplo). Dentre os pequenos cetáceos da costa brasileira, esta é sem dúvida a espécie mais estudada, embora poucos trabalhos tenham sido efetivamente publicados. Sua distribuição costeira, muitas vezes associada à baías, estuários e enseadas, facilita sua observação na natureza. O boto-cinza também apresenta um repertório comportamental diversificado, com vários comportamentos de superfície que, aliado à sua coloração, tamanho corporal e formação de grandes grupos, facilitam a realização de estudos sobre a espécie em seu hábitat. O reconhecimento individual também é possível nesta espécie e estudos utilizando técnicas de fotoidentificação vem sendo aprimorados ao longo de sua distribuição, permitindo importantes avanços no seu conhecimento (Pizzorno, 1999; Hardt, 2005; por exemplo). A captura acidental em redes de pesca também é considerada uma ameaça à sua conservação (Siciliano, 1994; Rosas, 2000). Grande parte das informações referentes à biologia da espécie provém de animais mortos acidentalmente ou cujas carcaças foram recuperadas nas praias.

Espécies costeiras de mamíferos marinhos são mais vulneráveis ao impacto decorrente de atividades humanas, considerando ser este um ambiente intensamente

utilizado (Reeves et al., 2003). Desta forma, o boto-cinza e a toninha encontram-se sujeitos à várias ameaças e pouco se conhece sobre o efeito decorrente destas. Os impactos podem ocorrer tanto de forma direta como de forma indireta, através do comprometimento de seu habitat. Além da questão da mortalidade acidental na pesca, estudos relacionados à contaminação por metais pesados, colisão com embarcações, distúrbios sonoros, ingestão acidental de lixo e alterações na dieta já foram reportados. Efeitos decorrentes da degradação do habitat ainda são pouco conhecidos, pois requerem estudos de médio e longo prazo, mas já são conhecidos para outras espécies de hábitos costeiros (Reeves et al., 2003).

A baía da Babitonga, localizada no litoral norte do estado de Santa Catarina, região sul do Brasil, comporta a última grande formação de manguezal do hemisfério sul (IBAMA, 1998). Apesar da importância deste ecossistema e de toda sua riqueza, a área vem sofrendo o efeito da presença de um grande contingente populacional no seu entorno (cerca de 600 mil habitantes), que envolve a poluição de suas águas, o intenso tráfego de embarcações, a atividade portuária e a ocupação irregular de suas margens, entre outros (Cremer, 2000). Contudo, a área ainda apresenta uma fauna muito rica, que sustenta uma intensa atividade extrativista (Bastos, 2006).

A toninha e o boto-cinza ocorrem na baía da Babitonga ao longo de todo o ano, oferecendo condições ideais para a realização de estudos sobre sua ecologia. O objetivo geral deste trabalho foi de ampliar o conhecimento sobre a ecologia destas espécies, principalmente buscando compreender os mecanismos que permitem a simpatria direta destas populações, assim como também gerar subsídios para sua conservação. A população de botos-cinza já vem sendo estudada sistematicamente desde 1997 na área (Cremer, 2000) e, além disso, é uma espécie cuja ecologia é mais conhecida. Para a toninha, contudo, as informações são muito escassas. Portanto, os capítulos iniciais

deste trabalho estiveram voltados a gerar um primeiro conjunto de informações básicas sobre o comportamento da toninha (Capítulo 1), incluindo padrões comportamentais, tamanho de grupo, profundidade de ocorrência e distribuição. Informações sobre a bioacústica resumem-se a apenas um registro na literatura (Busnel et al., 1974) e, desta forma, no Capítulo 2 são apresentadas as primeiras informações sobre a produção de assobios pela toninha. Estimações de densidade e abundância da toninha e do boto-cinza foram abordadas nos Capítulos 3 e 4, constituindo subsídios elementares à ações de conservação. Estes trabalhos também contribuíram para a obtenção de informações sobre distribuição e uso de habitat, gerando um banco de dados que possibilitará no futuro uma análise temporal destes parâmetros. O forrageamento é considerado fator chave na sobrevivência das espécies e determina de forma incisiva a distribuição dos animais. No Capítulo 5 foram apresentados dados sobre o hábito alimentar destas espécies, baseados na análise do conteúdo estomacal de animais encontrados mortos no interior do estuário. Estas informações foram fundamentais para as análises realizadas no Capítulo 6, onde foram estudadas as comunidades ictíicas nas áreas de concentração e de não ocorrência das espécies. Neste capítulo objetivou-se relacionar os padrões de uso do habitat com a disponibilidade de presas e compreender de forma mais profunda a ocorrência de hábitos oportunistas ou seletivos na dieta destes predadores. No Capítulo 7 buscou-se compreender alguns mecanismos relacionados à simpatria direta de botos-cinza e toninhas na baía da Babitonga, utilizando informações de distribuição dos grupos de ambas as espécies e as informações geradas nos capítulos anteriores. O Capítulo 8 foi destinado a uma análise do status de conservação destas populações, considerando a situação das espécies de maneira geral, e propor um plano de ação para a conservação dos cetáceos da baía da Babitonga.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bordino, P.; Thompson, G. & Iñiguez, M. 1999. Ecology and behaviour of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Argentina. *Journal of Cetacean Research and Management*, Cambridge, 1 (2): 213-222.
- Bordino, P. 2002. Movement patterns of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in Bahia Anegada, Buenos Aires, Argentina. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* (special issue), Rio de Janeiro, 1: 71-76.
- Bastos, G. C. 2006. Atividade pesqueira na Baía da Babitonga. In: Cremer, M. J.; Morales, P. R. D.; Oliveira, T. M. N. (eds.). *Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga*. Joinville, Editora Univille.
- Brownell, Jr., R.L. 1975. Progress report on the biology of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*, in Uruguayan waters. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada*, Ottawa, 32: 1073-1078.
- Brownell, Jr., R.L. 1989. Franciscana *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d'Orbigny, 1844), p. 45-47. In: S.H. Ridgway & R. Harrison (Eds.). *Handbook of marine mammals*. London, Academic Press.
- Busnel, R. G.; Dziedzic, A. & Alcuri, G. 1974. Études preliminaries de signaux acoustiques du *Pontoporia blainvillei* Gervais et d'Orbigny (Cetacea, Platanistidae). *Mammalia* 38: 449-459.
- Cremer, M.J., 2000. Ecologia e Conservação de *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Crespo, E. A.; Harris, G. & González, R. 1998. Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Marine Mammal Science* 14(4):845-849.
- Daura-Jorge, F. G.; Wedekin, L. L.; Piacentini, V. & Simões-Lopes, P. C. 2005. Seasonal and daily patterns of group size, cohesion and activity of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (P. J. van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae), in southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22(4): 1014-1021.
- Di Benedetto, A. P.; Ramos, R. & Lima, N. R. W. 2001. Sightings of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844) and *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea) in Southeastern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 44(3):291-296.
- Edwards, H. H. & Schnell, G. D. 2001. Status and ecology of *Sotalia fluviatilis* in the Cayos Miskito Reserve, Nicaragua. *Marine Mammal Science* 17(3): 445-472.

- Geise, L. 1991. *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Mammalia* 55(3) 371-379.
- Geise, L.; Gomes, N. & Cerqueira, R. 1999. Behaviour, habitat use and population size of *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) in the Cananéia estuary region, São Paulo, Brasil. *Revista Brasileira de Biologia* 59(2): 183-194.
- Hardt, F.A.S. 2005. Padrões de residência do golfinho *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Brasil. M. Sc. thesis, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1998. Proteção e controle de ecossistemas costeiros: manguezal da Baía da Babitonga. Coleção Meio Ambiente: Série Estudos – Pesca. Brasília: Edições IBAMA, 146p.
- IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2001. *Mamíferos aquáticos do Brasil. Plano de Ação – Versão II*. Editora do IBAMA. Brasília.
- Lodi, L. 2003. Tamanho e composição de grupos de botos-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. *Atlântica* 25(2): 135-146.
- Pinedo, M. C.; Praderi, R. & Brownell Jr., R. L. 1989. Review of the biology and status of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*, p. 46–51. In: W.F. Perrin, R.L. Brownell; K. Zhou & J. Liu (Eds.). *Biology and Conservation of the River Dolphins*. Gland, IUCN, 173p.
- Pizzorno, J. L. A. 1999. Estimativa populacional do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, na Baía de Guanabara, por meio de catálogo de fotoidentificação. M. Sc. thesis, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, Brasil.
- Praderi, R.; Pinedo, M. C. & Crespo, E. A. 1989. Conservation and management of *Pontoporia blainvillei* in Uruguay, Brazil and Argentina, p. 52–56. In: W.F. Perrin; R.L. Brownell; K. Zhou & J. Liu (Eds.). *Biology and Conservation of the River Dolphins*. Gland, IUCN, 173p.
- Reeves, R. R.; Smith, B. D.; Crespo, E. & Notarbartolo di Sciara, G. 2003. Dolphins, whales and porpoises. 2002 – 2010. Conservation Action Plan for the world's cetaceans. Gland, IUCN, 139p.
- Rosas, F. C. W. 2000. Interações com a pesca, mortalidade, idade, reprodução e crescimento de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Delphinidae e Pontoporiidae) no litoral sul do estado de São Paulo e litoral do estado do Paraná, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Siciliano, S. 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. Report of the International Whaling Commission (special issue), Rio de Janeiro, 15: 241-250.

CAPÍTULO 1

OCORRÊNCIA DE *Pontoporia blainvillei* (GERVAIS & D'ORBIGNY) (CETACEA, PONTOPORIIDAE) EM UMA ÁREA ESTUARINA NO SUL DO BRASIL

**OCORRÊNCIA DE *Pontoporia blainvillei* (GERVAIS & D'ORBIGNY)
(CETACEA, PONTOPORIIDAE) EM UMA ÁREA ESTUARINA NO SUL DO
BRASIL.**

ABSTRACT

The toninha, or franciscana, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844), is an endemic species of cetacean of the southwestern Atlantic Ocean. There is little information on the occurrence of this species in its natural environment due to the great difficulty in sighting it. Systematized and non-systematized observations of franciscanas were made from December 1996 through November 2001 at Babitonga Bay, on the northern coast of Santa Catarina State, southern Brazil. The observations were made from small motorboats. A total of 79 observations were made, totaling 561 individuals. Up to 59.5% of the groups consisted of over four individuals and the average group size was seven. Calves were present in 30.4% of the observations. The species was found throughout the year within the bay and preferential areas were identified. Calves were registered during all seasons. Data are presented on the behavior (feeding, traveling, aerial behavior and behavior relating to the boats) and on inter-specific interactions with terns, cormorants [*Phalacrocorax brasilianus* (Gmelin, 1789)] and brown boobies [*Sula leucogaster* (Boddaert, 1783)]. The species is sympatric with the estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (P. J. Van Bénédén, 1864) in the bay, but there was no record of interaction between them. The area of the bay represents an important refuge for the franciscana species.

Keywords: Behavior, group size, distribution, South America.

**OCORRÊNCIA DE *Pontoporia blainvillei* (GERVAIS & D'ORBIGNY)
(CETACEA, PONTOPORIIDAE) EM UMA REGIÃO ESTUARINA NO SUL DO
BRASIL**

RESUMO

A toninha, ou franciscana, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844), é uma espécie endêmica de cetáceos que ocorre no Oceano Atlântico sul ocidental. Existem poucas informações sobre a ocorrência da espécie em seu ambiente natural em função da grande dificuldade em avistá-la. Observações sistematizadas e não-sistematizadas de franciscanas foram realizadas no período entre dezembro de 1996 e novembro de 2001 na Baía da Babitonga, no litoral norte do estado de Santa Catarina, sul do Brasil. As observações foram realizadas a partir de pequenas embarcações a motor. Um total de 79 observações foram efetuadas, totalizando 561 indivíduos. Acima de 59,5% dos grupos eram compostos por mais de quatro indivíduos e a média de tamanho de grupo foi de sete. Filhotes estiveram presentes em 30,4% das observações. A espécie foi encontrada na baía ao longo de todo o ano e foram identificadas áreas de uso preferencial. Filhotes foram registrados em todas as estações. São apresentadas informações sobre o comportamento (alimentação, deslocamento, comportamentos aéreos e relativos a embarcações) assim como sobre interações interespecíficas com trinta-réis, biguás [*Phalacrocorax brasilianus* (Gmelin, 1789)] and brown boobies [*Sula leucogaster* (Boddaert, 1783)]. The species is sympatric with the estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (P. J. Van Bénédén, 1864) na baía, mas não foram efetuados registros de interação entre ambas as espécies. A área da baía representa um importante refúgio para a franciscana.

Palavras-chave: Comportamento, tamanho de grupo, distribuição, América do Sul.

A franciscana, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844) (Pontoporiidae), é uma espécie endêmica do Atlântico Sudocidental e ocorre do Espírito Santo, sudeste do Brasil (18°25'S) (SICILIANO 1994) até o Golfo Nuevo na Península Valdéz, Argentina (42°35'S) (CRESPO *et al.* 1998). Ao longo da costa brasileira esta espécie é conhecida como “toninha”, mas a comunidade científica internacional prefere o nome de língua espanhola, “franciscana”. Habita áreas costeiras até uma profundidade de 30 metros ou 25 milhas náuticas da costa (PRADERI *et al.* 1989). A espécie está listada como “data deficient” no Livro Vermelho da IUCN (IUCN 2000).

Devido à sua coloração críptica, tamanho reduzido e comportamento discreto, poucas são as informações disponíveis sobre a espécie em seu ambiente natural. Observações oportunísticas têm sido feitas nos últimos anos em diferentes localidades, como na Argentina (CRESPO *et al.* 1998) e no Brasil (DI BENEDITTO *et al.* 2001). Na Baía Anegada, Argentina, a espécie ocorre ao longo de todo o ano (BORDINO *et al.* 1999). A única estimativa populacional existente para a espécie até o momento foi conduzida na costa sul do Estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil, onde a densidade populacional foi estimada em 0,657 animais/km² (SECCHI *et al.* 2001). A espécie parece exibir um limitado repertório comportamental, com a ausência de comportamentos de superfície (BORDINO *et al.* 1999). Os padrões de mergulho foram registrados por BORDINO *et al.* (1999), com um tempo médio de mergulho de 21,7 segundos.

Muitos estudos têm investigado indivíduos capturados acidentalmente em redes de pesca ou encontrados mortos na praia. *Pontoporia blainvillei* é considerada uma das espécies com maior número de capturas acidentais ao longo de sua área de ocorrência

(PRADERI *et al.* 1989, PINEDO 1991). Seu habitat costeiro coincide com as áreas de maior atividade pesqueira, tanto artesanal como industrial, que tornam estas áreas intensamente utilizadas por redes de emalhe, o que explica a maioria das capturas. Desta forma, a implementação de estratégias de conservação para a espécie requer um amplo conhecimento dos fatores relacionados à sua ocorrência nos habitats que ocupa, assim como de suas características comportamentais. Informações sobre a espécie em seu ambiente natural são essenciais para elucidar importantes aspectos relacionados à sua ecologia.

Este trabalho apresenta informações sobre a ecologia e comportamento de *P. blainvillei* coletadas durante estudos de campo voltados à ecologia do boto-cinza, *Sotalia guianensis*¹ (P. J. Van Bénéden, 1864), conduzidos na Baía da Babitonga, sul do Brasil.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Baía da Babitonga está localizada no norte do estado de Santa Catarina, sul do Brasil, entre as coordenadas 26°02'-26°28'S e 48°28'-48°50'W, compreendendo uma área de aproximadamente 160 km². Seu comprimento atinge 21 km, com uma largura máxima de 5 km, e está conectada ao oceano através de um profundo canal, com cerca de 1,7 km de largura. Seu entorno abriga aproximadamente 6.201,54 ha de bosques de mangue,

¹ Embora o nome tucuxi seja de uso comum, é importante salientar que a palavra tucuxi significa “golfinho de água doce”. Assim, os autores utilizam o termo golfinho estuarino, ou boto-cinza, que é de uso comum ao longo da costa brasileira.

com as margens também formadas por praias arenosas e costões rochosos, apresentando 83 ilhas, lajes e planícies de maré. A baía recebe o aporte de vários rios, sendo considerada, contudo, um estuário homogêneo (IBAMA 1998). A profundidade máxima é de 28 m no canal principal, utilizado para o porto de São Francisco do Sul, com uma profundidade média de 6 m, e áreas extremamente rasas junto às planícies de maré. A variação da maré tem uma amplitude máxima de 2,3 m, de acordo com a Tábua de Marés do porto de São Francisco do Sul.

Coleta de dados

Os dados foram coletados entre dezembro de 1996 e novembro de 2001. Diferentes esforços foram realizados ao longo deste período. Entre dezembro de 1996 e setembro de 1997 foram totalizadas 160 horas de esforço de campo, e entre dezembro de 1997 e novembro de 1998 foram totalizadas 422 horas de campo. Durante estes períodos, observações oportunísticas de *P. blainvillei* foram registradas por um ou dois observadores durante o acompanhamento de grupos de *S. guianensis*, utilizando o método de grupo focal durante deslocamentos por toda a área da baía e em todos os meses do ano. Entre outubro de 2000 e novembro de 2001 a coleta de dados foi conduzida através de transeções lineares, com dois observadores e sempre em condições de mar com Beaufort inferior a 2. Durante este período foram totalizadas 689,5 km e 77 horas de esforço de campo. Durante o período entre dezembro de 1998 e setembro de 2000 não foram conduzidos esforços de campo.

Avistamentos foram feitos a partir de diferentes embarcações, que variaram de 4,5 a 7 metros de comprimento, sendo equipadas com motores de popa de 15, 18, 25 ou 40 Hp. Para cada avistamento foi registrada a posição, utilizando um GPS Garmin 45, o número de indivíduos, a presença de filhotes, barcos de pesca, redes, aves e botos-cinza

(*S. guianensis*), assim como o comportamento do grupo. A definição de grupo seguiu a de SHANE (1990), que estabelece como sendo “qualquer grupo de golfinhos avistados em aparente associação, deslocando-se na mesma direção e muitas vezes, mas não sempre, engajados na mesma atividade.” Nós consideramos como filhotes os animais que permaneceram lado a lado de um adulto e que tinham no máximo a metade do comprimento de um adulto. A profundidade de ocorrência foi registrada a partir do uso de um sonar. Na ausência deste, a isóbata da Carta Náutica foi considerada. A observação de comportamento seguiu o método de *ad libitum* (ALTMAN 1974), também descrito como registros anedotais, amplamente considerado como uma forma para descrever eventos raramente observados (MANN 1999). O período de observação de um grupo variou de acordo com as condições ambientais e o comportamento do grupo, e os avistamentos foram realizados tanto com o motor do barco ligado como desligado, dependendo das condições do mar. Foram utilizados binoculares 7x40 mm, assim como também uma câmera fotográfica 35 mm equipada com uma lente zoom 28–210 mm.

Os pontos de ocorrência foram posteriormente plotados nas cartas náuticas N^{os} 1804 e 1805 do DHN (Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha). As cartas foram divididas em quadrados de aproximadamente 0,77 km², seguindo as coordenadas geográficas a cada 30”.

RESULTADOS

Setenta e nove grupos de *P. blainvillei* foram avistados durante o período de estudo e 16,5% destes registros foram realizados durante as transecções lineares. Os avistamentos totalizaram 561 indivíduos, incluindo 43 filhotes. A toninha foi observada durante todas as estações do ano na Baía da Babitonga.

Nossas observações sugerem que a condição de mar constitui-se num fator fundamental na detecção desta espécie. Nenhum registro ocasional foi feito com Beaufort acima de 2.

O tamanho de grupo variou de 1 a 22 indivíduos, com uma média de 7,1 indivíduos por grupo ($7,1 \pm 5,42$ DP, $n = 79$). Indivíduos solitários corresponderam a 3,8% dos avistamentos, enquanto grupos de dois e três animais foram os mais freqüentes, correspondendo a 35,4% dos grupos avistados. Um total de 59,5% dos grupos foi composto por mais de quatro indivíduos. A presença de filhotes foi observada em todas as estações e em 30,4% dos grupos. Pares de mãe e filhote não foram observados isoladamente, não havendo menos de dois adultos em torno de um filhote. A correlação entre o número de filhotes e o número de adultos no grupo não foi significativa ($r = 0,21$; $n = 79$; $p > 0,05$).

Pontoporia blainvillei não demonstrou uma tendência a formar grupos muito coesos, apresentando uma formação interna de subgrupos. A movimentação dos subgrupos sugere uma certa fluidez, mas não foi possível até o momento descrever precisamente este padrão. Os subgrupos podem ou não apresentar o mesmo comportamento, mas encontram-se relativamente próximos uns dos outros e movimentando-se na mesma direção.

A profundidade das áreas de ocorrência variou de dois a 10 metros, com média de 7,5 metros. As áreas mais rasas corresponderam a extensos bancos de areia que podem ficar expostos na maré baixa, ou a áreas próximas à costa junto a manguezais, que apresentam uma declividade suave. A espécie foi avistada muito próxima às margens formadas por manguezal e rochas (até 20 m de distância), tanto junto às ilhas como ao continente, mas não foi avistada próximo às margens de areia.

Duas áreas de concentração de toninhas foram observadas, ambas situadas nas porções mais internas da baía (Figura 1). Estas áreas se caracterizam pela presença de ilhas, canais e bancos de areia, resultando numa topografia de fundo muito heterogênea, com formação areno-lodosa. Nas regiões voltadas para o canal de acesso ao oceano a espécie nunca foi observada.

Foi possível identificar duas categorias de comportamento: a) Deslocamento: as toninhas apresentam um padrão de natação diferenciado da maioria dos pequenos cetáceos. Após muitos mergulhos, seu longo rostro é o primeiro a aparecer, sendo projetado para fora da água, seguido rapidamente pelo dorso, que se movimenta com uma curvatura bastante discreta, expondo uma porção reduzida do corpo (Figura 2). O dorso dos animais, assim como a nadadeira dorsal, não apresentam nenhum tipo de marca, como cortes ou arranhões. A nadadeira dorsal praticamente não corta a linha da água, emergindo e submergindo verticalmente; b) Forrageamento: comportamentos de alimentação são muito discretos e alguns movimentos sugerem a atividade de pesca, embora não tenha sido possível observar os animais com peixe na boca. Alguns movimentos dos indivíduos na superfície, semelhantes a rasantes, sugerem uma atividade de pesca, similar ao observado para outras espécies de pequenos cetáceos. Em algumas circunstâncias, o grupo move-se lentamente em uma mesma área em direções variáveis, uma atividade possivelmente relacionada à procura de presas, com capturas esporádicas (= pesca exploratória descrita por SHANE (1990)). Em algumas ocasiões os indivíduos deslizam o corpo lateralmente no momento do mergulho, provavelmente posicionando seu sonar. Na ocorrência de grandes grupos, os indivíduos normalmente permanecem numa formação de subgrupos de um a cinco indivíduos. Estes subgrupos podem formar círculos, possivelmente cercando cardumes de peixes. Movimentos em direção oposta também foram observados (= pesca cruzada, descrita por MONTEIRO-

FILHO (1992) para *S. guianensis*). Em várias ocasiões a espécie foi observada pescando sobre bancos de areia durante a maré alta, em locais com profundidade entre dois e cinco metros.

A espécie exibe um repertório limitado de comportamentos de superfície. Apenas três padrões foram observados: salto de frente, batida de cauda e periscópio. O salto de frente foi observado apenas uma vez, durante a observação de um grupo de 11 adultos e 4 filhotes. A batida de cauda foi observada durante atividades de pesca. Contudo, a caudal não foi completamente exposta fora da água, mantendo-se paralela à superfície. O periscópio foi observado várias vezes, com o rostro apontado na direção do barco. Alguns indivíduos do grupo se aproximaram do barco e emergiram a cabeça lateralmente.

Vinte e quatro interações entre toninhas e aves foram registradas, envolvendo três espécies de aves (30,4%, $n = 79$). Trinta-réis foram os mais frequentes, responsáveis por 79,1% of the events ($G = 73,2$; $df = 2$; $p < 0,05$). Os grupos de aves variaram de um a 15 indivíduos, enquanto os grupos de toninhas incluíram entre dois e 17 indivíduos. Enquanto as toninhas apresentavam comportamentos de pesca, os trinta-réis se aproximavam e ficavam sobrevoando o grupo, mergulhando frequentemente e fazendo investidas na água, com intensa vocalização. A interação foi sempre iniciada pelos trinta-réis e nunca pelas toninhas. Estes eventos foram observados em diferentes áreas na baía e em algumas ocasiões auxiliaram a localizar as toninhas. Em duas ocasiões as interações ocorreram entre toninhas e biguás, *Phalacrocorax brasilianus* (Gmelin, 1789), quando apenas uma ave participou, juntamente com grupos de seis e 15 toninhas. Nestas interações o biguá permaneceu pousado na água, mergulhando junto

com as toninhas. Interações entre o atobá-marrom, *Sula leucogaster* (Boddaert, 1783), foram menos freqüentes e similares ao observado para outras espécies de golfinhos.

Não foram observadas interações entre toninhas e botos-cinza, *S. guianensis*. Em algumas ocasiões ambas as espécies podiam ser observadas simultaneamente, a uma distância mínima de 100 metros entre os grupos, mas não foi possível em nenhuma ocasião observar mudanças comportamentais associadas a esta proximidade para as espécies.

O tráfego de embarcações na área influenciou os padrões comportamentais dos grupos. Quando os animais percebem a aproximação de uma embarcação suas emersões são gradativamente mais discretas, ou seja, uma parte muito reduzida do corpo é exposta, e os mergulhos são mais longos. Num primeiro momento os indivíduos podem se afastar da área, mas tendem a retornar ao local onde se encontraram anteriormente mesmo que a embarcação não desligue seu motor, e podem voltar a exibir um padrão de emersão normal novamente, com o dorso tornando-se mais aparente. Outro comportamento apresentado pelo grupo foi de dispersão durante a passagem de uma embarcação.

DISCUSSÃO

A presença de toninhas ao longo do ano na Baía da Babitonga sugere que a espécie utilize a área continuamente. DI BENEDITTO *et al.* (2001) registraram a espécie em todas as estações do ano no litoral norte do Rio de Janeiro, sudeste do Brasil, baseado nas informações obtidas de pescadores. O mesmo foi observado por BORDINO *et al.* (1999) na Baía Anegada, Argentina. Contudo, estes autores registraram um padrão sazonal de ocorrência associado à temperatura da água. A maré teve uma influência direta na ocorrência de toninhas sobre bancos de areia, que foram utilizados para pesca durante a

maré alta. Contudo, nenhuma correlação entre a maré e a entrada e saída dos animais da baía foi observada, conforme mencionado por BORDINO *et al.* (1999).

A Baía da Babitonga é utilizada de forma seletiva pelas toninhas, com uma marcada preferência por determinadas áreas. Segundo SCHOENER (1971), a área de vida de uma população pode ser utilizada de uma forma não-homogênea, de acordo com a disponibilidade de alimento em áreas específicas. Muitos grupos de primatas, que tem áreas de vida relativamente pequenas, conhecem muito bem a distribuição de seus recursos alimentares (CLUTTON-BROCK & HARVEY 1977). Desta forma, é provável que as toninhas tendem a visitar regularmente as áreas onde encontraram alimento em outras ocasiões, reduzindo o custo energético na busca de alimento. Neste sentido, a distribuição das toninhas na Baía da Babitonga provavelmente esteja muito influenciada pela distribuição de peixes na área. A ocorrência de áreas de concentração para a espécie e a ausência de avistamentos no canal de acesso da baía sugere que esta é uma população residente, assim como já registrado para *S. guianensis* na mesma área utilizando técnicas de fotoidentificação (CREMER *et al.* 2004a).

O estuário da Baía da Babitonga é considerado um dos maiores no estado de Santa Catarina e desempenha um importante papel na reprodução da ictiofauna marinha, representada principalmente por espécies das famílias Scianidae, Engraulidae, Carangidae e Gerreidae (IBAMA 1998). Estudos de dieta indicam que *P. blainvillei* se alimenta principalmente de peixes das famílias Scianidae, Batrachoididae, Trichiuridae e Engraulidae, assim como camarões, especialmente durante as primeiras fases do desenvolvimento da espécie (FITCH & BROWNELL 1971, BROWNELL 1975, PINEDO *et al.* 1989). Em áreas estuarinas no norte da Argentina, os Scianidae são a presa mais frequentemente encontrada (RODRÍGUEZ *et al.* 2002). Informações preliminares sobre a

dieta da espécie na Baía da Babitonga indicam que espécies de Scianidae e Engraulidae são suas principais presas (MARCUCCI & CREMER 2003).

BROWNELL (1989) e PINEDO *et al.* (1989) sugerem que a espécie não é gregária. Contudo, registros obtidos nos últimos anos mostram que a espécie não é solitária, embora a maior parte dos registros seja constituída por grupos pequenos. Na costa do Rio de Janeiro o tamanho dos grupos variou de 1 a 10 indivíduos (DI BENEDITTO *et al.* 2001). Na Baía Anegada, BORDINO *et al.* (1999) registraram uma média de 2,6 indivíduos por grupo. Na Baía da Babitonga os indivíduos solitários não foram freqüentes e a espécie demonstrou uma tendência a formar grupos maiores do que em outras áreas. Grupos formados por mãe e filhote, que compreenderam 2% dos avistamentos na Baía Anegada (BORDINO *et al.* 1999), não foram observados na Baía da Babitonga.

A espécie apresenta um reduzido repertório comportamental, da mesma forma que observado por BORDINO *et al.* (1999), mas a ocorrência de comportamentos de superfície é descrita pela primeira vez neste trabalho e há indícios de que estes sejam pouco freqüentes para a espécie. A atividade de pesca das toninhas em áreas de profundidade reduzida e junto à margem pode representar uma forma de facilitar a captura de presas. A utilização de barreiras para capturar peixes já é conhecida para outras espécies costeiras, como *Tursiops truncatus* (IRVINE *et al.* 1981, SANTOS & LACERDA 1987, SHANE 1990) e *S. guianensis* (MONTEIRO-FILHO 1995). A superfície da água também pode ser utilizada como uma barreira, quando os golfinhos trazem o cardume do fundo para capturar os peixes na linha d'água, o que é facilitado em áreas de pouca profundidade (WÜRSIG 1986). É provável que a concentração de grupos em

áreas com grande heterogeneidade de fundo esteja relacionada a maior disponibilidade de nichos para as presas e, conseqüentemente, de oportunidades para forrageamento.

A ocorrência de interações interespecíficas com aves marinhas também foi observada por BORDINO *et al.* (1999), com o registro de três espécies do gênero *Larus* durante atividades de pesca. Embora *Larus dominicanus* seja uma espécie bastante comum na Baía da Babitonga, ela não foi observada em nenhuma ocasião interagindo com as toninhas. As interações com aves na área podem ocorrer com três espécies de aves marinhas e se caracterizam como comensais em todos os casos, de forma similar ao que foi verificado para *S. guianensis* na mesma área (CREMER *et al.* 2004b). Não foi observada a ocorrência de interações entre *P. blainvillei* e *S. guianensis*, embora a segunda espécie também ocorra ao longo de todo o ano na Baía da Babitonga e haja uma significativa sobreposição nas áreas intensamente utilizadas por ambas as espécies.

Uma das principais áreas utilizadas por *P. blainvillei* constitui-se numa área de intenso tráfego de embarcações de pesca e recreio, que trafegam em alta velocidade. De certa forma, este fato contradiz as informações da literatura, que indicam que esta usualmente evita embarcações (BROWNELL 1989, BORDINO *et al.* 1999). O uso continuado de uma área com intenso tráfego pode estar refletindo a importância desta área para a população, e não necessariamente a ausência de impacto sobre os animais (RICHARDSON *et al.* 1995). Além disso, foi possível comprovar que os animais apresentam comportamento específico em relação a passagem de embarcações, como mergulhos mais prolongados e dispersão do grupo, possivelmente reduzindo o risco de acidentes. Não foram registrados casos de golfinhos mortos ou feridos em decorrência da colisão com embarcações. Contudo, a permanência das toninhas nestas áreas demonstra a existência de um certo nível de tolerância a esta perturbação, como já verificado para algumas espécies de cetáceos alvo de *whale-watching* (WATKINS 1986).

A aproximação de alguns animais em relação ao barco de pesquisa também reflete a tolerância dos animais a poluição sonora da área, pois foi possível permanecer próximo aos grupos com o motor do barco ligado, um comportamento até então não descrito para a espécie.

Nossas observações sugerem que a Baía da Babitonga é uma área de grande relevância para a espécie como local de alimentação, descanso e cria de filhotes. Por ser um estuário protegido, apresenta águas rasas e calmas, com temperaturas amenas ao longo de todo o ano, ausência de predadores adultos, como tubarões (BROWNELL 1975, PRADERI 1985, IBAMA 1998), e alta produtividade. A ocorrência da espécie em regiões estuarinas já foi registrada para o estuário do Prata, Argentina (XIMENEZ *et al.* 1972, PRADERI 1985). Contudo, não existem registros da espécie nos outros principais estuários ao longo da costa brasileira.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Míriam Albrecht, Fernando Brutto, Daniela Sanfelice, Antonio J. Tonello Jr. e Fernando A. S. Hardt por sua colaboração durante a coleta de dados de campo em diferentes momentos. O primeiro autor agradece imensamente ao suporte financeiro e institucional da Universidade da Região de Joinville, através de seu Fundo de Apoio à Pesquisa. O suporte financeiro também foi obtido junto à Fundação O Boticário de Proteção À Natureza, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos e ao Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento (CNPq). O segundo autor recebeu bolsa produtividade do Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento (CNPq/PQ, Proc. 302749/2002-0). A administração local de São Francisco do Sul e o Clube Náutico Cruzeiro do Sul também contribuíram com suporte logístico durante as fases iniciais do trabalho.

LITERATURA CITADA

- ALTMAN, J. 1974. Observational study of behaviour: sampling methods. **Behaviour**, Leiden, **49**: 227-265.
- BORDINO, P.; G. THOMPSON & M. IÑIGUEZ. 1999. Ecology and behaviour of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Argentina. **Journal of Cetacean Research and Management**, Cambridge, **1** (2): 213-222.
- BROWNELL, JR., R.L. 1975. Progress report on the biology of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*, in Uruguayan waters. **Journal of the Fisheries Research Board of Canada**, Ottawa, **32**: 1073-1078.
- BROWNELL, JR., R.L. 1989. Franciscana *Pontoporia blainvillei* (Gervais and d'Orbigny, 1844), p. 45-47. In: S.H. RIDGWAY & R. HARRISON (Eds.). **Handbook of marine mammals**. London, Academic Press, 442p.
- CLUTTON-BROCK, T.W. & P.H. HARVEY. 1977. Primate ecology and social organization. **Journal of Zoology**, Cambridge, **183**: 1-39.
- CREMER, M.J.; F.A.S. HARDT; A.J. TONELLO JÚNIOR; P.C.A. SIMÕES-LOPES & J.S. PIRES. 2004a. Core areas changes in *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in Babitonga Bay, Santa Catarina. **Revista UNIVILLE**, Joinville, **9**: 12-16.
- CREMER, M.J.; P.C. SIMÕES-LOPES & J.S.R. PIRES. 2004b. Interações entre aves marinhas e *Sotalia guianensis* (P. J. van Bénédén, 1864) na Baía da Babitonga, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, **6** (1): 103-114.
- CRESPO, E.A.; G. HARRIS & R. GONZÁLEZ. 1998. Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. **Marine Mammal Science**, Dartmouth, **14** (4): 845-849.

- DI BENEDETTO, A.P.; R. RAMOS & N.R.W. LIMA. 2001. Sightings of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844) and *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea) in Southeastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, **44** (3): 291-296.
- FITCH, J.E. & R.L. BROWNELL, JR. 1971. Food habits of the franciscana *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Platanistidae) from South America. **Bulletin of Marine Science**, Miami, **21** (2): 626-636.
- IRVINE, A.B.; M.D. SCOTT; R.S. WELLS & J.H. KAUFMANN. 1981. Movements and activities of the Atlantic bottlenose dolphin *Tursiops truncatus*, near Sarasota, Florida. **Fishery Bulletin**, La Jolla, **79** (4): 671-688.
- INTERNATIONAL UNION FOR THE CONSERVATION OF NATURE. 2000. **Dolphins, whales and porpoises. 2002 – 2010 Conservation Action Plan for the world's cetaceans**. Compiled by R.R. REEVES, B.D. SMITH, E. CRESPO & G. NOTARBARTOLO DI SCIARA. IUCN/SSC. 139pp.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. 1998. **Proteção e Controle de Ecossistemas Costeiros: manguezal da Baía de Babitonga**. Coleção Meio Ambiente: Série Estudos – Pesca. Brasília, Edições IBAMA, 146p.
- MANN, J. 1999. Behavioral sampling methods for cetaceans: a review and critique. **Marine Mammal Science**, Dartmouth, **15** (1): 102-122.
- MARCUCCI, A. & M.J. CREMER. 2003. Estudo da ecologia alimentar de *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) na região da Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. **Cadernos de Iniciação à Pesquisa**, Joinville, **5**: 51-59.

- MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 1992. Pesca associada entre golfinhos e aves marinhas. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, **9** (1/2): 29-37.
- MONTEIRO-FILHO, E.L.A. 1995. Pesca interativa entre o golfinho *Sotalia fluviatilis guianensis* e a comunidade pesqueira da região de Cananéia. **Boletim do Instituto de Pesca**, Santos, **22** (2): 15-23.
- PINEDO, M.C. 1991. Impact of incidental fishery mortality on the age structure of *Pontoporia blainvillei* in Southern Brazil and Uruguay. **Report International Whaling Commission** (Special Issue), Cambridge, **15**: 261-264.
- PINEDO, M.C.; R. PRADERI & R.L. BROWNELL, JR. 1989. Review of the biology and status of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*, p. 46–51. In: W.F. PERRIN, R.L. BROWNELL; K. ZHOU & J. LIU (Eds.). **Biology and Conservation of the River Dolphins**. Gland, IUCN, 173p.
- PRADERI, R. 1985. Relaciones entre *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea) y tiburones (Selachii) de aguas Uruguayas. **Comunicaciones Zoológicas del Museo de Historia Natural de Montevideo**, Montevideo, **11** (151): 1-19.
- PRADERI, R.; M.C. PINEDO & E.A. CRESPO. 1989. Conservation and management of *Pontoporia blainvillei* in Uruguay, Brazil and Argentina, p. 52–56. In: W.F. PERRIN; R.L. BROWNELL; K. ZHOU & J. LIU (Eds.). **Biology and Conservation of the River Dolphins**. Gland, IUCN, 173p.
- RICHARDSON, W.J.; C.R. GREENE; C.I. MALME & D.H. THOMSON. 1995. Marine mammals and noise. San Diego, Academic Press, 576p.
- RODRÍGUEZ, D.; L. RIVERO & R. BASTIDA. 2002. Feeding ecology of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in marine and estuarine waters of Argentina. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, Rio de Janeiro, Special Issue (1): 77-94.

- SANTOS, M.E. & M. LACERDA. 1987. Preliminary observations of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado estuary (Portugal). **Aquatic Mammals**, Moline, **13** (2): 65-80.
- SCHOENER, T.W. 1971. Theory of feeding strategies. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, **4**: 259-271.
- SECCHI, E.R.; P.H. OTT; E.A. CRESPO; P.G. KINAS; S.N. PEDRAZA & P. BORDINO. 2001. A first estimate of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) abundance off southern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, Cambridge, **3** (1): 95-100.
- SHANE, S.H. 1990. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin at Sanibel island, Florida, p. 245-265. *In*: S. LEATHERWOOD & R.R. REEVES (Eds). **The bottlenose dolphin**. San Diego, Academic Press, 652p.
- SICILIANO, S. 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. **Report of the International Whaling Commission**, Cambridge, **15**: 241-250.
- WATKINS, W.A. 1986. Whale reaction to human activities in Cape Cod waters. **Marine Mammal Science**, Dartmouth, **2** (4): 251-262.
- WÜRSIG, B. 1986. Delphinid foraging strategies, p. 347-359. *In*: J.A. THOMAS & F.G. WOOD (Eds.). **Dolphin cognition and behavior: a comparative approach**. London, Lawrence Erlbaum Associates, p.
- XIMENEZ, A.; A. LANGGUTH & R. PRADERI. 1972. Lista sistemática de los mamíferos del Uruguay – Orden Cetacea. **Anales del Museo Nacional de Historia Natural de Montevideo**, Montevideo, **7** (5): 29-35.

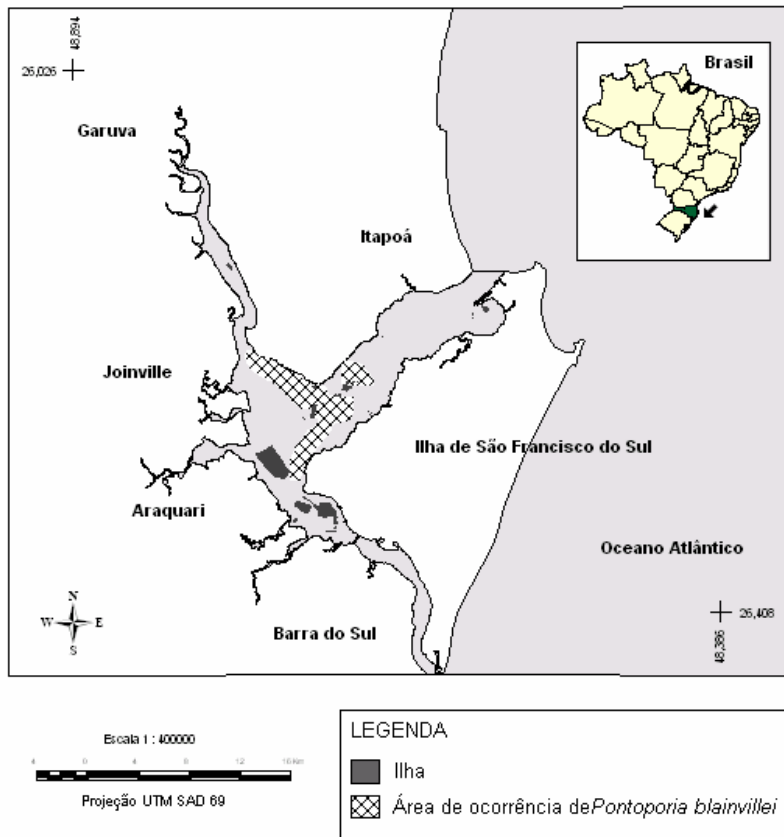


Figura 1 – Áreas de concentração de *Pontoporia blainvillei* na Baía da Babitonga, sul do Brasil.

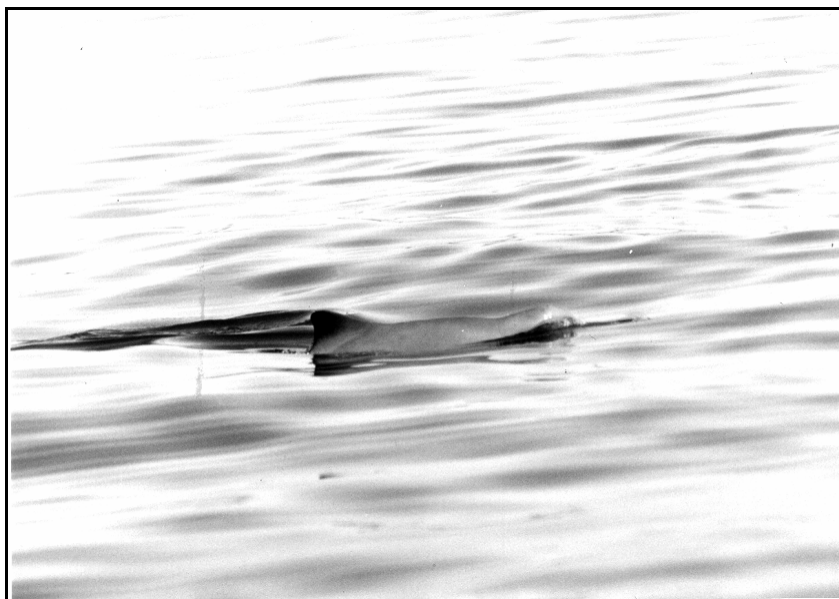


Figura 2 – Comportamento de emersão de uma toninha, *Pontoporia blainvillei*.

CAPÍTULO 2

PRESENÇA DE ASSOBIOS NO REPERTÓRIO SONORO DE

***Pontoporia blainvillei* (CETACEA, PONTOPORIIDAE)**

Presença de assobios no repertório sonoro de *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae)

Resumo

Assobios produzidos pela toninha, *Pontoporia blainvillei*, foram registrados e analisados pela primeira vez. O estudo foi realizado no estuário da baía da Babitonga, região sul do Brasil (26° 02', 26° 28' S e 48° 28', 48° 50' W). Foram realizadas 14 horas de gravação, a partir das quais foram identificados 25 assobios. As coletas foram realizadas sempre em boas condições de mar e utilizando uma embarcação. Os parâmetros acústicos considerados na análise foram: duração (em segundos), frequência inicial e final (kHz) e presença de harmônicos. Todos os assobios foram ascendentes e a maioria apresentou modulação. A frequência inicial variou de 2,2 kHz a 13,7 kHz ($9,7 \pm 3$), enquanto que a frequência final foi de 4,6 kHz a 18,6 kHz ($13 \pm 3,5$). Apenas um assobio apresentou harmônicos (= 3). O tempo de duração variou de 0,024 s a 0,322 s ($0,13 \pm 0,09$). A duração dos assobios esteve positivamente correlacionada com a amplitude de variação da frequência ($r = 0,55$; $n = 25$; $p = 0,003$). Os resultados deste trabalho comprovam que *P. blainvillei* também produz assobios, embora sejam raros dentro da faixa de frequência analisada. A continuidade da pesquisa deverá analisar o comportamento acústico da espécie em frequências superiores.

I. INTRODUÇÃO

O som é a forma mais eficiente para transmitir informações no ambiente aquático (Tyack, 1998). Para os mamíferos marinhos, em geral espécies altamente sociais e de grande mobilidade, a comunicação sonora constitui uma forma de comunicação ecologicamente muito importante (Tyack e Miller, 2002).

Pontoporia blainvillei (Gervais e d'Orbigny, 1844), conhecida no Brasil como toninha, e franciscana na Argentina e Uruguai, é uma das espécies de cetáceos mais ameaçadas e ao mesmo tempo menos conhecida no mundo. No Brasil a espécie é considerada “vulnerável” (IBAMA, 2001), enquanto a União Internacional para a Conservação da Natureza (UICN) classifica as populações ao norte do Rio Grande do Sul, Brasil, como “data defficient” (Reeves *et al.*, 2003). Sua distribuição está restrita ao Atlântico Sul-ocidental, com limite norte em Itaúnas, Brasil (18° 25'S) (Siciliano,

1994), e sul na Península Valdéz, norte da Patagônia Argentina (41° 09'S) (Crespo *et al.*, 1998). É uma espécie caracteristicamente costeira, ocorrendo numa profundidade de até 30 metros, aproximadamente (Praderi *et al.*, 1989). Muito pouco se conhece sobre seu comportamento em ambiente natural. Seu tamanho reduzido e comportamento discreto tornam difícil a observação dos indivíduos na natureza (Cremer e Simões-Lopes, 2005). Desta forma, a obtenção de registros sonoros no habitat da espécie torna-se muito difícil. Só há um registro na literatura sobre os sons produzidos pela toninha. Busnel *et al.* (1974), estudando espécimens no Uruguai, identificaram *clicks* de baixa e alta frequência, caracterizados em três categorias: de 0,3 – 3,0 kHz; de 13 – 21 kHz; e de 17 – 24 kHz. Os *clicks* foram considerados semelhantes aos de *Phocoena phocoena*, embora não apresentassem sincronicidade.

Dentre os sons produzidos por pequenos cetáceos, acredita-se que os assobios sejam os mais utilizados na comunicação social. Os assobios podem ser utilizados em várias atividades sociais, como na identificação individual (Caldwell *et al.*, 1990) e na manutenção da coesão do grupo (Janik e Slater, 1998). Esta forma de comunicação tem sido confirmada principalmente em espécies da família Delphinidae (Tyack e Miller, 2002; Berta e Sumich, 2003). Podos *et al.* (2002), fazendo uma análise evolutiva, defendem a hipótese de que os assobios teriam surgido a partir desta família, estando ausentes no repertório sonoro de famílias ancestrais, como Iniidae e Pontoporiidae.

Resultados de pesquisas relacionadas à acústica fornecem indícios importantes sobre o comportamento de uma espécie, podendo adquirir um papel fundamental na elaboração de estratégias de conservação (Baptista e Gaunt, 1997).

Aumentar a detectabilidade de redes de pesca através do uso de recursos sonoros tem sido um dos principais enfoques nas pesquisas voltadas a redução de capturas acidentais de cetáceos (Dawson, 1994; Goodson *et al.*, 1994; Bordino *et al.*, 2000). A captura acidental em redes de pesca é considerada a maior ameaça à conservação de *Pontoporia blainvillei* (Praderi *et al.*, 1989) e o conhecimento dos sons emitidos pela espécie é fundamental para as pesquisas relacionadas ao uso de alarmes em redes de pesca (Dawson *et al.*, 1998). A localização acústica passiva de mamíferos marinhos, por sua vez, pode ser uma importante ferramenta de pesquisa, permitindo análises de distribuição, densidade e comportamento (Freitag e Tyack, 1993; Clark, 1995; Van Parijs *et al.*, 2002). No caso de espécies de difícil observação, como *P. blainvillei*, seria muito importante a utilização de sons como estratégia de pesquisa.

Este trabalho teve como objetivo realizar uma primeira descrição dos assobios produzidos por *P. blainvillei*. Estas informações poderão contribuir na elaboração de estratégias de conservação para a espécie, assim como para a realização de estudos relacionados à sua ecologia. A baía da Babitonga é a única região da costa brasileira onde uma população de *P. blainvillei* se encontra em águas estuarinas protegidas, possibilitando a realização de trabalhos desta natureza ao longo de todo o ano (Cremer e Simões-Lopes, 2005).

II. MATERIAL E MÉTODOS

A. Área de estudo

As gravações foram realizadas no estuário da baía da Babitonga (26° 02', 26° 28' S e 48° 28', 48° 50' W) (Fig. 1). A região apresenta uma profundidade máxima de 28 metros e a presença de grandes bancos de areia. Várias ilhas, lajes e planícies de maré compõem a

paisagem da região, que tem grande potencial turístico. Principalmente nos meses de verão e finais de semana é intenso o tráfego de embarcações turísticas de esporte e recreio. Barcos de pesca também trafegam intensamente na região e o porto de São Francisco do Sul é responsável pela grande movimentação de navios, rebocadores e outras embarcações envolvidas nas atividades portuárias. Além da ocorrência de uma população de *P. blainvillei*, a baía abriga também uma população residente de botos-cinza, *Sotalia guianensis* (Hardt, 2005).

B. Obtenção dos registros

As gravações foram realizadas em dois períodos: de junho a agosto de 2003 e em março de 2005, totalizando 15 dias de esforço de campo. Utilizou-se uma embarcação de 5,5 m de comprimento com motor de popa de 60 Hp. Foram percorridas as principais áreas de concentração da espécie (Cremer e

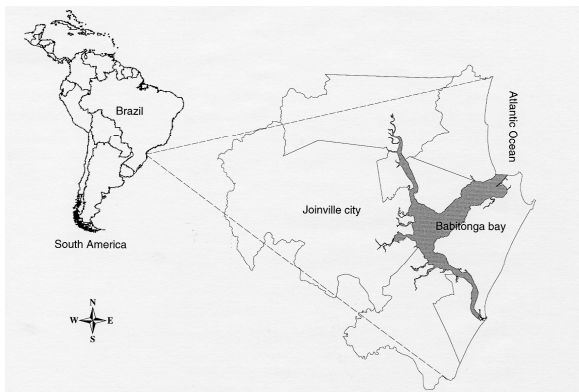


FIG. 1. Localização da área de estudo: Baía da Babitonga, litoral norte do estado de Santa Catarina, região sul do Brasil.

Simões-Lopes, 2005) em condições ambientais favoráveis, com estado do mar entre 0 e 1 na escala Beaufort. As gravações foram sempre realizadas com o primeiro grupo encontrado, durante o maior tempo possível, e monitoradas com o auxílio de fones de ouvido. O sistema de aquisição foi constituído por um hidrofone modelo C53 da Cetacean Research Technology, com resposta plana de frequência entre 14 Hz e 60 kHz e entre 100 e 250 kHz e sensibilidade de -165 re 1V/ μ Pa. O hidrofone foi sempre

posicionado a cerca de 2 metros de profundidade e estava equipado com um amplificador. O hidrofone foi conectado a um gravador analógico, Sony TC-D5M, com resposta de frequência entre 40 Hz e 19 kHz, que foi limitante para a capacidade de registro do sistema. Foram utilizadas fitas cassete metal ou cromo de 60 minutos (tipo IV), com registros sempre em apenas um dos lados. A cada sessão foi preenchida uma ficha de campo para o registro de hora, profundidade (ecobatímetro), local (GPS), presença de outras embarcações, número de indivíduos, presença de filhotes e o comportamento do grupo.

P. blainvillei não forma grupos mistos com *Sotalia guianensis*, espécie simpátrica na área de estudo. Em alguns casos, grupos de ambas as espécies podem ser observados a distâncias de até 100 metros (Cremer e Simões-Lopes, 2005). A fim de evitar problemas de identificação da origem do registro, todas

as gravações foram realizadas na ausência de *S. guianensis* no raio de alcance da visão, que pode chegar a 1000 metros na área em boas condições de mar.

C. Análise dos sons

As gravações foram digitalizadas numa frequência de amostragem de 44 kHz utilizando o programa Avisoft-SAS Lab Pro, versão 4.1 para Windows (16 bits, FFT = 512, janela Hamming). Primeiramente os registros foram triados auditiva e visualmente, utilizando o recurso *Real Time Spectrogram*, para a localização dos assobios. Para os assobios de boa qualidade foram gerados espectrogramas, a partir dos quais foram medidos os parâmetros de contorno espectral. Foram considerados os parâmetros: duração (em segundos), frequência inicial e final (kHz) e presença de harmônicos. A associação entre amplitude de frequência e duração dos assobios foi analisada utilizando-se

correlação de Spearman e um nível de significância de 5 %.

III. RESULTADOS

Foram analisadas 14 horas de gravação e em apenas duas ocasiões foram registrados assobios, num total de 25 (Tab. 1). Todos os registros foram efetuados durante comportamentos de pesca da toninha na área de concentração da espécie, no interior do estuário. A profundidade nos pontos de gravação variou de 4 a 10 metros. A taxa de emissão sonora foi de 0,56 assobios/hora. O tamanho dos grupos de *P. blainvillei* durante as gravações variou de 10 a 30 indivíduos. Todos os assobios apresentaram um padrão ascendente, sendo a grande maioria modulada, com 1 a 2 inflexões (Fig. 2). A frequência inicial variou de 2,2 kHz a 13,7 kHz ($9,7 \pm 3$), enquanto que a frequência final foi de 4,6 kHz a 18,6 kHz ($13 \pm 3,5$). Apenas 1 assobio apresentou harmônicos (= 3). O

tempo de duração variou de 0,024 s a 0,322 s ($0,13 \pm 0,09$). A amplitude de frequência variou de 0,3 a 7,2 kHz. A análise de correlação mostrou a ocorrência de uma associação positiva entre amplitude de frequência e duração do assobio ($r = 0,55$; $n = 25$; $p = 0,003$).

IV. DISCUSSÃO

Ao contrário do que consta na literatura, os assobios fazem parte do repertório sonoro da espécie, embora sua ocorrência tenha sido reduzida. Segundo Wartzok e Ketten (1999), sons de comunicação são raros ou inexistentes para espécies que tipicamente utilizam ambientes costeiros e de águas turvas, predominando nestes casos os sons de alta frequência. Contudo, espécies como *S. guianensis*, que tipicamente ocorrem em ambientes costeiros de águas turvas, apresentam um rico repertório sonoro (Azevedo & Van Sluys, 2005; Kulevicz, 2005; Pivari & Rosso, 2005). Embora

Podos et al. (2002) sugeriram que os assobios tenham surgido a partir da família Delphinidae, assobios já foram registrados para *Lipotes vexillifer* (Youfu e Rongcai, 1989; Wang *et al.*, 1989) e *Inia geoffrensis* (Ding *et al.*, 2001). Contudo, a taxa de emissão destes sons é baixa, se comparada à de espécies da família Delphinidae.

Todas as espécies da família Delphinidae estudadas até o momento, incluindo *S. guianensis* e com exceção do gênero *Cephalorhynchus*, produzem assobios com características muito similares: são altamente tonais e em geral tem a frequência modulada (*Podos et al.*, 2002). Os assobios de *P. blainvillei* também apresentaram estas características. Desta forma, os assobios de *P. blainvillei* foram muito semelhantes aos assobios registrados para *S. guianensis* na área de estudo (Kulevicz, 2005). Estes também se apresentaram altamente tonais, com

TABELA I. Freqüência inicial, final, amplitude de variação da freqüência e tempo de duração dos 25 assobios registrados para *Pontoporia blainvillei* na baía da Babitonga, sul do Brasil.

Freqüência (kHz)		Amplitude	Duração (s)
Inicial	Final		
2,2	9,4	7,2	0,266
3,4	4,6	1,2	0,062
6,5	13,4	6,9	0,026
6,7	9,2	2,5	0,069
6,7	9,2	2,5	0,134
7,2	10,7	3,5	0,063
7,5	7,2	0,3	0,024
7,8	9,1	1,3	0,056
9,8	13,6	3,8	0,123
9,9	14,1	4,2	0,126
9,0	12,2	3,2	0,062
10,7	11,1	0,4	0,094
10,8	12,0	1,2	0,071
11,1	16,9	5,8	0,261
11,2	12,8	1,6	0,074
11,4	17,7	6,3	0,087
11,6	18,6	7,0	0,322
11,7	15,5	3,8	0,231
11,8	15,7	3,9	0,209
11,9	14,0	2,1	0,212
12,2	15,9	3,7	0,261
12,2	17,9	5,7	0,243
12,4	14,5	2,1	0,082
12,8	14,1	1,3	0,090
13,7	15,8	2,1	0,100

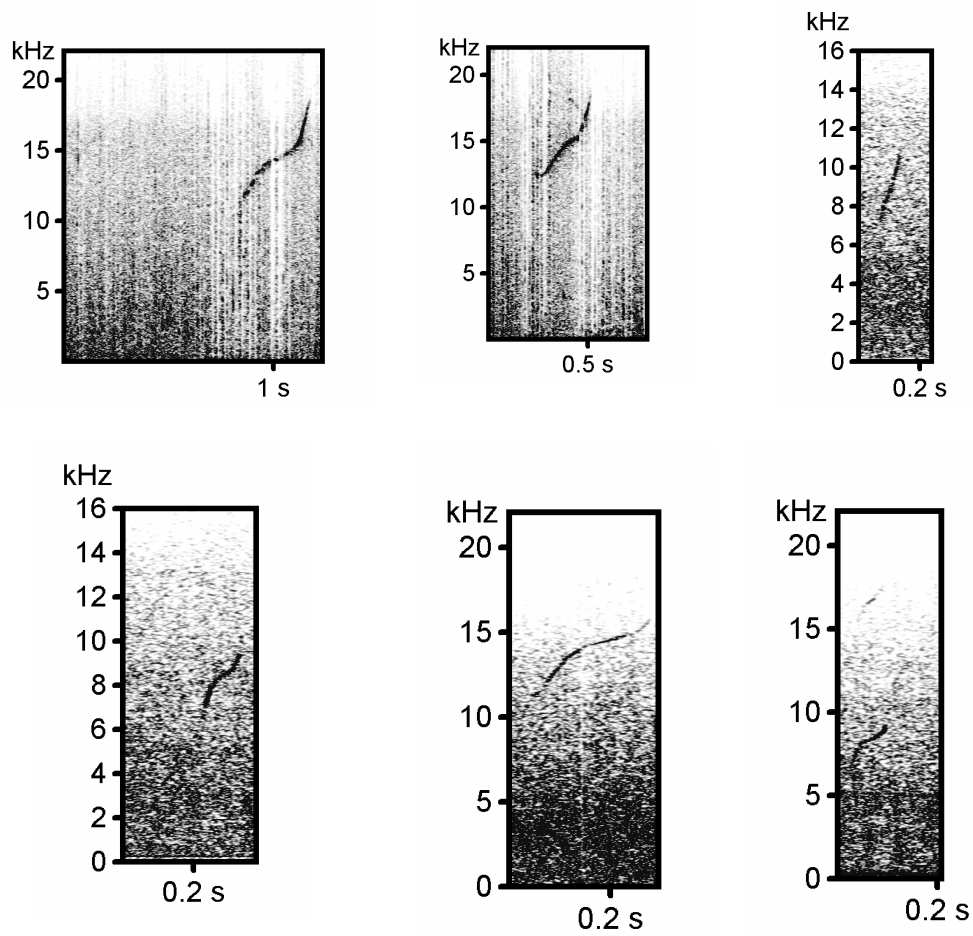


FIG. 2. Sonogramas ilustrando o contorno espectral dos assobios produzidos por *Pontoporia blainvillei* na baía da Babitonga, sul do Brasil (s = segundos).

predominância de assobios modulados ascendentes.

A comunicação sonora entre os membros de um grupo pode ter várias funções, principalmente relacionadas às estratégias de forrageamento e socialização (Tyack e Miller, 2002). Grupos de até 40 indivíduos já foram registrados para *P. blainvillei* na área de estudo, indicando que formam grandes agrupamentos para as atividades de pesca (Cremer e Simões-Lopes, 2005). Alguns comportamentos, como batidas de cauda e saltos, podem ser utilizados como uma forma de comunicação sonora entre os membros de um grupo de cetáceos (Tyack e Miller, 2002). Contudo, comportamentos de superfície são raros em *P. blainvillei*, que apresenta um repertório comportamental bastante discreto (Cremer e Simões-Lopes, 2005).

O reduzido número de registros sonoros obtidos neste trabalho pode estar relacionado às limitações do equipamento

utilizado. É provável que a maior parte dos sons produzidos pela espécie seja numa frequência superior, incluindo *clicks*, conforme já foi mencionado por Busnel *et al.* (1974). A análise do comportamento acústico da espécie em frequências superiores é considerada necessária para consolidar as informações relativas à comunicação acústica e contribuir com subsídios para a sua conservação.

V. CONCLUSÕES

Os assobios fazem parte do repertório acústico de *Pontoporia blainvillei*, embora a taxa de emissão seja baixa. Neste trabalho foram analisados assobios na faixa audível e estes se caracterizaram como altamente tonais e, em sua maioria, com frequência modulada.

Azevedo, F. A., e Van Sluys, M. (2005).

“Whistles of tucuxi dolphins (*Sotalia*

- fluviatilis*) in Brazil: comparisons among populations," J. Acoust. Soc. Am. **117**, 1456-1464.
- Baptista, L. F., e Gaunt, S. L. L. (1997). "Bioacoustics as a tool in conservation studies," in *Behavioral approaches to conservation in the wild*, editado por J. R. Clemmons e R. Buchholz (Cambridge University Press, Cambridge), pp. 212-242.
- Berta, A., e Sumich, J. L. (2003). "Marine mammals - evolutionary biology," (Elsevier Science, San Diego), 494 p.
- Bordino, P., Kraus, S., Albareda, D., Baldwin, K., Fazio, A., Palmerio, A., Mendez, M., e Botta, S. (2000). "Uso de alarmas acusticas para reducir la mortalidad accidental de franciscanas *Pontoporia blainvillei* en redes de pesca agalleras," in Abstracts of the 4^o Workshop para a Coordenação da Pesquisa e Conservação da Franciscana, *Pontoporia blainvillei*, no Atlântico Sul Ocidental, November, 2000, Porto Alegre, Rio Grande do Sul.
- Busnel, R. G., Dziedzic, A., and Alcuri, G. (1974). "Études preliminaries de signaux acoustiques du *Pontoporia blainvillei* Gervais et d'Orbigny (Cetacea, Platanistidae)," *Mammalia* **38**, 449-459.
- Caldwell, M. C., Caldwell, D. K., and Tyack, P. L. (1990). "Review of the signature-whistle hypothesis for the Atlantic bottlenose dolphin," in *The bottlenose dolphin*, edited by S. Leatherwood and R. R. Reeves (Academic Press, San Diego), pp. 199-234.
- Clark, C. W. (1995). "Acoustic tracking of whales using hydrophone arrays: implications for behavioral studies and population estimates," J. Acoust. Soc. Am. **5**, 3352.
- Cremer, M. J., and Simões-Lopes, P. C. (2005). "The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny)

- (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil," *Revta. Bras. Zoo.* **22**, 717-723.
- Crespo, E.A., Harris, G., e González, R. (1998). "Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*," *Mar. Mamm. Sci.* **14**, 845-849.
- Dawson, S. M. (1994). "The potential for reducing entanglement of dolphins and porpoises with acoustic modifications to gillnets," *Rep. Int. Whal. Commn.* **15**, 573-578.
- Dawson, S. M., Read, A., e Slooten, E. (1998). "Pingers, porpoises and power: uncertainties with using pingers to reduce bycatch of small cetaceans," *Biol. Conserv.* **84**, 141-146.
- Ding, W., Wursig, B., e Leatherwood, S. (2001). "Whistles of boto, *Inia geoffrensis*, and tucuxi, *Sotalia fluviatilis*," *J. Acoust. Soc. Am.* **109**, 407-411.
- Freitag, L. E., e Tyack, P. L. (2003). "Passive acoustic localization of the Atlantic bottlenose dolphin using whistles and echolocation clicks," *J. Acoust. Soc. Am.* **93**, 2197-2205.
- Goodson, A. D., Klinowska, M., e Bloom, P. R. S. (1994). "Enhancing the acoustic detectability of gillnets," *Rep. Int. Whal. Commn.* **15**, 585-595.
- Hardt, F. A. S. (2005). "Padrões de residência do golfinho *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Brasil," unpublished M. thesis, Universidade Federal do Paraná, Brazil.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. (2001). "Mamíferos aquáticos do Brasil: Plano de Ação," (Edições IBAMA, Brasília).
- Janik, V. M., e Slater, P. J. B. (1998). "Context -specific use suggests that bottlenose dolphin signature whistles

- are cohesion calls," *An. Behav.* **56**, 829-838.
- Kulevicz, T. L. (2005). "Caracterização de assobios de *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na baía da Babitonga em São Francisco do Sul, SC," unpublished B. thesis, Universidade da Região de Joinville, Brazil.
- Pivari, D., e Rosso, S. (2005). "Whistles of small groups of *Sotalia fluviatilis* during foraging behavior in southeastern Brazil," *J. Acoust. Soc. Am.* **118**, 2725-2731.
- Podos, J., da Silva, V. M. F., e Rossi-Santos, M. R. (2002). "Vocalizations of amazon river dolphins, *Inia geoffrensis*: insights into the evolutionary origins of delphinid whistles," *Ethology* **108**, 601-612.
- Praderi, R., Pinedo, M. C., e Crespo, E. A. (1989). "Conservation and management of *Pontoporia blainvillei* in Uruguay, Brazil and Argentina, " in *Biology and Conservation of the River Dolphins*, editado por W. F. Perrin, R. L. Brownell Jr., Zhou Kaya, and Liu Jiankang (IUCN, Gland), pp. 52-56.
- Reeves, R. R., Smith, B. D., Crespo, E., e Notarbartolo di Sciara, G. (2003). "Dolphins, whales and porpoises. 2002 – 2010 Conservation Action Plan for the world's cetaceans," (IUCN, Gland).
- Siciliano, S. (1994). "Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil," *Rep. Int. Whal. Comm.* **15**, 241-250.
- Tyack, P. L. (1998). "Acoustic communication under the sea," in *Animal acoustic communication - sound analysis and research methods*, edited by S. L. Hopp, M. J. Owren, e C. S. Evans (Springer, Verlag), pp. 163-213.
- Tyack, P. L., e Miller, E. H. (2002). "Vocal anatomy, acoustic communication and echolocation," in *Marine mammal biology. An*

- evolutionary approach*, editado por A. R. Hoelzel (Blackwell Science, Malden), pp. 142-184.
- Van Parijs, S. M., Smith, J., e Corkeron, P. J. (2002). "Using calls to estimate the abundance of inshore dolphins: a case study with Pacific humpback dolphins *Souza chienensis*," *J. App. Ecol.* **39**, 853-864.
- Wang, D., Wenxiang, L., e Zhifan, W. (1989). "A preliminary study of the acoustic behavior of the baiji, *Lipotes vexillifer*," Pages 137-140, W. F. Perrin, R. L. Brownell Jr., K. Zhou, e J. Liu (eds.). *Biology and conservation of the river dolphins*. Occasional Paper. IUCN Species Survival Commission 3. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.
- Wartzok, D., e Ketten, D. R. (1999). "Marine mammal sensory system," in *Biology of marine mammals*, editado por J. E. Reynolds III, e S. Rommel (Smithsonian Institution Press, Washington), pp. 117-175.
- Youfu, X., e Rongcai, J. (1989). "Underwater acoustic signals of the baiji, *Lipotes vexillifer*," Pages 129-136, W. F. Perrin, R. L. Brownell Jr., K. Zhou, and J. Liu (eds.). *Biology and conservation of the river dolphins*. Occasional Paper. IUCN Species Survival Commission 3. International Union for the Conservation of Nature, Gland, Switzerland.

CAPÍTULO 3
ESTIMAÇÃO DE DENSIDADE E ABUNDÂNCIA DA POPULAÇÃO
DE BOTOS-CINZA (*Sotalia guianensis*) NA BAÍA DA BABITONGA

Estimação de abundância e densidade da população de *Sotalia guianensis* na baía da Babitonga, sul do Brasil

Resumo: estimações de abundância e densidade populacional de *Sotalia guianensis*, ou boto-cinza, foram obtidas no estuário da Baía da Babitonga, sul do Brasil, entre os anos de 2000 e 2003, totalizando três períodos de análise. A amostragem foi aleatória e estratificada, utilizando o método de transecção linear com amostragem das distâncias, numa área de 160 km². Foram percorridos 1.174,7 km de transecções em esforço e 163 grupos de botos-cinza foram registrados. O tamanho dos grupos variou de 2 a 30 indivíduos (5,3 ± 5,6). Para a análise foi utilizado o programa Distance 4.0 e a densidade e abundância foram derivadas para cada período amostral. O Modelo Meio-Normal promoveu o melhor ajustamento dos dados em todas as análises. As abundâncias foram estimadas em 248 indivíduos (95% IC: 146 - 422), 192 indivíduos (95% IC: 100 - 369) e 186 indivíduos (95% IC: 74 - 467). A maior densidade foi estimada para o primeiro período, com 1,6 ind./km² (95% IC: 0,93 - 2,71). Nos anos subsequentes a densidade se manteve semelhante: 1,2 ind./km² (95% IC: 0,6 - 2,4) e 1,2 ind./km² (95% IC: 0,5 - 3). A maior densidade foi registrada na porção central da baía, com 3,7, 2,5 e 3,1 ind./km².

Introdução

O tamanho de uma população é um subsídio fundamental para o estabelecimento de estratégias de manejo e conservação da fauna silvestre (Hammond 1986; Primack e Rodrigues 2001). Na última década tem havido um aumento nos esforços voltados a avaliar populações de mamíferos marinhos, principalmente para a obtenção de estimações de abundância. Este investimento é resultado de uma crescente preocupação com o status das populações potencialmente ameaçadas (Hammond 1986).

Neste trabalho adota-se a proposta de Monteiro-Filho et al. (2002) e Cunha et al. (2005), que conferem status de espécie aos botos-cinza e aos tucuxis (*S. guianensis* e *S. fluviatilis*, respectivamente). A ocorrência de *Sotalia guianensis* restringe-se a América do Sul e parte da América Central (Silva e Best

1996). Sua distribuição é contínua de Florianópolis, Santa Catarina (Simões-Lopes 1988), até a Nicarágua (Carr e Bonde 2000). Considerando que o habitat da espécie marinha encontra-se nas águas costeiras, ela está constantemente sujeita aos impactos resultantes de atividades humanas, mais intensas junto à costa.

Embora muitos estudos venham sendo desenvolvidos sobre a ecologia da espécie, estimações de parâmetros populacionais são ainda escassas. Estimções de densidade populacional foram conduzidas na Nicarágua (Edwards e Schnell 2001), assim como em diferentes baías no sudeste e sul do Brasil, como na baía da Guanabara (Geise 1991), no estuário de Paranaguá (Filla 2004), na baía de Guaraqueçaba (Bonin 1997) e na baía de Guaratuba (Filla 2004). Na baía de Emboraí, norte do Brasil, Torres e Beasley (2003) estimaram valores de abundância a partir de indivíduos quantificados ao longo de

transecções sem utilizar, contudo, análises estatísticas.

Populações residentes já foram confirmadas em várias áreas ao longo da distribuição da espécie, como na baía da Guanabara (Pizzorno 1999), estuário de Cananéia (Santos et al. 2001), baía da Babitonga (Cremer 2000; Hardt 2005) e baía Norte (Flores 1999). Pizzorno (1999) utilizou dados de fotoidentificação para a obtenção de estimativas de abundância aplicando métodos de captura e recaptura. Populações residentes, com áreas de vida bem definidas em ambientes de baías e enseadas, encontram-se potencialmente mais ameaçadas em virtude da limitada distribuição. Desta forma, se faz necessário um monitoramento contínuo a fim de analisar possíveis flutuações decorrentes de impactos antrópicos, cada vez maiores nestes ambientes. O presente trabalho objetivou estimar a densidade e abundância da população de *S. guianensis* na baía da Babitonga, assim como

aspectos relacionados à sua distribuição neste habitat, gerando subsídios para um monitoramento em longo prazo.

Métodos

Área de estudo

A baía da Babitonga está localizada no litoral norte de Santa Catarina, região sul do Brasil (26°02' – 26°28'S e 48°28' – 48°50'W), e tem uma área de 160 km² (Figura 1). Sua conexão com o oceano Atlântico ocorre através de um único canal, com 1,7 km de extensão. A profundidade máxima da área é de 28 metros no canal principal, com uma média de 6 metros, e grande áreas de planície de maré. Embora este estuário receba o aporte de vários rios, é considerado homogêneo no que tange às características físico-químicas de suas águas (IBAMA 1998). No seu interior existem várias ilhas, sendo as margens formadas por manguezais, costões rochosos e praias arenosas. A região sofre

uma intensa pressão antrópica, causada pela ocupação urbana no seu entorno e pela utilização da área portuária, que geram problemas de poluição da água e destruição das margens. O uso direto da área ocorre através do extrativismo e de atividades de lazer, que carecem de uma regulamentação apropriada. Desta forma, são várias as ameaças diretas e indiretas às populações de cetáceos que vivem na baía (Cremer 2000).

Desenho amostral

Para a obtenção das estimações de abundância e densidade foi utilizado o método de transecção linear com amostragem das distâncias (Buckland et al. 2001; Thomas et al. 2002a). As amostragens foram realizadas durante três períodos. De dezembro de 2000 a novembro de 2001 (Período 1) foram realizadas amostragens mensais, assim como também no período entre abril de 2002 e fevereiro de 2003 (Período 2). Ao longo do ano de 2003 (de março a

dezembro) (Período 3) as amostragens foram sazonais, nas quatro estações do ano.

As transecções cobriram toda a área de estudo, representada nas Cartas Náuticas Nos 1.804 e 1.805 do DHN (Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha), numa escala de 1:28.000 (Fig. 2). Sempre que possível, as transecções foram projetadas transversalmente à linha de costa. Contudo, a presença de ilhas e planícies de maré em alguns locais tornou necessária a realização de transecções paralelas à linha de costa. Foram definidas 46 transecções, distantes cerca de 400 metros entre si, quando paralelos. As transecções estavam distribuídas em cinco grandes áreas de diferente tamanho, definidas arbitrariamente em função de sua fisionomia. Desta forma, objetivou-se realizar uma amostragem estratificada, baseada no conhecimento prévio da distribuição heterogênea da população na área (Cremer 2000). As características de

cada área encontram-se descritas na Tabela 1. Em cada intervalo amostral (mês ou estação), as transecções a serem percorridas em cada área foram definidas através de sorteio, com exceção da área 4, onde havia apenas uma transecção (Fig. 2). Transecções adjacentes, quando sorteadas, não foram percorridas a cada intervalo amostral devido à sobreposição do campo visual, considerando a experiência prévia da equipe na observação da espécie. Cada transecção foi considerado como uma réplica.

Coleta de dados

Os primeiros meses de coleta padronizada de dados foram considerados como um período de treinamento e os dados não foram utilizados na análise. Este período compreendeu os meses de outubro e novembro de 2000, no qual foram realizadas 41 transecções, percorridos 143,3 km e registrados dez grupos. Ao longo de todo o período de

estudo a mesma equipe de quatro observadores foi mantida.

Durante todo o período de amostragem foram utilizadas duas embarcações, ambas com 5,5 metros de comprimento, equipadas com motores de popa de 40 e 60 Hp. Todas as amostragens foram conduzidas com a presença de dois observadores, posicionados na proa da embarcação, cada um responsável pela varredura de um ângulo de 90° a partir da proa, e um piloto responsável pelas anotações. A posição dos observadores os mantinha a uma altura entre 2,5 e 3 metros da superfície da água, na linha dos olhos. O esforço diário foi variável devido às condições ambientais, que também determinaram a realização ou não das amostragens; estas foram sempre realizadas em condição de mar com Beaufort entre 0 e 1. Assim, as amostragens foram normalmente conduzidas no período da manhã, quando

o vento é reduzido. Quando a condição de mar alterou-se durante a realização de uma transecção, o esforço foi interrompido e a amostragem descartada. A velocidade da embarcação foi mantida sempre entre 10 e 15 km/h. O ângulo do avistamento em relação à proa foi medido através de um transferidor de tamanho grande, posicionado na proa da embarcação. A distância radial foi estimada visualmente. Também foi registrado o horário, a posição geográfica (com GPS) e o tamanho de grupo. A diferenciação de classes etárias não foi considerada neste estudo devido à dificuldade em definir as categorias à distância, o que poderia subestimar o número de filhotes.

Análise dos dados

A análise de dados incluiu apenas os registros obtidos “em esforço”, sem considerar o período de treinamento. Os avistamentos que ocorreram durante o

deslocamento de uma transecção a outra (“fora de esforço”) foram registradas de forma complementar.

Os dados foram analisados utilizando o programa Distance 4.0[®] (Thomas et al. 2002b). O critério utilizado pelo programa para escolher o modelo que promove o melhor ajustamento dos dados é o menor valor de AIC (Akaike Information Criterion). Para reduzir a interferência de *outliers* na análise, no Período 1 foi necessário truncar os dados, retirando 5% dos registros mais distantes da análise. Assumiu-se que a probabilidade de detecção na linha de transecção foi igual a 1 ($\hat{g}(0) = 1$) ao longo de todo o período de estudo. O atendimento a esta premissa foi considerado aceitável devido a dois fatores: 1) velocidade reduzida da embarcação durante as transecções (≤ 15 km/h), e 2) condição do mar ideal durante as transecções (Beaufort ≤ 1). A baixa

velocidade, associada ao tempo médio de imersão da espécie [30 s; ver detalhes em Cremer (2000)] e a uma condição de mar ideal, garantiram a capacidade de detecção ao longo da linha de transecção. Além disso, o tamanho reduzido da embarcação não permitiu que indivíduos próximos à proa não fossem detectados. As análises foram conduzidas considerando-se a área como um todo, com 155 km² (a área das ilhas foi subtraída) para cada fase de coleta de dados. Para cada área também foram conduzidas análises separadamente, quando o *n* amostral foi suficiente, resultando em diferentes estimações de densidade da população.

Resultados

Ao longo dos três anos de estudo, o esforço de campo totalizou 92 dias e 1.294,4 km percorridos em esforço (Tab. 2). A população apresentou uma distribuição altamente heterogênea na

baía, com a maior número de grupos registrado na área 3 (Tab. 2; Fig. 3). Nenhum indivíduo foi registrado na área 4. Foram registrados 163 grupos de botos-cinza, totalizando 871 indivíduos. Dados referentes ao tamanho dos grupos encontram-se na Tabela 3.

Estimações de densidade e abundância

Para as estimações de abundância foi conduzida uma análise para cada ano, considerando a área total. O Modelo Meio-Normal, sem ajustamento de parâmetros, foi o que promoveu o melhor resultado em todas as análises realizadas (Fig. 4).

A Tabela 4 resume os resultados de densidade e abundância para os três períodos amostrais. Em 2001 a estimação de densidade populacional, assim como a de abundância, foram as mais altas, com uma população estimada em 248 indivíduos (IC = 146-422; $\alpha = 0,05$) (%CV = 27,26) e densidade de 1,6

ind./km² (IC = 0,9–2,7) (%CV = 27,26). A abundância média entre os três períodos amostrais correspondeu a uma estimativa de 208 indivíduos na população.

Quando analisamos a densidade por área, observa-se uma diferença marcante. A maior densidade de indivíduos ao longo dos três anos foi sempre na área 3, seguida da área 2 (Tab. 5). A baixa taxa de encontro nas áreas 1 e 5 gerou elevados coeficientes de variação, e em alguns casos não foi possível efetuar a análise.

Discussão

Distribuição

A existência de áreas de concentração parece ser uma constante para as populações de *S. guianensis* ao longo de sua distribuição (Bonin 2001; Edwards e Schnell 2001; Filla 2004; Wedekin et al. in press). A distribuição de populações animais tende a ter uma

natureza agregada para a grande maioria das espécies, associado à disponibilidade de recursos para cada uma (Begon et al. 1996). A existência de um padrão de distribuição populacional heterogêneo para a espécie ressalta mais uma vez a necessidade de estratificar a área de estudo para a obtenção de estimativas populacionais, conforme é proposto por Buckland et al. (2001) e Thomas et al. (2002a).

Estimações de densidade e abundância

O método de transecções lineares com amostragem de distância teve boa aplicabilidade para a obtenção de estimativas populacionais para *S. guianensis* em ambiente estuarino. Estudos desta natureza em ambiente costeiro aberto não foram realizados até o momento. Alguns problemas relacionados ao uso do método podem ser considerados pouco relevantes neste caso. O movimento responsivo, conforme mencionado por Palka e Hammond

(2001), pode ser considerado pouco representativo para a população em questão. O intenso tráfego de embarcações na baía, inclusive nas áreas de concentração, possivelmente torne os animais habituados a este tipo de perturbação. O comportamento de natação junto à proa de embarcações (*bow-riding*), característico para algumas espécies de delfínídeos, não é observado para *S. guianensis*.

Três fatores contribuíram para que o pressuposto de $\hat{g}(0) = 1$, que considera a capacidade de detecção de animais na linha de transecção como sendo de 100% (Thomas et al. 2002a), fosse considerado aceitável. Foram eles: a baixa velocidade da embarcação durante a realização das transecções, associada ao tempo médio de apnéia reduzido da espécie (Cremer 2000), e a realização das amostragens sempre em condição do mar com Beaufort entre 0 e 1.

A estimativa de abundância apresentada neste trabalho corresponde a uma população específica, que ocorre ao longo de todo o ano na baía da Babitonga, conforme estudos realizados nos últimos oito anos, incluindo dados de fotoidentificação (Hardt 2005). A ocorrência de populações residentes em baías e estuários parece ser característica da espécie ao longo de sua distribuição (Flores 1999; Pizzorno 1999; Santos et al. 2001). Embora os valores de abundância tenham sido decrescentes para os três períodos amostrais, fica difícil afirmar que a população tenha diminuído entre os anos de 2001 e 2003. A variação natural de parâmetros populacionais, como natalidade e mortalidade, podem gerar flutuações na abundância, dificultando a chance de detectar tendências, dependendo da escala temporal (Forney 2000). Além disso, cabe considerar que o esforço não foi o mesmo, principalmente no Período 3 quando foi bem reduzido.

São poucas as estimações de abundância realizadas para *S. guianensis* até o momento. Pizzorno (1999), utilizando métodos de marcação-recaptura através de fotoidentificação, estimou a população da Baía da Guanabara entre 69 e 75 indivíduos (95%). Edwards e Schnell (2001), a partir de transecções lineares, estimaram uma população de 49 indivíduos na Reserva de Cayos Miskito, na Nicarágua. A abundância média estimada neste estudo é muito superior à estimação obtida para a Baía da Guanabara, que pode ser considerado um habitat altamente impactado. A população de *P. phocoena* em San Juan Islands, Washington, com uma área de 237 km², foi estimada em 299 indivíduos (Raum-Suryan e Harvey 1998), um valor semelhante ao encontrado neste estudo.

Edwards e Schnell (2001), utilizando transecções em banda no limite norte da distribuição da espécie,

encontraram valores baixos de densidade para a área de maior concentração (0,97 ind./km²), quando comparado aos valores de densidade nas áreas de concentração da baía da Babitonga. No estuário de Paranaguá a densidade estimada pode ser considerada muito alta, com um valor médio de 11,56 ind./km², variando de 0,48 ind./km² a 19,52 ind./km² em diferentes setores do estuário (Filla 2004). Por outro lado, na baía de Guaratuba a densidade encontrada foi relativamente pequena, com 0,14 ind./km² (Filla 2004).

Estimação de densidade populacional de *P. phocoena* na costa da Califórnia e do Oregon resultaram em valores variando de 1,26 a 2,05 ind./km² (Carreta et al. 2001), semelhantes aos valores encontrados neste estudo para as áreas de maior concentração. Em San Juan Islands, Washington, a densidade populacional da espécie variou de 0,6 ind./km² a 2,3 ind./km² (Raum-Suryan e Harvey 1998), mantendo-se inferior às

áreas de maior concentração de botos-cinza na baía da Babitonga.

Na baía da Babitonga a população de *S. guianensis* é simpátrica a uma população de *Pontoporia blainvillei*, que também ocorre ao longo de todo o ano na área (Cremer e Simões-Lopes 2005). A abundância estimada para esta população foi de 50 indivíduos (95% IC: 41-135) (Cap. 4), muito menor do que a população de *S. guianensis*. Fatores como a competição interespecífica, aliada a uma menor tolerância de *P. blainvillei* aos impactos antrópicos que a baía vem sofrendo, possivelmente estejam associados a esta diferença. Cabe salientar que este é o único estuário onde ocorre uma população desta espécie ao longo de todo o ano. Não existem outros casos de simpatria direta relatados na literatura envolvendo populações de *S. guianensis*. Apenas eventos aparentemente isolados, envolvendo interações com *T. truncatus*, foram

registrados (Flores 2003; Acevedo-Gutiérrez et al. 2005).

De maneira geral, diferenças de densidade e abundância em populações de pequenos cetáceos provavelmente refletem diferenças na produtividade destes habitats e, conseqüentemente, na disponibilidade de presas. Diferenças de densidade dentro de um mesmo ecossistema, por sua vez, refletem a distribuição agregada dos recursos, uma tendência comum para a maioria das populações (Begon et al. 1996).

Ao mesmo tempo, estas diferenças também podem refletir o efeito de impactos antrópicos causados pela sobrepesca, degradação do habitat, poluição sonora, contaminação e capturas acidentais em redes de pesca. Bearzi et al. (1997) estimou a população de *T. truncatus* de uma região de 800 km² no Mar Adriático em 140 indivíduos, o que considerou um número extremamente baixo, associado à redução de presas e

degradação do habitat. É provável que todos estes fatores afetem os parâmetros populacionais, como densidade e abundância. Assim, para compreender o efeito dos impactos antrópicos sobre as populações de cetáceos é fundamental monitorar tais parâmetros em longo prazo (Forney 2000; Clemmons e Buchholz 1997).

Referências

- Acevedo-Gutiérrez, A.; DiBerardinis, A.; Larkin, S.; Larkin, K., e Forestell, P. 2005. Social interactions between tucuxis and bottlenose dolphins in Gandoca-Manzanillo, Costa Rica. *Lat. Am. J. Aq. Mamm.* **4**(1): 49-54.
- Bearzi, G., Notarbartolo-di-Sciara, G., e Politi, E. 1997. Social ecology of bottlenose dolphins in the Kvarnerić (Northern Adriatic Sea). *Mar. Mamm. Sci.* **13**(4): 650-668.
- Begon, M., Harper, J.L., e Townsend, C.R. 1996. Ecology - individuals, populations and communities. 3th edition. Blackwell Science, Oxford.
- Bonin, C.A. 1997. Estimativa de densidade populacional do golfinho *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Guaraqueçaba, litoral do estado do Paraná. Monograph thesis, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Bonin, C.A. 2001. Utilização de habitat pelo boto-cinza, *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae), na porção norte do complexo estuarino da Baía de Paranaguá, PR. M. Sc. thesis, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., e Thomas, L. 2001. Introduction to Distance Sampling. Oxford University Press, London.
- Carr, T., e Bonde, R.K. 2000. Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) occurs in Nicaragua,

- 800 km of its previously known range. Mar. Mamm. Sci. **16**(2): 447-452.
- Carreta, J.V., Taylor, B.L., e Chivers, S.J. 2001. Abundance and depth of harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) in northern California determined from a 1995 ship survey. Fish. Bull. **99**: 29-39.
- Clemmons, J.R., e Buchholz, R. 1997. Linking conservation and behavior. In Behavioral approaches to conservation in the wild. *Editado por* J.R. Clemmons e R. Buchholz. University Press, Cambridge, pp. 23-47.
- Cremer, M.J. 2000. Ecologia e conservação do golfinho *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. Master's thesis, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, Brasil.
- Cremer, M.J., e Simões-Lopes, P.C. 2005. The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine are in southern Brazil. Revta. Bras. Zool. **22**(3): 717-723.
- Cunha, H.A., Silva, V.M.F., Lailson-Brito Jr., J., Santos, M.C.O., Flores, P.A.C., Martin, A.R., Azevedo, A.F., Fragoso, A.B.L., Zanelatto, R.C., e Solé-Cava, A.M. 2005. Riverine and marine ecotypes of *Sotalia* dolphins are different species. Mar. Biol. **148**: 449-457.
- Edwards, H.H., e Schnell, G.D. 2001. Status and ecology of *Sotalia fluviatilis* in the Cayos Miskito Reserve, Nicaragua. Mar. Mamm. Sci. **17**(3): 445-472.
- Filla, G. 2004. Estimativa da densidade populacional e estrutura de agrupamento do boto-cinza *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na baía de Guaratuba e na porção norte do Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá, PR. M. Sc. thesis, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.

- Flores, P.A.C. 1999. Preliminary results of a photoidentification study of the marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, in Southern Brazil. *Mar. Mamm. Sci.* **15**(3): 840-847.
- Flores, P.A.C. 2003. Ecology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in southern Brazil. PhD thesis, Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.
- Forney, K.A. 2000. Environmental models of cetacean abundance: reducing uncertainty in population trends. *Cons. Biol.* **14**(5): 1271- 1286.
- Geise, L. 1991. *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Mammalia* **55**(3) 371-379.
- Hammond, P.S. 1986. Line transect sampling of dolphins populations. *In* Research on Dolphins, *Editado por* M.M. Bryden e R. Harrison. Clarendon Press, Oxford.
- Hardt, F.A.S. 2005. Padrões de residência do golfinho *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Brasil. M. Sc. thesis, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 1998. Proteção e controle de ecossistemas costeiros: manguezal da Baía da Babitonga. Coleção Meio Ambiente: Série Estudos – Pesca. Brasília, Edições IBAMA.
- Monteiro-Filho, E.L.A., Monteiro, L.R., e Reis, S.F. 2002. Skull shape and divergence in dolphins of the genus *Sotalia*: a tridimensional morphometric analysis. *J. Mamm.* **83**(1): 125-134.
- Palka, D.L., e Hammond, P.S. 2001. Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. *Can. J. Fish. Aq. Sci.* **58**: 777-787.

- Pizzorno, J.L.A. 1999. Estimativa populacional do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, na Baía de Guanabara, por meio de catálogo de fotoidentificação. M. Sc. thesis, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, Brasil.
- Primack, R.B., e Rodrigues, E. 2001. Biologia da conservação. E. Rodrigues, Londrina.
- Raum-Suryan, K.L., e Harvey, J.T. 1998. Distribution and abundance of and habitat use by harbor porpoise, *Phocoena phocoena*, off the northern San Juan Islands, Washington. Fish. Bull. **96**: 808-822.
- Santos, M.C.O., Acuña, L.B., e Rosso, S. 2001. Insights on site fidelity and calving intervals of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in southern Brazil. J. Mar. Biol. Ass. UK **81**: 1049-1052.
- Silva, V.M., e Best, R.C. 1996. *Sotalia fluviatilis*. Mammalian Species **527**: 1-7.
- Simões-Lopes, P.C. 1988. Ocorrência de uma população de *Sotalia Fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea, Dephinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. Biotemas **1**(1): 57-62.
- Thomas, L., Buckland, S.T., Burnham, K.P., Anderson, D.R., Laake, J.L., Borchers, D.L., e Strindberg, S. 2002a. Distance sampling. In Encyclopedia of Environmetrics. Editado por A.H. El-Shaarawi e W.W Piegorsch. John Wiley & Sons, Chichester.
- Thomas, L., Laake, J.L., Strindberg, S., Marques, F.F.C., Buckland, S.T., Borchers, D.L., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Hedley, S.L., e Pollard, J.H. 2002b. Distance 4.0 Release 1. Disponível em <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/> (acessado em 5 de outubro 2002).

Torres, D., e Beasley, C.R. 2003. Pattern of use of a small bay in northern Brazil by *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae). *Amazoniana* **XVII**(3/4): 583-594.

Wedekin, L.L., Daura-Jorge, F.G., Piacentini, V.Q., e Simões-Lopes, P.C. In press. Seasonal variations in spatial usage by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) at its southern limit of distribution. *Braz. J. Biol.*

Tabela 1 – Características fisionômicas das cinco áreas amostrais definidas na baía da Babitonga, sul do Brasil, para a obtenção de estimações de densidade e abundância da população de botos-cinza.

Área	Tamanho	Características principais
1	42,94 km ²	Compreende a área do canal de que faz a conexão com o oceano; maior profundidade da baía (> 20 metros). As margens são cobertas com manguezais e praias areno-lodosas.
2	25,24 km ²	Compreende a região central da baía, incluindo a enseada portuária de São Francisco do Sul; a profundidade apresenta valores médios (em torno de 6 metros); grande concentração de rochas submersas; grande concentração de ilhas. Margens cobertas por manguezais, praias areno-lodosas e costões rochosos.
3	31,40 km ²	Compreende a região interna do estuário, onde ocorre o encontro das principais correntes da baía; profundidade com valores médios (em torno de 6 metros); grande concentração de rochas submersas; presença de muitas ilhas; presença de grandes planícies de maré. Margens cobertas com manguezais, praias areno-lodosas a costões rochosos.
4	7,67 km ²	Compreende o ambiente com maior influência de água doce do estuário; maior concentração de área de manguezal, que cobrem integralmente as margens; profundidade com valores médios; recebe a influência do rio Cubatão, com um grande aporte de contaminantes provenientes de Joinville.
5	52,9 km ²	Compreende a área do Canal do Linguado, fechado em 1938, que sofre um intenso processo de assoreamento; grande concentração de manguezais, que cobrem quase toda a margem; conexão com a lagoa de Saguacú, que recebe o maior aporte de contaminantes provenientes de Joinville.

Tabela 2 – Esforço de campo realizado durante as transecções lineares ao longo de três anos para a obtenção de estimativas populacionais de *S. guianensis* na baía da Babitonga, sul do Brasil, e número de grupos de botos-cinza por área em cada período (Dp = distância percorrida).

Período ^a	Dias ^b	Dp (km) ^c	Número de grupos registrados em cada área					Total
			área 1	área 2	área 3	área 4	área 5	
1	42	554,2	8	15	43	0	13	79
2	35	391,8	3	11	30	0	5	49
3	15	294,4	0	10	22	0	2	34

^aPeríodo de amostragem, sendo Período 1 = dezembro de 2000 a novembro de 2001; Período 2 = abril de 2002 e fevereiro de 2003; Período 3 = março a dezembro de 2003.

^bNúmero de dias em que foi realizado esforço de amostragem.

^cDistância percorrida.

Tabela 3 – Características dos grupos de *S. guianensis* registrados durante a realização de transecções lineares na baía da Babitonga, sul do Brasil.

Período ^a	Mín. – Máx. ^b	Média ± DP (95%)	Moda	Indivíduos	Grupos
1	1 - 30	5,3 ± 5,5	3	417	79
2	1 - 30	6,5 ± 6,4	2	318	49
3	1 - 22	3,9 ± 4,1	2	136	35
Total	1 - 30	5,3 ± 5,6	2	871	163

^aPeríodo de amostragem, sendo Período 1 = dezembro de 2000 a novembro de 2001; Período 2 = abril de 2002 e fevereiro de 2003; Período 3 = março a dezembro de 2003.

^bTamanho mínimo e máximo dos grupos.

Tabela 4 – Parâmetros do modelo utilizado para a obtenção de estimações de densidade e abundância de *S. guianensis* na baía da Babitonga, sul do Brasil, utilizando o programa Distance 4.0.

Parâmetro	Estimação			% CV			95% IC		
	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Período ^a									
Taxa de encontro (grupos/km percorrido)	0,13 ± 0,03	0,12 ± 0,03	0,13 ± 0,05	22,92	29,18	38,85	0,08 -0,21	0,06 – 0,21	0,06 – 0,28
Densidade de grupos (grupos/km ²)	0,36 ± 0,09	0,25 ± 0,07	0,24 ± 0,11	25,06	30,91	43,38	0,22 – 0,59	0,14 – 0,47	0,1 – 0,56
Densidade de indivíduos (ind./km ²)	1,59 ± 0,43	1,23 ± 0,41	1,2 ± 0,58	27,26	33,66	48,50	0,93-2,71	0,64 – 2,38	0,47 – 3
Abundância	248 ± 67,6	192 ± 64,63	186 ± 90,21	27,26	33,66	48,50	146 - 422	100 – 369	74 - 467

^aPeríodo de amostragem, sendo Período 1 = dezembro de 2000 a novembro de 2001; Período 2 = abril de 2002 e fevereiro de 2003; Período 3 = março a dezembro de 2003.

Tabela 5 – Valores de densidade por área dos botos-cinza na baía da Babitonga ao longo de três anos. As estimações foram realizadas apenas para as áreas onde o *n* foi considerado suficiente para a análise.

Período de estudo ^a	D (ind./km ²) ^b	DP ^c	IC ^d	CV (%) ^e
Período 1				
área 1 (42,7 km ²)	0,38	0,17	0,15-0,91	45,4
área 2 (24,62 km ²)	0,92	0,59	0,27-3,07	63,56
área 3 (30,91 km ²)	3,71	1,41	1,64-8,38	37,97
área 5 (46,41 km ²)	2,00	1,63	0,4 – 9,97	81,73
Período 2				
área 2 (24,62 km ²)	1,36	0,94	0,37-4,97	69,14
área 3 (30,91 km ²)	2,46	1,15	0,93-6,52	46,75
área 5 (46,41 km ²)	0,80	0,63	1,18-3,68	78,32
Período 3				
área 3 (30,91 km ²)	3,05	1,72	0,97-9,58	56,30

^aPeríodo de amostragem, sendo Período 1 = dezembro de 2000 a novembro de 2001; Período 2 = abril de 2002 e fevereiro de 2003; Período 3 = março a dezembro de 2003.

^bDensidade de indivíduos = indivíduos/quilômetro quadrado.

^cDesvio padrão.

^dIntervalo de confiança.

^eCoefficiente de variação.

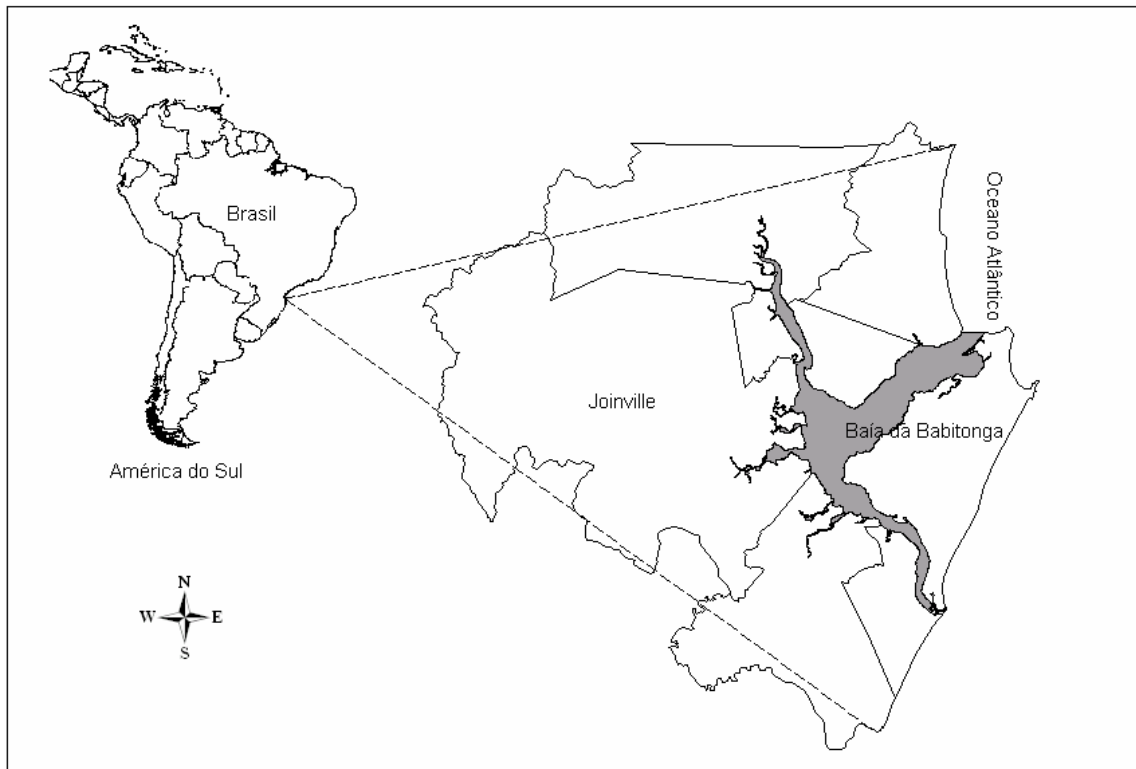
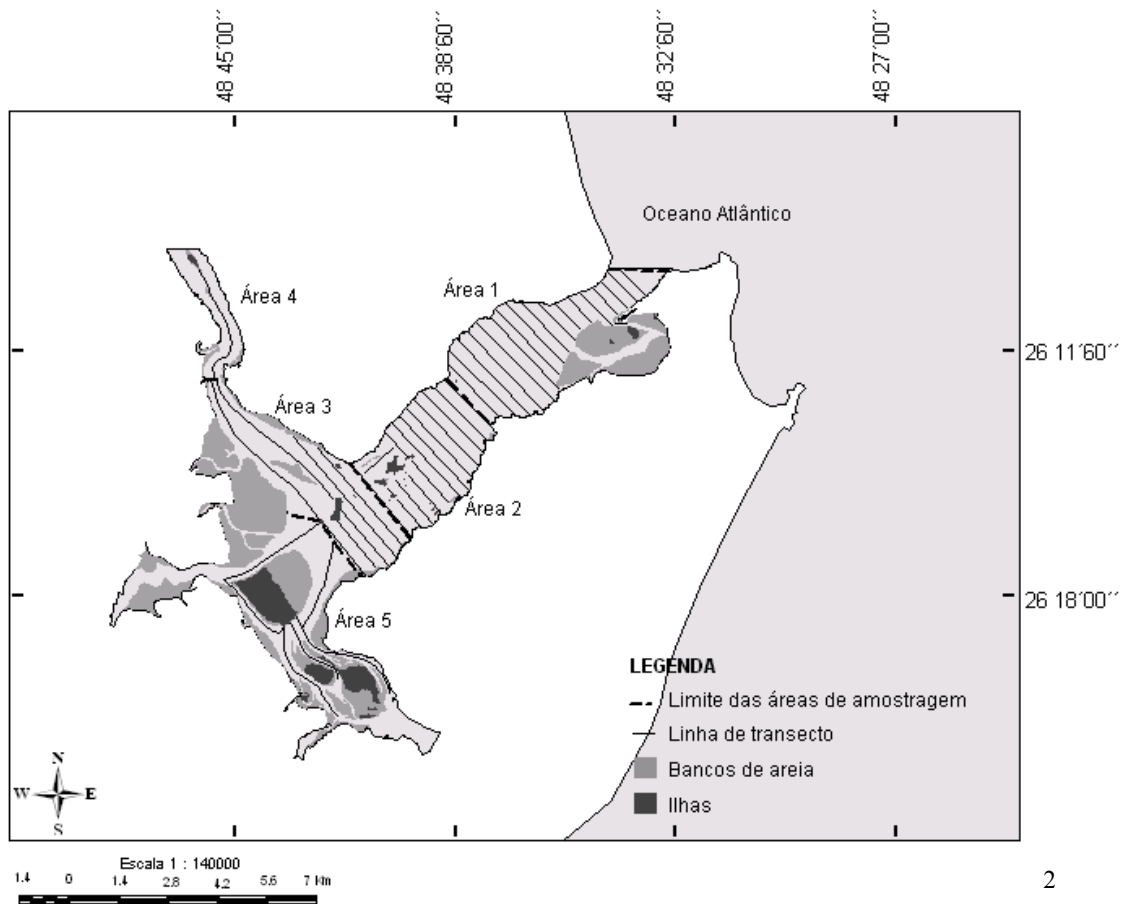
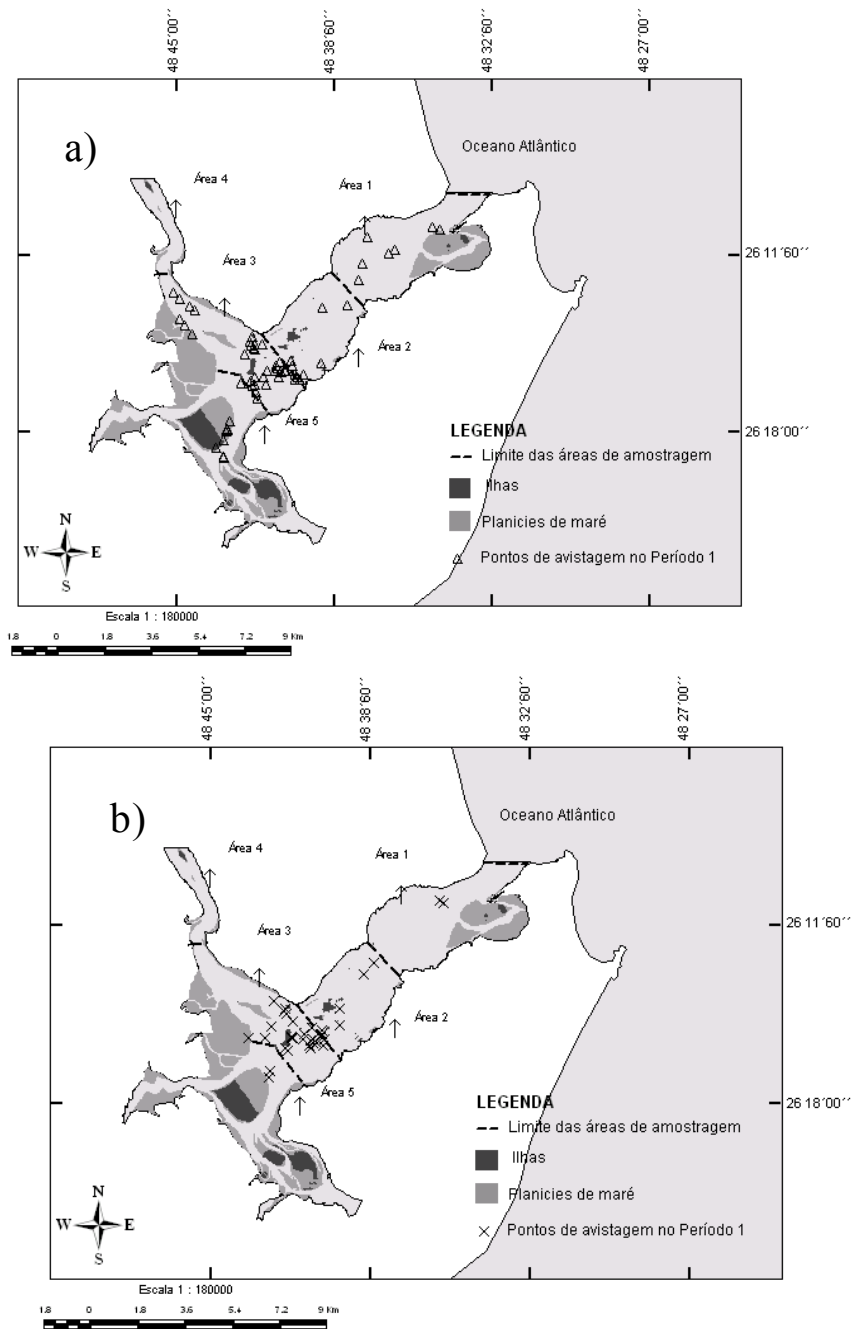


Figura 1 – Localização da área de estudo: baía da Babitonga, região sul do Brasil ($26^{\circ}02' - 26^{\circ}28'S$ e $48^{\circ}28' - 48^{\circ}50'W$).



2

Figura 2 – Desenho amostral para a obtenção de estimações populacionais de *S. guianensis* na baía da Babilonga.



Figuras 3a e 3b – Localização dos grupos de *S. guianensis* na baía da Babitonga durante a realização de transecções. a) Pontos de ocorrência no Período 1; b) pontos de ocorrência no Período 2.

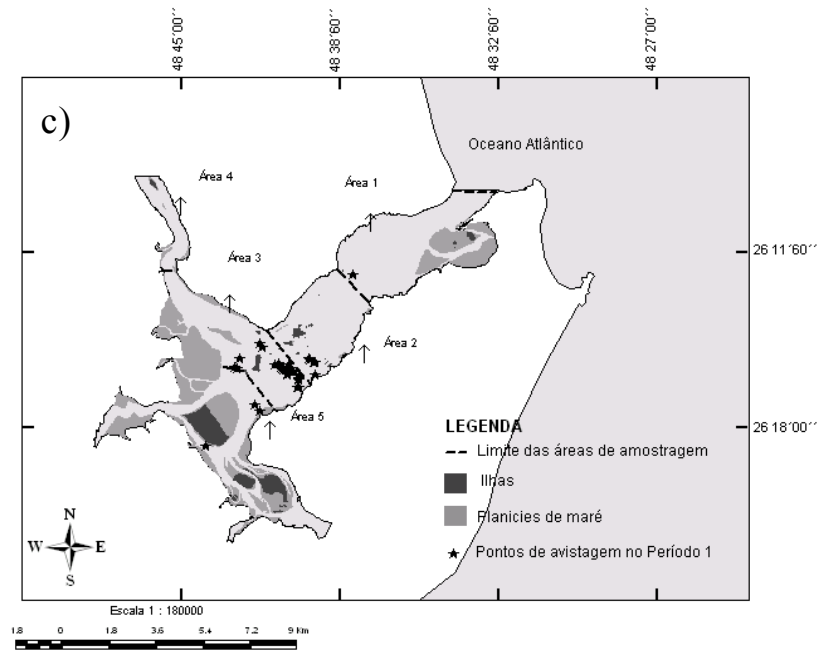


Figura 3c – Localização dos grupos de *S. guianensis* na baía da Babitonga durante a realização de transecções: pontos de ocorrência no Período 3.

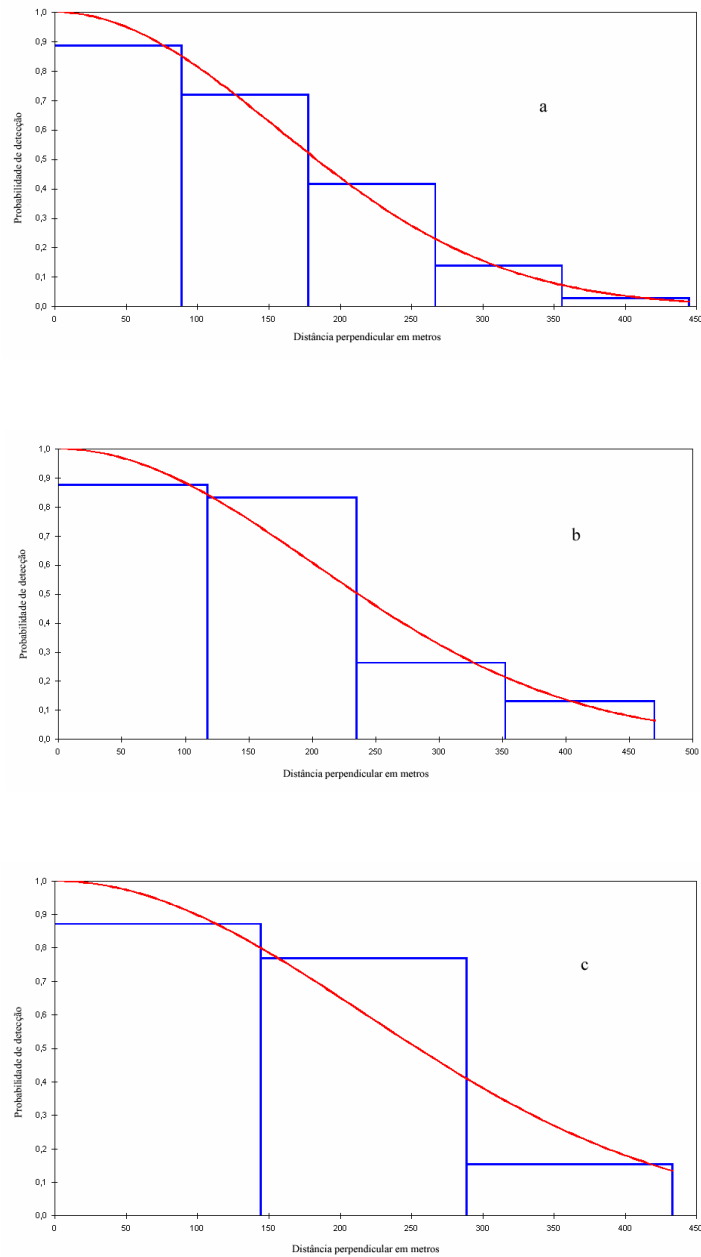


Figura 4 – Distribuição da frequência das distâncias perpendiculares de avistamentos de *S. guianensis*. A linha contínua representa a melhor função de ajustamento ao longo dos três períodos de estudo (Modelo Half-Normal). A = Período 1 (dezembro de 2000 a novembro de 2001); b = Período 2 (abril de 2002 e fevereiro de 2003); b = Período 3 (março a dezembro de 2003).

CAPÍTULO 4
ESTIMAÇÃO DE DENSIDADE E ABUNDÂNCIA DA POPULAÇÃO
DE TONINHAS (*Pontoporia blainvillei*) (CETACEA,
PONTOPORIIDAE) DA BAÍA DA BABITONGA

ESTIMAÇÃO DE DENSIDADE E ABUNDÂNCIA DA POPULAÇÃO DE TONINHAS (*Pontoporia blainvillei*) (CETACEA, PONTOPORIIDAE) NA BAÍA DA BABITONGA

RESUMO

Pontoporia blainvillei ocorre ao longo de todo o ano no estuário da baía da Babitonga, no litoral norte de Santa Catarina, sul do Brasil. Foram realizadas amostragens com o objetivo de obter informações sobre sua abundância e densidade populacional nesta área entre os anos de 2000 e 2003. A amostragem foi aleatória e estratificada, com 46 transecções estabelecidas em cinco grandes áreas, compreendendo 155 km². A coleta de dados foi conduzida utilizando o método de transecções lineares com amostragem de distância. Foram percorridos 1.174,7 km e 38 grupos de toninhas foram registrados. O tamanho de grupo variou de 1 a 13 animais ($5,1 \pm 3,9$). A profundidade variou de 2 a 14 m ($7,4 \pm 2,5$). O Modelo 1 (Meio-Normal) promoveu o melhor ajustamento dos parâmetros. Considerando toda a área de estudo (155 km²), a população foi estimada em 50 animais e a densidade foi de 0,32 indivíduos km⁻². As estimações de abundância e densidade calculadas apenas para a área de ocorrência (áreas 2, 3 e 5; total de 101 km²) resultaram num tamanho populacional de 47 animais e densidade de 0,46 indivíduos km⁻². O monitoramento desta população deve ser mantido devido às ameaças e impactos aos quais a espécie está sujeita na baía.

Palavras-chave: *Pontoporia blainvillei*, abundância, densidade, distribuição, tamanho de grupo.

Espécies costeiras de cetáceos são as mais afetadas pelas atividades humanas e este problema tem aumentando nos últimos anos. As atividades humanas podem representar uma ameaça à viabilidade de algumas populações. Esta é a situação da toninha, *Pontoporia blainvillei* (GERVAIS & D'ORBIGNY 1844) (Pontoporiidae) que, ao longo de sua distribuição, sofre elevados índices de mortalidade acidental (PRADERI *et al.* 1989; PINEDO 1994; SICILIANO 1994).

Pontoporia blainvillei é restrita ao Atlântico sul-ocidental. Seu limite norte de ocorrência é Itaúnas, no Espírito Santo, Brasil (18°25'S – 30°42'W) (SICILIANO 1994), enquanto que o limite sul está situado no Golfo Nuevo, Península Valdés, Argentina (42°35'S – 64°48'W) (CRESPO *et al.* 1998). Dados obtidos através de capturas acidentais em redes de pesca indicam que a área de ocorrência da espécie limita-se na isóbata de 30 m ao longo da costa (PINEDO *et al.* 1989). No Brasil, a espécie é considerada “ameaçada” (IBAMA 2001), enquanto a IUCN a classifica como “data defficient” (REEVES *et al.* 2003).

Seu tamanho reduzido, comportamento discreto e coloração marrom-acinzentada, similar à coloração da água no seu habitat, são fatores que dificultam sua observação na natureza (CREMER & SIMÕES LOPES 2005). Apenas em dois locais ao longo de toda sua distribuição tem havido relativo sucesso no acompanhamento dos animais na natureza: a baía Anegada (40°30'S), na Argentina (BORDINO *et al.* 1999; BORDINO 2002) e a baía da Babbitonga (26° 13' S), no Estado de Santa Catarina, Brasil (CREMER & SIMÕES-LOPES 2005). Grande parte do conhecimento sobre a espécie é resultante de animais encontrados mortos ao longo da costa ou recuperados de capturas acidentais na pesca artesanal e industrial.

Estimações populacionais são fundamentais para a elaboração de planos de conservação para espécies ameaçadas (CLEMMONS & BUCHHOLZ 1997). No entanto, as informações sobre a abundância de *P. blainvillei* são ainda escassas e isto se deve as dificuldades de observação da espécie na natureza. Os dados existentes até o momento foram obtidos a partir de sobrevôos realizados na costa do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, utilizando transecções lineares com amostragem de distância (SECCHI *et al.* 2001). O presente estudo é o primeiro realizado em águas interiores e de características inteiramente estuarinas, onde as condições de mar se aproximam do ideal. Estimações de abundância nesta área são muito importantes considerando os impactos causados pelas atividades humanas que afetam diretamente esta população, que ocorre na área durante todo o ano.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Baía da Babitonga está localizada no litoral norte do Estado de Santa Catarina, região sul do Brasil (26°02'-26°28'S e 48°28'-48°50'W), compreendendo uma área de 160 km² (Fig. 1). A baía apresenta apenas uma conexão com o oceano, através de um canal com largura de aproximadamente 1,7 km. A profundidade na área atinge um máximo de 28 metros no canal de acesso, e uma média de seis metros em seu interior, onde ocorrem extensos bancos de areia. O estuário recebe o aporte de vários rios, sendo considerado, contudo, homogêneo quanto aos seus parâmetros físico-químicos (IBAMA 1998). Seu interior apresenta várias ilhas e margens formadas por extensos manguezais, além de formações rochosas e praias areno-lodosas. A região recebe uma forte pressão antrópica, originada

pela ocupação urbana no entorno e a utilização da área para atividades portuárias, de pesca e lazer, que representam ameaças diretas e indiretas às populações de cetáceos que ocorrem na baía.

Desenho amostral

Para a obtenção das estimativas de abundância foi utilizado o método de transecções lineares com amostragem de distância (BUCKLAND *et al.* 2001), considerando as informações existentes sobre a distribuição da população na área (CREMER & SIMÕES-LOPES 2005) e as características do habitat (ver detalhes no Cap.3).

Foram seguidas as recomendações de THOMAS *et al.* (2002a) e THOMAS *et al.* (2002b) para a definição das transecções e da amostragem. Detalhes sobre o desenho amostral e a coleta de dados estão descritos no Cap. 3.

Análise dos dados

Dados de tamanho de grupo, obtidos entre outubro de 2000 e novembro de 2001, foram analisados previamente (CREMER & SIMÕES-LOPES 2005). No presente trabalho, foram analisados apenas os dados referentes ao período entre janeiro de 2002 e novembro de 2003.

A análise dos dados seguiu as recomendações de THOMAS *et al.* (2002a). Foi realizada uma análise considerando a área total da baía (155 km²) e uma considerando a área utilizada pelas toninhas, de 101 km². Detalhes sobre as análises estão descritos no Cap. 3.

RESULTADOS

Foram totalizados 92 dias de coleta de dados em campo e 1.294,4 km ao longo dos três anos de estudo. A Tabela I resume as informações referentes ao esforço de campo ao longo do período.

Tamanho de grupo e distribuição

Foram registrados 38 grupos de *Pontoporia blainvillei* em esforço ao longo de todo o período de estudo, totalizando 191 indivíduos. Entre janeiro de 2002 e novembro de 2003 foram registrados 29 grupos, cujo tamanho variou de um a 13 indivíduos (média \pm DP = $5,07 \pm 3,89$; IC = 95 %). Contudo, a moda foi de três indivíduos/grupo. A média de tamanho de grupo se manteve igual entre 2002 e 2003 (Mann-Whitney, $p = 0,8007 > 0,05$) (Fig. 2).

A posição dos grupos ao longo das amostragens demonstrou uma distribuição extremamente heterogênea da população na baía (Fig. 3). Nenhum grupo foi detectado nas áreas 1 e 4, e uma grande concentração foi registrada na área 3 ($n = 31$).

Estimações de abundância e densidade

Foram realizadas duas estimativas de abundância e densidade: (1) considerando toda a área de estudo, de 155 km^2 ; (2) considerando apenas as áreas utilizadas pela população, que totalizaram 101 km^2 .

O Modelo Meio-Normal, sem ajustamento de parâmetros, promoveu o melhor ajustamento dos dados de distância perpendicular em ambas as análises. A estimativa

populacional para a área de estudo (155 km²) foi de 0.318 indivíduos km⁻² (IC = 0,178 – 0,57), com uma abundância de 50 indivíduos (IC = 28 - 89; $\alpha = 0,05$) (% CV = 29,93) (AIC = 441,8) (Tabela II). Considerando apenas as áreas utilizadas (áreas 2, 3 e 5), a abundância foi levemente menor, com 47 indivíduos (IC = 26 – 84; $\alpha = 0,05$) (% CV = 29,61) (AIC = 441,8). A densidade sofreu uma elevação relevante, com uma estimacão de 0,459 indivíduos km⁻² (IC = 0,256 – 0,821; $\alpha = 0,05$). A Tabela II resume os dados de taxas de encontro e tamanho de grupo, assim como também os parâmetros estimados pelo modelo. A Figura 4 mostra a distribuico das distâncias perpendiculares e a função de detecção adotada para a análise da área de estudo.

DISCUSSÃO

Apesar do tamanho médio de grupo obtido em esforço ter sido de cinco indivíduos, as numerosas observações oportunisticas da espécie na área sugerem que em geral ela ocorre em agrupamentos maiores, alcançando de 15 a 20 indivíduos. Dados prévios obtidos durante o esforço em transecções e ocasionalmente na mesma área mostraram uma média superior (7,1 indivíduos) (CREMER & SIMÕES-LOPES 2005). Grupos de 10 a 17 indivíduos têm sido registrados na literatura ao longo da distribuico da espécie (CRESPO *et al.* 1998; DI BENEDETTO *et al.* 2001). A contagem precisa dos indivíduos durante as transecções  difícil em função do tamanho reduzido dos animais e de seu comportamento discreto. Possivelmente, este fato tenha influenciado os dados obtidos por SECCHI *et al.* (2001), onde a média de tamanho de grupo foi muito inferior (1,16 indivíduos), considerando ainda que o estudo foi realizado com amostragens aéreas. Contudo, na baia Anegada os grupos de *P. blainvillei* também foram pequenos (média \pm DP = 2,8 \pm 1,3) (BORDINO *et al.* 1999).

A distribuição da população nesta área é extremamente heterogênea, com a existência de áreas intensamente utilizadas e outras sem nenhum registro de ocorrência. O padrão de distribuição é muito similar ao observado para *S. guianensis*, simpátrica na baía (Cap. 3). A experiência prévia de observação da espécie nesta região já indicava a existência de padrões de uso de habitat com a ocorrência de áreas de uso preferencial (CREMER & SIMÕES-LOPES 2005), padrão este corroborado neste estudo. Acredita-se que este fato esteja diretamente associado à distribuição das presas, que são diretamente influenciadas por fatores ambientais, assim como já indicado por alguns autores para explicar a distribuição de populações de pequenos cetáceos em áreas costeiras (KARCZMARSKI *et al.* 2000; EDWARDS & SCHNELL 2001). Fatores ambientais, envolvidos ou não na abundância das presas, podem afetar o movimento de golfinhos costeiros, como profundidade, relevo do fundo e maré (WÜRSIG & WÜRSIG 1980; BALANCE 1992; KARCZMARSKI *et al.* 2000; EDWARDS & SCHNELL 2001). Na baía Anegada, *Pontoporia blainvillei* não apresenta nenhuma área preferencial, mas os avistamentos foram positivamente correlacionados com a temperatura superficial da água, e os movimentos da espécie foram influenciados pela maré (BORDINO *et al.* 1999).

A estimativa de densidade da população de *Pontoporia blainvillei* nas áreas de concentração (0,459 indivíduos km⁻²) foi menor do que a registradas para a costa do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, de 0,66 indivíduos km⁻² (SECCHI *et al.* 2001), embora este valor esteja dentro do intervalo de confiança obtido neste estudo (0,256 – 0,821). Este resultado pode estar relacionado ao fato de que a baía da Babitonga é um habitat protegido, caracterizando uma área limitada geograficamente. Contudo, diferenças nos métodos de coleta de dados e no esforço de campo devem ser consideradas. As estimativas de

densidade populacional para o boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na mesma área são muito superiores, variando de 0,92 a 3,71 indivíduos/km² para as áreas de concentração (Cap. 3).

A estimacão populacional em áreas de concentrao foi menor do que registrado para o boto-cinza na reserva de Cayos Miskito, na Nicarágua, utilizando transeces em faixa (EDWARDS & SCHNELL 2001). Uma densidade de 0,97 indivíduos km² foi estimada para a área de maior concentrao, quase o dobro do valor estimado neste estudo (0,459 indivíduos km⁻²). Estimacões de densidade populacional de *Phocoena phocoena* variaram de 0 a 0,8 indivíduos km⁻² em diferentes setores na costa do Mar do Norte (HAMMOD *et al.* 2002), enquanto na costa norte da Califnia a espécie apresentou densidades maiores (1,26 indivíduos km⁻²) (CARRETTA *et al.* 2001). A estimacão de abundância de *P. blainvillei* na costa sul do Estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil, foi de 286 indivíduos para uma área de 435 km² (SECCHI *et al.* 2001).

Diferenças na densidade e abundância de populaes de pequenos cetáceos em diferentes áreas provavelmente refletem diferenças na produtividade das áreas e disponibilidade de presas, assim como o efeito dos impactos antrópicos causados pela sobrepesca, degradao do habitat, contaminao por químicos e mortalidade acidental em redes de pesca. A baia da Babitonga sofre com todos estes tipos de impacto, mas a ausência de estimacões anteriores para a espécie mesmo em outras regiões estuarinas torna difícil uma comparao. Contudo,  provável que todos estes impactos afetem os parâmetros populacionais tais como abundância e densidade. No entanto, um monitoramento de longo prazo  necessário para avaliar este impacto. A densidade populacional de outros predadores de topo de cadeia podem também influenciar. Na baia da Babitonga a populao de *Pontoporia blainvillei*  simpátrica com uma populao de

Sotalia guianensis e ambas as espécies compartilham algumas presas na sua dieta (MARCUCCI & CREMER 2003; CREMER & SIMÕES-LOPES 2005), e é possível que este fator influencie a abundância e a densidade populacional.

Apesar de alguns autores apontarem a dificuldade de detectar a espécie utilizando barcos a motor (BORDINO *et al.*, 1999), o intenso tráfego de barcos de turismo e de pesca na área de concentração da espécie na baía da Babitonga leva a acreditar que *Pontoporia blainvillei*, pelo menos nesta área, tenha certo grau de tolerância ao ruído dos motores. Problemas de distorção resultantes do movimento responsivo dos animais à plataforma de observação são também reduzidos neste caso (PALKA & HAMMOND 2001). Assim, nós consideramos que o uso de barcos a motor para a realização de estimativas populacionais, principalmente para pequenos cetáceos, pode ser considerado uma estratégia eficiente para a amostragem destas populações. Amostragens aéreas podem gerar uma ampla e imprevisível variabilidade, com uma tendência a obtenção de subestimativas, conforme analisado por WHITEHOUSE *et al.* (2001), comparando longos períodos de amostragem com métodos de amostragem aérea e terrestre para elefantes na savana Africana. É possível que este fato tenha influenciado os estudos com *P. blainvillei*, considerando o tamanho reduzido da espécie, sua coloração críptica e os reduzidos tamanhos de grupo registrados durante observações aéreas (SECCHI *et al.* 2001). O estado do mar deve ser considerado um fator limitante para a detecção da espécie, juntamente com uma reduzida cobertura de nuvens.

A ausência da espécie nas porções mais externas do estuário e a sua grande concentração nas porções mais internas indicam que a população tem certo grau de fidelidade à área e possivelmente represente um estoque isolado da espécie na região. O

monitoramento contínuo desta população é muito importante para sua conservação, considerando os níveis de impacto na baía da Babitonga. Com o objetivo de otimizar esforços e recursos financeiros, recomenda-se que futuras estimações populacionais para monitoramento sejam feitas especificamente na área de concentração. Além disso, estudos genéticos para a identificação do estoque serão de grande importância, considerando a possibilidade de existência de uma população isolada na baía da Babitonga.

LITERATURA CITADA

- BALANCE, L.T. 1992. Habitat use patterns and ranges of bottlenose-dolphin in the Gulf of California, Mexico. **Marine Mammal Science**, Dartmouth, **8**: 262-274.
- BORDINO, P.; G.THOMPSON & M. IÑIGUEZ. 1999. Ecology and behaviour of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Argentina. **Journal of Cetacean Research and Management**, Cambridge **1**: 213-222.
- BORDINO, P. 2002. Movement patterns of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in Bahia Anegada, Buenos Aires, Argentina. **Latin American Journal of Aquatic Mammals (special issue)**, Rio de Janeiro, **1**: 71-76.
- BUCKLAND, S.T.; D.R. ANDERSON; K.P. BURNHAM; J.L. LAAKE; D.L. BORCHERS & L. THOMAS. 2001. **Introduction to Distance Sampling**. London, Oxford University Press,
- CARRETTA, J.V.; B.L. TAYLOR & S.J. CHIVERS. 2001. Abundance and depth distribution of harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) in northern California determined from a 1995 ship survey. **Fishery Bulletin**, Seattle, **99**: 29-39.

- CLEMMONS, J.R. & R. BUCHHOLZ. 1997. Linking conservation and behaviour, p. 23-47. *In*: J.R. CLEMMONS & R. BUCHHOLZ (Eds.). **Behavioral approaches to conservation in the wild**. Cambridge, University Press,
- CREMER, M.J. & P.C. SIMÕES-LOPES. 2005. The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, **22**: 717-723.
- CRESPO, E.A.; G. HARRIS & R. GONZÁLEZ. 1998. Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. **Marine Mammal Science**, Dartmouth, **14**: 845-849.
- DI BENEDETTO, A.P.M.; R.M.A. RAMOS & N.R.W. LIMA. 2001. Sightings of *Pontoporia blainvillei* (Gervais and D'Orbigny, 1844) and *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea) in South-eastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, **44**: 291-296.
- EDWARDS, H.H. & G.D. SCHNELL, 2001. Status and ecology of *Sotalia fluviatilis* in the Cayos Miskito Reserve, Nicaragua. **Marine Mammal Science**, Dartmouth, **17**: 445-472.
- HAMMOND, P.S.; P. BERGGREN; H. BENKE; D.L. BORCHERS; A. COLLET; M.P. HEIDE-JORGENSEN; S. HEIMLICH; A.R. HIBY; M.F. LEOPOLD & N. OIEN. 2002. Abundance of harbour porpoise and other cetaceans in the North Sea and adjacent waters. **Journal of Applied Ecology**, London, **39**: 361-376.
- INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. 1998. **Proteção e Controle de Ecossistemas Costeiros: manguezal da Baía de Babitonga**. Coleção Meio Ambiente: Série Estudos – Pesca. Brasília, Edições IBAMA, 146p.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS.

2001. **Mamíferos aquáticos do Brasil: plano de ação**. Brasília, Edições IBAMA.

KARCZMARSKI, L.; V.G. COCKROFT & A. MCLACHLAN. 2000 Habitat use and preferences of indo-pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa , south Africa. **Marine Mammal Science**, Dartmouth, **16**: 65-79.

MARCUCCI, A. & M.J. CREMER. 2003. Estudo da ecologia alimentar de *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) na região da Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. **Caderno de Iniciação à Pesquisa - UNIVILLE**, Joinville **5**: 51-59.

PALKA, D.L. & P.S. HAMMOND. 2001. Accounting for responsive movement in line transect estimates of abundance. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, Ottawa, **58**: 777-787.

PINEDO, M.C. 1994. Impact of incidental fishery mortality on the age structure of *Pontoporia blainvillei* in southern Brazil and Uruguay. **Report of the International Whaling Commission (special issue)**, Cambridge, **15**: 261–264.

PINEDO, M.C.; R. PRADERI & R.L. BROWNELL, JR. 1989. Review of the biology and status of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*, p. 46–51. *In*: W.F. PERRIN, R.L. BROWNELL; K. ZHOU & J. LIU (Eds.). **Biology and Conservation of the River Dolphins**. Gland, IUCN, 173p.

PRADERI, R.; M.C. PINEDO & E.A. CRESPO. 1989. Conservation and management of *Pontoporia blainvillei* in Uruguay, Brazil and Argentina, p. 52–56. *In*: W.F. PERRIN; R.L. BROWNELL; K. ZHOU & J. LIU (Eds.). **Biology and Conservation of the River Dolphins**. Gland, IUCN, 173p.

- REEVES, R.R.; B.D. SMITH; E. CRESPO & G. NOTARBARTOLO DI SCIARA. 2003. **Dolphins, whales and porpoises. 2002 – 2010. Conservation Action Plan for the world's cetaceans.** Gland, IUCN, 139p.
- SECCHI, E.R.; P.H. OTT; E.A. CRESPO; P.G. KINAS; S.N. PEDRAZA & P. BORDINO. 2001. A first estimate of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) abundance off southern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, Cambridge, **3**: 95-100.
- SICILIANO, S. 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. **Report of the International Whaling Commission (special issue)**, Rio de Janeiro, **15**: 241-250.
- THOMAS, L.; J.L. LAAKE; S. STRINDBERG; F.F.C. MARQUES; S.T. BUCKLAND; D.L. BORCHERS; D.R. ANDERSON; K.P. BURNHAM; S.L. HEDLEY & J.H. POLLARD. 2002a. **Distance 4.0 Release 1.** St. Andrews, University of St. Andrews
- THOMAS, L.; S.T. BUCKLAND; K.P. BURNHAM; D.R. ANDERSON; J.L. LAAKE; D.L. BORCHERS & S. STRINDBERG. 2002b. Distance sampling, p. 1-9. *In*: A.H. EL-SHAARAWI & W.W. PIEGORSCH (Eds.). **Encyclopedia of Environmetrics.** Chichester, John Wiley & Sons
- WHITEHOUSE, A.M.; A.J. HALL-MARTIN & M.H. KNIGHT. 2001. A comparison of methods used to count the elephant population of the Addo Elephant National Park, South Africa. **African Journal of Ecology**, Oxford, **39**: 140–145.
- WÜRSIG, B. & M. WÜRSIG 1980. Behavior and ecology of dusky dolphins, *Lagenorhynchus obscurus*, in the south Atlantic. **Fishery Bulletin**, Seattle, **77**: 871-891.

Tabela I – Esforço de campo para a realização de transecções lineares ao longo de três anos para a obtenção de estimações populacionais de *Pontoporia blainvillei*.

Período de amostragem	Dias de campo	Quilômetros percorridos
1	42	554,2
2	35	391,8
3	15	294,4

Período de amostragem: Período 1 = dezembro de 2000 a novembro de 2001; Período 2 = abril de 2002 e fevereiro de 2003; Período 3 = março a dezembro de 2003.

Tabela II – Parâmetros estimados do modelo, densidade e abundância de *Pontoporia blainvillei* na baía da Babitonga, Brasil.

Parâmetro	Estimação pontual		% CV		95% IC	
	A1	A2	A1	A2	A1	A2
f (0)	0,005 ± 0,0005	0,005 ± 0,0005	9,41	9,41	0,004 – 0,006	0,004 – 0,006
P	0,458 ± 0,043	0,458 ± 0,043	9,41	9,41	0,379 – 0,554	0,379 – 0,554
ESW (km)	203,2 ± 19,119	203,2 ± 19,119	9,41	9,41	168 – 245,77	168 – 245,77
Taxa de encontro (n/L)	0,031 ± 0,008	0,044 ± 0,011	25,35	24,98	0,018 – 0,051	0,027 – 0,073
Densidade de grupos (groups/km ²)	0,075 ± 0,02	0,109 ± 0,029	27,04	26,69	0,044 – 0,128	0,063 – 0,185
Tamanho médio dos grupos (s)	4,219 ± 0,541	4,218 ± 0,541	12,82	12,82	3,256 – 5,466	3,256 – 5,466
Densidade de indivíduos	0,318 ± 0,095	0,459 ± 0,136	29,93	29,61	0,178 – 0,57	0,256 – 0,821
Abundância	50 ± 14,963	47 ± 13,917	29,93	29,61	28 – 89	26 - 84

A1 = Corresponde à análise da area total de 155 km². A2 = Corresponde à análise da área utilizada, de 101 km².



Figura 1 – Localização da área de estudo: baía da Babitonga, sul do Brasil ($26^{\circ}02' - 26^{\circ}28'S$ e $48^{\circ}28' - 48^{\circ}50'W$).

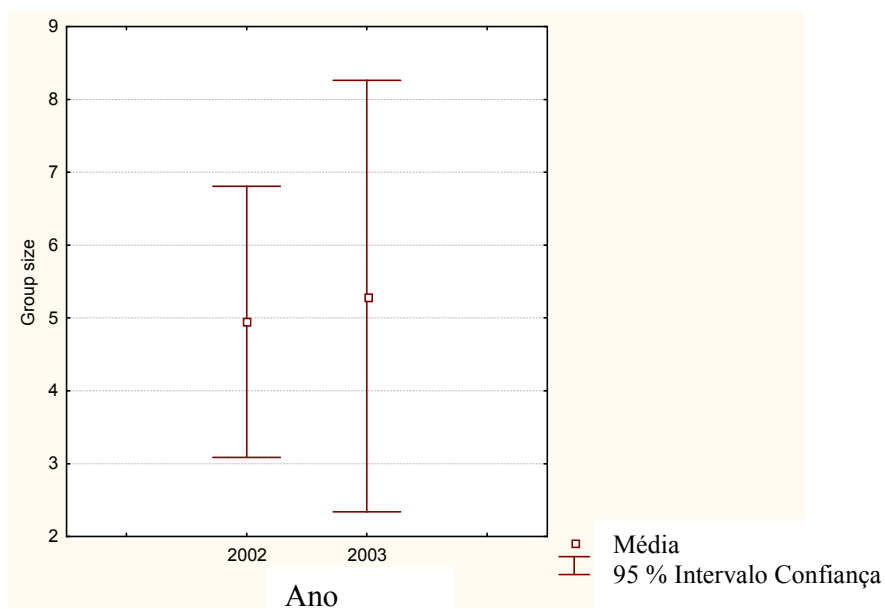
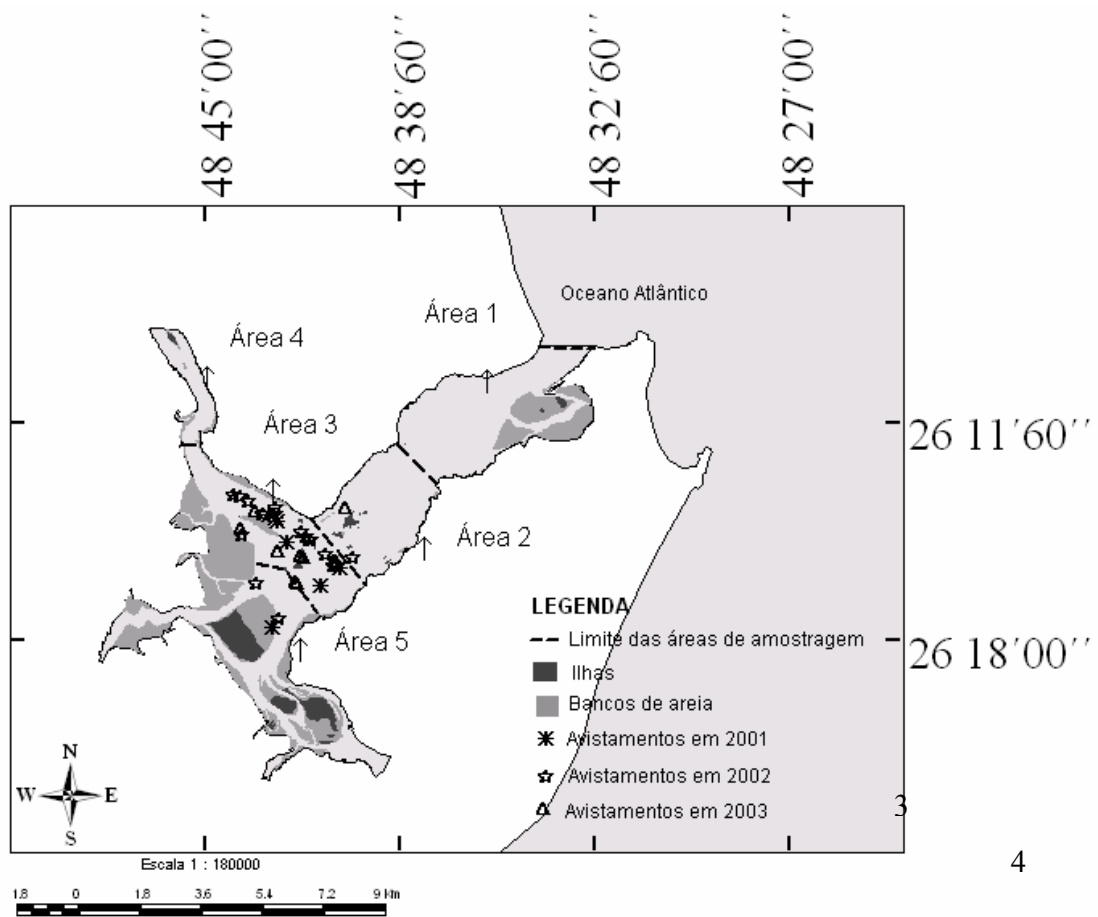


Figura 2 – Distribuição dos tamanhos de grupo de *Pontoporia blainvillei* na baía da Babitonga.



4

Figura 3 – Localização dos grupos de *Pontoporia blainvillei* durante as transecções para amostragem realizadas com barco na baía da Babitonga no período de três anos (dezembro de 2000 – dezembro de 2003).

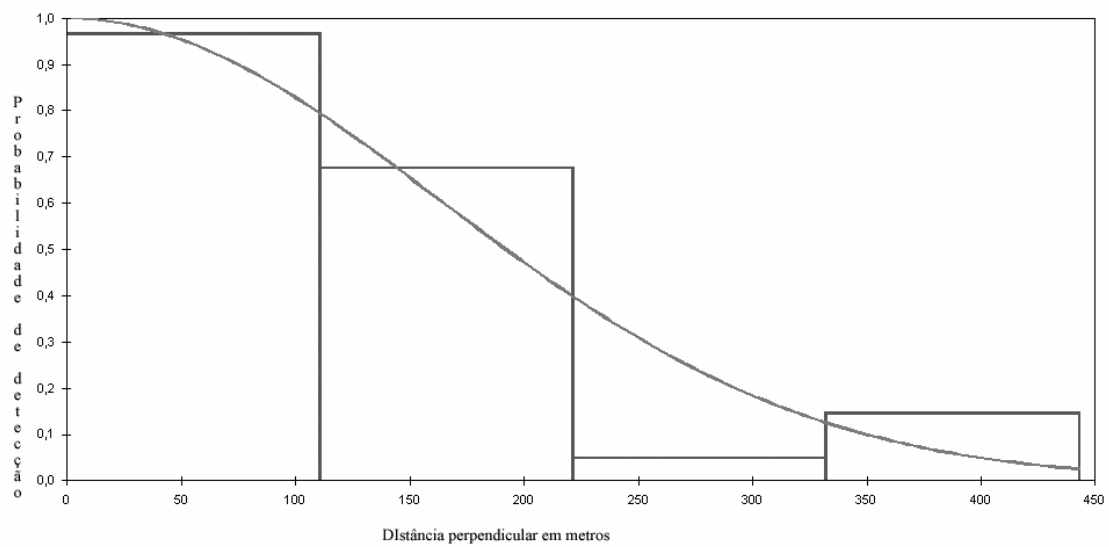


Figura 4 – Distribuição da frequência das distâncias perpendiculares dos avistamentos de *Pontoporia blainvillei*. A linha contínua representa a função que promoveu o melhor ajustamento dos dados.

CAPÍTULO 5
HÁBITO ALIMENTAR DE POPULAÇÕES SIMPÁTRICAS DE
***Pontoporia blainvillei* E *Sotalia guianensis* EM AMBIENTE**
ESTUARINO

Hábito alimentar de populações simpátricas de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* em ambiente estuarino

Resumo: Os pequenos cetáceos são predadores de topo de cadeia, assumindo um importante papel nas relações tróficas do ecossistema. O objetivo do presente trabalho foi analisar a dieta de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino. Foi analisado o conteúdo estomacal de oito exemplares de *Sotalia guianensis* (164,62 cm \pm 23,14 cm) e oito de *Pontoporia blainvillei* (98,81 cm \pm 32,47cm) encontrados mortos na região da baía da Babitonga. Ambas as espécies consumiram preferencialmente teleósteos, seguido de cefalópodes e crustáceos. A dieta de *P. blainvillei* foi composta por 12 espécies de teleósteos, com destaque para *Stellifer rastrifer* e *Cetengraulis edentulus*. *S. guianensis* predou sobre 19 espécies, sendo as principais *Mugil curema* e *Micropogonias furnieri*. Seis espécies de presas foram compartilhadas na dieta dos cetáceos. *Lolliguncula brevis* foi o único cefalópode identificado, sendo que *P. blainvillei* consumiu indivíduos maiores que *S. guianensis*. Os indivíduos de *Stellifer brasiliensis* consumidos por ambas não diferiram no comprimento, enquanto para *M. furnieri* a toninha predou indivíduos menores. Os dados indicam que estas espécies são polípagas generalistas, embora não seja possível inferir sobre a seletividade em relação às presas.

Palavras-chave: dieta, *S. guianensis*, *P. blainvillei*, importância, competição.

INTRODUÇÃO

Estudos sobre hábitos alimentares são importantes para o entendimento das relações tróficas num ecossistema. Os pequenos cetáceos são animais de topo de cadeia e, desta forma, tem grande influência sobre a história de vida e comportamento das populações de presas (Bowen & Siniff, 1999), assumindo um importante papel no fluxo de energia dos ecossistemas.

No caso de cetáceos, as informações sobre a dieta são obtidas tradicionalmente através da análise e interpretação de estruturas resistentes à digestão encontradas no conteúdo estomacal, como dentes de peixes, estruturas ósseas, escamas, bicos córneos de cefalópodes, fragmentos de exoesqueleto de crustáceos, peixes em início de digestão e otólitos (Fitch & Brownell, 1968; Pierce & Boyle, 1991; Bowen & Siniff, 1999). Contudo, o grau de digestão e a

presença de estruturas oriundas do estômago das presas podem causar distorções nos resultados (Fitch & Brownell, 1971).

Sotalia guianensis, também conhecida como boto-cinza, ocorre em estuários principalmente ao sul de sua distribuição. É considerada uma espécie costeira, com distribuição que vai de Florianópolis, Estado de Santa Catarina (Simões-Lopes, 1988) até a Nicarágua (Carr & Bonde, 2000). *Pontoporia blainvillei*, conhecida como toninha no Brasil, e como franciscana no Uruguai e Argentina, tem sua distribuição desde o Golfo Nuevo, Argentina (Crespo *et al.*, 1998), até o norte do Estado do Espírito Santo, Brasil (Siciliano, 1994). Diferente do boto-cinza, a toninha não costuma ocupar ambientes estuarinos, com exceção da baía da Babitonga, no litoral sul do Brasil, onde ocorre ao longo de todo o ano (Cremer & Simões-Lopes, 2005).

Ambas as espécies são intensamente capturadas de forma acidental durante atividades de pesca com rede de emalhe ao longo de toda sua distribuição (Siciliano, 1994). Este é considerado o principal fator que levou a toninha à categoria de espécie ameaçada na Lista Oficial de Espécies Ameaçadas de Extinção do Ibama (IBAMA, 2001). Grande parte dos estudos de dieta provém de carcaças recuperadas a partir destas capturas.

O hábito alimentar da toninha é bastante conhecido, principalmente ao sul de sua distribuição (Fitch & Brownell, 1971; Pinedo, 1982; Ott, 1994; Bassoi, 1997; Rodríguez *et al.*, 2002). Sua dieta também é descrita para o litoral do Estado do Rio de Janeiro (Di Benedetto, 2000; Di Benedetto & Siciliano, 2006), São Paulo e Paraná (Oliveira, 2003) e Santa Catarina (Marcucci & Cremer, 2003; Henrique-Garcia & Barreto, 2006). A espécie se alimenta principalmente de teleósteos, e sua dieta inclui 43 espécies já identificadas. Cefalópodes também têm grande importância na dieta e crustáceos são pouco representativos. A maioria dos estudos indica que a toninha seja especialista, selecionando presas de corpo mole e de pequeno porte.

Os estudos relacionados ao boto-cinza se intensificaram nos últimos anos. Atualmente informações estão disponíveis para grande parte de sua distribuição no Brasil, incluindo os Estados do Ceará (Gurjão *et al.*, 2003), Espírito Santo (Barbosa & Barros, 2006), Rio de Janeiro (Borobia & Barros, 1989; Di Benedetto, 2000; Di Benedetto & Siciliano, 2006), São Paulo (Santos *et al.*, 2002; Oliveira, 2003), Paraná (Zanelato, 2001; Oliveira, 2003) e Santa Catarina (Emerin, 1994; Marcucci & Cremer, 2003). Um total de 65 espécies de peixes incluídas em 23 famílias já foi identificado na dieta da espécie. Os teleósteos são considerados a principal presa, embora a dieta inclua também cefalópodes e crustáceos. Seu comportamento alimentar indica que a espécie é generalista e oportunista (Di Benedetto, 2000; Oliveira, 2003).

A baía da Babitonga abriga populações de botos-cinza e toninhas, que ocorrem na área ao longo de todo o ano (Cremer, 2000; Cremer & Simões-Lopes, 2005). Nesta área estas espécies encontram-se em situação de simpatria direta (Bearzi, 2005). A sobreposição de nichos

pode modificar os hábitos de vida das espécies, como por exemplo, os padrões de forrageamento, que são uma forma de reduzir a competição (Begon *et al.*, 1996). Segundo Pauly *et al.* (1998), *P. blainvillei* e *S. fluviatilis* são espécies de nível trófico muito semelhante.

Este trabalho busca analisar os hábitos alimentares do boto-cinza e da toninha em situação de simpatria direta num ambiente estuarino, como é o caso da baía da Babitonga.

MATERIAL E METODOS

Coleta de amostras

As amostras foram obtidas a partir de animais encontrados mortos no estuário da baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, região sul do Brasil (26°02' - 26°28'S e 48°28' - 48°50'W). Os indivíduos encontram-se tombados nas coleções da UNIVILLE (Universidade da Região de Joinville) e UFSC (Universidade Federal de Santa Catarina).

Foram analisados oito estômagos de toninha e oito de boto-cinza, coletados entre os anos de 1994 e 2006 (Tabela 1). Todos os indivíduos foram encontrados no interior da baía da Babitonga ou nas imediações do canal de acesso.

Para cada carcaça recuperada foi realizada a biometria e determinação do sexo sempre que possível. O estômago foi retirado durante a necrópsia e amarrado na região anterior do esôfago e posterior do pilórico. A amostra foi congelada até a triagem. Os estômagos foram seccionados longitudinalmente e seu conteúdo lavado com água corrente sobre um jogo de 3 peneiras, com malhas de 2 mm, 850 µm e 425 µm. Os itens alimentares foram triados, sendo utilizados os otólitos *saggita* para identificação de teleósteos e bicos córneos para cefalópodes.

Análise dos Dados

Os otólitos foram separados em direito e esquerdo para então formar os pares, seguindo como referência seu tamanho. Para identificação foi utilizado preferencialmente o otólito esquerdo e, na sua ausência, o direito. A presença de um par, ou de apenas o otólito direito ou o esquerdo, indicou a presença de um peixe.

Para a identificação dos otólitos foi utilizado um microscópio estereoscópico, fazendo a comparação direta com a coleção de referência da UNIVILLE e com guias de identificação de otólitos (Corrêa & Vianna, 1992; Lemos *et al.*, 1992; Lemos *et al.*, 1995a; 1995b; Vollrath, 2005). As medidas foram tomadas em uma escala micrométrica com precisão de 0,01mm adaptada à ocular do microscópio estereoscópico. A captura das imagens e obtenção das medidas foi feita pela utilização do programa Image Pro Plus 3.0, acoplado a um microscópio estereoscópico Olympus SZ 40. Quando possível, dependendo do desgaste do otólito, o comprimento total de algumas espécies foram calculados a partir de equações de regressão

específicas de Corrêa & Vianna (1992), Lemos *et al.* (1992), Lemos *et al.* (1995a,1995b) e Vollrath (2005).

Tabela 1 – Dados sobre os indivíduos de *S. guianensis* e *P. blainvillei* recuperados para análise na baía da Babitonga e número de presas identificadas.

Nº Tombo	Sexo	CT (cm)	Data coleta	Nº presas
<i>Sotalia guianensis</i>				
UNIVILLE - 1006	M	148	29/11/00	23 te; 1 cr
UNIVILLE - 1016	M	198	17/09/01	30 te
UNIVILLE - 1033	M	168	27/10/02	31 te; 2 cr
UNIVILLE – 1034	M	135	14/02/03	7 ce
UNIVILLE – 1031	F	145	28/03/04	Vazio
UNIVILLE – 1040	M	159	21/12/05	13 te
UNIVILLE – 1052	M	167	25/04/06	27 te; 1 ce
UFSC – 1175	M	197	08/07/94	4 te
<i>Pontoporia blainvillei</i>				
UNIVILLE - 1010 ¹	F	138	16/07/01	13 ce
UNIVILLE – 1015	F	95,2	15/08/01	9 te; 2 ce
UNIVILLE – 1037	n. i.	118	08/09/02	35 te; 1 cr
UNIVILLE – 1042	n. i.	107	05/08/03	81 te
UNIVILLE – 1053	M	87,3	15/08/05	316 te
UNIVILLE – 1044	n.i.	73	13/01/06	59 te; 1 ce
UNIVILLE - 1056	M	109	23/06/06	34 te; 8 ce
UNIVILLE - 1062	M	111	13/09/06	8 ce

n. i. = sexo não identificado.

te = teleósteo; cr = crustáceo; ce = cefalópode.

1 = fêmea com um feto de 37 cm de comprimento.

Os otólitos não identificados foram quantificados e o total dividido por dois, estimando-se assim o número de exemplares para cada estômago. Os bicos de cefalópodes foram identificados por R. A. dos Santos com o auxílio da coleção de referência de cefalópodes do CEPESUL/ IBAMA (Centro de Pesquisa e Gestão de Recursos Pesqueiros do Litoral Sudeste e Sul/Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis). Para as estimações de comprimento do manto (ML) e peso total (TW) foram utilizadas as medidas de comprimento do rostro do bico inferior (LRL - *lower rostral length*) e superior (URL - *upper rostral length*). Todas as medidas foram tomadas sob lupa com ocular micrométrica ou paquímetro. As regressões para reconstrução dos pesos e comprimento do manto seguiram Santos (1999).

O tamanho das presas consumidas pelas toninhas e botos-cinza foi comparado através do teste t-student (para dados paramétricos; teste de Levene) ou Mann-Whitney, para dados não-paramétricos, utilizando os recursos do programa Statistica 6.0. Foi considerado um intervalo de confiança de 5%. Para cada presa identificada foi calculada a frequência numérica (FN)

(número total de indivíduos de um táxon dividido pelo número total de presas consumidas por todos os espécimes analisados) e a frequência de ocorrência (FO) (número de estômagos em que ocorre um táxon em particular dividido pelo número total de estômagos com presença de itens alimentares), seguindo as orientações de Clarke (1986). Foi realizada uma adaptação do índice de importância relativa (IIR) de Pinkas *et al.* (1971) em função do grande número de otólitos desgastados, para os quais não foi possível estimar a biomassa. Desta forma, o índice foi calculado como sendo:

$$\text{IIR} = \%FN \cdot \%FO.$$

Para estimar a amplitude de nicho trófico das espécies foi utilizado o índice de Levins (Krebs, 1999):

$$B = Y^2 / \sum N_j^2,$$

onde Y = número total de indivíduos amostrados e N_j = número de indivíduos encontrados usando o recurso j.

RESULTADOS

Foram recuperados 856 otólitos de peixes teleósteos, sendo 19,5 % no estômago dos botos-cinza e 80,5 % nos estômagos de toninhas. Cefalópodes foi o segundo item alimentar mais encontrado, num total de 71 bicos (20 % de botos-cinza e 80 % de toninhas) (Tabela 2). Crustáceos foram pouco representativos, com 3 indivíduos encontrados nos estômagos de botos-cinza e 1 no estômago de toninha. Foram identificados 307 teleósteos e 40 cefalópodes. Os camarões não puderam ser identificados devido ao avançado estado de decomposição, assim como os otólitos restantes (= 182). Um dos estômagos estava completamente vazio (UNIVILLE 1031). Apenas uma espécie, denominada “Morfortipo 1”, não foi identificada. Para muitos teleósteos não foi possível estimar o tamanho em virtude do elevado grau de desgaste da estrutura, que poderia levar a subestimações.

Os teleósteos foram as presas predominantes na dieta de ambas as espécies de cetáceos, com destaque para a família Scianidae. Contudo, em dois espécimens de toninha e um de boto-cinza foram encontrados apenas cefalópodes. Foram identificadas pelo menos 25 espécies de teleósteos, sendo 12 nos estômagos de toninhas e 19 em botos-cinza, com 6 espécies sendo consumidas por ambas. Para os cefalópodes, ambas as espécies predaram somente sobre *Lolliguncula plei*. A amplitude do nicho trófico foi estimada em 0,96 para o boto-cinza e 0,63 para a toninha. Os valores de FO, FN e IIR para cada espécie identificada encontram-se nas Tabelas 2 e 3.

Tabela 2 – Presas consumidas por *P. blainvillei* na baía da Babitonga com respectivos valores de número de indivíduos (N), frequência de ocorrência (FO), frequência numérica (FN), índice de valor de importância (IIR) e nível de importância (NI) de cada presa na dieta (□ = espécies compartilhadas com *S. guianensis*).

Família	Espécie	Nome vulgar	N	FO (%)	FN (%)	IIR	NI
Teleósteos							
Paralichthidae	<i>Paralichthys isosceles</i>	linguado	2	12,5	0,4	5	11
Engraulidae	□ <i>Cetengraulis edentulus</i>	manjubão	28	50	5,3	265	3
	□ <i>Anchoa filifera</i>	manjuba	6	37,5	1,1	41,25	7
Scianidae	□ <i>Lycengraulis grossidens</i>	manjubão	9	25	1,7	42,5	6
	□ <i>Stellifer brasiliensis</i>	canguá	20	37,5	3,8	142,5	4
	□ <i>Stellifer rastrifer</i>	canguá	119	50	22,7	1.135	1
	□ <i>Cynoscion leiarchus</i>	pescada-branca	4	12,5	0,8	10	10
	□ <i>Cynoscion microlepidotus</i>		2	12,5	0,4	1	12
	□ <i>Micropogonias furnieri</i>	corvina	2	12,5	0,4	5	8
	□ <i>Isopisthus parvipinnis</i>	pescada-malheira	8	37,5	0,8	30	11
Gerreidae	□ <i>Eugerres brasilianus</i>	carapeba	5	12,5	0,9	11,25	9
Clupeidae	<i>Opisthonema oglinum</i>	sardinha-bandeira	12	25	2,3	57,5	5
Morfotipo	Morfotipo1	...	147	25	28,1	702,5	2
Não identificados	159	50	30,4
Cefalópodes							
Loliginidae	□ <i>Lolliguncula brevis</i>	lula	32	62,5	100	6.250	1

Tabela 3 – Presas consumidas por *S. guianensis* na baía da Babitonga com respectivos valores de número de indivíduos (N), frequência de ocorrência (FO), frequência numérica (FN), índice de valor de importância (IIR) e nível de importância (NI) de cada presa na dieta (□ = espécies compartilhadas com *P. blainvillei*).

Família	Espécie	Nome vulgar	N	FO (%)	FN (%)	IIR	NI
Teleósteos							
Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>	linguado	2	28,6	1,7	48,62	9
Paralichthidae	<i>Citharichthys spilopterus</i>	linguado	8	14,3	6,7	95,81	7
	<i>Citharichthys arenaceus</i>	linguado	1	14,3	0,8	11,44	12
Cynoglossidae	<i>Symphurus tesselatus</i>	língua-de-mulata	1	14,3	0,8	11,44	12
Engraulidae	<i>Cetengraulis edentulus</i>	manjubão	6	28,6	5	143	5
	<i>Anchoa filifera</i>	manjuba	1	14,3	0,8	11,44	12
Scianidae	<i>Larimus breviceps</i>	oveva	1	14,3	0,8	11,44	12
	<i>Stellifer brasiliensis</i>	canguá	7	28,6	5,9	168,74	4
	<i>Cynoscion acoupa</i>	pescada-amarela	2	14,3	1,7	24,31	11
	<i>Cynoscion leiarchus</i>	pescada-branca	2	28,6	1,7	48,62	9
	<i>Conodon nobilis</i>	roncador	1	14,3	0,8	11,44	12
	<i>Micropogonias furnieri</i>	corvina	14	28,6	11,8	337,48	2
Mugilidae	<i>Mugil curema</i>	tainha	20	28,6	16,8	480,48	1
	<i>Mugil gaimardianus</i>	tainha	2	14,3	1,7	24,31	11
	<i>Mugil</i> sp	tainha	3	14,3	2,5	35,75	10
Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i>	caratinga-itê	13	28,6	10,9	311,74	3
	<i>Eugerres brasilianus</i>	carapeba	3	28,6	2,5	71,5	8
Clupeidae	<i>Pellona harroweri</i>	sardinha	3	14,3	2,5	35,75	10
Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>	peixe-espada	1	14,3	0,8	11,44	12
Morfotipo	Morfotipo1	...	5	28,6	4,2	120,12	6
Não identificados	23	85,8	19,3
Cefalópodes							
Loliginidae	<i>Lolliguncula brevis</i>	Lula	8	28,6	100	2.860	1

O tamanho dos cefalópodes consumidos diferiu entre as espécies. A toninha capturou presas de maior comprimento ($z = -3,38$; $n = 40$; $p < 0,05$) e biomassa ($z = -2,46$; $n = 40$; $p < 0,05$) em relação ao boto-cinza (Tabela 4). Não houve diferença no tamanho dos indivíduos de *Stellifer brasiliensis* predados por ambas as espécies ($t = 1,53$; $n = 26$; $p > 0,05$), assim como para *Cetengraulis edentulus* ($t = 0,95$; $n = 26$; $p > 0,05$). Apenas dois indivíduos de *Micropogonias furnieri* foram registrados no conteúdo estomacal de toninhas, o que impossibilitou uma comparação estatística com o conteúdo obtido no estômago do boto-cinza, mas os indivíduos predados pela toninha foram muito menores. No caso de *Anchoa filifera* o número de presas identificadas também foi muito pequeno para uma análise estatística, mas aparentemente o boto-cinza preda sobre indivíduos maiores que a toninha (Tabela 4). Para as espécies *Eugerres brasiliensis* e *Cynoscion leiarchus* não foi possível a comparação pelo elevado grau de desgaste de maior parte dos otólitos.

Tabela 4 – Presas consumidas por *S. guianensis* e *P. blainvillei* na baía da Babitonga com a média de comprimento total (cm) e desvio padrão para cada espécime.

Presas	Número de indivíduos		Comprimento total (cm)	
	<i>S. guianensis</i>	<i>P. blainvillei</i>	<i>S. guianensis</i>	<i>P. blainvillei</i>
Teleósteos				
<i>Achirus lineatus</i>	2	0	10,2 ± 1,1	-
<i>Citharichthys spilopterus</i>	9	0	11,3 ± 1,7	-
<i>Citharichthys arenaceus</i>	1	0	15,8	-
<i>Paralichthys isosceles</i>	0	2	-	5,6 ± 0,03
<i>Symphurus tessellatus</i>	1	0	14,2	-
<i>Cetengraulis edentulus</i>	5	21	10,1 ± 1,3	9,2 ± 1,9
<i>Anchoa filifera</i>	1	6	8,9	5 ± 0,2
<i>Lycengraulis grossidens</i>	...	9	...	1,01 ± 0,1
<i>Larimus breviceps</i>	...	0	...	-
<i>Stellifer brasiliensis</i>	7	19	8,5 ± 3,1	9,7 ± 0,9
<i>Stellifer rastrifer</i>	0	40	-	10,8 ± 1,1
<i>Cynoscion leiarchus</i>	2	...	9,7 ± 0,6	...
<i>Conodon nobilis</i>	...	0	...	-
<i>Micropogonias furnieri</i>	14	2	10,4 ± 3	4,1 ± 0,05
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	0	...	-	...
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0	8	-	5,7 ± 1,2
<i>Diapterus rhombeus</i>	...	0	...	-
<i>Eugerres brasiliensis</i>
<i>Pellona harroweri</i>	...	0	...	-
<i>Opisthonema oglinum</i>	0	...	-	...
<i>Trichiurus lepturus</i>	1	0	110	-
Cefalópodes				
<i>Lolliguncula brevis</i>	8	32	4,5 ± 0,3	5,5 ± 0,9

DISCUSSÃO

Ao longo de sua distribuição, no sudeste e sul do Brasil, a toninha tem uma dieta composta por 11 a 20 espécies de teleósteos (Pinedo, 1982; Bassoi, 1997; Di Benedetto, 2000; Oliveira, 2003). A dieta do boto-cinza, por outro lado, tende a apresentar uma maior riqueza, variando de 16 a 28 espécies de teleósteos, confirmando a tendência observada neste estudo (Di Benedetto, 2000; Santos *et al.*, 2002; Gurjão *et al.*, 2003; Oliveira, 2003; Di Benedetto & Siciliano, 2006).

Considerando o número de presas identificadas, ambas as espécies de cetáceos podem ser consideradas polípagas, o que caracteriza uma dieta generalista (Begon *et al.*, 1996). Ambas as espécies apresentam uma dieta relativamente ampla composta por espécies ecologicamente diversas, embora o boto-cinza apresente um nicho mais amplo que a toninha, da mesma forma que observado por Oliveira (2003).

Alguns estudos relacionados à dieta da toninha a tem caracterizado como especialista (Pinedo, 1982; Oliveira, 2003), apesar da grande variabilidade nos itens alimentares identificados ao longo de sua distribuição. Aspectos relacionados à morfologia da toninha têm subsidiado esta definição. O rosto longo, o número e forma dos dentes e a ausência do estômago anterior aparecem como as justificativas mais utilizadas. Contudo, estas características representam apenas condições primitivas ou plesiomórficas (Cassens *et al.*, 2000), e não podem ser considerados caracteres derivados relacionados à captura de determinado tipo de presa. Os dados existentes na literatura indicam que as principais presas consumidas pela toninha nas diferentes regiões estudadas são também as mais abundantes (Pinedo, 1982; Bassoi, 1997; Di Benedetto, 2000) e, desta forma, não se caracteriza um padrão de seletividade ou especialização alimentar. Sob este aspecto, a espécie demonstra um comportamento oportunista, predando sobre os recursos mais abundantes, segundo a definição de Begon *et al.* (1996). Esta característica poderia inclusive levar a espécie a uma mudança significativa nos padrões de forrageamento em decorrência da redução nos estoques pesqueiros. No litoral do Estado do Rio Grande do Sul, o decréscimo de *M. furnieri* na dieta da toninha foi diretamente associado à diminuição nos desembarques deste teleósteo (Bassoi & Secchi, 2000).

As características morfológicas da espécie podem explicar a seletividade quanto ao tamanho das presas consumidas, que na sua grande maioria não ultrapassam 10 cm de comprimento (Pinedo, 1982; Bassoi, 1997; Di Benedetto, 2000; Oliveira, 2003), mas isto não pode ser estendido às espécies consumidas. Contudo, ao sul da distribuição da toninha o tamanho das presas foi muito superior, atingindo até 67 cm para *M. furnieri* (Rodríguez *et al.*, 2002).

De forma contrária, o boto-cinza tem sido caracterizado como uma espécie oportunista (Di Benedetto, 2000; Oliveira, 2003). A espécie consome um maior número de presas, incluindo algumas de densidade populacional elevada. A maior riqueza de espécies observada na dieta do boto-cinza também já foi associada à captura de presas de diferentes tamanhos (Di Benedetto, 2000). Esta característica poderia estar relacionada a um maior potencial de captura do boto-cinza e a uma maior seletividade nos itens alimentares, dependendo da abundância destas presas. O consumo de presas pouco abundantes pode indicar uma seletividade na dieta, e não necessariamente oportunismo. A seleção dos itens alimentares pode estar relacionada ao seu valor energético e nutricional para a dieta do predador (Begon *et al.*, 1996). O hábito polígrafo não significa, necessariamente, a ausência de seletividade nos itens da dieta, dependendo da disponibilidade das presas no ambiente. Somente através de estudos que caracterizem as comunidades ictíicas na área de vida destas populações será possível ampliar o entendimento da ecologia trófica.

As três espécies de maior IIR na dieta de toninhas se caracterizam pelo tamanho reduzido, formação de grandes cardumes e abundância em ambientes estuarinos. No caso dos botos-cinza, as duas presas de maior IIR são espécies de grande porte e alto valor energético, que formam cardumes de tamanho médio. *Stellifer rastrifer* e *S. brasiliensis* têm o hábito de formar cardumes mistos, indicando certa seletividade por parte do boto-cinza, cuja dieta indicou apenas a presença de *S. brasiliensis*. Infelizmente, não foi possível identificar a espécie denominada “Morfotipo1”, que teve elevada importância na dieta de toninhas.

Variações na importância relativa das presas podem ser observadas nas diferentes regiões de ocorrências de cada uma das espécies, provavelmente refletindo variações na distribuição e abundância das populações ictíicas e, desta forma, a ordem de importância das presas não se mantém ao longo da distribuição. As duas espécies de maior valor de importância na dieta das toninhas diferem entre as regiões estudadas: no litoral do Estado do Rio de Janeiro *Stellifer* sp. e *Anchoa filifera* (Di Benedetto, 2000); no litoral norte do Estado do Paraná e sul de São Paulo *Pellona harroweri* e *Isopisthus parvipinnis* (Oliveira, 2003); na baía da Babitonga, litoral norte do Estado de Santa Catarina, *Stellifer rastrifer* e *Cetengraulis edentulus*; e no litoral sul do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, *Cynoscion guatucupa* e *Trichiurus lepturus* (Basso, 1997). Apenas no litoral centro-norte de Santa Catarina *S. rastrifer* também foi identificada como a mais importante na dieta de toninhas (Henrique-Garcia & Barreto, 2006).

Da mesma forma, observa-se que as espécies mais importantes para os botos-cinza também diferem entre as regiões, com duas a quatro espécies em destaque: no litoral do Estado do Rio de Janeiro *Trichiurus lepturus* e *Porichthys porossissimus* (Di Benedetto, 2000); no litoral norte dos

Estados do Paraná e sul de São Paulo *Diapterus rhombeus*, *Stellifer rastrifer*, *Stellifer* sp. e *Trichiurus lepturus* (Oliveira, 2003); na baía da Babitonga, litoral norte do Estado de Santa Catarina, *Mugil curema*, *Micropogonias furnieri*, *Diapterus rhombeus* e *Stellifer brasiliensis*. Contudo, algumas espécies mantêm um elevado IIR em diferentes regiões, como *T. lepturus* e *D. rhombeus*, indicando possivelmente alguma preferência alimentar.

Analisando o IIR das presas na dieta da toninha em outros trabalhos, observa-se uma tendência geral semelhante à observada neste estudo. Em geral, o valor das duas principais presas tem grande destaque, indicando que poucas espécies sustentam a dieta da toninha (Pinedo, 1982; Ott, 1994; Bassoi, 1997; Oliveira, 2003). Na dieta dos botos-cinza, o IIR das presas diminuiu gradualmente, conforme também observado por Oliveira (2003), demonstrando certo equilíbrio na contribuição das diferentes presas na dieta. Contudo, no Estado do Rio de Janeiro observa-se um padrão inverso, com destaque para quatro presas na dieta da toninha e duas presas na dieta do boto-cinza (Di Benedetto, 2000).

Marcucci & Cremer (2003) analisaram a dieta da toninha no litoral norte catarinense, incluindo espécimens recuperados fora do estuário da Babitonga. Dentre as espécies de presas identificadas, dois teleósteos e um cefalópode não foram encontrados no conteúdo estomacal dos indivíduos recuperados dentro do estuário da Babitonga: *Anchoa tricolor*, *Paralonchurus brasiliensis* e *Loligo plei*. Estas espécies se caracterizam pelo hábito costeiro, sendo raramente encontradas em águas estuarinas, indicando uma diferença local na dieta da espécie, possivelmente associada à fidelidade da população de toninhas ao estuário da Babitonga. A dieta dos cetáceos da baía da Babitonga se caracterizou pela presença de presas de ocorrência estuarina.

Em virtude do *n* amostral reduzido, não foi possível analisar a dieta de forma estratificada, por faixas etárias, sexo ou estação do ano. Variações na composição da dieta já foram observadas para o boto-cinza e para a toninha (Pinedo, 1982; Bassoi, 1997; Di Benedetto, 2000; Rodríguez *et al.*, 2002; Oliveira, 2003), como por exemplo, o maior consumo de cefalópodes por fêmeas prenhes e/ou lactantes. Este foi o caso do espécimen UNIVILLE 1010, uma fêmea grávida de toninha, cujo conteúdo estomacal era composto exclusivamente por cefalópodes.

Considerando o hábito de vida das presas, o comportamento alimentar de toninhas e botos-cinza incluiu a captura tanto na superfície como no fundo. Grande parte das presas se caracteriza pela formação de cardumes, o que por sua vez influencia no comportamento alimentar dos predadores. A predação sobre cardumes requer um comportamento coordenado do grupo a fim de ampliar a taxa de predação individual. A ocorrência de grandes agrupamentos em atividade de pesca foi relatada na área tanto para o boto-cinza (Cremer, 2000), como para a toninha (Cremer & Simões-Lopes, 2005). A presença de linguados na dieta da toninha é documentada pela primeira

vez, embora com baixo valor de importância. Para o boto-cinza foram registradas quatro espécies de linguado e comportamentos de pesca associados ao fundo, com a movimentação de sedimento (Rossi-Santos & Wedekin, 2006). Tal comportamento também foi observado diretamente na área de estudo (M. J. Cremer, observação pessoal).

Os cefalópodes tiveram maior importância na dieta da toninha, da mesma forma como já havia sido observado por Oliveira (2003), enquanto no Estado do Rio de Janeiro este grupo teve importância similar para as duas espécies de cetáceos (Di Benedetto, 2000). Os espécimens de *L. brevis* predados pelas toninhas foram maiores do que os predados pelos botos-cinza, padrão este também observado no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro no consumo de *L. plei* (Di Benedetto, 2000). Um padrão inverso foi observado por Oliveira (2003) para os estados de São Paulo e Paraná.

Loligo plei e *Loligo sanpaulensis*, identificadas na dieta da toninha e do boto-cinza em outras regiões (Basso, 1997; Oliveira, 2003; Di Benedetto & Siciliano, 2006), são espécies amplamente distribuídas ao longo da costa catarinense (Perez, 2002). Contudo, *Lolliguncula brevis* foi a única espécie de lula confirmada na dieta de ambas neste estudo. O gênero *Lolliguncula* é o único dentre os cefalópodes que apresenta espécies que toleram baixas salinidades, ocorrendo em estuários (Vecchione, 1991).

Os dados indicam que as principais tendências na dieta da toninha e do boto-cinza se mantiveram mesmo em situação de simpatria direta das populações. Neste aspecto, podem ser consideradas as informações referentes à variação do IIR entre os itens da dieta, diferenças no tamanho das presas, importância de teleósteos e cefalópodes na dieta e diferenças no número de espécies predadas. O tamanho de algumas presas também foi semelhantes ao registrado em outras regiões (Basso, 1997; Santos *et al.*, 2002; Oliveira, 2003; Di Benedetto, 2000; Di Benedetto & Siciliano, 2006). A manutenção do mesmo nicho alimentar em área de simpatria com uma espécie potencialmente competidora pode ser explicada pela abundância dos recursos, reduzindo desta forma os efeitos da competição. De maneira geral, as espécies de maior valor de importância para cada espécie de cetáceo não se sobrepõe e este fato certamente contribui na co-ocorrência das populações.

Evidências relacionadas à dieta e distribuição indicam que tanto a população de botos-cinza como de toninhas possam ser residentes no estuário da baía da Babitonga. No caso do boto-cinza, estudos de fotoidentificação confirmam que boa parte da população apresenta alto grau de fidelidade à área (Hardt, 2005). Desta forma, os dados de dieta reforçam a importância da baía da Babitonga para estas populações, pois oferece um habitat seguro contra predadores e disponibilidade contínua de alimento.

REFÊRENCIAS

- Barbosa, L. A.; e Barros, N. B. (2006), Aspectos da distribuição, biologia e captura acidental do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral do Espírito Santo, Brasil. Trabalho apresentado no Workshop on Research and Conservation of the genus *Sotalia*, 19-23 junho, Armação de Búzios, Rio de Janeiro
- Bassoi, M. (1997), Avaliação da dieta alimentar de toninhas, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844), capturadas acidentalmente na pesca costeira de emalhe, no sul do Rio Grande do Sul. Monografia de Bacharelado, Fundação Universidade de Rio Grande, Rio Grande, Brasil.
- Bassoi, M.; e Secchi, E. (2000), Temporal variation in the diet of franciscana *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) as a consequence of fish stocks depletion off southern Brazil. Trabalho apresentado no IV Workshop para a Coordenação da Pesquisa e Conservação da Franciscana, *Pontoporia blainvillei*, no Atlântico Sul Ocidental, 5-9 novembro, Porto Alegre, Rio Grande do Sul
- Bearzi, M. (2005), Dolphin sympatric ecology. *Mar Biol Res.*, **1**, 165-175
- Begon, M.; Harper, J. L.; e Townsend, C. R. (1996), *Ecology - individuals, populations and communities*. 3 ed. Blackwell Science, Oxford
- Borobia, M.; e Barros, N. B. (1989), Notes on the diet of marine *Sotalia fluviatilis*. *Mar Mamm Sci.*, **5**, 395-399
- Bowen, W. D.; e Siniff, D. B. (1999), Distribution, population biology, and feeding ecology of marine mammals. In-*Biology of marine mammals*, ed. J. E. Reynolds III & S. A. Rommel. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 423-484
- Carr, T.; e Bonde, R. K. (2000), Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) occurs in Nicaragua, 800 km of its previously known range. *Mar Mamm Sci.*, **16**, 447-452
- Cassens, I.; Vicario, S.; Waddell, V. G.; Balchowsky, H.; Van Belle, D.; Ding, W.; Fan, C.; Mohan, R. S. L.; Simões-Lopes, P. C.; Bastida, R.; Meyer, A.; Stanhope, M. J.; e Milinkovitch, M. C. (2000), Independent adaptation to riverine habitats allowed survival of ancient cetacean lineages. *Proced Nat Ac Sci.*, **97**, 11343-11347
- Clarke, M. R. (1986), Cephalopods in the diet of odontocetes. In- *Research on dolphins*, ed. M. M. Bryden & R. Harrison. Clarendon Press, Oxford, pp. 281-321
- Corrêa, M. F.; e Vianna, M. S. (1992), Catálogo de Scianidae (Osteichthyes - Perciformes) do litoral do Estado do Paraná, Brasil. *Nerítica*, **7**, 13-41
- Cremer, M. J. (2000), Ecologia e conservação de *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, Brasil.
- Cremer, M. J.; e Simões-Lopes, P. C. (2005), The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil. *Revta Bras Zool.*, **22**, 717-723

- Crespo, E. A.; Harris, G.; e González, R. (1998), Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Mar Mamm Sci.*, **14**, 845-849
- Di Benedetto, A. P. M. (2000), Ecologia alimentar de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) na costa norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes, Brazil.
- Di Benedetto, A. P. M.; e Siciliano, S. (2006), Stomach contents of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) from Rio de Janeiro, south-eastern Brazil. *J Mar Biol Ass United Kingdom*, in press.
- Emerim, E. G. (1994), Contribuição para o conhecimento dos hábitos alimentares de delfínídeos (Mammalia, Cetacea, Odontoceti, Delphinidae) nas proximidades da Ilha de Santa Catarina, SC, Brasil. Monografia de Bacharelado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Fitch, J. E.; e Brownell, R. L. Jr. (1968), Fish otoliths in cetacean stomachs and their importance in interpreting feeding habits. *J Fish Res Bd Canada*, **25**, 2561-2574
- Fitch, J. E.; e Brownell, R. L. Jr. (1971), Food habits of the franciscana *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Platanistidae) from South America. *Bull Mar Sci.*, **21**, 626-636
- Gurjão, L. M. de; Furtado-Neto, M. A. A.; Santos, R. A. dos; e Cascon, P. (2003), Feeding habits of marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, at Ceará State, northeastern Brazil. *Lat Am J Aq Mamm.*, **2**, 117-122
- Hardt, F. A. S. (2005), Padrões de residência do golfinho *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.
- Henrique-Garcia, J.; e Barreto, A. S. (2006), Análise qualitativa e quantitativa de conteúdos estomacais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) capturadas acidentalmente no litoral centro-norte de Santa Catarina, Brasil. Trabalho apresentado na 1ª Reunião Internacional sobre el estudio de los Mamíferos Acuáticos, 5-9 novembro, Mérida, Yucatán
- Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (2001), *Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação, versão II*. 2.ed. Editora do IBAMA, Brasília
- Krebs, C. J. (1999), *Ecological methodology*. Benjamin/Cummings, Menlo Park
- Lemos, P. H. B.; Corrêa, M. F.; e Abilhôa, V. (1992), Catálogo de Otólitos de Gerreidae (Osteichthyes - Perciformes) no litoral do estado do Paraná, Brasil. *Nerítica*, **7**, 109-117
- Lemos, P. H. B.; Corrêa, M. F.; e Pinheiro, P. C. (1995a), Catálogo de Otólitos de Clupeidae (Clupeiformes - Osteichthyes) no litoral do estado do Paraná, Brasil. *Nerítica*, **38**, 747-759
- Lemos, P. H. B.; Corrêa, M. F.; e Pinheiro, P. C. (1995b), Catálogo de Otólitos de Engraulidae (Clupeiformes - Osteichthyes) no litoral do estado do Paraná, Brasil. *Nerítica*, **38**, 731-745
- Marcucci, A.; e Cremer, M. J. (2003), Estudo da ecologia alimentar de *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) na região da Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. *Cad Inic Pesq.*, **5**, 51-59
- Oliveira, M. R. (2003), Ecologia alimentar de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Delphinidae e Pontoporiidae) no litoral sul do Estado de São Paulo e litoral do Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.

- Ott, P. H. (1994), Estudo da ecologia alimentar de *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1884) (Cetacea, Pontoporiidae) no litoral norte do Rio Grande do Sul, Sul do Brasil. Monografia de Bacharelado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brasil.
- Pauly, D.; Trites, A. W.; Capuli, E.; e Christensen, V. (1998), Diet composition and trophic levels of marine mammals. *J Mar Sci.*, **55**, 467-481
- Perez, J. A. A. (2002), Biomass dynamics of the squid *Loligo plei* and the development of a small-scale seasonal fishery off Southern Brazil. *Bull Mar Sci.*, **71**, 633-651
- Pierce, G. J.; e Boyle, P. R. (1991), A review of the methods for diet analysis in piscivorous marine mammal. *Oceanogr Mar Biol Ann Ver.*, **29**, 409-486
- Pinedo, M. C. (1982), Análise dos conteúdos estomacais de *Pontoporia blainvillei* (Gervais e D'Orbigny, 1844) e *Tursiops geophysreus* (Lahille, 1908) (Cetacea, Platanistidae e Delphinidae) na zona estuarina e costeira de Rio Grande, RS, Brasil. Dissertação de Mestrado, Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande, Brasil.
- Pinkas, L.; Oliphant, M. S.; e Iverson, I. L. K. (1971), Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in Californian waters. *Cal Fish Game*, **152**, 1-105
- Rodríguez, D.; Rivero, L.; e Bastida, R. (2002), Feeding ecology of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in marine and estuarine waters of Argentina. *Lat Am J Aq Mamm.*, **1**, 77-94
- Rossi-Santos, M. R.; e Wedekin, L. L. (2006), Evidence of bottom contact behavior by estuarine dolphins (*Sotalia guianensis*) on the eastern coast of Brazil. *Aq Mamm.*, **32**, 140-144
- Santos, R. A. (1999), Cefalópodes nas relações tróficas do sul do Brasil. Tese de Doutorado, Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande, Brasil.
- Santos, M. C. O.; Rosso, S.; Santos, R. A.; Lucato, S. H. B.; e Basso, M. (2002), Insights on small cetacean feeding habits in southeastern Brazil. *Aq Mamm.*, **28**, 38-45
- Siciliano, S. (1994), Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. *Rep Int Whal Comm.*, **15**, 241-250
- Simões-Lopes, P. C. (1988), Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis*, Gervais 1853, (Cetacea, Delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, **1**, 57-62
- Vecchione, M. (1991), Observations on the paralarval ecology of a euryhaline squid, *Lolliguncula brevis* (Cephalopoda: Loliginidae). *Fish Bull.*, **89**, 515-521
- Vollrath, F. (2005), Análise morfométrica dos otólitos de Pleuronectiformes. Monografia de Bacharelado, Universidade da Região de Joinville, Joinville, Brasil.
- Zanelatto, R. C. (2001), Dieta do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) no complexo estuarino da Baía de Paranaguá e sua relação com a ictiofauna estuarina. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, Brasil.

CAPÍTULO 6
DISPONIBILIDADE DE PRESAS E DISTRIBUIÇÃO DE CETÁCEOS
NO ESTUÁRIO DA BAÍA DA BABITONGA: OPORTUNISMO OU
SELETIVIDADE?

**DISPONIBILIDADE DE PRESAS E DISTRIBUIÇÃO DE
CETÁCOES NO ESTUÁRIO DA BAÍA DA BABITONGA:
OPORTUNISMO OU SELETIVIDADE?**

Resumo

A distribuição das presas é considerada um dos principais fatores que influencia a distribuição de populações de pequenos cetáceos, principalmente na zona costeira. Foram analisadas as comunidades ictíicas em áreas de concentração e áreas não utilizadas por *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei*, assim como a distribuição espacial destas espécies. As áreas de concentração se caracterizaram pela abundância das principais espécies de presas da toninha, que em geral dominaram a comunidade. O canal de acesso, raramente utilizado, apresentou uma abundância reduzida das presas. O inverno foi o período mais crítico pela redução da biomassa das presas, com exceção da área da Ilha do Mel. Esta área não foi utilizada pelas toninhas, embora os botos-cinza a tenham utilizado em algumas ocasiões. A pouca utilização da área pode ser atribuído à sua baixa qualidade ambiental, em comparação às outras áreas. As principais espécies de teleósteos predadas pela toninha foram selecionadas em função do tamanho, da mesma forma que para o boto-cinza. Dentre as 7 espécies de presas compartilhadas pelas espécies, a toninha predou os maiores indivíduos de 2 espécies. Os dados corroboram a hipótese de que a toninha é generalista e oportunista na sua dieta, predando sobre os recursos mais abundantes. O boto-cinza, embora também generalista, seleciona presas de ocorrência reduzida. A toninha pode ter um importante papel no controle populacional das espécies de peixe dominantes nas comunidades ictíicas.

Palavras-chave: *Pontoporia blainvillei*; *Sotalia guianensis*; forrageamento; ictiofauna; distribuição; seletividade; oportunismo; biomassa, presa-predador.

1. Introdução

Os cetáceos são um dos principais predadores de topo de cadeia nos ambientes marinhos, tanto costeiros quanto oceânicos, assumindo um importante papel no fluxo energético destes ecossistemas (Bowen e Siniff, 1999). Vários fatores ambientais têm sido analisados buscando explicar os padrões de distribuição e uso de habitat destas espécies. Dentre eles, a relação com temperatura da água (Gaskin, 1968; Au e Perryman, 1985), distância da costa (Karczmarski et al., 2000; Edwards e Schnell, 2001), profundidade (Würsig e Würsig, 1979, 1980; Shane, 1990), movimentação da maré (Würsig e Würsig, 1979; Shane, 1990; Félix, 1994; Bordino et al., 1999; Edwards e Schnell, 2001), hora do dia (Geise, 1991), velocidade das correntes (Irvine et al., 1981) e topografia de fundo (Hui, 1979; Baumgartner, 1997; Selzer e Payne, 1988; Cañadas et al., 2002; Ingram e Rogan, 2002). Contudo, na maioria dos casos acredita-se que os parâmetros ambientais afetem diretamente as espécies de presas, interferindo conseqüentemente nas populações de golfinhos (Wells et al., 1980; Shane et al., 1986; Selzer e Payne, 1988; Baumgartner, 1997; Acevedo-Gutiérrez e Parker, 2000; Hastie et al., 2004). A disponibilidade e distribuição do recurso alimentar são consideradas fator-chave no uso de habitat para vários predadores, tanto no ambiente terrestre como marinho (Acevedo-Gutiérrez e Parker, 2000; Castro, 2003; Hastie et al., 2004). Desta forma, flutuações na abundância das presas ou variações no uso de habitat inevitavelmente interferem na distribuição de seus predadores, com

dinâmicas associadas às estações do ano (Hui, 1979), aos períodos do dia (Edwards e Schnell, 2001) e a perturbações de origem antrópica ou natural, entre outras.

Regiões estuarinas, assim como suas regiões costeiras próximas, são áreas de grande importância para a produtividade pesqueira (Corrêa, 1987; Pauly, 1988; Pauly e Yáñez-Arancibia, 1994). Estes habitats são compostos por um mosaico de ambientes, com uma complexidade estrutural que favorece a riqueza de espécies ictíicas (Gratwicke e Speight, 2005). A transferência de energia na cadeia trófica, o armazenamento de energia e a transformação do potencial energético dos detritos são algumas das funções ambientais atribuídas à ictiofauna dos ambientes estuarinos (Yáñez-Arancibia e Nugent, 1977).

A baía da Babitonga é um importante refúgio para *Pontoporia blainvillei*, a toninha, cuja população vive em simpatria com uma população de *Sotalia guianensis*, o boto-cinza (Cremer e Simões-Lopes, 2005). Ambas as espécies apresentam uma distribuição heterogênea nesta área, com a ocorrência de áreas de concentração, de elevado grau de sobreposição entre as espécies, e áreas raramente utilizadas (Cremer, 2000; Cremer e Simões-Lopes, 2005, Cap. 3; Cap. 4). O presente trabalho teve como objetivo analisar as comunidades ictíicas em áreas de concentração de *P. blainvillei* e *S. guianensis* na baía da Babitonga, assim como em áreas raramente utilizadas. Associando estas informações à dieta de ambas, procurou-se compreender o comportamento destes predadores e a influência das presas sobre seu uso de habitat.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

A baía da Babitonga localiza-se na região sul do Brasil, entre as coordenadas geográficas 26°02'-26°28'S e 48°28'-48°50'W (Fig. 1). Sua superfície compreende uma área com cerca de 160 km², um comprimento máximo de 20 km e até 5 km de largura. A profundidade atinge 28 metros no canal principal de acesso, com uma média de 6 metros e áreas extremamente rasas que ficam expostas na maré baixa, chamadas coroas ou bancos de areia. A variação da maré atinge uma amplitude de 2,3 metros, segundo a Tábua de Marés publicada pela Capitania dos Portos para o porto de São Francisco do Sul. Atualmente a comunicação com o Oceano Atlântico ocorre apenas através do canal principal de acesso, com cerca de 1.7 km de largura, situado a nordeste.

A baía da Babitonga comporta a última grande formação de manguezal do Hemisfério Sul. Suas margens são formadas por manguezais, praias arenosas e margens rochosas, apresentando em seu interior várias ilhas, lajes ou planícies de maré.

2.2 Coleta de dados sobre a distribuição de cetáceos

Dados sobre a distribuição das populações de cetáceos foram obtidos através de varreduras (*survey*), adaptado de Mann (1999). Mensalmente duas equipes percorreram simultaneamente rotas pré-estabelecidas (Rota A = 49 km e Rota B = 30 km), cobrindo toda a área da baía (Fig. 2). Foram utilizados dois barcos com aproximadamente cinco metros de comprimento e motores de popa de 15 e 60 Hp. Os barcos mantiveram uma velocidade constante de cerca de 20 km/h. A cada avistamento de um grupo de cetáceos foi feita a aproximação para o registro da espécie, tamanho de grupo, profundidade e horário, além da localização geográfica. A observação do grupo ocorreu por um período máximo de 5 minutos, quando então o barco retornou à rota. Desta forma, objetivou-se obter uma

“fotografia” da distribuição das populações, registrando a posição dos grupos no menor tempo possível. Ambos os barcos estavam equipados com receptor GPS, fichas de campo e binoculares 7 x 50. As amostragens foram conduzidas apenas em condição de mar com Beaufort entre 0 e 1, considerada viável para o avistamento de ambas espécies de cetáceos (principalmente no caso de *P. blainvillei*, cuja detecção é mais difícil). Caso a condição de mar sofresse alterações ao longo do percurso, este era interrompido, com a utilização dos dados obtidos até o momento.

No primeiro ano (fevereiro/2004 – janeiro/2005) as varreduras foram realizadas de uma a três vezes ao mês, enquanto que no segundo ano (fevereiro/2005 a janeiro/2006) foram realizadas quatro varreduras mensais. Em função das condições de mar, não foi possível definir previamente um horário para a realização das varreduras. A grande maioria foi realizada durante a manhã devido às condições do mar, que em geral são melhores neste período.

2.3 Coleta de dados de ictiofauna

Foram definidas quatro áreas para análise da comunidade ictíica com base no conhecimento prévio da distribuição das populações de cetáceos, considerando-se áreas de uso e áreas não utilizadas (Cremer et al., 2004; Cremer e Simões-Lopes, 2005) (Fig. 3). As coletas de ictiofauna foram bimestrais, entre os períodos de abril de 2004 a julho de 2005, com exceção da área Ilha do Mel (IM). Esta situa-se na região mais interna do estuário e caracteriza-se pela baixa ocupação de cetáceos. Para esta área foram utilizados os dados obtidos a partir do trabalho de Corrêa et al. (2006), coletados no ano de 2003. A realização

de amostragens sistemáticas na baía neste período, voltadas a obtenção de estimações populacionais (Cap. 3; Cap. 4), demonstram que a distribuição dos cetáceos neste período foi similar à obtida neste estudo, possibilitando assim a utilização dos dados de ictiofauna. A área do Canal de Acesso (CA) representa a porção mais externa da baía, onde os registros de *S. guianensis* são mínimos e não existem registros de toninhas. As áreas Laranjeiras (LR) e Ilha da Rita (IR) correspondem à porção central da baía e ambas constituem as principais áreas de concentração das populações. Para a captura dos peixes bentônicos e/ou demersais no infralitoral foram utilizados arrastos com rede de portas, com duração de 5 minutos cada lance, com a realização de 2 lances a cada coleta. Para a captura dos peixes pelágicos foram utilizadas redes de espera fixas com diferentes aberturas de malha (4, 7 e 14 cm entre nós opostos). Cada rede tinha em média 70 metros de comprimento e 2 metros de altura, e ficaram instaladas por 6 horas. Desta forma, a amostragem foi realizada no intervalo entre a preamar e baixa-mar.

Na planície de maré, as amostragens foram realizadas através de arrastos de praia, com rede de picaré. A rede tinha 100 metros de comprimento e 5 metros de altura no ensacador, e malha de 2 cm entre nós opostos. Para complementação das amostragens foram realizados lances esporádicos de tarrafa. Para a ictiofauna de ambientes de gamboa foi empregada a rede do tipo *fike*, com malha de 1,5 cm no amostrador, por um período de 6 horas. Os peixes capturados foram acondicionados em sacos plásticos, devidamente etiquetados, colocados em recipientes de isopor com gelo e a seguir transportados para o laboratório.

2.4 Análise dos dados

Os dados de distribuição dos cetáceos foram plotados numa base digital georeferenciada da baía utilizando os recursos do programa Mapinfo Professional 4.1[®], gerando mapas sazonais de distribuição para cada espécie.

Os peixes foram identificados em laboratório utilizando a literatura especializada (Figueiredo e Menezes, 1978, 1980, 2000; Menezes e Figueiredo, 1980, 1985). Na biometria foram registrados o comprimento total e peso de cada indivíduo.

Para a análise de similaridade entre as comunidades de cada área, os valores de ocorrência numérica das espécies foram utilizados para o cálculo do coeficiente de similaridade de Bray-Curtis, a partir do qual foi produzida uma matriz de similaridade utilizando o programa Primer 5.0[®].

Na análise da ictiofauna relacionada à dieta dos cetáceos, foi utilizada a lista de espécies da dieta dos botos-cinza e toninhas do estuário da baía da Babitonga apresentada no Cap. 5, assim como os valores do índice de importância relativa de cada espécie. A representatividade na biomassa da comunidade ictíica foi calculada para cada espécie de presa considerando o percentual de sua biomassa em relação à biomassa de toda a comunidade a cada estação. Desta forma foi possível avaliar também a seletividade dos cetáceos quanto às espécies predadas, considerando a representatividade de sua biomassa. Para analisar a seletividade, também foi comparado o comprimento total dos indivíduos coletados na baía e aqueles identificados no conteúdo estomacal (dados obtidos do Cap. 5). Neste caso, foram utilizadas apenas as amostras de teleósteos coletadas na estação correspondente à coleta do exemplar cujo conteúdo estomacal foi analisado. Os dados foram testados quanto a homogeneidade de suas variâncias (teste de Levene) e distribuição

normal utilizando-se o programa Statistica 6.0. Para os dados paramétricos foi utilizado o teste t-student e para dados não-paramétricos Mann-Whitney. Diferenças sazonais e entre as áreas amostrais para o comprimento total das presas foram analisadas utilizando ANOVA, para dados paramétricos, e Kruskal-Wallis, para dados não-paramétricos. Quando o n amostral de uma determinada variável foi muito baixo (< 5), esta foi retirada da análise. Nas análises realizadas entre dois conjuntos de dados utilizou-se teste t-student (para dados paramétricos) ou Mann-Whitney (para dados não-paramétricos). As análises estatísticas foram efetuadas através do programa Statistica 6.0[®] e o intervalo de confiança utilizado foi de 5%.

3. Resultados

3.1 Distribuição de *P. blainvillei* e *S. guianensis*

Foram registrados 66 grupos de toninhas e 188 grupos de boto-cinza durante as amostragens. Seguindo o pressuposto inicial do trabalho, ambas as espécies mantiveram sua área de concentração entre a Ilha da Rita e Laranjeiras ao longo do ano (Fig. 4; Fig. 5). As toninhas dispersaram mais no inverno, ocupando áreas no sentido do canal de acesso, e a ocupação mais intensa da área de Laranjeiras ocorreu no verão. Os botos-cinza distribuíram-se ao longo de uma área mais ampla, abrangendo a Ilha do Mel, na primavera e inverno, e o canal de acesso, do verão ao inverno. Embora a área de concentração do boto-cinza estivesse muito sobreposta à de toninhas, a área ocupada por esta espécie foi maior.

3.2 Participação das presas na comunidade ictíica

Das 95 espécies de peixes teleósteos capturadas na baía da Babitonga, pelo menos 25 (26%) foram identificadas no estômago dos cetáceos (Cap. 5) (Anexo1). Dentre as espécies incluídas na dieta, quatro não foram capturadas nas amostragens. A manjuba, *Anchoa filifera*, o linguado, *Paralichthys brasiliensis*, e a carapeba, *Eugerres brasilianus*, são espécies comuns em estuários e sua ausência nas amostragens pode ser atribuída às características dos petrechos de pesca. O coró-de-listra, *Conodon nobilis*, pode ser considerada uma espécie rara em ambientes estuarinos e a complexidade estrutural do ambiente torna difícil a captura de alguns peixes em determinados ambientes.

Analisando a contribuição das presas na biomassa da comunidade ictíica, observa-se que, na maioria dos casos, estas contribuíram com mais de 50% da biomassa (Tab. 1). Na Ilha do Mel a biomassa de presas foi maior em todas as estações. O inverno foi o período mais crítico para os cetáceos na baía, pois a biomassa das presas foi muito baixa, variando de 13,5 a 15,4%, com exceção da Ilha do Mel. O verão e o outono foram as estações de maior abundância de presas na baía. Dentre as presas, apenas seis espécies apresentaram biomassa superior a 10%, quando analisada cada região por estação do ano (Tab. 1).

3.2.1 Espécies comuns à dieta de *P. blainvillei* e *S. guianensis*

Os cetáceos compartilharam pelo menos seis presas na Babitonga (Cap. 5). O manjubão, *Cetengraulis edentulus*, foi de considerável importância na dieta da toninha (posição 3 no índice de importância relativa) e de importância reduzida para o boto-cinza (posição 5 no índice), segundo os dados do Cap. 5. A espécie esteve praticamente ausente

na IR, mas representou 40,4% da biomassa da IM na primavera e 16,2% no inverno. Sua importância também foi marcante na LR (primavera) e no CA (verão). O comprimento total da espécie variou entre as áreas e na IM foram capturados os maiores indivíduos ([H (1.461; 2) = 936,21; $p < 0,05$]). Os menores indivíduos foram capturados no outono e os maiores no verão ([H (1.458; 3) = 208,99; $p < 0,05$]). A toninha não selecionou as presas com relação ao tamanho dos indivíduos ($t = 0,45$; $n = 404$; $p > 0,05$), da mesma forma que o boto-cinza ($t = -0,23$; $n = 404$; $p > 0,05$). O tamanho das presas capturadas por toninhas e botos-cinza não diferiu (Cap. 5). O canguá, *Stellifer brasiliensis*, também foi uma presa importante na dieta da toninha e do boto-cinza; para ambas o índice de valor de importância esteve na posição 4 (Cap. 5). No verão verificou-se uma concentração na IM, totalizando 31,9% da biomassa. O outono se caracterizou como um período de grande abundância da espécie, que chegou a totalizar 44,7% da biomassa na LR e 28,2% na IR. Não houve diferença no comprimento total entre as estações analisadas ([H (5.193; 2) = 1,83; $p > 0,05$]). Os maiores indivíduos foram registrados no CA ([H (5.193; 3) = 68,24; $p < 0,05$]). A toninha e o boto-cinza demonstraram preferência pelos indivíduos menores (*P. blainvillei*: $t = 6,44$; $n = 477$; $p < 0,05$; *S. guianensis*: $z = 3,24$; $n = 465$; $p < 0,05$), mas não houve diferença no tamanho das presas selecionadas entre os predadores (Cap. 5). *S. brasiliensis* entra nos estuários para desova, com períodos de grande abundância, seguidos de períodos de ausência. Forma grandes cardumes de hábito demersal, permanecendo ao longo da costa fora do período reprodutivo.

A pescada-branca, *Cynoscion leiarchus*, não teve grande valor de importância para nenhuma espécie de cetáceo (Cap. 5) e sua biomassa foi reduzida nas capturas. Esteve ausente no inverno, sendo pouco representativa na primavera (Tab. 1). Os indivíduos desta

espécie foram maiores no verão ($z = 2,17$; $n = 390$; $p < 0,05$), seu período de maior ocorrência, e a Ilha do Mel concentrou os maiores exemplares ($[H(390; 3) = 71,86$; $p > 0,05]$), onde a representatividade da espécie foi maior na biomassa ictíca.

A corvina, *Micropogonias furnieri*, foi a segunda espécie mais importante na dieta do boto-cinza, com reduzida importância para a toninha. O período de maior abundância da espécie foi o verão, enquanto no inverno apenas um indivíduo foi capturado (Tab. 1). O verão se caracterizou também pela presença dos maiores indivíduos ($z = 3,35$; $n = 108$; $p < 0,05$). Embora tenham sido confirmados apenas dois indivíduos no conteúdo estomacal da toninha, o tamanho destes foi muito menor do que a média da comunidade (média = 12,48 cm), assim como também em relação aos indivíduos predados pelo boto-cinza. O boto-cinza selecionou presas maiores do que a média da comunidade ($z = -2,23$; $n = 58$; $p < 0,05$). Na IR foram encontrados os maiores exemplares ($F_{2;107} = 89,34$; $p < 0,05$). Em termos de biomassa, contudo, a maior representatividade ocorreu na área CA, durante o verão (Tab. 1).

3.2.2 Espécies exclusivas da dieta de *P. blainvillei*

Dentre as 12 espécies de teleósteos identificadas na dieta da toninha, seis foram consumidas exclusivamente por esta espécie, sendo que o linguado, *Paralichthys brasiliensis*, não foi capturado nas amostragens. O canguá, *Stellifer rastrifer*, a espécie de maior importância na dieta, foi também a mais abundante na comunidade ictíca da baía. Esteve ausente das amostragens apenas nas estações de verão e inverno no CA (Tab. 1). No verão, *S. rastrifer* chegou a representar 46,3% da comunidade na IR, enquanto na LR totalizou 75,4%. No inverno a espécie foi abundante apenas na IM, representando 41,2% da

comunidade. Diferenças marcantes foram observadas no comprimento total de *S. rastrifer* entre as estações, com os maiores indivíduos presentes no verão e os menores no outono ([H (8.603; 3) = 1.102; $p < 0,05$]). A preferência por indivíduos menores foi confirmada, com média de 10,8 cm ($t = 4,34$; $n = 629$; $p < 0,05$). Quando comparadas as áreas, os maiores indivíduos foram registrados na LR e os menores na CA ([H (1.461; 3) = 234,7; $p < 0,05$]).

A importância relativa das outras espécies na dieta das toninhas foi reduzida (Cap. 5) e foram pouco representativas na biomassa ictíica da baía. A sardinha-bandeira, *Opisthonema oglinum*, foi capturada principalmente na IM, com exceção do verão, tendo sido também encontrada na CA (Tab. 1). A pescada-malheira, *Isophistus parvipinnis*, teve sua ocorrência associada principalmente às áreas CA e LR, com exceção do inverno, mas não houve diferença no comprimento total dos indivíduos entre as áreas ([H (68; 2) = 0,81; $p > 0,05$]). O verão destacou-se pela presença dos indivíduos menores e a primavera pelos maiores ($F_{2,68} = 456,49$; $p < 0,05$). A toninha selecionou esta espécie de presa pelo tamanho, preferindo indivíduos menores ($z = 3,94$; $n = 55$; $p < 0,05$). O manjubão, *Lycengraulis grossidens*, esteve ausente na primavera, com os maiores indivíduos no outono/verão ([H (74; 2) = 34,26; $p < 0,05$]). Sua presença na IM foi rara e os maiores indivíduos estiveram presentes na CA ([H (74; 2) = 23,19; $p < 0,05$]). Apenas quatro indivíduos de pescada-bicuda, *Cynoscion microlepidotus*, foram capturados, em diferentes áreas e estações.

3.2.3 Espécies exclusivas da dieta de *S. guianensis*

Dentre as 19 espécies de teleósteos identificadas na dieta do boto-cinza, 13 foram consumidas exclusivamente por esta espécie. Destas, apenas o coró-de-listra, *Conodon nobilis*, não foi capturada nas amostragens de campo. As espécies de maior importância relativa foram também as mais abundantes dentre as presas de consumo exclusivo do boto-cinza. A caratinga-itê, *Diapterus rhombeus*, esteve presente em todas as áreas e em todas as estações, com exceção do inverno na IR (Tab. 1). A biomassa desta espécie foi representativa apenas na CA durante a primavera (24,4%) e na IM no inverno (17,3%), estando ausente ou em valores mínimos nas outras estações e/ou áreas. Diferenças no tamanho dos indivíduos (CT) foram observadas entre estações ([H (832; 3) = 304,35; $p < 0,05$]), com os maiores indivíduos no verão. Os maiores indivíduos foram registrados na IR ([H (832; 3) = 325,96; $p < 0,05$]). A tainha, *M. curema*, teve maior representatividade no interior da baía. A maior biomassa da espécie e os maiores indivíduos foram registrados na IM ($F_{3;83} = 1.919,31$; $p < 0,05$). Embora no outono a espécie tenha sido encontrada em toda a baía, os maiores indivíduos foram registrados na primavera ($F_{2;83} = 215,82$; $p < 0,05$). As espécies de linguado, embora não tenham sido abundantes, foram constantes ao longo do ano, incluindo *Achirus lineatus*, *Citharichthys spilopterus*, *Citharichthys arenaceus* e *Symphurus tessellatus*. Para *C. spilopterus* o boto-cinza demonstrou preferência pelos indivíduos de maior porte na comunidade ($t = 8,01$; $n = 74$; $p < 0,05$). As demais espécies de presas exclusivas foram raras nos registros de campo e ausentes em algumas estações, como a pescada-amarela, *Cynoscion acoupa*, a oveva, *Larimus breviceps*, a sardinha, *Pellona harroweri* e o peixe-espada, *Trichiurus lepturus*. A outra espécie de tainha predada, *Mugil gaimardianus*, foi capturada principalmente no canal de acesso e sua abundância foi reduzida na baía.

Dados da média de comprimento total e desvio padrão das espécies predadas estão listados no Anexo 2, incluindo os dados de comprimento total registrado na dieta (compilado do Cap.5).

3.3 Similaridade entre as comunidades ictíicas

O canal de acesso (CA) destacou-se das demais áreas na análise de similaridade, enquanto a Ilha do Mel e a Laranjeiras apresentaram uma similaridade de mais de 70% (Fig. 6). Quando analisada por estação, a similaridade foi maior entre o verão e outono para todas as áreas, menos para a Ilha do Mel (Fig. 7).

3.4 Distribuição de presas e cetáceos

As áreas de concentração da toninha e do boto-cinza estiveram sobrepostas, situando-se entre a Ilha da Rita e Laranjeiras. A similaridade da ictiofauna entre as áreas foi muito elevada (74%), com padrões semelhantes na abundância das espécies de presas ao longo das estações. Contudo, a biomassa de presas nas Laranjeiras foi comparativamente muito superior.

No verão e outono estas áreas ofereceram a maior abundância das principais presas consumidas pela toninha, que totalizaram 52 a 78% da biomassa da comunidade. Ambas as áreas se caracterizaram pela grande disponibilidade de *S. rastrifer* ao longo do ano, com exceção do inverno, garantindo um recurso abundante. A maior concentração da toninha na área das Laranjeiras durante o verão pode ter sido influenciada pela dominância de *S. rastrifer* nesta comunidade, totalizando 78,3% da sua biomassa nesta estação. No outono, *S.*

rastrifer e *S. brasiliensis* foram abundantes tanto nas Laranjeiras como na Ilha da Rita e, embora a biomassa total da primeira fosse maior, a toninha mostrou uma tendência a concentrar-se mais em direção à Ilha da Rita. O uso de habitat pelas toninhas parece estar fortemente influenciado pelas espécies do gênero *Stellifer*, em especial *S. rastrifer*. Ao mesmo tempo em que representou grande importância na dieta da espécie, *S. rastrifer* não foi registrada no conteúdo estomacal do boto-cinza (Cap. 5), constituindo desta forma um recurso abundante e pouco disputado. No inverno as toninhas dispersaram no sentido do canal de acesso, mesmo sem a presença significativa de nenhuma presa nesta área no período.

De maneira geral, as principais presas do boto-cinza (*M. curema*, *M. furnieri* e *D. rhombeus*) não foram abundantes na baía. Na primavera o boto-cinza esteve mais concentrado no interior do estuário e a presa de maior biomassa foi *C. edentulus*, nas Laranjeiras. A primavera e o inverno foram as únicas estações em que o boto-cinza ocorreu na Ilha do Mel, coincidindo com a elevada similaridade na análise quantitativa da ictiofauna entre as estações na Ilha do Mel. O inverno foi o período de maior escassez de recursos na baía da Babitonga e conseqüente dispersão da população de botos-cinza, semelhante ao padrão observado para toninhas. Contudo, diferentemente das toninhas, os botos-cinza utilizaram a Ilha do Mel, que teve abundância representativa de *C. edentulus* e *D. rhombeus* neste período. No verão a população de botos-cinza esteve distribuída entre o corpo central e o canal de acesso, onde foi registrada a maior abundância de presas, como *C. edentulus* e *M. furnieri*. No outono, semelhante ao que foi observado na primavera, a espécie se manteve mais no interior do estuário, com ocorrências esporádicas no canal de acesso.

4. Discussão

Os resultados mostram que as populações de toninha e boto-cinza mantiveram o mesmo padrão de distribuição já identificado anteriormente (Cap. 3; Cap. 4; Cremer e Simões-Lopes, 2005). As áreas de Laranjeiras e Ilha da Rita, assim como a região intermediária, foram as principais áreas de concentração das espécies na baía, com grande sobreposição. As regiões do canal de acesso e da Ilha do Mel não foram utilizadas pela toninha e tiveram ocorrência ocasional do boto-cinza. O padrão de distribuição do boto-cinza, contudo, teve uma mudança significativa com relação à distribuição observada entre os anos de 1997 e 1998 (Cremer, 2000). Impactos de origem antrópica foram considerados os responsáveis pelas alterações (Cremer et al., 2004). A distribuição atual do boto-cinza, que tem grande sobreposição com a distribuição das toninhas, certamente aumentou a competição por nicho espacial com esta espécie. Um padrão de distribuição agregada, que caracteriza áreas de concentração, já foi observado para diferentes espécies de golfinhos costeiros, como *Tursiops truncatus* (Würsig e Würsig, 1979; Ingram e Rogan, 2002), *Souza chinensis* (Karczmarski et al., 2000), *Lagenorhynchus obscurus* (Wursig e Wursig, 1980), *Delphinus delphis* e *Lagenorhynchus acutus* (Selzer e Payne, 1988). Na maioria dos casos, este padrão é atribuído à distribuição das presas.

Diferenças significativas foram observadas entre as comunidades ictíicas das diferentes áreas analisadas. A heterogeneidade ambiental nos estuários é reflexo de suas variáveis químicas e físicas e está altamente correlacionada à populações específicas de peixes em cada habitat (Rubio et al., 1986). As comunidades ictíicas da Ilha da Rita e Laranjeiras tiveram grande similaridade, formando uma região central no estuário, de elevada importância para os cetáceos. Estas áreas se caracterizaram pela representativa

biomassa das principais espécies de peixes predadas pela toninha. Desta forma, a hipótese inicial de que a distribuição das presas determina os padrões de uso do habitat pode ser perfeitamente aplicável à toninha. No caso do boto-cinza, esta característica explica parcialmente sua distribuição, que inclui uma área maior para a busca de suas presas preferenciais.

4.1 Disponibilidade de recursos e dieta

A grande maioria dos teleósteos da Babitonga totalizou uma biomassa muito pequena na comunidade, que se caracterizou pela dominância de poucas espécies. Das 95 espécies de teleósteos identificadas na baía da Babitonga, apenas treze apresentaram biomassa superior a 10% da comunidade. Quatro destas fizeram parte da dieta das toninhas e quatro do boto-cinza, com sobreposição de três espécies. Dentre as espécies consideradas abundantes, mas que não foram registradas nos conteúdos estomacais, duas já foram identificadas como parte da dieta do boto-cinza e da toninha em outras localidades. A manjuba, *Atherinella brasiliensis*, faz parte da dieta do boto-cinza no litoral do Estado do Paraná (Zanellato, 2001); sua ausência na dieta dos cetáceos da baía da Babitonga pode estar relacionada ao baixo n amostral de conteúdos estomacais (Cap. 5) ou a uma densidade reduzida da espécie na área. A sardinha, *Harengula clupeola*, foi registrada na dieta do boto-cinza no litoral dos estados do Paraná e São Paulo (Schmiegelow, 1990), assim como na dieta de toninhas no litoral do Estado de Santa Catarina (Henrique-Garcia & Barreto, 2006). Sua abundância na baía da Babitonga esteve associada principalmente ao canal de acesso, que foi raramente utilizado pelos cetáceos. A presença de estruturas que dificultam a ingestão, como espinhos dorsais e/ou ventrais, pode explicar a não utilização de algumas

espécies cuja abundância foi representativa na comunidade, como é o caso do bagre-amarelo, *Cathorops spixii*, o bagre-urutu, *Genidens genidens*, o baiacu-mirim, *Sphoeroides testudineus*, a viola, *Rhinobatos percellens*, a raia-emplastro, *Narcine brasiliensis* e o baiacu, *Sphoeroides greeleyi* (www.fishbase.org).

Dentre as doze espécies de teleósteos identificadas no conteúdo estomacal das toninhas na Babitonga (Cap. 5), três estão entre as espécies ictíicas mais abundantes na Babitonga, embora não constantes ao longo do ano, e coincidem com as de maior importância relativa na sua dieta (Cap. 5): *Stellifer rastrifer*, *Stellifer brasiliensis* e *Cetengraulis edentulus*. Seis espécies de presas apresentaram sempre biomassa inferior a 5% da comunidade (*Isopisthus parvipinnis*, *Lycengraulis grossidens*, *Cynoscion leiarchus*, *Cynoscion microlepidotus*, *Opisthonema oglinum* e *Micropogonias furnieri*) e outras três não foram capturadas nas amostragens, o que pode representar uma baixa densidade na área (*Anchoa filifera*, *Eugerres brasilianus* e *Paralichthys brasiliensis*). Tendência semelhante foi observada para *Delphinus delphis* na costa da África. A espécie é considerada oportunista, consumindo as presas mais abundantes e fáceis de capturar e alterando sua dieta segundo a variabilidade na abundância das presas (Young e Cockroft, 1994). Da mesma forma, *Stenella coeruleoalba* e *D. delphis* também demonstraram um hábito oportunista na baía de Biscaia (Das et al., 2000).

A toninha pode ser considerada uma espécie generalista, considerando a gama de presas utilizadas ao longo de sua distribuição (Cap. 5) (Pinedo, 1982; Bassoi, 1997; Di Benedetto, 2000; Oliveira, 2003). Considerando a abundância das principais presas da espécie na baía da Babitonga e a sua importância relativa na dieta, os dados indicam que ela é também oportunista, predando sobre os recursos de maior disponibilidade (Begon et al., 1996). A seletividade foi comprovada apenas com relação ao tamanho das presas, o que

também parece ser padrão em toda a distribuição da toninha, consumindo indivíduos com tamanho entre 10 e 12 cm de comprimento (Oliveira, 2003; Di Benedetto, 2000). A captura de presas de pequeno porte poderia estar ligada a limitações morfológicas da espécie, conforme proposto por Pinedo (1982).

A dieta do boto-cinza da baía da Babitonga foi composta por pelo menos 19 espécies de teleósteos (Cap. 5). A abundância das principais presas consumidas pelo boto-cinza foi muito inferior, se comparado à das toninhas. Quatro espécies apresentaram uma biomassa de destaque em pelo menos uma estação: *S. brasiliensis*, *C. edentulus*, *Diapterus rhombeus* e *Mugil curema*. *C. leiarchus* e *Symphurus tessellatus* representaram mais de 5% da biomassa da comunidade apenas na Ilha do Mel nas estações de verão e outono, respectivamente. *M. furnieri* foi mais representativa apenas no verão no canal de acesso. As outras oito espécies não totalizaram 5% da biomassa da comunidade e três espécies não foram registradas nas amostragens (*Symphurus plagusia*, *Conodon nobilis* e *Anchoa filifera*). A dieta dos botos-cinza na baía da Babitonga é mais diversificada que a das toninhas (Cap. 5), sendo composta por espécies pouco abundantes; este fato possivelmente tenha influenciado a necessidade de uma área de vida mais ampla para a população.

O boto-cinza também foi caracterizado como uma espécie generalista (Cap. 5). Contudo, suas principais presas não foram as mais abundantes na baía da Babitonga e a espécie pode ser considerada seletiva em relação aos seus itens alimentares, demonstrando preferências (Begon et al., 1996). *Mugil curema*, *Micropogonias furnieri* e *Diapterus rhombeus*, as espécies com maior importância relativa (Cap. 5), tiveram certa abundância sazonal apenas na Ilha do Mel e no canal de acesso, que corresponderam à áreas pouco utilizadas pelo boto-cinza. A espécie também demonstrou preferência em relação ao tamanho de algumas presas que, em alguns casos, se sobrepôs à preferência demonstrada

pelas toninhas (Cap. 5). Este foi o caso de *Stellifer brasiliensis*, presa sobre a qual tanto o boto-cinza como a toninha selecionaram indivíduos de menor porte. Estas espécies de presas são abundantes na baía e, portanto, não se caracterizou a ocorrência de competição, segundo a definição de Begon et al. (1996). No caso de *M. furnieri* e *C. spilopterus*, a preferência foi por presas maiores. A seletividade em função do tamanho também já foi comprovada para *Callorhinus ursinus* (Sinclair et al., 1994).

4.2 As escolhas dos predadores

A disponibilidade de recursos é o fator chave que influencia a seleção de habitat, ocorrendo uma combinação de fatores (Hastie et al., 2004). Os cetáceos demonstraram uma resposta tipicamente agregativa à distribuição da biomassa de peixes, comprovando que a densidade de ambos está positivamente correlacionada (Begon et al., 1996).

Alguns autores têm enfatizado que o uso de habitat é fundamentalmente determinado pela presença de presas, com as áreas de concentração associadas ao forrageamento (Hastie et al., 2004). Contudo, em ambientes com presença de predadores, o risco de predação também influencia (Heithaus e Dill, 2002). A ausência de predadores de cetáceos na baía da Babitonga faz com que o forrageamento seja a principal atividade que determina o uso de habitat.

O inverno foi o período mais crítico, em termos de recurso alimentar, para as populações de cetáceos na baía da Babitonga, seguido da primavera. Ambas as espécies responderam a esta situação dispersando, ampliando assim sua área de forrageamento e reduzindo a competição direta (Begon et al., 1996). Diferente das toninhas, o boto-cinza ocupou uma área mais ampla na baía, o que pode ser atribuído em parte ao seu tamanho

populacional, que chega a ser quatro vezes maior que o de toninhas (Cap. 3; Cap. 4). O tamanho da área de vida de uma população é diretamente proporcional ao seu tamanho (Jewell, 1966).

Embora a Ilha do Mel tenha concentrado uma abundância relativa de recursos nesta estação, as toninhas não utilizaram esta área. Uma característica que diferencia esta área da região Ilha da Rita/Laranjeiras é a força das correntes. Esta se situa na área de encontro das principais correntes da baía, apresentando uma circulação muito intensa, enquanto que a Ilha do Mel situa-se mais ao fundo, tendo sido fortemente influenciada pelo fechamento do Canal do Linguado. O aterro que fechou definitivamente a comunicação da baía com o oceano Atlântico na sua porção sul foi construído na década de 1930 e reduziu drasticamente a hidrodinâmica do sistema (Amorim et al., 2006). Além disto, esta área também é fortemente influenciada pela cidade de Joinville e apresenta uma baixa qualidade ambiental, decorrente do grande aporte de efluentes domésticos e industriais (Oliveira et al., 2006). A ausência de toninhas nesta área pode estar associada às estratégias de forrageamento das toninhas, mais eficientes em áreas de corrente intensa, assim como à sua seletividade com relação à qualidade das águas de seu habitat. O boto-cinza, contudo, demonstrou maior tolerância aos impactos existentes nesta área, utilizando-a ocasionalmente no inverno. A ocorrência desta espécie em ambientes impactados já foi descrita para o porto de São Francisco (Cremer, 2000) e a baía da Guanabara (Geise, 1991).

O verão foi a estação de maior disponibilidade de recursos alimentares para os cetáceos da Babitonga, seguida do outono. Neste período, ambas as populações se mantiveram mais agregadas na área de concentração e, embora alguns recursos fossem comuns às duas espécies, a abundância destes tende a reduzir a competição. Em ambientes onde os recursos variam sazonalmente, as espécies tendem a sincronizar seus ciclos

reprodutivos para que o nascimento de filhotes ocorra no período de maior abundância de presas (Begon et al., 1996). Embora haja registros de filhotes de toninhas e botos-cinza ao longo de todo o ano, o verão tem sido enfatizado como o período de pico para o nascimento do boto-cinza na área (Cremer, 2000).

4.3 Co-existência de predadores

Espécies ecologicamente semelhantes que ocorrem no mesmo habitat tendem a reduzir a competição ocupando diferentes espaços físicos ou se alimentando de diferentes presas (Begon et al., 1996). As toninhas e botos-cinza apresentaram uma significativa sobreposição de nicho trófico (Cap. 5) e espacial na baía da Babitonga. Contudo, pequenas variações no nicho e a abundância de recursos podem justificar a co-ocorrência de espécies potencialmente competidoras em simpatria direta (Bearzi, 2005). As presas de maior importância relativa para as toninhas e botos-cinza não foram compartilhadas e outras, cuja importância foi elevada, foram abundantes no habitat. A maior parte das espécies compartilhadas teve baixa importância relativa (Cap. 5). O hábito oportunista também foi observado para as populações simpátricas de *Stenella coeruleoalba* e *Delphinus delphis*, que predam preferencialmente sobre presas abundantes (Das et al., 2000). Diferenças nas estratégias de forrageamento explicaram a simpatria direta entre *D. delphis* e *Tursiops truncatus* no mar Iônico (Bruno et al., 2004). Na baía de Santa Mônica, Califórnia, populações de *T. truncatus*, *D. delphis* e *D. capensis* ocorrem no mesmo habitat, mas apresentam diferentes dietas, não havendo competição por recursos alimentares (Bearzi, 2005). As populações de *Lagenorhynchus acutus* e *Globicephala melas* na região do canyon

de Gully, na Escócia, demonstraram um uso partilhado do habitat, dividido temporalmente e não geograficamente (Gowans e Whitehead, 1995).

4.4 Implicações na conservação das espécies

As interações entre predador-presa são fundamentais no equilíbrio das populações (Begon et al., 1996). A predação que toninhas e botos-cinza exercem sobre teleósteos abundantes na baía provavelmente tenha um papel fundamental no equilíbrio das comunidades ictíicas.

Os dados indicam que a abundância de recursos alimentares é fator-chave na escolha dos habitats preferenciais destes pequenos cetáceos. Estes, por sua vez, não se encontram distribuídos de forma homogênea, principalmente num ambiente de alta complexidade como um estuário. Desta forma, as áreas de concentração de toninhas e botos-cinza na baía da Babitonga são estratégicas para sua conservação.

A qualidade do habitat também parece exercer um papel decisivo no uso de habitat, principalmente para as toninhas. Áreas com elevado grau de comprometimento ambiental, mesmo abrigando relativa abundância de presas, não foram utilizadas pela espécie. Este aspecto pode caracterizar certa dependência da espécie por ambientes em bom estado de conservação.

Referências

Acevedo-Gutiérrez, A., Parker, N., 2000. Surface behavior of bottlenose dolphin is related to spatial arrangement of prey. *Mar. Mamm. Sci.* 16, 287-298.

- Amorim, J.C.C., Elfrink, B., Carvalho, J.L.B., Casaroli, L.F.R., 2006. Diagnóstico dos estudos de circulação de água no Canal do Linguado e na Baía da Babitonga. In: Cremer, M.J., Morales, P.R.D., Oliveira, T.M.N. (Org.), Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga. Editora Univille, Joinville.
- Au, D.W., Perryman, W.L., 1985. Dolphins habitats in the eastern tropical Pacific. Fish. Bull., U.S.A. 83, 623-643.
- Basso, M., 1997. Avaliação da dieta alimentar de toninhas, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844), capturadas acidentalmente na pesca costeira de emalhe, no sul do Rio Grande do Sul. Monografia de Bacharelado, Fundação Universidade de Rio Grande, Rio Grande.
- Baumgartner, M.F., 1997. The distribution of risso's dolphin (*Gramphus griseus*) with respect to the physiography of the northern Gulf of Mexico. Mar. Mamm. Sci. 13, 614-638.
- Bearzi, M., 2005. Dolphin sympatric ecology. Mar. Biol. Res. 1, 165-175.
- Begon, M., Harper, J.L., Townsend, C.R., 1996. Ecology. Individuals, populations and communities. 3 ed. Blackwell Science, Milan.
- Bordino, P., Thompson, G., Iñiguez, M., 1999. Ecology and behavior of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Baía Anegada, Argentina. J. Cet. Res. Manag. 1, 213-222.
- Bowen, W.D., Siniff, D.B., 1999. Distribution, population biology, and feeding ecology of marine mammals. In: Reynolds III, J.E., Rommel, S.A. (Eds.), Biology of marine mammals. Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 423-484.
- Bruno, S., Politi, E., Bearzi, G., 2004. Social organization of a common dolphin community in the eastern Ionian Sea: evidence of a fluid-fission society. European Res. Cet. 15: 49-51.
- Castro, C.S., 2003. Tamanho da área de vida e padrão de uso do espaço em grupos de sagüis *Callithrix jacchus* (Linnaeus) (Primates, Callitrichidae). Revta. Bras. Zool. 20, 91-96.
- Cañadas, A., Sagarminaga, R., García-Tiscar, S. 2002. Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean water off southern Spain. Deep-Sea Research 49: 2053-2073.
- Corrêa, M.F.M., 1987. Ictiofauna da Baía de Paranaguá e adjacências (litoral do estado do Paraná-Brasil): levantamento e produtividade. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

- Corrêa, M.F.M., Pinheiro, P.C., Almeida, H.K., Kersten, M., Lienstadt, J., Vollrath, F. 2006. Diagnóstico ambiental da ictiofauna. In: Cremer, M.J., Morales, P.R.D., Oliveira, T.M.N. (Eds.), Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga. Editora Univille, Joinville.
- Cremer, M.J., 2000. Ecologia e Conservação de *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos.
- Cremer, M.J., Hardt, F.A.S., Tonello Júnior, A.J., Simões-Lopes, P.C., Pires, J.S.R., 2004. Core areas changes in *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in Babitonga Bay, Santa Catarina. Revta. Univille 9, 12-16.
- Cremer, M.J., Simões-Lopes, P.C., 2005. The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil. Revta. Bras. Zool. 22, 717-723.
- Das, K., Lepoint, G., Loizeau, V., Debacker, V., Dauby, P., Bouquegneau, J.M., 2000. Tuna and dolphin associations in the northeast Atlantic: evidence of different ecological niches from stable isotope and heavy metal measurements. Mar. Poll. Bull. 40, 102-109.
- Di Benedetto, A.P.M., 2000. Ecologia alimentar de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) na costa norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense, Campos dos Goytacazes.
- Edwards, H.H., Schnell, G.D., 2001. Status and ecology of *Sotalia fluviatilis* in the Cayos Miskito Reserve, Nicaragua. Mar. Mamm. Sci. 17,445-472.
- Félix, F., 1994 Ecology of the coastal bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* in the Gulf of Guayaquil, Ecuador. Invest. Cetacea XXV, 235-256.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A., 1978. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. II. Teleostei 1. Editora do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A., 1980. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. III. Teleostei 2. Editora do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Figueiredo, J.L., Menezes, N.A., 2000. Manual de peixes marinhos do Sudeste do Brasil. VI. Teleostei 5. Editora do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.

- Gaskin, D.E., 1968. Distribution of Delphinidae (Cetacea) in relation to sea surface temperatures off eastern e southern New Zealand. *New Zealand J. Mar. Fresh. Res.* 2, 527-534.
- Geise, L., 1991. *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro. *Mammalia* 55, 371-379.
- Gowans, S., Whitehead, H., 1995. Distribution and habitat partitioning by small odontocetes in the Gully, a submarine canyon on the Scotian Shelf. *Can. J. Zool.* 73, 1599-1608.
- Gratwicke, B., Speight, M.R., 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. *J. Fish Biol.* 66, 650-667.
- Hastie, G.D., Wilson, B., Wilson, L.J., Parsons, K.M., Thompson, P.M., 2004. Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. *Mar. Biol.* 144, 397-403.
- Heithaus, M.R., Dill, L.M., 2002. Food availability and tiger shark predation risk influence bottlenose dolphin habitat use. *Ecology* 83, 480-491.
- Henrique-Garcia, J., Barreto, A.S., 2006. Análise qualitativa e quantitativa de conteúdos estomacais de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) capturadas acidentalmente no litoral centro-norte de Santa Catarina, Brasil. Trabalho apresentado na 1ª Reunión Internacional sobre el estudio de los Mamíferos Acuáticos, 5-9 novembro, Mérida, Yucatán.
- Hui, C., 1979. Undersea topography and distribution of dolphins of the genus *Delphinus* in the southern California bight. *J. Mamm.* 60, 521-527.
- Ingram, S.N., Rogan, E., 2002. Identifying critical areas and habitats preferences bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. *Mar. Ecol. Prog. Series* 244, 247-255.
- Irvine, A.B., Scott, M.D., Wells, R.S., Kaufmann, J.H., 1981. Moviments and activities of the atlantic bottlenose dolphin *Tursiops truncatus*, near Sarasota, Florida. *Fish. Bull.* 79, 671-688.
- Jewell, P.A. 1966. The concept of home range in mammals. *Symp. Zool. Soc.* 18, 83-109.
- Karczmarski, L., Cockroft, V.G., Mclachlan, A., 2000. Habitat use and preferences of indo-pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, south Africa. *Mar. Mamm. Sci.* 16, 65-79.

- Mann, J., 1999. Behavioural sampling methods for cetaceans: a review and critique. *Mar. Mamm. Sci.* 15, 102-120.
- Menezes, N.A., Figueiredo, J.L., 1980. Manual de peixes Marinhos do Sudeste do Brasil IV. Teleostei 3. Editora do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Menezes, N.A., Figueiredo, J.L., 1985. Manual de peixes Marinhos do Sudeste do Brasil IV. Teleostei 4. Editora do Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo.
- Oliveira, M.R., 2003. Ecologia alimentar de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Delphinidae e Pontoporiidae) no litoral sul do Estado de São Paulo e litoral do Paraná. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.
- Oliveira, T.M.N., Tureck, C.R., Bassfeld, J.C., Torrens, B.M.O., Faria, J.M., Brasil, K., 2006. Integridade ambiental da Baía da Babitonga: características físico-químicas, microbiológicas e ecotoxicidade. In: Cremer, M.J., Morales, P.R.D., Oliveira, T.M.N. (Org.), Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga. Editora Univille, Joinville, pp. 20-80.
- Pauly, D., 1988. Fisheries research and the demersal fisheries of Southeast Asia. In: Gulland, J.A. (Ed.), *Fish Population Dynamics*. John Wiley and Sons, New York, pp. 329-348.
- Pauly, D., Yáñez-Arancibia, A., 1994. Fisheries in Coastal Lagoons. In: Kjerfve, B. (Ed.), *Coastal Lagoon Processes*. Elsevier Oceanography Series, Amsterdam, pp. 377-399.
- Pinedo, M.C., 1982. Análise dos conteúdos estomacais de *Pontoporia blainvillei* (Gervais e D'Orbigny, 1844) e *Tursiops gephyreus* (Lahille, 1908) (Cetacea, Platanistidae e Delphinidae) na zona estuarina e costeira de Rio Grande, RS, Brasil. Dissertação de Mestrado. Fundação Universidade do Rio Grande, Rio Grande.
- Rubio, M.A., Linares, F.A., Yáñez-Arancibia, A., 1986. Ecología y estructura de las comunidades de peces en el sistema lagunar Teacapán-Agua Brava, Nayarit, México. *Annales del Instituto de Ciencias del Mar y Limnología del Universidad Natural Autónoma, México* 13: 185-242.
- Schmiegelow, J.M.M., 1990. Estudo sobre cetáceos odontocetos encontrados em praias da região entre Iguape (SP) e Baía de Paranaguá (PR) (24°42'S - 25°28'S) com especial referência a *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1953) (Delphinidae). Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo.

- Selzer, L.A., Payne, P.M., 1988. The distribution of white-sided (*Legenorrhynchus acutus*) and common dolphins (*Delphinus delphis*) vs. environmental features of the continental shelf of the northeastern United States. Mar. Mamm. Sci. 4, 141-153.
- Shane, S.H., Wells, R.S., Würsig, B., 1986. Ecology, behavior and social organization of the bottlenose dolphin: A review. Mar. Mamm. Sci. 2, 34-63.
- 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. San Diego, Academic Press, pp. 245-265.
- Sinclair, E., Loughlin, T., Percy, W., 1994. Prey selection by northern fur seals (*Callorhinus ursinus*) in the eastern Bering Sea. Fish. Bull. 92, 144-156.
- Wells, R.S., Irvine, A.B., Scott, M. D., 1980. The social ecology of inshore odontocets. In: Herman, L.M. (Ed.), Cetacean behavior: mechanisms and functions. New York, John Wiley, pp.263-317.
- Würsig, B., Würsig, N., 1979. Behaviour and ecology of the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in the south Atlantic. Fish. Bull. 77, 399-412.
- Würsig, B., Würsig, M., 1980. Behavior and ecology of dusky dolphins, *Lagenorrhynchus obscurus*, in the south Atlantic. Fish. Bull. 77, 871-891.
- Yáñez-Arancibia, A., Nugent, R. S. 1977. El papel ecológico de los peces en estuarios y lagunas costeras. An. Centro Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México 4, 107-114.
- Young, D.D., Cockroft, V.G., 1994. Diet of common dolphins (*Delphinus delphis*) off the south-east coast of southern Africa: opportunism or specialization? J. Zool. 234, 41-53.
- Zanelatto, R.C., 2001. Dieta do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetácea, Delphinidae), no complexo estuarino da baía de Paranaguá e sua relação com a ictiofauna estuarina. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba.

Tabela 1 – Percentual da biomassa (kg) das principais espécies de presas em relação à biomassa total da comunidade ictíica de cada área amostrada na baía da Babitonga. P = primavera; V = verão; O = outono; I = inverno. Os valores em negrito correspondem à uma contribuição superior a 10 % na biomassa total da comunidade.

Espécie	Laranjeiras (% kg)				Ilha do Mel (% kg)				Canal de Acesso (% kg)				Ilha da Rita (% kg)			
	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I	P	V	O	I
<i>Achirus lineatus</i>	0.5	0.01	0.2	0	0.1	0	0.8	0.4	0.5	0.2	3.6	0.5	0.3	0.2	0.1	0.2
<i>Cynoscion acoupa</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1.2	0	0	0	0	0
<i>Citharichthys arenaceus</i>	0.5	0.1	0.1	3.8	0	0.2	0	0	1.8	3.3	0.9	0.4	0.4	0.1	0.02	0.9
<i>Cetengraulis edentulus</i>	16.9	0.5	1	0.7	40.4	1.9	4	16.2	3.5	18.9	6.4	0	0.2	0.1	0	0
<i>Cynoscion leiarchus</i>	0	1	1.3	0	0.05	4.8	0	0	0.2	0.3	0	0	0	0.01	0.5	0
<i>Cynoscion microlepidotus</i>	0	0	0.01	0	0	0	0	0	0.2	0	0	0	1.5	0.03	0	0
<i>Citharichthys spiloterus</i>	0.3	0.05	0.1	2.7	0.1	0.1	2.8	1.2	1.4	2.2	0.04	3.2	0.2	0.02	0.02	1.8
<i>Diapterus rhombeus</i>	0.03	0.1	0.8	0.3	1.5	0.04	10.2	17.3	24.4	5.5	9.1	0.4	0.4	0.7	1	0
<i>Isopisthus parvipinnis</i>	0.2	0.01	0.8	0	0	0	0	0.3	1.7	0.1	1.9	0	0	0	0.2	0
<i>Larimus breviceps</i>	0	0	0.01	0	0	0.1	0	0	0	0	0	0	0	0.1	0	0
<i>Lycengraulis grossidens</i>	0	0.1	0.01	1.2	0.1	0.1	0	0.2	0	0.4	3.7	5.2	0	0.7	0.1	0.9
<i>Micropogonias furnieri</i>	0	0.1	0.1	0	0.02	0	0	0.1	1.7	12.4	0	0	0	0.9	0	0
<i>Mugil curema</i>	0	0	0.1	0	8.4	0	22.1	0	0	0	2.9	0.03	0	0.5	0.03	1
<i>Mugil gaimardianus</i>	0	0	0	0	4.1	0.2	0	0	0.5	3.2	1.5	3.8	0	0	0.02	8.9
<i>Mugil spp.</i>	0	0	0.1	0	1.1	0	0	7.3	5.7	0.7	0	0	0	0.01	0	0.5
<i>Opisthonema oglinum</i>	0	0	0	0	0.1	0	0.6	0.1	2.0	0	0	0	0	0.01	0	0
<i>Pellona harroweri</i>	0.6	0	0.01	0	0	0	0	0	0.9	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stellifer brasiliensis</i>	0.03	0.1	44.7	0	0.3	31.9	0.4	0.2	0	0	10.5	0	0	0.1	28.2	0
<i>Stellifer rastrifer</i>	19	75.4	18.5	3.5	33.6	32.0	2.1	41.2	3.1	0	0.9	0	18.1	46.3	25.2	1.2
<i>Symphurus tessellatus</i>	0.8	0.2	2.01	2.6	1.7	1.05	7.7	0.8	0.2	0	2.7	0	0.2	0.2	0.8	0.3
<i>Trichiurus lepturus</i>	0	0	1.7	0.2	0	0	0	0	2.4	1	7.5	0	0	0.1	0	0
Total	39.1	77.7	71.5	15.4	91.8	72.5	50.8	85.3	50.3	48.4	59.9	13.6	21.3	50.2	56.3	15.9

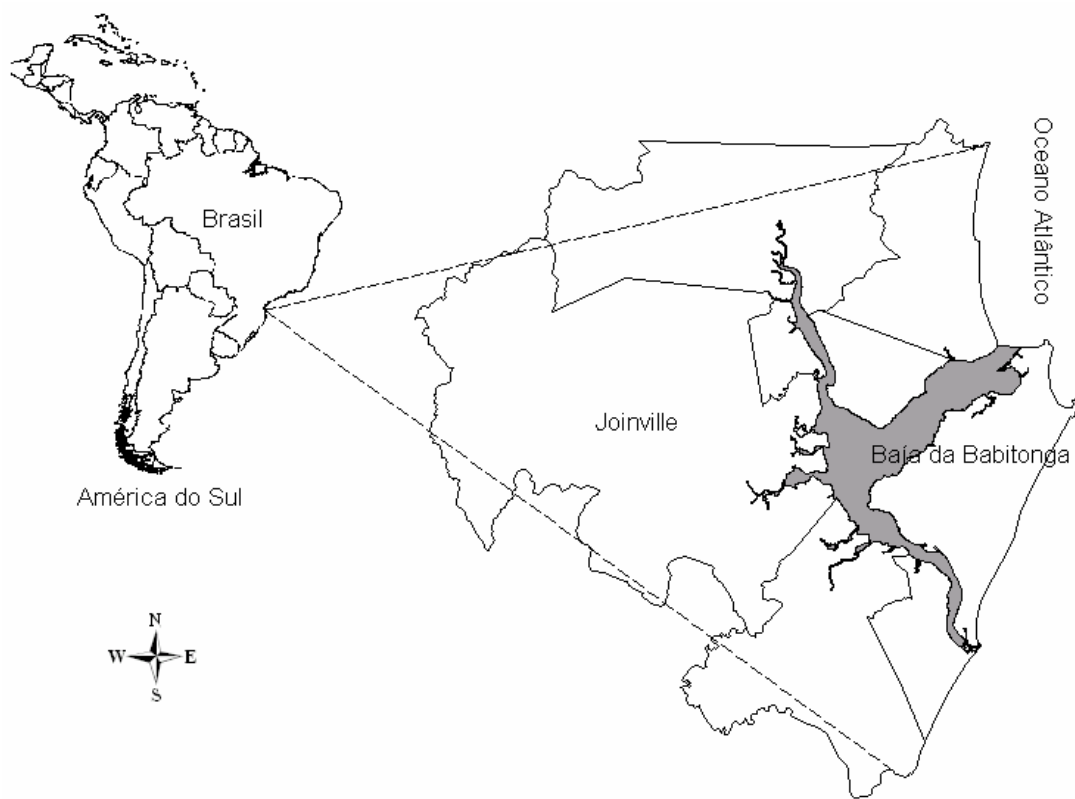


Figura 1 – Localização da baía da Babiçonga, região sul do Brasil.

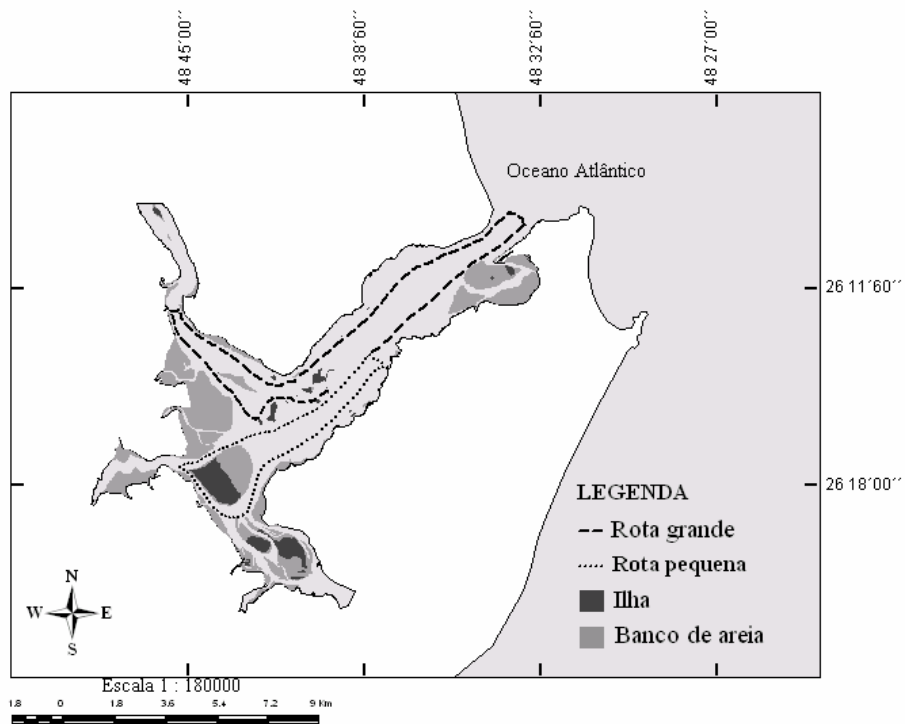


Figura 2 - Desenho amostral dos circuitos percorridos na baía da Babitonga para a realização das varreduras para a localização de grupos de *S. guianensis* e *P. blainvillei* na baía da Babitonga.

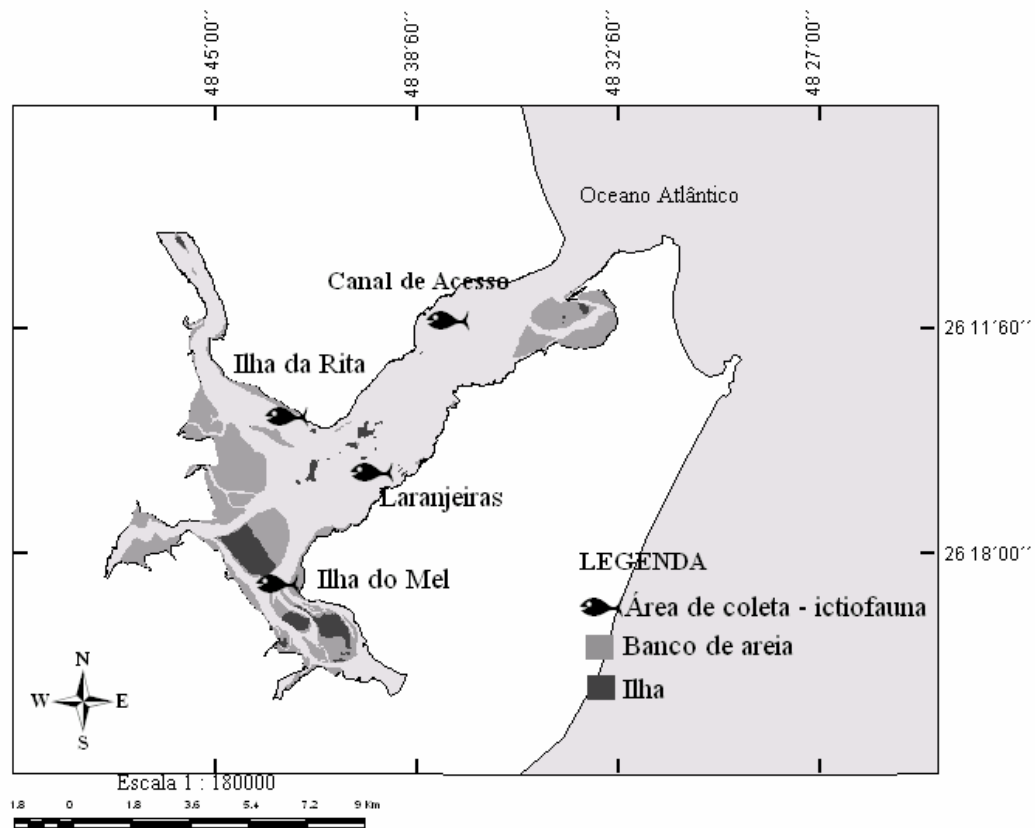


Figura 3 - Regiões definidas para a análise da ictiofauna na baía da Babilonga.

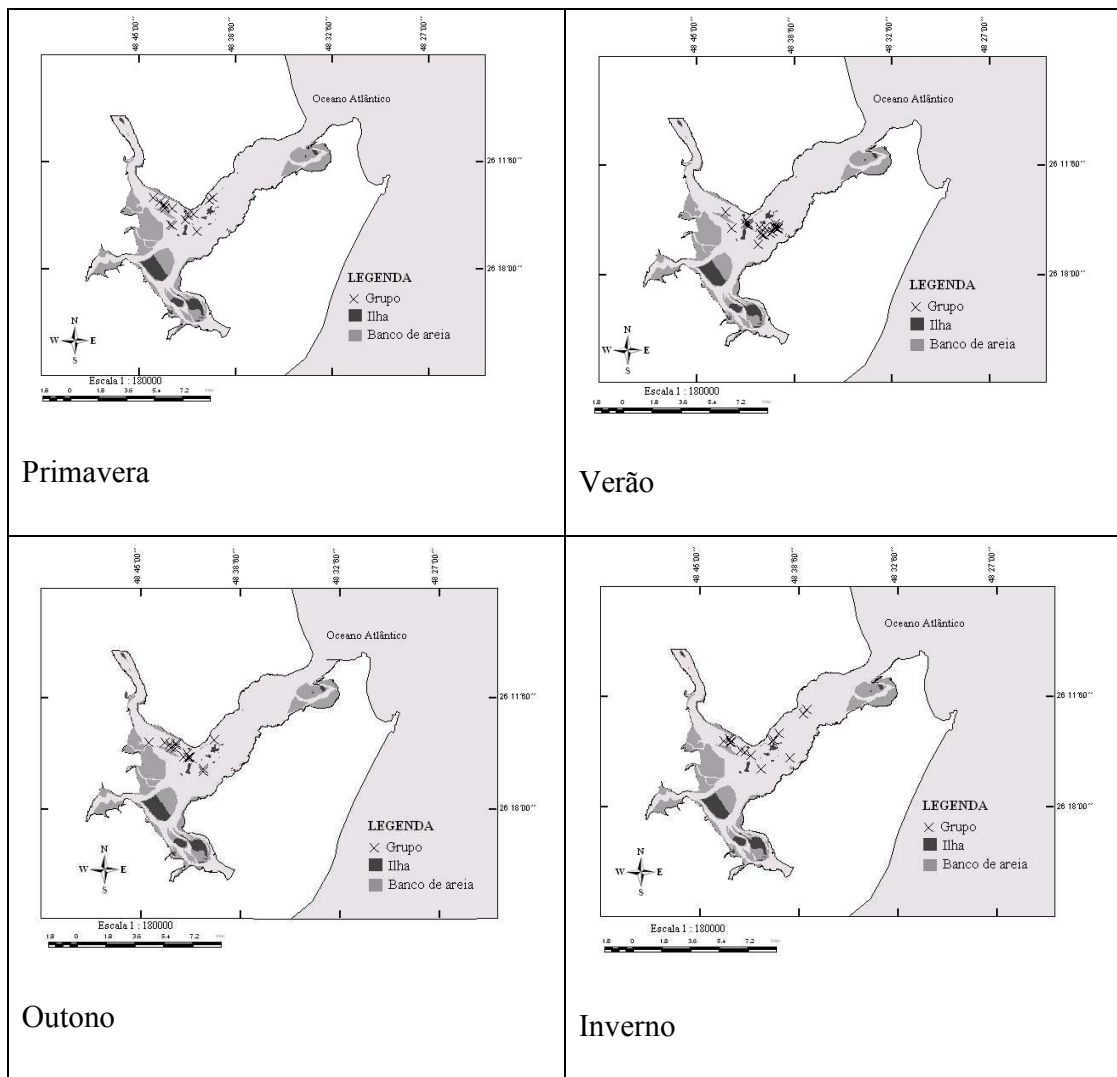


Figura 4 – Distribuição de *P. blainvillei* na baía da Babitonga por estação.

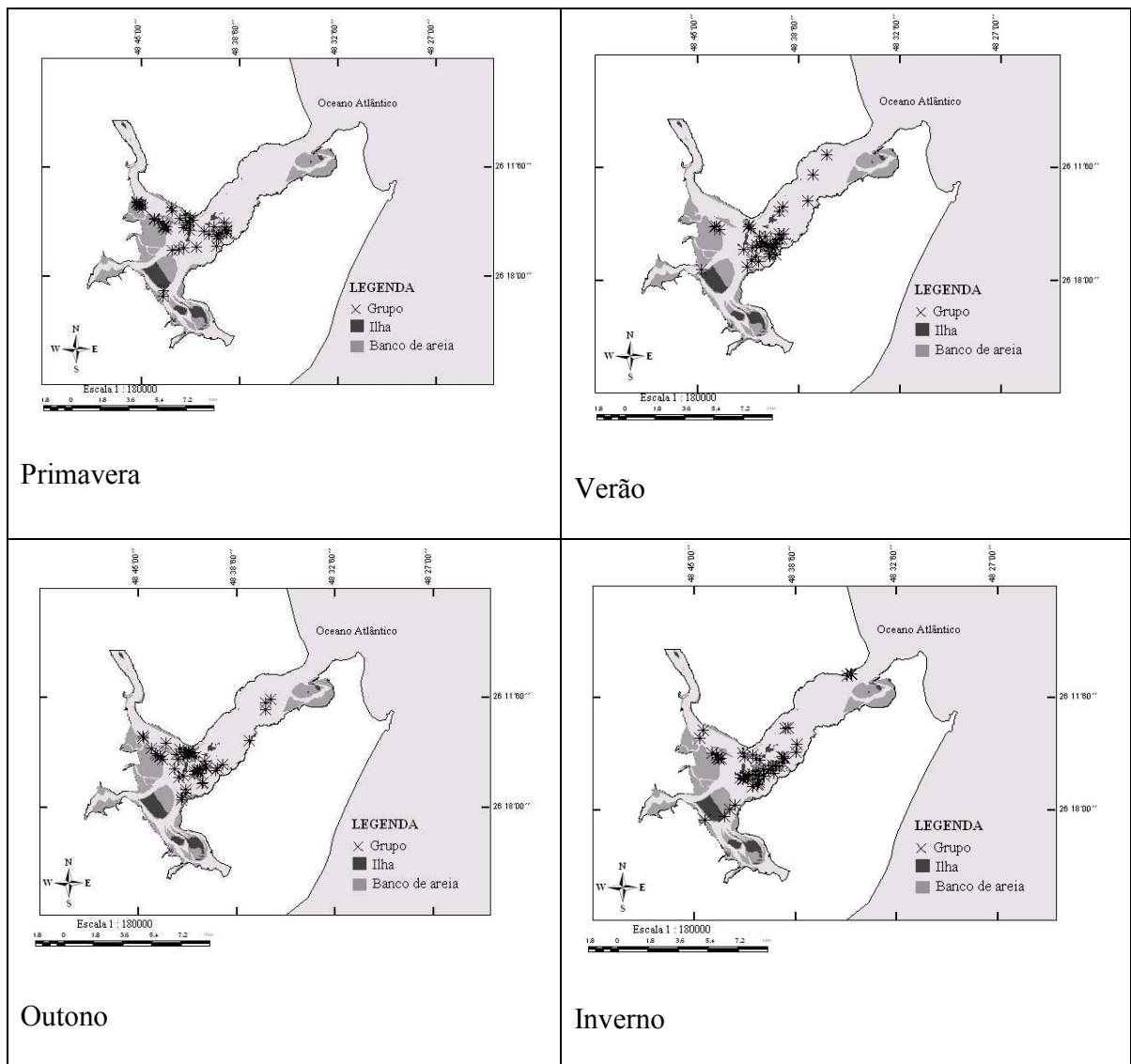


Figura 5 – Distribuição de *S. guianensis* na baía da Bábítonga por estação.

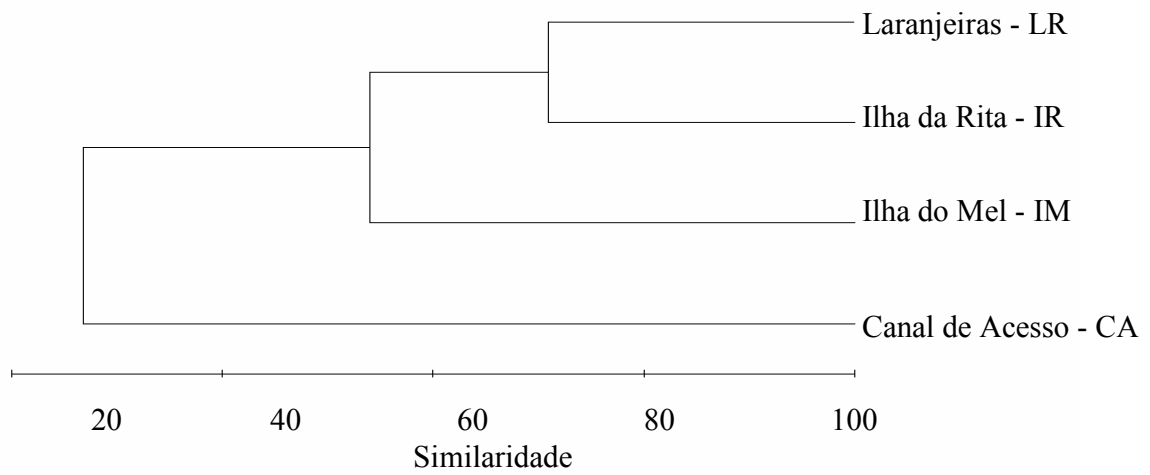


Figura 6 – Coeficiente de similaridade quantitativa de Bray-Curtis entre as comunidades ictíicas na baía da Babitonga.

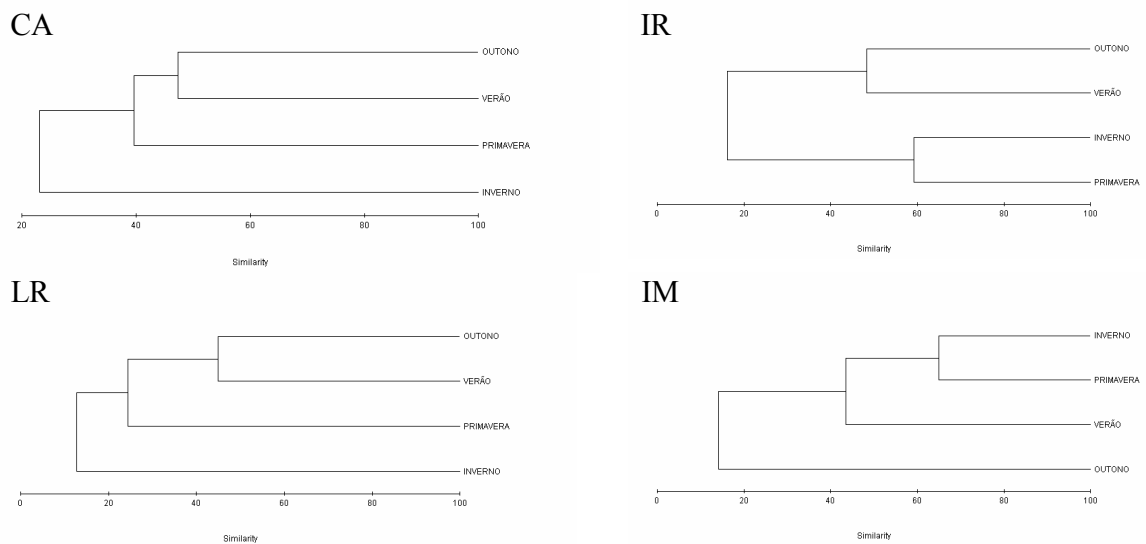


Figura 7 – Análise de cluster para o coeficiente de similaridade quantitativa de Bray-Curtis da comunidade ictíica entre as estações do ano nas áreas amostrais da baía da Babitonga.

CA = Canal de Acesso; IR = Ilha da Rita; LR = Laranjeiras; IM = Ilha do Mel.

CAPÍTULO 7
ÁREA DE VIDA E SIMPATRIA DIRETA ENTRE POPULAÇÕES
ESTUARINAS DE PEQUENOS CETÁCEOS (*Pontoporia blainvillei* e
***Sotalia guianensis*)**

Área de vida e simpatria direta entre populações estuarinas de pequenos cetáceos (*Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis*)

Resumo: os mecanismos que permitem a simpatria direta entre espécies de cetáceos são pouco conhecidos. Foram analisados diferentes aspectos da área de vida e da distribuição de duas populações simpátricas em um estuário no sul do Brasil, envolvendo *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia guianensis*. Varreduras cobrindo toda a área da baía foram efetuadas no período entre fevereiro/2004 a janeiro/2006. Foram registrados 189 avistamentos de grupos de *S. guianensis* e 66 de grupos de *P. blainvillei*. Não houve diferença no tamanho de grupo entre as espécies. Grupos de *P. blainvillei* se mantiveram mais dispersos que *S. guianensis*. O inverno foi o período em que ambas as espécies se mantiveram mais dispersas em relação ao outono, que se caracterizou como o período de maior agrupamento. A área de *P. blainvillei* alcançou 26 km², o que representa 17 % da área total da baía. *S. guianensis* utilizou uma área maior, totalizando 79 km², um percentual de 51 %. Ambas espécies mostraram preferência por áreas de maior heterogeneidade de fundo. A preferência por áreas mais profundas dentro do estuário também foi observada para ambas as espécies. Os dados indicam que uma elevada sobreposição no nicho espacial das espécies, mas sem ocorrência de competição por interferência. A competição por consumo pode ser mais evidente, principalmente no inverno quando o recurso alimentar é menos abundantes. Neste período, as populações ocupam uma maior área de vida e os grupos encontram-se mais dispersos.

Introdução

A simpatria ocorre quando duas espécies ecologicamente semelhantes ocorrem no mesmo hábitat (Ricklefs, 1996). A simpatria é um conceito originalmente proposto pela zoologia, levando em conta a sobreposição de áreas de ocorrência entre duas ou mais espécies. Porém, neste trabalho, considera-se um viés mais restrito e de origem ecológica (funcional). Em geral, populações simpátricas afetam-se mutuamente (Pianka, 1983), principalmente quando estão em competição, ou seja, explorando recursos iguais e limitados (Ricklefs, 1996). Contudo, considera-se sempre vantajoso para ambas partes de uma relação competitiva evitar, sempre que possível, a interação direta. Este fator tem assumido um importante papel no processo evolutivo, conduzindo à separação de nichos, à especialização e à diversificação (Pianka, 1983; Pulliam, 2000). Muitos autores sugerem que duas espécies ecologicamente semelhantes diferem mais quando estão juntas do que nas partes não sobrepostas de seu território (Pulliam, 2000; Bonesi et al., 2004). Segundo o trabalho de G. E. Hutchinson, em 1957, uma espécie pode frequentemente estar ausente de porções de seu nicho fundamental devido à competição com outras espécies, ocupando apenas as porções onde é ecologicamente competitiva (Pulliam, 2000). No caso dos cetáceos, a separação ecológica entre espécies simpátricas está baseada fundamentalmente nas diferenças de dieta e no uso de hábitat (Bearzi, 2005).

A distribuição de uma espécie está diretamente relacionada à competição, dispersão, tamanho do nicho, disponibilidade e estabilidade de hábitat no tempo e no espaço (Pulliam, 2000). Dependendo da escala de análise, as populações sempre tendem a apresentar algum padrão de agregação, como resultado das características do hábitat. Os recursos disponíveis estão em geral distribuídos de forma agregada, e não randômica ou regular. Desta forma,

uma distribuição agregada de recursos ou condições reflete-se numa distribuição agregada dos organismos (Begon et al., 1996).

Muitas espécies de pequenos cetáceos ocorrem em simpatria ampla (sensu Bearzi, 2005), que indica a co-ocorrência de duas ou mais espécies ao longo de uma ampla área geográfica. Este é o caso de duas espécies de pequenos odontocetos do Atlântico sul-ocidental. *Pontoporia blainvillei* (Pontoporiidae), conhecida como toninha, e *Sotalia guianensis* (Delphinidae), o boto cinza, sendo simpátricas ao longo de grande parte de sua área de distribuição na costa brasileira, entre Florianópolis, Estado de Santa Catarina (27°23'S; 48°33'W), limite sul da distribuição de *S. guianensis* (Simões-Lopes, 1988), e Itaúnas, Estado do Espírito Santo (18°25'S; 30°42'W), limite norte da distribuição de *P. blainvillei* (Moreira e Siciliano, 1991) (Fig. 1). A ocorrência de populações de *S. guianensis* em baías e enseadas é comum ao longo de toda sua distribuição (Pizzorno 1999; Flores, 1999; Geise et al., 1999; Bonin, 2001; Edwards e Schnell, 2001; Lodi, 2003; Hardt, 2005), que se estende ao norte até a Nicarágua (14° 35'N; 83° 14'W) (Carr e Bonde, 2000). Para *P. blainvillei*, que tem seu limite sul no Golfo Nuevo, Argentina (42°35'S; 64°48'W) (Crespo et al., 1998), a baía da Babitonga é a única região estuarina onde a espécie ocorre ao longo de todo o ano (Cremer e Simões-Lopes, 2005). Desta forma, na baía da Babitonga caracteriza-se uma situação de simpatria direta (sensu Bearzi, 2005) para estas espécies, ou seja, sua co-ocorrência no mesmo hábitat imediato. Informações referentes à dieta destas espécies, assim como sobre a abundância das presas na baía, indicam que *S. guianensis* é uma espécie seletiva, enquanto *P. blainvillei* é oportunista (Cap. 5, Cap.6).

Informações sobre os padrões de uso de hábitat em *S. guianensis* são conhecidos para algumas regiões, como no Golfo de Morrosquilo (Edwards e Schnell, 2001), baía de Paraty

(Lodi, 2003), Cananéia (Geise et al., 1999), baía de Guaraqueçaba (Bonin, 2001), baía Norte (Flores e Bazzalo, 2004; Daura-Jorge et al., 2005) e baía da Babitonga (Cremer, 2000). Em todas essas regiões ocorrem áreas de concentração e elevado nível de residência de boa parte da população (Flores, 1999; Pizzorno, 1999; Santos et al., 2001; Hardt, 2005).

Para *P. blainvillei* a maioria das informações disponíveis está associada à captura acidental em redes de pesca. A espécie é caracteristicamente costeira, ocorrendo até aproximadamente 30 m de profundidade (Praderi et al., 1989). Na baía da Babitonga ocorre a única população estuarina conhecida, e nela foram identificadas áreas de concentração, demonstrando um uso heterogêneo do hábitat (Cremer e Simões-Lopes, 2005).

Assim, o presente trabalho teve como objetivos: a) analisar de que forma distribuem-se estas populações, tanto ao nível intra como interespecífico; b) analisar as áreas de uso; c) analisar fatores ambientais que interferem na utilização conjunta deste hábitat por ambas populações.

Material e Métodos

Área de estudo

A baía da Babitonga localiza-se no litoral norte do Estado de Santa Catarina (26°02' - 26°28'S e 48°28' - 48°50'W), sul do Brasil (Fig. 1). Compreende uma área com 160 km² e profundidades médias de seis metros que atingem um máximo de 28 metros no canal principal. A área apresenta grandes planícies de maré, que ficam expostas na maré baixa. A variação da maré atinge uma amplitude de 2,3 metros, segundo a Tábua de Marés publicada pela Capitania dos Portos para o porto de São Francisco do Sul. Atualmente a

comunicação com o Oceano Atlântico ocorre apenas através do canal de acesso ao porto, com 1,7 km de largura, situado a nordeste.

A Baía da Babitonga comporta a última grande formação de manguezal do Hemisfério Sul, constituindo-se no mais importante estuário do estado. Suas margens são formadas por manguezais, praias arenosas e margens rochosas, apresentando em seu interior várias ilhas, lajes ou planícies de maré. A população humana que vive nos municípios do entorno representa um constante e crescente impacto, relacionado ao tráfego de embarcações, pesca amadora, despejo de efluentes domésticos e industriais, etc. Existe a biodisponibilidade de diferentes metais pesados em diferentes compartimentos do ecossistema, com um aumento na sua concentração em direção ao interior da baía, da mesma forma que ocorre com a concentração de coliformes (Oliveira et al., 2006).

A temperatura na coluna d'água varia de 17,8°C a 32,1°C, enquanto a salinidade atinge um máximo junto ao canal de acesso, com 32,4 ppm, e um mínimo nas proximidades do rio Palmital, com 11,5 ppm (Oliveira et al., 2006).

Coleta e análise dos dados

O método para coleta dos dados sobre distribuição encontra-se descrita no Cap. 6. A posição geográfica dos grupos foi plotada numa base digital georeferenciada, utilizando os recursos do programa Mapinfo Professional 4.1[®]. A base foi formada pela digitalização das Cartas Náuticas N^{os} 1.804 e 1.805, em escala de 1:28.000, da Diretoria de Hidrografia e Navegação da Marinha. As informações disponíveis na base foram batimetria (isóbatas definidas a cada 2 metros, com exceção da isóbata de 0 e 1 metro, segundo as cartas náuticas), ilhas e lajes de fundo. A partir desta base foi possível realizar análises de distribuição considerando diferentes variáveis. Para analisar as características do hábitat utilizado, a área de estudo foi dividida em quadrados a cada 30' de latitude/longitude,

utilizando a base digital georeferenciada. Cada quadrado foi desta forma caracterizado quanto ao relevo de fundo, utilizando o número de isóbatas como indicador da variabilidade existente e criando-se assim um índice de relevo. A isóbata de maior área em cada quadrado foi utilizada para sua caracterização quanto à profundidade.

Diferenças no tamanho de grupo foram analisadas entre as espécies utilizando teste t-student para dados paramétricos, com a utilização do teste de Levene para a análise da homogeneidade das variâncias, ou Mann-Whitney para dados não-paramétricos. Diferenças sazonais foram analisadas utilizando a ANOVA para cada espécie.

Para a análise da distribuição populacional de cada espécie, foi definido um Índice de Dispersão Populacional (IDP). Este foi calculado a partir de mapas diários de distribuição, onde foram obtidas medidas de distância, em quilômetros, de todos os grupos entre si, e calculada a média. Desta forma, quanto maior o valor do índice, maior a dispersão da população. O cálculo do índice foi realizado para cada espécie separadamente, com exceção de dias com registro de apenas um grupo. O índice também foi calculado em nível interespecífico. Para tanto, foi calculada a média da distância entre os grupos de toninha e botos-cinza a partir dos mapas diários. Nos dias em que houve apenas o registro de uma espécie não foi possível calcular o índice. Variações no índice foram investigadas quanto à influência das estações. Foram analisadas diferenças no IDP de cada espécie (intraespecífico) em função das estações do ano, assim como entre as espécies (interespecífico), utilizando ANOVA.

Para a análise do uso do espaço de cada população foi utilizado o Mínimo Polígono Convexo (MPC), com 100 % dos pontos (ver revisão dos métodos em Powel (1993). O MPC é um dos métodos mais antigos e mais utilizados para a análise da área de vida de indivíduos (Jewell, 1966). Contudo, neste trabalho foi utilizada a abordagem no sentido de

Wells et al. (1980), Wilson et al. (1997), Ingram e Rogan (2002) e Parra (2006), ou seja, considerando as inferências sobre o uso e preferência de hábitat em nível populacional. O MPC é considerado um método muito simples, resumindo-se a delimitação do menor polígono convexo através da conexão dos limites extremos de ocorrência (Powell, 1993). No caso de áreas marinho-costeiras, quando o polígono atravessa áreas de continente, estas são retiradas do cálculo (Wells et al., 1980). As principais críticas ao seu uso estão relacionadas a dois fatores: sua alta sensibilidade a pontos extremos e o desconhecimento da distribuição interna dentro do polígono. Com relação ao primeiro ponto, o objetivo do trabalho foi justamente verificar a área de ocorrência e uso da população, incluindo limites extremos. Quanto ao segundo ponto, análises relacionadas ao IDP (descrito no item anterior) e de seleção de hábitat, através de quadrados (descrito no item a seguir), constituem formas alternativas para analisar a distribuição dos grupos dentro do polígono. O tamanho do MPC diário entre as espécies foi analisada utilizando o teste t-student. Diferenças sazonais foram comparadas utilizando o χ^2 .

Para verificar a preferência das espécies com relação aos parâmetros heterogeneidade e profundidade, foi utilizado o teste não-paramétrico de Mann-Whitney, comparando-se a profundidade dos quadrados com ocorrência e ausência para cada espécie. Também foram comparados os parâmetros ambientais entre os quadrados utilizados por cada espécie entre si para testar diferenças. A correlação de Spearman foi utilizada para avaliar a ocorrência de associação entre heterogeneidade e tamanho de grupo, assim como para profundidade e tamanho de grupo.

Todos os testes estatísticos foram realizados utilizando o programa Statistica 6.0, com um intervalo de confiança de 5%.

Resultados

Foram realizados 60 circuitos no período de fevereiro/2004 a janeiro/2006. Grupos de toninhas foram avistados em 32 dias, sendo que em 13 dias apenas um grupo foi registrado. Para o boto-cinza houve o registro de grupos em 54 dias, e em 8 dias apenas um grupo foi registrado. Grupos mistos não foram observados ao longo do estudo.

A duração média dos circuitos foi de 1 hora e 30 minutos a 2 horas, dependendo da quantidade de grupos avistados. Em apenas três dias não foram localizadas as espécies na área durante os circuitos. Ambas as espécies foram registradas em todos os meses do ano.

Tamanho de grupo

Foram registrados 188 avistamentos de grupos de botos-cinza e 66 de grupos de toninhas ao longo do período (Tab. 1). Não houve diferença no tamanho de grupo entre as espécies ($t = -0,38$; $p = 0,7$), assim como não foram detectadas diferenças sazonais no tamanho de grupo entre as espécies (inverno: $t = -0,03$, $p = 0,97$; primavera: $t = -0,99$, $p = 0,32$; verão: $z = -1,7$; $p = 0,08$; outono: $t = -0,12$; $p = 0,89$). Contudo, variações sazonais foram observadas em nível intraespecífico. Para o boto-cinza os menores grupos ocorreram no outono ($F_{3,185} = 204,05$; $p < 0,05$), enquanto para *P. blainvillei* os menores grupos foram observados no verão e outono ($F_{3,62} = 131,82$; $p < 0,05$) (Figura 3).

Índice de dispersão populacional - IDP

O IDP do boto-cinza apresentou uma média de 2,82 ($\pm 2,05$), variando de 0,27 a 8,29. Para a toninha a média do IDP foi levemente superior (3,01 $\pm 1,8$), com uma variação de 0,11 a 6,51. O índice de dispersão interespecífico variou de 0,46 a 7,31, com uma média de 3,62 ($\pm 1,65$). O IDP intraespecífico de ambas as espécies foi semelhante, mas o IDP

interespecífico foi significativamente maior do que o IDP do boto-cinza ($F_{2,92} = 233,56$; $p = 0.00$).

Índice de dispersão populacional vs variações sazonais

O inverno foi o período em que ambas as espécies se mantiveram mais dispersas em relação ao outono, que se caracterizou como o período de maior agrupamento ($F_{3,31} = 188,52$; $p = 0$).

O Índice de Dispersão Populacional (IDP) da população de toninhas seguiu um padrão semelhante ao IDP interespecífico. O inverno se caracterizou como o período de maior dispersão da população, mas o agrupamento foi mais intenso no verão ($F_{3,21} = 6,57$; $p = 0$). Da mesma forma, o boto-cinza também mostrou diferenças entre as estações com relação à dispersão populacional ($F_{3,44} = 87,32$; $p = 0$).

Uso do espaço

O uso do espaço de cada uma das populações diferiu de forma marcante. Considerando o método do Mínimo Polígono Convexo (MPC), com todos os registros acumulados ao longo do período, a área ocupadas pelas toninhas foi de 26 km², o que representa 17% da área total da baía. O boto-cinza utilizou uma área maior, totalizando 79 km², um percentual de 51%. Para o boto-cinza a assíntota foi atingida após 16 varreduras; no caso da toninha isto ocorreu após 21 varreduras (Fig. 2). Esta estabilização foi menos perceptiva considerando cada estação do ano em separado.

Em apenas quatro dos 55 dias de amostragem (distribuição diária) verificou-se sobreposição nas áreas de uso de ambas as espécies. A área de sobreposição diária nestas situações foi muito pequena, variando de 0,02 a 0,7 km². Contudo, o tamanho da área de uso a cada dia não mostrou diferença entre as populações ($t = 1,089$; $gl = 67$; $p = 0,28$). A

área máxima diária de 38 km² registrada para o boto-cinza foi um evento isolado, pois a média se manteve baixa (Tab. 2).

Uso do espaço vs variações sazonais

A área de uso das toninhas ocupou a porção central da área do boto-cinza em 30% (Fig. 3). Já a área de uso das toninhas foi sobreposta completamente pelo boto-cinza, exceto na primavera (Fig. 3). De maneira geral, a área de uso de ambas as populações concentrou-se na porção central da baía da Babitonga, onde há um maior número de ilhas e a confluência das principais correntes da baía. Extensas áreas não foram utilizadas, como a região do canal de acesso, o rio Palmital, a região do Canal do Linguado e a Lagoa de Saguacú, caracterizando uma distribuição heterogênea das populações.

O inverno foi o período em que ambas as populações utilizaram uma área maior, e ($\chi^2 = 0,66$; $p < 0,05$) (Fig. 3). Embora *S. guianensis* tenha apresentado uma área de uso maior que *P. blainvillei* em todas as estações do ano, a alteração da área entre as estações foi sempre maior para *P. blainvillei*, com exceção da transição entre as estações primavera/outono (Fig. 4). Para *S. guianensis* o período de transição mais significativo foi o de primavera-verão, quando a espécie deixou de ocupar as áreas mais internas do estuário, dispersando em direção ao canal de acesso (Fig. 5).

Uso de espaço vs seleção de hábitat

Ambas espécies mostraram preferência por áreas com relevo mais acidentado (*S. guianensis*: $z = 5,84$; $p < 0,001$; *P. blainvillei*: $z = 3,94$; $p < 0,001$). Quando comparadas entre si, as áreas utilizadas pelos cetáceos não apresentaram diferenças quanto ao relevo ($z = 0,39$; $p = 0,69$). O número de isóbatas não mostrou correlação com o tamanho de grupo,

tanto para *P. blainvillei* ($r = -0,09$; $p = 0,66$) como também para *S. guianensis* ($r = -0,1$; $p = 0,4$).

A preferência por áreas mais profundas dentro do estuário também foi observada para ambas as espécies (*S. guianensis*: $z = 4,69$; $p < 0,001$; *P. blainvillei*: $z = 2,65$; $p < 0,001$). Na comparação entre as espécies a profundidade entre as áreas utilizadas foi a mesma ($z = -0,31$; $p = 0,74$). A profundidade também não esteve correlacionada com o tamanho de grupo, tanto para *P. blainvillei* ($r = 0,02$; $p = 0,91$) como para *S. guianensis* ($r = -0,09$; $p = 0,48$).

Discussão

Grupos

O tamanho dos grupos de toninhas e botos-cinza na baía da Babitonga foi semelhante, variando entre 2 e 3 indivíduos. Ambas as espécies formam grupos pequenos que permanecem próximos entre si, formando muitas vezes grandes agrupamentos (Cremer, 2000; Cremer e Simões-Lopes, 2005). Embora a população de *S. guianensis* seja muito maior do que de *P. blainvillei* (Cap. 3; Cap. 4), os agrupamentos de ambas as espécies podem chegar a mais de 40 indivíduos na baía. Diferenças no tamanho de grupo entre as estações foram detectadas para ambas as espécies, embora estas não coincidam. *P. blainvillei* formou grupos maiores na primavera, enquanto *S. guianensis* apresentou esta tendência no verão. Não foram observadas diferenças de tamanho de grupo entre as espécies a cada estação. É provável que o tamanho de grupo esteja relacionado às estratégias de pesca, que variam ao longo das estações em função de variações na disponibilidade de presas.

Não houve registros da ocorrência de grupos mistos de *P. blainvillei* e *S. guianensis* na baía da Babitonga, fato este que vem sendo comprovado ao longo de 10 anos de estudos na área (M. Cremer, *obs. pessoal*). Apenas para o boto-cinza existem registros isolados de grupos mistos, envolvendo sempre *T. truncatus*: no litoral da Costa Rica (Acevedo-Gutiérrez et al., 2005), na baía de Guaratuba (Monteiro-Filho et al., 1999), baía da Babitonga (Tonello Jr. e Hardt, *com. pessoal*) e baía Norte (Flores, 2003). A ocorrência de grupos mistos de cetáceos já foi bem documentada para outras espécies de mamíferos e acredita-se que envolva vantagens no forrageamento, nas estratégias antipredatórias ou no sucesso reprodutivo e social (Stensland et al., 2003). Situação semelhante foi encontrada por Bearzi (2005) para populações de *Delphinus delphis* e *Delphinus capensis* em Santa Monica Bay, na Califórnia. Ambas espécies ocorrem ao longo de todo o ano na área e nunca formaram grupos mistos.

Área de vida

As populações de *P. blainvillei* e *S. guianensis* na baía da Babitonga apresentaram um alto grau de sobreposição espacial, sendo que a área utilizada pela população de *S. guianensis* foi muito maior do que a utilizada por *P. blainvillei*. O tamanho de uma população influencia de forma direta no tamanho de sua área de vida (McNab, 1963). A população de *S. guianensis* foi estimada em no máximo 231 indivíduos na baía da Babitonga (Cap. 3), enquanto para *P. blainvillei* a média foi de 50 indivíduos (Cap. 4), o que representa menos de $\frac{1}{4}$ da população de botos-cinza. Segundo McNab (1963), o tamanho da área de vida também está diretamente relacionado ao tamanho dos indivíduos. A toninha é menor que o boto-cinza, alcançando entre 116 e 126 cm de comprimento na maturidade sexual (Rosas & Monteiro-Filho, 2002), enquanto o boto-cinza atinge 200 cm (Di Benedetto e Ramos, 2004). Desta forma, o tamanho da área de vida das populações

também pode ter sido influenciado pelo tamanho dos indivíduos e sua abundância, que representam a demanda energética da população.

Variações sazonais e tamanho da área de vida

As variações sazonais observadas nas áreas de vida provavelmente estejam relacionadas à variação sazonal na abundância das presas (Cap. 6). Muitas espécies de vertebrados utilizam áreas menores e se deslocam menos quando o recurso alimentar é abundante. É provável que em períodos de escassez das principais presas, ambas as espécies tendam a ampliar a sua dieta, assim como a área de forrageamento, reduzindo a competição. Segundo Bonesi et al. (2004), duas possíveis tendências podem ocorrer em casos de escassez de recurso alimentar: uma redução na sobreposição de nicho, como resultado da utilização de outras presas, ou um aumento na sobreposição de nicho, como resultado de uma competição mais intensa sobre um recurso escasso. Não existem dados sobre a variação sazonal da dieta de botos-cinza e toninhas na Babitonga, mas estudos envolvendo *P. blainvillei* (Basso, 1997; Di Benedetto, 2000; Oliveira, 2003) e *S. guianensis* (Di Benedetto, 2000; Oliveira, 2003) comprovaram que a dieta muda ao longo das estações, associado a flutuações nas populações ictíicas.

O inverno foi o período em que ambas as espécies tiveram a maior área de vida e foi considerado o período mais crítico em termos de disponibilidade de alimento (Cap. 6), coincidindo com o período em que os cetáceos ampliaram sua área de vida. Este padrão provavelmente indica a necessidade de ampliar a área de forrageamento em virtude da escassez de alimento, o que representaria um maior gasto energético neste período, ao mesmo tempo em que reduz a competição, que pode se tornar mais intensa nesta situação. O índice de dispersão populacional entre as espécies também foi maior no inverno, contribuindo para a tese de que neste período o recurso é mais escasso e a competição mais

intensa. *P. blainvillei* também mostrou uma tendência semelhante em nível intraespecífico, embora *S. guianensis* não tenha sofrido alterações no índice em função das estações do ano.

Padrões de deslocamento de espécies de cetáceos associados ao de suas presas já foram descritos para *Lagenorhynchus obscurus* (Wursig e Wursig, 1980), *Stenella longirostris* (Norris e Dohl, 1980) e *T. truncatus* (Wells et al., 1987; Wells et al., 1990; Defran et al., 1999). Muitas espécies de peixes em áreas estuarinas apresentam padrões de movimentação relacionados aos seus períodos reprodutivos (Gibson, 1999). Segundo Wells et al. (1980), espécies costeiras de odontocetos são tipicamente predadores oportunistas, utilizando-se de uma ampla gama de presas tanto no fundo como na coluna d'água. Wilson et al. (1997) associaram o aumento na disponibilidade de presas ao aumento da ocupação de áreas mais internas do estuário por *T. truncatus*. Desta forma, mudanças no tamanho da área de vida da população podem efetivamente estar relacionados à mudanças na distribuição das presas.

Características do hábitat

A área de vida de uma população necessariamente envolve uma quantidade mínima de habitats preferenciais, e tende a ser maior quando estes habitats são pequenos e dispersos (Karczmarski et al., 2000). A distribuição heterogênea de populações de mamíferos terrestres está fortemente associada à variabilidade de seu habitat, assim como a seletividade das espécies frente a determinados parâmetros (Townsend et al., 2006). Da mesma forma, vários estudos tem demonstrado que as populações de mamíferos marinhos usam seu habitat de maneira heterogênea, com áreas de concentração muito bem definidas. Isto foi verificado para *Delphinus delphis* (Hui, 1979; Selzer e Payne, 1988), *Lagenorhynchus acutus* (Selzer e Payne, 1988), *Tursiops truncatus* (Santos e Lacerda,

1987; Ballance, 1992; Wilson et al., 1997; Hastie et al., 2004) e *Sousa chinensis* (Karczmarski et al., 2000).

Um aumento na complexidade do hábitat marinho, considerando aspectos como a topografia, rugosidade e diversidade de substratos e a diversidade de refúgios, entre outros parâmetros, está associada a uma maior riqueza e abundância de peixes (Gratwicke e Speight, 2005), o principal recurso alimentar de toninhas e botos-cinza. Neste estudo ambas as espécies apresentaram preferência por áreas mais heterogêneas, indicando a importância de determinados habitats na disponibilização de recursos alimentares e nas estratégias de forrageamento. A preferência por habitats com topografia de fundo mais acentuada já foi observada para *T. truncatus* (Ingram e Rogan, 2002; Hastie et al., 2003), *Lagenorhynchus acutus* e *Delphinus delphis* (Hui, 1979; Selzer e Payne, 1988) e *Phocoena phocoena* (Watts e Gaskin, 1986).

A preferência por áreas mais profundas foi observada tanto para *S. guianensis* como para *P. blainvillei*. Áreas mais profundas em ambientes estuarinos estão fortemente associadas à presença de canais. Estes ambientes se caracterizam por uma alta concentração de presas, facilitando também as estratégias de captura dos golfinhos (Ballance, 1992; Felix, 1994; Wilson et al., 1997; Hastie et al., 2003). Vários estudos realizados com *T. truncatus* em regiões costeiro-estuarinas têm demonstrado uma concentração populacional em áreas de forte corrente de maré, associadas à presença de peixes (Shane, 1980; Irvine et al., 1981; Santos e Lacerda, 1987; Wilson et al., 1997; Harzen, 1998).

Nicho e simpatria

Pouco se sabe sobre os mecanismos que permitem a simpatria direta entre espécies de cetáceos. O nicho de espécies simpátricas pode se diferenciar em várias dimensões, reduzindo a competição e possibilitando a co-existência (Pulliam, 2000). Para espécies de

mamíferos aquáticos já foram identificadas diferenças associadas a padrões no uso de hábitat, à períodos de atividade, à composição e seletividade na dieta (Bonesi et al., 2004; Bearzi, 2005).

Quando o recurso alimentar é abundante, a pressão seletiva exercida pela competição é reduzida e espécies com sobreposição de nicho alimentar podem ser encontradas no mesmo hábitat (Begon et al., 1996). Em alguns casos, flutuações na disponibilidade de presas podem permitir a co-existência temporária de espécies com mesmo nicho em períodos de abundância de recursos (Selzer e Payne, 1988). Quando o recurso alimentar é limitante, espécies simpátricas tendem a alterar seu nicho alimentar, modificando itens da sua dieta (Gowans e Whitehead, 1995; Bonesi et al., 2004). Pequenas diferenças na seleção de presas são suficientes para suprir as necessidades energéticas dos predadores, permitindo a coexistência de espécies simpátricas de golfinhos (Hoelzel, 1998). A principal espécie predada pela toninha não faz parte da dieta do boto-cinza, e vice-versa. Para as espécies de presas compartilhadas, em alguns casos foram detectadas diferenças com relação ao tamanho das presas (Cap. 5). A seletividade das presas com relação ao tamanho também caracteriza nichos diferenciados (Cap. 5; Cap. 6). Estas diferenças no nicho alimentar podem ser suficientes para permitir a coexistência de ambas. Na maioria dos casos a mudança no nicho alimentar ocorre principalmente com a espécie subordinada. A competição entre espécies tende a ser sempre assimétrica, sendo a espécie dominante aquela de maior porte e/ou de maior potencial exploratório do meio (Bonesi et al., 2004). Na área em questão, *S. guianensis* pode ser caracterizada como a espécie dominante e *P. blainvillei* como a espécie subordinada.

Em casos mais extremos, possivelmente relacionados a reduzida flexibilidade comportamental, a sobreposição de nicho pode levar a ocorrência de exclusão competitiva (Begon et al., 1996). Shane (1995) relata a ocorrência de exclusão competitiva para populações de *Grampus griseus* e *Globicephala macrorhynchus* na Califórnia. A natureza mais agressiva de *G. griseus* teria levado esta espécie a afastar *G. macrorhynchus*, embora a segunda seja uma espécie de maior porte. A competição por recurso alimentar (*Loligo opalescens*) foi o fator determinante, caracterizando uma forma de competição por interferência direta.

O princípio da exclusão competitiva considera a coexistência e competição entre espécies num ambiente dito estável. Neste caso, a diferenciação dos nichos seria o fator que permite a coexistência, embora Townsend et al. (2006) afirmem que a diferenciação de nichos por si só não prova que existam competidores em coexistência, pois a competição pode não estar acontecendo e nem nunca ter acontecido. Na verdade, variações espaciais e temporais nos ambientes são a regra. Desta forma, a heterogeneidade ambiental estaria reduzindo as forças de competição interespecífica, embora o potencial de interferência entre as espécies se mantenha em algum nível (Townsend et al. 2006).

Bearzi (2005) estudou a simpatria de populações de *Delphinus delphis* e *Delphinus capensis* em Santa Monica Bay, na Califórnia. A abundância da principal presa utilizada por ambas espécies e pequenas diferenças no nicho alimentar foram consideradas os principais fatores que permitem a co-existência de espécies tão similares. No caso das populações simpátricas de *Stenella coeruleoalba* e *D. delphis* estudadas na Baía de Biscaia, o hábito alimentar oportunista de ambas as espécies foi o principal fator envolvido na sua co-existência (Das et al. 2000). No Mar Iônico, a população de *Tursiops truncatus* se alimenta principalmente no fundo, enquanto a população simpátrica de *D. delphis* forrageia

na coluna d'água e próximo à superfície (Ferreti et al. 1998 *apud* Bearzi, 2005). Acredita-se que a adoção de diferentes estratégias de forrageamento tenha reduzido a competição, promovendo uma separação de nichos. Condição semelhante de coexistência também foi observada em populações simpátricas de *Stenella longirostris* e *Lagenodelphis hosei*, embora ambas as espécies tenham sido consideradas oportunistas quanto ao hábito alimentar, e adoção de diferentes estratégias de forrageamento (Dolar et al., 2003).

A coexistência das populações de botos-cinza e toninhas na baía da Babitonga está diretamente relacionada a um conjunto de fatores que incluem a diferenciação de nichos promovida pelo hábito alimentar destas espécies (Cap. 5), padrões comportamentais e à características do habitat. A maior área de vida utilizada por *S. guianensis* possivelmente seja reflexo de seu tamanho populacional maior (Caps. 3 e 4). Além disso, *S. guianensis* pode ser considerada uma espécie mais seletiva quanto aos itens de sua dieta (Cap. 6), variando de forma mais significativa sua área de vida ao longo das estações. *P. blainvillei*, por sua vez, adota um hábito alimentar mais oportunista na região, o que lhe permite permanecer numa área pequena com abundância de presas (Cap. 6). Estudos realizados com primatas demonstram que quando duas espécies com área de vida de tamanhos diferentes compartilham parte desta, os habitantes da menor área detêm informações mais detalhadas sobre a disponibilidade dos recursos (Strusaker, 1981 *apud* Stensland et al., 2003). *P. blainvillei* ocupa, neste caso, a menor área de vida e podemos supor que a espécie tenha se especializado em forragear nesta área, detendo as informações sobre a disponibilidade dos recursos e especializando-se nas estratégia de forrageamento que melhor se adequam àquele habitat. Segundo Rosenzweig (1981), a seleção de habitat é um importante componente nas forças que definem e permitem a coexistência competitiva entre espécies.

Além do aspecto da dieta, o tamanho da área de vida também é determinado pela ocorrência de competição interespecífica (Trombulak, 1985).

A baía da Babitonga pode ser considerada como um ambiente altamente heterogêneo. A influência das variações ocorrentes na drenagem continental, nos ciclos de maré, nas condições meteorológicas, entre outras, geram uma grande complexidade estrutural. Embora as populações de toninhas e botos-cinza apresentem uma grande semelhança em vários aspectos de seu nicho, propiciando uma situação de competição potencialmente elevada, a grande variabilidade ambiental e a disponibilidade de recurso alimentar deste ecossistema podem estar reduzindo a intensidade da competição através da diferenciação de nichos numa escala pequena e altamente variável. Na prática, a sobreposição de área de uso a partir das observações de distribuição diárias nos indica que, numa escala temporal pequena, a sobreposição espacial de nicho espacial é mínima, e desta forma a competição por interferência seria quase inexistente (Ricklefs, 1996). Contudo, a competição de consumo poderia existir, principalmente nos períodos de maior escassez de recursos.

Ambas as populações apresentam uma distribuição agregada na baía e a densidade populacional de ambas é maior na mesma área, considerando os dados apresentados nos Caps. 3 e 4. A competição interespecífica interfere diretamente no nicho realizado das espécies, pois define as áreas que cada uma pode existir em função da ocorrência da outra espécie (Towsend et al., 2006). Os dados indicam que as espécies evitam o contato físico, em virtude da ausência de grupos mistos e da utilização alternada dos mesmos habitats. O contato físico entre espécies que não formam grupos mistos está associado muitas vezes a ocorrência de comportamentos agressivos (Bearzi, 2005). Neste caso, é provável que o boto-cinza seja a espécie que determina os padrões de distribuição, influenciando

diretamente a população de toninhas, seja pelo maior tamanho corporal como também pela maior densidade populacional na área (Begon et al., 1996; Cap. 3; Cap. 4).

Ambas as espécies de cetáceos apresentam padrões de uso do hábitat pouco variáveis, associados à ocorrência das presas ou à tolerância das espécies frente a perturbações de origem antrópica. Baixas densidades populacionais de *T. truncatus* e *Delphinus delphis* no Mar Adriático são associadas à diminuição da diversidade biológica e a degradação do hábitat na região (Bearzi et al., 1997).

Impactos pontuais de origem antrópica podem ser decisivos na definição da área de vida de uma população. Mudanças significativas já foram detectadas para a população de *S. guianensis* na baía da Babitonga, com a mudança de áreas de concentração atribuídas às obras de duplicação do porto de São Francisco (Cremer et al., 2004). *P. blainvillei*, por sua vez, nunca foi observada nas imediações do porto ou de áreas mais urbanizadas da orla. A ausência da espécie na região do Canal do Linguado é atribuída à baixa qualidade deste ambiente, resultado da reduzida circulação de suas águas e proximidade de fontes poluidoras (Cap. 6). O controle de alterações ambientais desta natureza, associado ao monitoramento destas populações, é fundamental para o entendimento de possíveis interferências no equilíbrio das espécies.

Referências bibliográficas

Acevedo-Gutiérrez A, DiBerardinis, A, Larkin, S, Larkin, K, Forestell, P. 2005. Social interactions between tucuxis and bottlenose dolphins in Gandoca-Manzanillo, Costa Rica. *Lat Am J Aquat Mamm.* 4: 49-54.

- Ballance L. 1992. Habitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, Mexico. *Mar Mamm Sci* 8:262-274.
- Bassoi M. 1997. Avaliação da dieta alimentar de toninhas, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844), capturadas acidentalmente na pesca costeira de emalhe, no sul do Rio Grande do Sul [Monograph]. Rio Grande: Fundação Universidade de Rio Grande; 68 p.
- Bearzi M. 2005. Dolphin sympatric ecology. *Mar Biol Res* 1:165-175.
- Bearzi G, Notarbartolo-di-Sciara G, Politi E. 1997. Social ecology of bottlenose dolphins in the Kvarneric (Northern Adriatic Sea). *Mar Mamm Sci* 13: 650-668.
- Begon M, Harper JL, Townsend CR. 1996. Ecology - individuals, populations and communities. Oxford: Blackwell Science.
- Bonesi L, Chanin P, MacDonald, DW. 2004. Competition between Eurasian otter *Lutra lutra* and American mink *Mustela vison* probed by niche shift. *Oikos* 106:19-26.
- Bonin CA. 2001. Utilização de hábitat pelo boto-cinza *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae), na porção norte do complexo estuarino da Baía de Paranaguá, PR [dissertation]. Curitiba: Universidade Federal do Paraná; 106 p.
- Carr T, Bonde RK. 2000. Tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) occurs in Nicaragua, 800 km of its previously known range. *Mar Mamm Sci*. 16:447-452.
- Cremer MJ. 2000. Ecologia e Conservação de *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Babitonga, litoral norte de Santa Catarina [dissertation]. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos; 226 p.
- Cremer MJ, Hardt FAZ, Tonello Júnior AJ, Simões-Lopes PC, Pires JSR. 2004. Core areas changes in *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in Babitonga Bay, Santa Catarina. *Rev Univille* 9:12-16.

- Cremer MJ, Simões-Lopes PC. 2005. The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil. *Revta Bras Zool* 22:717-723.
- Crespo EA, Harris G, González R. 1998. Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Mar Mamm Sci.* 14:845-849.
- Das K, Lepoint G, Loizeau V, Debacker V, Dauby P, Bouquegneau JM. 2000. Tuna and dolphin associations in the northeast Atlantic: evidence of different ecological niches from stable isotope and heavy metal measurements. *Mar Poll Bull.* 40:102-109.
- Daura-Jorge FG, Wedekin LL, Piacentini V, Simões-Lopes PC. 2005. Seasonal and daily patterns of group size, cohesion and activity of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (P. J. van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae), in southern Brazil. *Rev Bras Zool.* 22:1014-1021.
- Defran RH, Weller DW, Kelly DL, Espinosa MA. 1999. Range characteristics of Pacific Coast bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Southern California Bight. *Mar Mamm Sci.* 15:381-393.
- Di Benedetto APM. 2000. Ecologia alimentar de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) na costa norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil [thesis]. Campos dos Goytacazes: Universidade Estadual do Norte Fluminense; 173 p.
- Dolar MLL, Walker WA, Kooyman GL, Perrin WF. 2003. Comparative feeding ecology of spinner dolphins (*Stenella longirostris*) and fraser's dolphins (*Lagenodelphis hosei*) in the Sulu Sea. *Mar Mamm Sci.* 19:1-19.
- Edwards HH, Schnell GD. 2001. Status and ecology of *Sotalia fluviatilis* in the Cayos Miskito Reserve, Nicaragua. *Mar Mamm Sci* 17:445-472.

- Felix F. 1994. Ecology of the coastal bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* in the Gulf of Guayaquil, Ecuador. In: Pilleri G., editor. Investigations on Cetacea. p. 235-256.
- Flores PAC. 1999. Preliminary results of a photoindentification study of the marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, in southern Brazil. Mar Mamm Sci. 15:840-847.
- Flores PAC. 2003. Ecology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in southern Brazil [thesis]. Porto Alegre: Pontificia Universidade Católica do Rio Grande do Sul; 126 p.
- Flores PAC, Bazzalo M. 2004. Home ranges and movement patterns of the marine tucuxi dolphin, *Sotalia fluviatilis*, in Baía Norte, Southern Brazil. Lat Am J Aquat Mamm. 3:37-52.
- Geise L, Gomes N, Cerqueira R. 1999. Behaviour, habitat use and population size of *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) in the Cananéia estuary region, São Paulo, Brasil. Rev Bras Biol. 59:183-194.
- Gibson RN. 1999. Movement and homing in intertidal fishes. In: Horn MH, Martin KLM, Chotkowski MA, editors. Intertidal fishes. Life in two worlds. London: Academic Press. p. 97-125.
- Gowans S, Whitehead H, 1995. Distribution and habitat partitioning by small odontocetes in the Gully, a submarine canyon on the Scotian Shelf. Can J Zool. 73:1599-1608.
- Gratwicke B, Speight M.R. 2005. The relationship between fish species richness, abundance and habitat complexity in a range of shallow tropical marine habitats. J Fish Biol. 66:650-667.

- Hardt FAS. 2005. Padrões de residência do golfinho *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Brasil [dissertation]. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 120 p.
- Harzen S. 1998. Habitat use by the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado Estuary, Portugal. *Aquat Mamm.* 19:127-142.
- Hastie GD, Wilson B, Thompson PM. 2003. Fine-scale habitat selection by coastal bottlenose dolphins: application of a new land-based video-montage technique. *Can J Zool.* 81:469-478.
- Hastie GD, Wilson B, Wilson LJ, Parsons KM, Thompson PM. 2004. Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. *Mar Biol.* 144:397-403.
- Hoelzel AR. 1998. Genetic structure of cetacean populations in sympatry, parapatry, and mixed assemblages: implications for conservation policy. *Am Gen Ass.* 89:451-458.
- Hui CA. 1979. Undersea topography and distribution of dolphins of the genus *Delphinus* in the southern California bight. *J Mamm.* 60:521-527.
- Ingram SN, Rogan E. 2002. Identifying critical areas and habitat preferences of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. *Mar Ecol Prog Ser.* 244:247-255.
- Irvine AB, Scott MD, Wells RS, Kaufmann JH. 1981. Movments and activities of the atlantic bottlenose dolphin *Tursiops truncatus*, near Sarasota, Florida. *Fish Bull.* 79:671-688.
- Jewell PA. 1966. The concept of home range in mammals. *Symp Zool Soc.* 18:83-109.

- Karczmarski L, Cockroft VG, McLachlan A. 2000. Habitat use and preferences of indo-pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Mar Mamm Sci.* 16:65-79.
- Lodi L. 2003. Tamanho e composição de grupos de botos-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. *Atlântica* 25:135-146.
- Monteiro-Filho ELA, Bonin CA, Rautenberg M. 1999. Interações interespecíficas dos mamíferos marinhos na região da Baía de Guaratuba, litoral sul do estado do Paraná. *Biotemas* 12:119-132.
- McNab BK. 1963. Bioenergetics and the determination of home range sizes. *Am Nat* XCVII:133-140.
- Norris KS, Dohl TP. 1980. The behavior of the Hawaiian spinner porpoise, *Stenella longirostris*. *Fish Bull.* 77:821-847.
- Oliveira MR. 2003. Ecologia alimentar de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Delphinidae e Pontoporiidae) no litoral sul do Estado de São Paulo e litoral do Paraná [dissertation]. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 77 p.
- Oliveira TMN, Tureck CR, Bassfeld JC, Torrens BMO, Faria JM, Brasil K. 2006. Integridade ambiental da Baía da Babitonga: características físico-químicas, microbiológicas e ecotoxicidade. In: Cremer MJ, Morales PRD, Oliveira TMN, editors. *Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga*. Joinville: Editora Univille. p. 20-80.
- Parra GJ. 2006. Resource partitioning in sympatric delphinids: space use and habitat preferences of Australian snubfin and Indo-Pacific humpback dolphins. *J Anim Ecol.* 75:862-874.

- Pianka ER. 1983. Ecología evolutiva. Barcelona: Ediciones Omega.
- Pizzorno JLA. 1999. Estimativa populacional do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, na Baía de Guanabara, por meio de catálogo de fotoidentificação [dissertation]. Rio de Janeiro: Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 47 p.
- Powell RA. 1993. Animal home ranges and territories and home ranges estimators. In: Boitani L, Fuller TK, editors. Research techniques in animal ecology: controversies and consequences. New York: Columbia University Press. p. 65-110.
- Praderi R, Pinedo MC, Crespo EA. 1989. Conservation and management of *Pontoporia blainvillei* in Uruguai, Brasil and Argentina. In: Perrin WF, Brownell Jr. RL, Zhou K, Jiakang L, editors. Biology and conservation of River Dolphins. Gland: IUCN/Species Survival Commission. p.56.
- Pulliam HR. 2000. On the relationship between niche and distribution. *Ecol Letters* 3:349-361.
- Ricklefs RE. 1996. A economia da natureza. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan.
- Rosenzweig ML. 1981. A theory of habitat selection. *Ecology* 62:327-335.
- Santos ME, Lacerda M. 1987. Preliminary observations of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado estuary (Portugal). *Aquat Mamm.* 13:65-80.
- Santos MCO, Acuña LB, Rosso S. 2001. Insights on site fidelity and calving intervals of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in southern Brazil. *J Mar Biol Ass. UK* 81:1049-1052.
- Selzer LA, Payne PM. 1988. The distribution of white-sided (*Lagenorhynchus acutus*) and common dolphins (*Delphinus delphis*) vs. Environmental features of the continental shelf of the northeastern United States. *Mar Mamm Sci.* 4:141-153.

- Shane S. 1980. Occurrence, movements, and distribution of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in southern Texas. Fish Bull. 78:593-601.
- Shane SH. 1995. Relationship between pilot whales and Risso's dolphins at Santa Catalina Island, California, USA. Mar Ecol Prog Ser. 123:5-11.
- Siciliano S. 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. Rep Int Whal Comm. 15:241-250.
- Simões-Lopes PC. 1988. Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis* Gervais, 1853, (Cetacea, Delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. Biotemas 1:57-62.
- Stensland E, Angerbjörn A, Berggren P. 2003. Mixed species groups in mammals. Mamm Rev. 33:205-223.
- Townsend C, Begon M, Harper JL. 2006. Fundamentos em Ecologia. 2ª edição. Porto Alegre: Artmed.
- Trombulak SC. 1985. The influence of interspecific competition on home range size in chipmunks (*Eutamias*). J Mamm. 66:329-337.
- Watts P, Gaskin DE. 1986. Habitat index analysis of the harbor porpoise (*Phocoena phocoena*) in the southern coastal bay of Fundy, Canada. J Mamm. 66:733-744.
- Wells RS, Irvine AB, Scott MD. 1980. The social ecology of inshore odontocetes. In: Herman LM, editor. Cetacean behavior: mechanisms and functions. New York: John Wiley & Sons. p. 263-317.
- Wells RS, Scott MD, Irvine AB. 1987. The social structure of free-ranging bottlenose dolphins. In: Genoways HH, editor. Current Mammalogy. New York: Plenum Press; p. 247-305.

Wilson B, Thompson PM, Hammond PS. 1997. Habitat use by bottlenose dolphins: seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray Firth, Scotland. *J App Ecol.* 34:1365-1374.

Wursig B, Wursig M. 1980. Behavior and ecology of the dusky dolphin, *Lagenorhynchus obscurus*, in the South Atlantic. *Fish Bull.* 77:871-889.

Tab. 1. Parâmetros dos grupos de *S. guianensis* e *P. blainvillei* avistados na Baía da Babitonga durante a realização dos circuitos.

Parâmetros	<i>S. guianensis</i>	<i>P. blainvillei</i>
Nº total de grupos	189	66
Média ± DP (indivíduos)	10,5 ± 10,2	10 ± 7,5
Média ± DP (grupos)	3,5 ± 2,1	2,1 ± 1,3
Variação de número de grupos por dia	1 - 9	1 - 7
Variação de número de indivíduos por dia	3 - 101	2 - 55

Tab. 2. Parâmetros das áreas de uso diárias das populações de *S. guianensis* e *P. blainvillei* na Baía da Babitonga.

Parâmetros	<i>S. guianensis</i>	<i>P. blainvillei</i>
n	46	19
Média ± DP (km ²)	2,89 ± 6,34	1,23 ± 2,89
Mínimo (km ²)	0,008	0,002
Máximo (km ²)	38	9,849

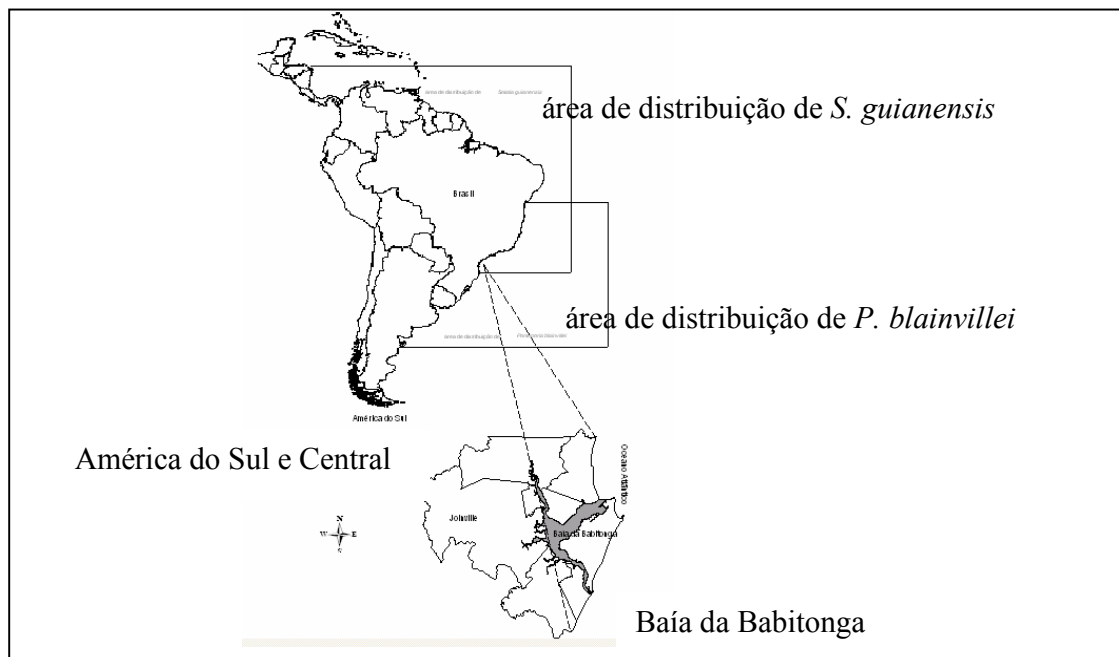


Fig. 1. Áreas de distribuição de *S. guianensis* e *P. blainvillei* ao longo da costa das Américas do Sul e Central e localização da área de estudo: Baía da Babitonga, no litoral norte de Santa Catarina.

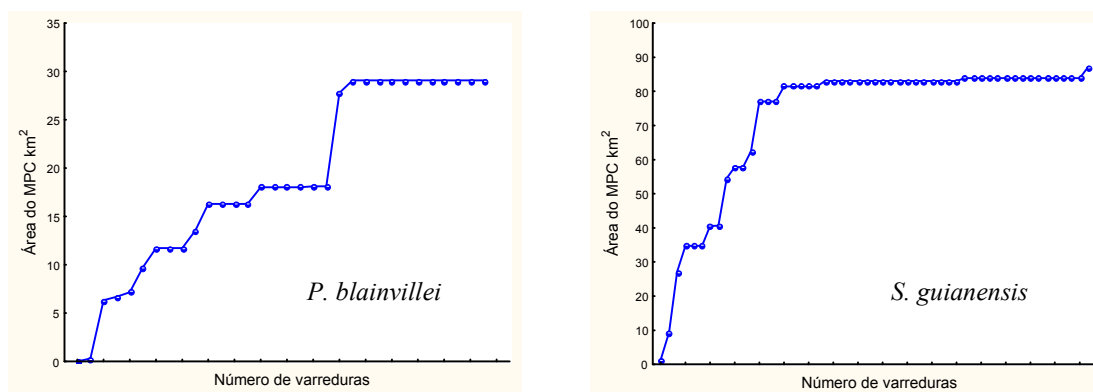


Fig. 2. Plotagem da área do Mínimo Polígono Convexo (MPC) (100%) de cada espécie com relação ao número de varreduras realizadas (*P. blainvillei* n = 32; *S. guianensis* n = 54).

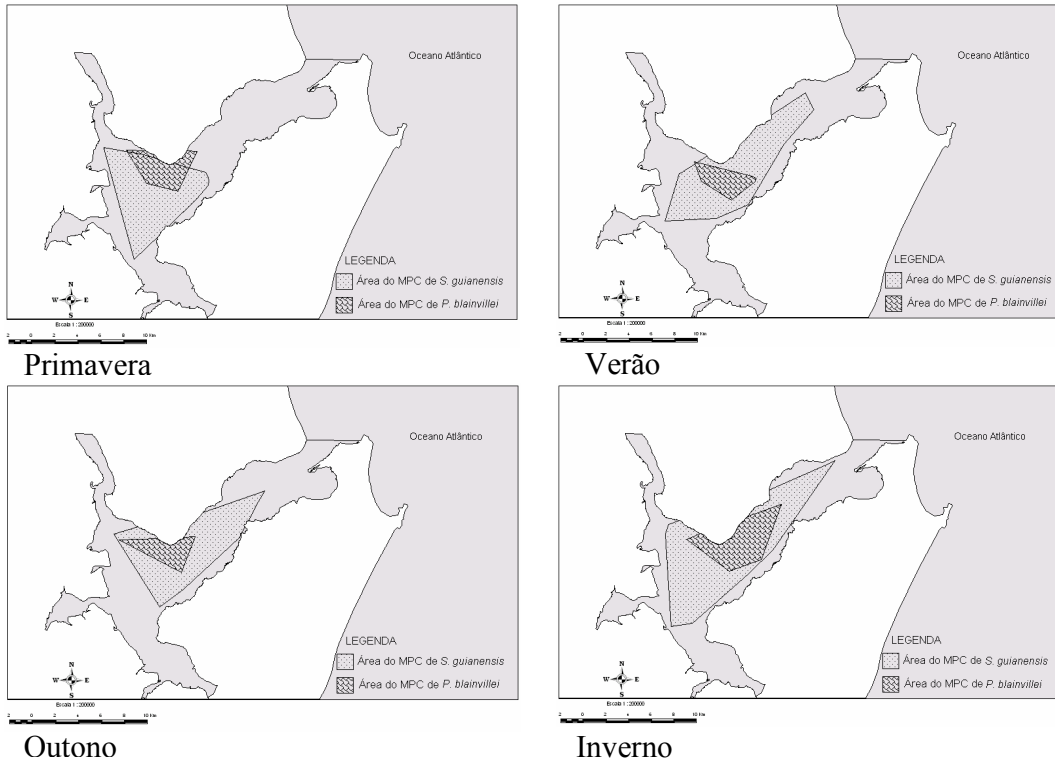


Fig. 3. Área do MPC (Mínimo Polígono Convexo) (100%) sazonal das populações de *S. guianensis* e *P. blainvillei* na baía da Babitonga.

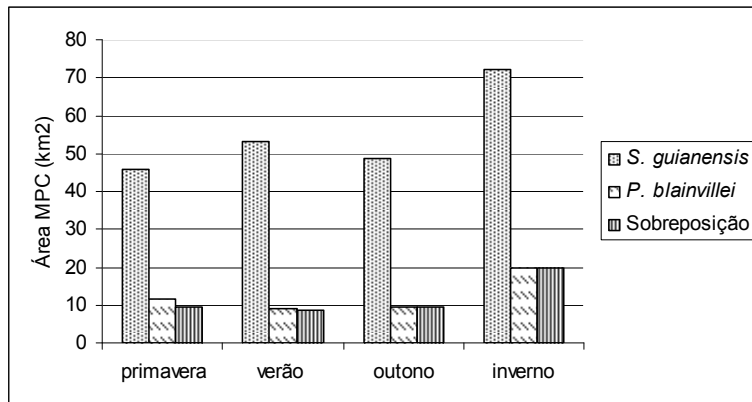


Fig. 4. Área e sobreposição das áreas do MPC (Mínimo Polígono Convexo) (100%) das populações de *S. guianensis* e *P. blainvillei* na baía da Babitonga.

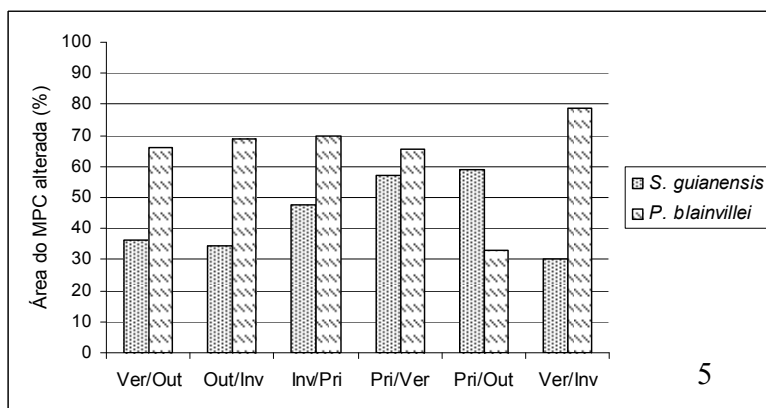


Fig. 5. Percentual da área de uso alterada entre as estações para as populações de *S. guianensis* e *P. blainvillei* na Baía da Babitonga.

CAPÍTULO 8
CONSERVAÇÃO DOS GOLFINHOS DA BAÍA DA BABITONGA,
LITORAL NORTE DO ESTADO DE SANTA CATARINA

Conservação dos golfinhos da baía da Babitonga,

litoral norte de Santa Catarina

RESUMO

Sotalia guianensis e *Pontoporia blainvillei* são duas espécies de cetáceos de distribuição estritamente costeira. Ambas vêm sendo estudadas desde 1996 na baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, considerada um dos principais estuários do sul do Brasil. Os dados levantados até o momento sobre a ecologia destas populações indicam que sejam residentes na área. Considerando o status de ameaça que sofrem ambas as espécies, efetuou-se uma análise das principais ameaças que atingem estas populações na área. Foram consideradas *ameaças específicas*, que atingem direta e unicamente os golfinhos, e *ameaças ao habitat*, que atinge diretamente o habitat. Como ameaças específicas foram consideradas a captura acidental em redes de pesca, o turismo desordenado para observação de cetáceos e o tráfego de lanchas em alta velocidade. A maior parte das ameaças está diretamente relacionada à perda de habitat. Como forma de analisar quantitativamente as ameaças, os impactos foram ordenados quanto a sua magnitude e grau de reversibilidade, utilizando a pontuação independente de cinco pesquisadores experientes na área. Os impactos que representaram uma maior ameaça foram a captura acidental em redes de pesca e a sobrepesca. Considerando o grau de reversibilidade, impactos relacionados ao turismo de *dolphin-watching* e o tráfego de barcos em alta velocidade foram considerados aqueles mais fáceis de reverter. Foi elaborado um plano de ação que envolve três frentes de trabalho: ações de pesquisa, ações relacionadas à políticas públicas e ações legais. A integração destas ações é fundamental e somente através de ações abrangentes que envolvam todo o entorno dos ambientes costeiros estará se investindo efetivamente na conservação destas populações de cetáceos.

Palavras-chave: *Sotalia guianensis*, *Pontoporia blainvillei*, ameaças, impactos, ações.

INTRODUÇÃO

As pesquisas sobre ecologia e comportamento de cetáceos, de forma análoga ao que ocorreu com espécies terrestres, passaram a ter maior ênfase e respaldo a partir de constatações referentes à diminuição de algumas populações e *stocks* devido ao abandono de determinadas áreas, decorrentes de atividades antrópicas que até hoje vem ameaçando a conservação de muitas espécies (Currey *et al.*, 1990; Reeves *et al.*, 2003). De maneira geral, as ameaças que os cetáceos costeiros vêm sofrendo incluem o elevado índice de

mortalidade acidental durante atividades de pesca, o tráfego de embarcações, o turismo desordenado, a degradação dos habitats, a superexploração dos recursos pesqueiros e a poluição sonora, principalmente ligada às atividades de prospecção sísmica (Currey *et al.*, 1990; Richardson *et al.*, 1995; Simões-Lopes & Paula, 1997; Reijnders *et al.*, 1999; NRC, 2003; Reeves *et al.*, 2003).

A preocupação com a conservação de espécies e populações emergiu recentemente, na década de 80, em resposta ao aumento acelerado das taxas de extinção (Wilson, 1988). Uma abordagem mais ampla, em escala de ecossistema ou paisagem, vem sendo considerada a mais apropriada na proposição de ações voltadas à conservação, tanto em ambientes marinhos como terrestres (Jones, 1994; Simberloff, 1998; Dunning *et al.*, 2006). Espécies carismáticas muitas vezes são o foco das ações, sendo utilizadas como “bandeiras” de conservação para todo o seu habitat (Clemmons & Buchholz, 1997; Primack & Rodriguez, 2001). O foco tradicional de ações conservacionistas tem sido dado em nível de espécie. Os fatores envolvidos incluem a facilidade em sensibilizar as populações humanas através de uma espécie carismática e a bagagem teórica existente sobre a ecologia de populações, hoje muito mais desenvolvida do que em nível de ecossistema (Dunning *et al.*, 2006). Atualmente, o enfoque integrado entre espécie/ecossistema/paisagem deve ser o objetivo principal (Primack & Rodrigues, 2001).

A elaboração de estratégias de conservação requer uma análise caso a caso e está diretamente relacionada às ameaças existentes. No caso dos pequenos cetáceos, a captura acidental em redes de pesca é considerada a principal causa de mortalidade (Reeves *et al.*, 2003). Contudo, a degradação dos habitats tem sido cada vez mais considerada como o fator-chave na conservação destas espécies, embora pouca atenção venha sendo dada a esta

questão. Os pequenos cetáceos costeiros encontram-se muito mais ameaçados do que as espécies oceânicas devido à intensa utilização destes ambientes pelas populações humanas (Reeves *et al.*, 2003). Desta forma, as estratégias de conservação para estas espécies devem ter na conservação de seus habitats umas de suas principais diretrizes.

Os problemas relativos à conservação dos ambientes aquáticos e de suas espécies estão associados ao que Hardin (1968) caracterizou como a “tragédia dos comuns”: recursos que pertencem a toda a sociedade e que, desta forma, são utilizados indiscriminadamente, sem custos financeiros ou qualquer forma de comprometimento com sua sustentabilidade.

ÁREA DE ESTUDO - BAÍA DA BABITONGA

A baía da Babitonga localiza-se ao norte do Estado de Santa Catarina, região sul do Brasil, entre as coordenadas 26°02’-26°28’S e 48°28’-48°50’W (**FIGURA 1**). É contornada em sua porção noroeste pela Unidade Geomorfológica da Serra do Mar, segundo o mapa geomorfológico do Atlas de Santa Catarina, e a sudeste pela Ilha de São Francisco.

A baía da Babitonga comporta a última grande formação de manguezal do Hemisfério Sul, sendo o mais importante estuário do estado. Suas margens são formadas por manguezais, praias arenosas e costões rochosos, além da presença de numerosas ilhas. Sua área compreende aproximadamente 160 km² e a comunicação com o Oceano Atlântico ocorre através de um profundo canal, com cerca de 1,7 km de largura. Até meados da década de 1930 havia outra comunicação da baía com o mar, formada pelo Canal do Linguado. Nesta época houve a construção da SC 280, formada sobre um aterro artificial que fechou definitivamente esta comunicação.

As áreas em torno da baía da Babitonga estão classificadas com prioridade Extremamente Alta, onde recomenda-se o manejo e a criação de Unidades de Conservação (MMA, 2003). Também está na lista de Áreas Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade dos Mamíferos Marinhos do relatório de “Avaliação e Ações Prioritárias Para a Conservação da Biodiversidade da Zona Costeira e Marinha” (MMA, 2002).

ASPECTOS DA ECOLOGIA DOS CETÁCEOS NA BAÍA DA BABITONGA

A baía da Babitonga abriga as populações de duas espécies de pequenos cetáceos: a toninha, ou *Pontoporia blainvillei*, e o boto-cinza, *Sotalia guianensis*. Ambas as espécies ocorrem na baía ao longo de todo o ano, com uma distribuição muito heterogênea (Cremer & Simões-Lopes, 2005; Cap. 3; Cap. 4). As áreas de concentração se sobrepõem, estando localizadas no corpo central do estuário, e estão fortemente associadas à abundância de presas, tipicamente estuarinas (Cap. 5; Cap. 6). Áreas periféricas, incluindo o canal de acesso, o Canal do Linguado e o rio Palmital, são pouco utilizadas. Mudanças nas áreas de concentração já foram comprovadas para *S. guianensis*, associadas principalmente a impactos decorrentes de atividades antrópicas (Cremer et al., 2004).

Há indícios de que a população de *S. guianensis* seja residente na baía da Babitonga, com um elevado grau de fidelidade de boa parte da população (Hardt, 2005). Técnicas de fotoidentificação não se aplicam para *P. blainvillei* e, portanto, torna-se difícil avaliar sua fidelidade à área. Contudo, considerando o intenso esforço de campo sistematizado em toda a baía ao longo de cinco anos e a ausência de registros da espécie no canal de acesso, sugere-se que os movimentos de entrada e saída sejam pouco frequentes (Cap. 3; Cap. 4; Cap. 7). Grupos de *S. guianensis* foram raramente observados no canal de acesso (Cremer,

2000). A população de *P. blainvillei*, com uma estimativa média de 50 indivíduos, corresponde a menos de $\frac{1}{4}$ a população de *S. guianensis*, estimada em 208 indivíduos na média (Cap. 3; Cap. 4). Diferenças no tamanho da área de vida acompanham proporcionalmente estas estimativas: *S. guianensis* ocupa uma área muito maior (79 km²) do que *P. blainvillei* (26 km²) (Cap. 7).

Os dados indicam que os recursos oferecidos pela baía da Babitonga permitem a permanência destas populações ao longo de todo o ano, suprindo as necessidades biológicas das espécies. No caso de espécies ameaçadas de extinção, como *P. blainvillei*, a área passa a se tornar de fundamental importância para sua conservação.

QUAL A PREOCUPAÇÃO COM A CONSERVAÇÃO DESTAS ESPÉCIES?

Sotalia guianensis tem uma distribuição essencialmente costeira no Atlântico sul-ocidental (Silva & Best, 1996). A IUCN (União Internacional para a Conservação da Natureza) classifica a espécie como DD (“*data deficiente*”), ou seja, não atribui um nível de ameaça em virtude da escassez de dados que possam subsidiar uma avaliação (Reeves et al., 2003). Contudo, a ocorrência de capturas acidentais e intencionais em redes de pesca é uma ameaça à espécie (Siciliano, 1994). É provável, no entanto, que a perda de habitat seja o principal problema para sua conservação (IBAMA, 2001). Os estuários são considerados habitats-chave para *S. guianensis*, que ocupa a grande maioria destes ambientes na costa sul/sudeste do Brasil (Silva & Best, 1996). Além da importância que representam para a espécie, é inquestionável o valor destas áreas para a produtividade e equilíbrio dos ambientes marinhos costeiros, proporcionando vários bens e serviços (Odum, 2001). Ao mesmo tempo, os estuários têm sido alvos de grandes projetos desenvolvimentistas, pois

constituem águas protegidas próximas a grandes centros urbanos. O efeito sinérgico dos impactos que afetam estes ambientes costeiros deixa as populações de *S. guianensis* sob forte pressão antrópica. Estas são tendências muito marcantes ao longo do litoral brasileiro, e o habitat das regiões estuarinas pode ser considerado um dos mais ameaçados nos próximos anos.

Pontoporia blainvillei (Gervais & d'Orbigny, 1844), popularmente conhecida como toninha, é uma espécie endêmica do Atlântico Sul Ocidental e habita áreas costeiras, numa profundidade de até 30 metros ou 25 milhas náuticas da costa (Pinedo *et al.*, 1989). Na baía da Babitonga encontra-se a única população tipicamente estuarina da espécie (Cremer & Simões-Lopes, 2005).

P. blainvillei é o pequeno cetáceo mais ameaçado no Atlântico Sul Ocidental devido aos elevados índices de mortalidade acidental em redes de pesca ao longo de toda sua distribuição (Praderi *et al.*, 1989). Análises de capturas acidentais e viabilidade populacional realizadas no Estado do Rio Grande do Sul têm indicado que as capturas nesta região podem não ser sustentáveis ao longo do tempo (Kinas, 2002). A qualidade dos ambientes costeiros interfere diretamente na conservação da espécie ao longo da costa, principalmente devido aos problemas relacionados à contaminação e à sobrepesca. Embora a IUCN também considere *P. blainvillei* na categoria DD (“*data deficient*”) (Reeves *et al.*, 2003), o IBAMA (2001) a classifica como vulnerável (VU), estando incluída na “Lista Oficial das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção”.

AMEAÇAS NA BAÍA DA BABITONGA

As ameaças aos cetáceos na baía da Babitonga foram classificadas em duas categorias: ameaças específicas e ameaças ao habitat. Na primeira categoria estão incluídas as atividades que causam a morte ou ferimentos diretos aos cetáceos, além de impactar também seu habitat em alguns casos. As ameaças ao habitat compreendem aquelas atividades que causam sua degradação, atingindo todo o ecossistema, assim como os cetáceos. Na **TABELA 1** estão relacionadas as atividades às quais podem estar associadas ameaças e impactos aos cetáceos e/ou ao habitat.

A maior parte dos impactos identificados atinge a baía como um todo, e está associada à degradação do habitat das espécies. Alguns impactos, considerados mais diretamente relacionados à conservação dos cetáceos, foram quantificados utilizando uma adaptação da metodologia proposta por Wedekin *et al.* (2005). Cinco pesquisadores, envolvidos há pelo menos seis anos nas pesquisas com cetáceos na baía da Babitonga, pontuaram de forma independente cada impacto. O intervalo de valores proposto foi de 1 a 10; quanto maior a magnitude do impacto, maior a pontuação. Para o aspecto reversibilidade, quanto maior a viabilidade de reverter a situação, maior a pontuação. A **TABELA 2** apresenta a média das pontuações obtidas. A partir do somatório pôde-se estabelecer um ordenamento quanto a magnitude dos impactos e quanto a possibilidade de reversão. O ordenamento final indica qual impacto deve ser priorizado.

Os impactos que representaram uma maior ameaça às populações de cetáceos na baía da Babitonga foram a captura acidental em redes de pesca e a sobrepesca. Para a população de *S. guianensis* na baía Norte, Estado de Santa Catarina, o emalramento acidental em rede de pesca, seguido da perturbação humana direta foram considerados os impactos de maior ameaça (Wedekin *et al.*, 2005). Considerando o grau de reversibilidade, impactos

relacionados ao turismo de *dolphin-watching* e o tráfego de barcos em alta velocidade foram considerados aqueles mais fáceis de reverter. De maneira semelhante, Wedekin *et al.* (2005) consideraram a perturbação humana direta e a colisão com embarcações os impactos de maior reversibilidade.

Tabela 1 – Atividades desenvolvidas na baía da Babitonga, litoral norte do Estado de Santa Catarina, e seu entorno que constituem ameaças diretas ou indiretas às populações de golfinhos e suas respectivas conseqüências.

ATIVIDADE	AMEAÇA	CETÁCEOS	HABITAT	IMPACTO	CONSEQUÊNCIAS
Atividade pesqueira	Uso de redes de pesca	X		- captura acidental.	- morte; ferimentos; estresse.
	Sobrepesca	X	X	- redução dos estoques pesqueiros.	- desequilíbrio no balanço energético; abandono de área; alteração no uso de habitat; alteração na estrutura das comunidades ictíicas.
	Pesca predatória	X	X	- comprometimento dos estoques pesqueiros.	- captura acidental em redes de pesca predatórias; alteração na estrutura das comunidades ictíicas;
	Poluição sonora	X	X	- distúrbio sonoro.	- interferência no sistema de comunicação; abandono de área; alteração comportamental; danos fisiológicos.
Atividade turística	Turismo desordenado para observação de cetáceos	X		- molestarmento; estresse.	- abandono da área; alteração no uso de habitat.
	Despejo de lixo na água	X	X	- ingestão acidental de lixo.	- debilitação; morte; poluição da água.
	Tráfego de lanchas de passeio em alta velocidade	X		- colisão.	- ferimentos; morte.
	Especulação imobiliária nas margens		X	- redução das áreas de manguezal e praias areno-lodosas.	- redução da produtividade do ecossistema; alteração das comunidades.
	Poluição sonora	X	X	- distúrbio sonoro	- interferência no sistema de comunicação; abandono de área; alteração comportamental; danos fisiológicos.
Atividade industrial	Contaminação da água por efluentes químicos	X	X	- ingestão de água e peixe contaminados	- doenças; debilitação; mal-formações; morte.
Atividade portuária	Contaminação da água por produtos variados	X	X	- liberação de produtos tóxicos e contaminação da fauna; risco de acidentes com navios; despejo acidental de produtos a granel.	- doenças; debilitação; mal-formações; morte.
	Poluição sonora	X	X	- distúrbio sonoro	- interferência no sistema de comunicação; abandono de área; alteração comportamental; danos fisiológicos.
	Introdução de espécies exóticas		X	- competição com espécies nativas; introdução	- alterações na estrutura da comunidade;

	através da água de lastro Dragagem	X	X	de doenças; liberação de substância tóxicas. - elevação da turbidez; comprometimento das comunidades bentônicas; biodisponibilização de contaminantes; distúrbio sonoro.	intoxicação. - interferência no sistema de comunicação; abandono de área; alteração comportamental; mortalidade de peixes por entupimento de guelras e organismos planctônicos; morte dos organismos bentônicos; bioacumulação de metais pesados na cadeia trófica.
Crescimento urbano	Contaminação da água por efluentes orgânicos		X	- contaminação dos organismos; redução da qualidade da água (DBO, OD, DQO).	- morte; eutrofização; alteração estrutural da comunidade.
	Ocupação irregular da orla		X	- aterro e construção em áreas de mangue; construções sobre praias e restingas.	- perda de habitat para reprodução; perda da produtividade do mangue.
	Despejo de lixo na água	X	X	- ingestão acidental de lixo; contaminação da água.	- debilitação; morte.
	Retirada da mata ciliar		X	- assoreamento.	- alteração estrutural do habitat; redução e perda de habitat.
Atividade petroleira	Vazamento no oleoduto	X	X	- contaminação através da pele; ingestão de água e peixe contaminados; inalação de gases	- doenças; debilitação; morte.
Atividade mineradora	Dragagem	X	X	- elevação da turbidez; comprometimento das comunidades bentônicas; biodisponibilização de contaminantes; distúrbio sonoro	- redução na disponibilidade de presas; interferência no sistema de comunicação; abandono de área; alteração comportamental.
	Poluição sonora	X	X	- distúrbio sonoro.	- interferência no sistema de comunicação; abandono de área; alteração comportamental; danos fisiológicos.
Atividade agrícola	Contaminação da água por pesticidas e fertilizantes	X	X	- ingestão de água e peixe contaminados.	- doenças; debilitação; mal-formações; morte.
	Retirada da mata ciliar		X	- assoreamento.	* Impactos da dragagem
	Pesca predatória	X	X	- redução na disponibilidade de presas; comprometimento da cadeia trófica.	- abandono da área; alteração do padrão comportamental .
	Assoreamento	X	X	- redução da área de uso; redução de presas.	- abandono da área; alteração do padrão comportamental.
	Comprometimento da mata ciliar na bacia hidrográfica		X	- aporte excessivo de sedimento	- assoreamento.

Considerando o somatório das pontuações, avalia-se que a prioridade nas ações conservacionistas na baía da Babitonga deve ser dada à problemática da destruição dos manguezais, seguida do tráfego em alta velocidade das embarcações. Na avaliação de Wedekin *et al.* (2005), a prioridade das ações na Baía Norte deve ser dada à perturbação humana direta e ao emalhamento acidental em redes de pesca.

AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS

A perda de habitat é considerada um dos maiores problemas de conservação das espécies nas próximas décadas (Simberloff, 1998; Groom & Vynne, 2006) e é considerada a principal ameaça à conservação de cetáceos costeiros (Chapman, 1987; Currey *et al.*, 1990). Santos & Lacerda (1987) mencionam o abandono do estuário do Tejo, em Portugal, por uma população de *T. truncatus* e atribuem o fato à grande alteração de seu habitat. A redução da população de *T. truncatus* na região oeste do Mar Adriático é considerada consequência dos altos níveis de poluição e outros distúrbios (Bearzi *et al.*, 1997). Richardson *et al.* (1995) citam inúmeros exemplos de populações de cetáceos que alteraram o padrão de uso do habitat, reduzindo a área de vida, em função da perturbação sonora.

A deposição de lixo no ambiente, e principalmente em corpos d'água, é um problema crescente em todo o mundo. Gregory (1991) relaciona uma série de impactos ocasionados principalmente pela presença de plásticos, como a introdução de espécies exóticas através dos mares e a contaminação, atingindo principalmente os ecossistemas costeiros. Alguns registros de presença de lixo no estômago de cetáceos, encontrados mortos em praias, indicam que os golfinhos podem engolir plásticos, possivelmente por confundirem o material com alguma presa, como lulas (Geise & Gomes, 1988). Não foi constatada a

Tabela 2 – Matriz de ordenamento dos impactos sobre os cetáceos na baía da Babitonga, considerando sua magnitude e reversibilidade.

Impacto	Critério de magnitude						Critério de reversibilidade					Total	
	Impacto	Área	Intensidade	Urgência	Somatório	Ordenamento	Política	Social	Organizacion	Somatório	Ordenamento	Somatório final	Ordenamento final
Captura acidental em rede de pesca	9,4	7,0	9,4	9,8	35,6	1	5,8	2,8	5,6	14,2	11	49,8	6
Tráfego de barcos em alta velocidade	7,8	7,8	8,4	8,6	32,6	6	6,8	7,2	5,8	19,8	2	52,4	2
Turismo de <i>dolphin-whatching</i>	4,0	6,6	2,6	3,0	16,2	13	8,4	8,8	7,4	24,6	1	40,8	12
Poluição sonora	8,0	6,4	6,6	8,0	29	10	4	3,8	4,6	12,4	12	41,4	11
Dragagem	8,4	5,4	8	9,2	30,6	9	3,2	6,6	7,2	17	5	47,6	8
Lixo	7	8,2	7,4	9	31,6	7	6,2	4,8	5	16	7	47,6	8
Poluição da água	8	8,2	8,6	9	33,8	5	4	6,4	5,6	16	7	49,8	6
Atividade portuária atual	8	4,6	7,8	8,4	28,8	11	2,4	3,6	5,6	11,6	13	40,4	13
Atividade petroleira - oleoduto	7,6	5	8,4	7,8	28,8	11	4,4	5,8	5,6	15,8	9	44,6	10
Pesca predatória	8,6	8,2	9	9,6	35,4	3	4,8	5,6	5,8	16,2	6	51,6	3
Sobrepesca	9,4	8,2	9,2	8,8	35,6	1	4,8	4,2	6	15	10	50,6	4
Assoreamento	7,6	8	7	8,2	30,8	8	5	7,6	6,6	19,2	3	50	5
Destruição dos manguezais	9	8,2	7,6	10	34,8	4	3,8	6,4	7,6	17,8	4	52,6	1

Impacto: grau de ameaça de determinada atividade antrópica sobre os cetáceos. **Área:** extensão territorial do impacto. Se o impacto está presente em toda a área de interesse ou somente em parte dela. **Intensidade:** a força ou intensidade com que o impacto incide sobre o objeto de análise, se o impacto provoca a morte direta dos animais, diminuição no número de descendentes ou somente alterações comportamentais. **Urgência:** se o impacto exige ação imediata ou não. **Política:** sobre a viabilidade política de se resolver o impacto ou se há interesses políticos envolvidos com as atividades humanas que causam impacto. **Social:** sobre a viabilidade social de se reverter o impacto ou se há uma grande dependência pelas comunidades humanas frente às atividades que o causam. **Organização:** se existe capacidade organizacional (governamental ou não) de reverter o impacto, através de fiscalização, educação ou outras atividades.

ocorrência de captura intencional de golfinhos da baía da Babitonga. No entanto, é comprovada a ocorrência de capturas acidentais de golfinhos na região em redes de pesca, tanto em redes de fundo como em redes de superfície (Pinheiro & Cremer, 2004).

Pescadores locais relutam em comunicar a ocorrência de animais mortos com medo de represálias (Pinheiro & Cremer, 2004). Relatos indicam que estes afundam as carcaças e acabam dificultando a obtenção de estimativas, como já mencionado por Simões-Lopes & Paula (1997). O emalhamento acidental de golfinhos em redes de pesca é uma das principais causas de mortalidade em todo o mundo (Currey *et al.*, 1990; Siciliano, 1994; Reeves *et al.*, 2003). O problema, no entanto, continua sem solução.

O tráfego de embarcações pode gerar dois tipos de impacto: a colisão e a perturbação sonora. Barcos com trajetórias erráticas podem ser os principais vilões e estão associados principalmente às atividades de lazer e esportes náuticos (Simões-Lopes & Paula, 1997). Wells & Scott (1997) apontam casos de cetáceos mortos ou machucados com marcas de corte no dorso, visivelmente ocasionadas por hélice de barco. Flach (2006) relata o elevado número de botos-cinza com lesões de origem antrópica na baía de Sepetiba, Estado do Rio de Janeiro. As áreas de concentração dos golfinhos na baía coincidem com as rotas de passeio, embora haja poucos relatos de animais com marcas de corte, provavelmente associadas à colisão com barcos (Cremer, 2000).

O fenômeno da poluição sonora nos oceanos tem crescido significativamente nos últimos 50 anos. Os ruídos acabam afetando os diversos aspectos do modo de vida destes animais, como locomoção, alimentação, orientação e, principalmente, a comunicação (Richardson *et al.*, 1995). Os efeitos podem se dar em nível comportamental, como o abandono de área de relevante importância ecológica ou alteração do repertório sonoro, ou até mesmo em nível fisiológico, quando ocorrem danos ao sistema auditivo (NRC, 2003). Cremer *et al.* (2004) propuseram que *S. guianensis* teria abandonado a enseada do porto devido às atividades de duplicação do cais, que envolveram o uso de bate-estacas, dragas e outros equipamentos de forte impacto sonoro. Alterações nos padrões de assobios já foram detectadas para *S.*

guianensis, com uma tendência ao aumento das frequências durante a passagem de lanchas (Watanabe *et al.*, 2006).

A contaminação do ambiente aquático por compostos químicos é um fator de grande preocupação, principalmente devido ao seu comportamento cumulativo. Para os cetáceos os principais problemas dos organoclorados estão vinculados à reprodução, com ocorrência de abortos, malformações, alterações hormonais e mortalidade de filhotes, além de problemas de pele. Os metais pesados podem ocasionar mutações, enfraquecimento do sistema imunológico e morte (Bowles, 1999). A população de belugas, *Delphinapterus leucas*, do estuário de St. Lawrence no Canadá apresenta elevados índices de câncer (Martineau *et al.*, 1999). Além da contaminação direta pela água, os golfinhos também sofrem pela ingestão de presas contaminadas, fator agravado pelo fato de constituírem animais de topo de cadeia e pelo comportamento cumulativo dos compostos (Westgate *et al.*, 1997). A presença de metais pesados já foi detectada em vários compartimentos na baía da Babitonga (Oliveira *et al.*, 2006). A inalação de gases tóxicos, resultantes do derramamento de óleo no mar é uma ameaça de maior magnitude do que o contato físico do óleo com a pele (Geraci & St. Aubin, 1980).

AÇÕES VOLTADAS À CONSERVAÇÃO

As ameaças apresentadas e as informações existentes sobre cada uma das espécies nos levam à elaboração de um plano estratégico composto por ações de conservação a curto, médio e longo prazo (**TABELA 3**).

Tabela 3 – Ações propostas para a conservação dos cetáceos na baía da Babitonga e respectivos prazos.

	Curto prazo	Médio prazo	Longo prazo
Ações de pesquisa			
Redução das capturas acidentais em redes de pesca	X		
Uso de alarmes para a redução de capturas acidentais			X
Área de vida		X	X
Monitoramento das populações de <i>S. guianensis</i> e <i>P. blainvillei</i>	X	X	X
Monitoramento dos contaminantes no ambiente e na cadeia trófica		X	X
Variabilidade genética	X		
Parâmetros vitais		X	
Bioacústica		X	
Ações relacionadas a políticas públicas			
Sensibilização ambiental com turistas			X
Sensibilização ambiental com a comunidade			X
Estímulo ao desenvolvimento de atividades econômicas alternativas			X
Recuperação de áreas degradadas	X	X	
Implantação de uma estrutura de emergências para derivados de petróleo	X		
Abertura do Canal do Linguado		X	
Tratamento de efluentes domésticos e industriais	X	X	
Ações legais			
Elaboração e implantação de normas para a observação de pequenos cetáceos		X	
Criação de uma unidade de conservação	X		

ACÇÕES DE PESQUISA

Informações relacionadas às principais áreas de captura, petrechos de pesca, características dos animais emalhados e a captura por unidade de esforço (CPUE) são necessárias para a compreensão do problema na região. Ao mesmo tempo, o desenvolvimento de experimentos com alarmes em redes de pesca, principalmente avaliando a reação comportamental de cada espécie, pode gerar resultados que auxiliem na compreensão do problema das capturas acidentais. Conhecer o repertório acústico das espécies, principalmente de *P. blainvillei*, contribuirá para esta análise, assim como para avaliar possíveis interferências da poluição sonora sobre o comportamento acústico de ambas as espécies de cetáceos. Os valores de abundância e densidade populacional devem ser monitorados para analisar as flutuações inter-anuais. Ao mesmo tempo, os dados de distribuição das populações permitem avaliar a ocorrência de modificações nos padrões de uso do habitat e compreender os fatores envolvidos. A área de vida da população pode ser melhor estabelecida através de pesquisas utilizando transmissores satelitais. A saúde do ecossistema, através da análise dos diferentes compartimentos do habitat (sedimento, água e organismos) permitirá monitorar a evolução desta situação mediante a implantação de sistemas de controle e gestão ambiental nos centros urbanos do entorno. A perda de diversidade genética em populações que foram reduzidas ou fragmentadas em função de atividades antrópicas pode reduzir sua capacidade de responder à seleção natural. Desta forma, deve-se obter respostas quanto ao grau de diferenciação das populações de *P. blainvillei* e *S. guianensis* que ocupam a baía da Babitonga para subsidiar futuras decisões de manejo para esta área. Aspectos relacionados à reprodução destas populações não são conhecidos e este é um importante parâmetro para as análises da sustentabilidade

populacional. As primeiras informações relacionadas à alimentação e parasitologia já foram obtidas, mas precisam ser complementadas, obtendo-se uma maior consistência dos dados.

AÇÕES RELACIONADAS A POLÍTICAS PÚBLICAS

Faz-se necessário o desenvolvimento de um programa de sensibilização ambiental específico para os turistas por constituir-se num público-alvo diferenciado. O objetivo deste programa deve ser a sensibilização dos visitantes para a importância da conservação da biodiversidade, além de fornecer informações sobre fauna e flora. Este trabalho se tornará ainda mais importante a medida em que ocorrer um incremento da atividade turística. É necessário sensibilizar as comunidades quanto a preservação dos ecossistemas locais como forma de manter a sua própria qualidade de vida. A falta de conhecimento acerca do assunto muitas vezes é a responsável pelos danos ambientais observados. As escolas são pontos estratégicos para o desenvolvimento deste trabalho, pois abrangem não só as crianças como toda a comunidade. Uma estratégia para reduzir problemas ambientais vinculados às populações de baixa renda, assim como reduzir a pressão sobre a exploração dos recursos naturais. É fundamental ampliar o conhecimento da fauna e flora locais a fim de subsidiar projetos voltados à conservação dos recursos locais através do conhecimento das espécies com potencial de exploração e manejo, valorizando os ambientes através do desenvolvimento de atividades econômicas integradas a conservação dos ecossistemas. As áreas de manguezal e as matas ciliares na bacia hidrográfica devem receber especial atenção, porque sua perda influencia diretamente na produtividade e no assoreamento do estuário. Considerando a movimentação do porto de São Francisco e a presença do oleoduto da Petrobrás no canal de saída da baía, se faz necessário um plano de emergência capaz de conter grandes acidentes com derivados de petróleo. A análise de viabilidade de

reabertura do Canal do Linguado já demonstrou que esta é uma ação necessária para a recuperação do estuário e médio e longo prazo, embora conseqüências negativas tenham sido previstas num primeiro momento (DNIT/IME, 2004). A reduzida circulação das águas e as elevadas taxas de assoreamento comprometerão o estuário gradativamente, com poucas perspectivas de melhora no futuro. A poluição das águas é hoje um dos principais problemas que afetam a área e o controle desta situação é responsabilidade do poder público. A construção de estações de tratamento de efluentes domésticos deve ser considerada e a fiscalização dos efluentes industriais é a única forma de monitorar a ação das empresas locais.

AÇÕES LEGAIS

O turismo para a observação de cetáceos na região é uma atividade ainda incipiente, embora já esteja apontada nos roteiros de embarcações. O estímulo ao desenvolvimento da atividade deverá ser acompanhado de algumas recomendações para a conservação das espécies e viabilização da atividade a médio e longo prazo. De outra forma, o turismo pode trazer conseqüências extremamente negativas, comprometendo a conservação dos animais (Simões-Lopes & Paula, 1997). A crescente pressão exercida pelo homem faz com que a preservação de áreas naturais seja crucial, tornando esta estratégia uma das ferramentas mais eficientes para a conservação da biodiversidade (Possingham *et al.*, 2006). A criação destas unidades busca a conservação *in situ* da diversidade biológica. Existem diferentes tipos de áreas protegidas, que variam na sua forma de manejo, desde aquelas de proteção restrita àquelas que permitem o extrativismo sustentável de seus recursos naturais (Possingham *et al.*, 2006). Segundo a IUCN, uma área protegida é “uma área de terra e/ou mar especialmente dedicada à proteção e manutenção da diversidade biológica e de seus

recursos naturais e culturas associadas, sendo manejada através de medidas legais ou outras medidas efetivas”. No Brasil, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) foi instituído em 18 de julho de 2000, através da Lei 9.985 (MMA, 2000).

Várias atividades econômicas dependem hoje da baía da Babitonga, principalmente voltadas ao extrativismo e ao turismo. A pesca é predominantemente de pequena escala, assumindo grande importância para os pescadores da região (Bastos, 2006). O desenvolvimento da maricultura também é marcante, com o cultivo do mexilhão, *Perna perna*, e da ostra, *Crassostrea* spp. (Tureck, 2002; Bastos, 2006). Além das atividades extrativistas e de cultivo, existe a atividade portuária. Assim, é imprescindível o envolvimento da comunidade no processo de gestão ambiental dos recursos da baía. A qualidade ambiental certamente é de interesse de todos que sobrevivem destes recursos, o que nos leva a um objetivo comum com relação à conservação dos recursos naturais da baía da Babitonga. Existe um reconhecimento crescente de que o alcance de objetivos conservacionistas não ocorre somente através de áreas de uso restrito, e hoje 23,3 % do total de áreas protegidas no mundo são de manejo sustentável (IUCN, 1994).

Considerando todos estes aspectos, a Reserva de Fauna, uma categoria do grupo das unidades de uso sustentável, vem sendo proposta como a unidade de conservação mais apropriada aos interesses envolvidos (IBAMA, 2005). Esta categoria permite aliar a conservação da fauna silvestre e a sustentabilidade da atividade extrativista através da manutenção do equilíbrio deste importante ecossistema. Uma proposta desta natureza deverá dialogar com vários segmentos da sociedade e a futura elaboração do plano de manejo deverá contar com os subsídios obtidos nesta interação. Uma das grandes críticas à criação de novas unidades de conservação no Brasil está relacionada à falta de recursos

financeiros, pois 92 % das unidades existentes no país não estão devidamente implantadas (Possingham *et al.*, 2006).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Analisando-se as principais atividades antrópicas identificadas na baía da Babitonga, pode-se constatar que todas constituem ameaças potenciais a conservação das populações de *S. guianensis* e *P. blainvillei*. Como Whitehead *et al.* (2000) comentam, é preciso muito mais do que ciência para resolver os problemas de conservação que mais afetam os cetáceos, sendo que trabalhos voltados à educação, sociologia, legislação e manejo ambiental são tão importantes quanto a pesquisa científica na busca de soluções. As ações voltadas à conservação muitas vezes não envolvem diretamente os golfinhos, mas sim a paisagem como um todo, considerando que a degradação de seu habitat envolve os principais impactos associados às espécies.

As ameaças que atingem o habitat têm levado a um aumento do conflito pelo uso dos recursos entre mamíferos marinhos e a espécie humana (Hofman, 1995). No caso da baía da Babitonga, a redução da produção pesqueira aumenta a competição entre os predadores de topo de cadeia, incluindo cetáceos e seres humanos. A redução da área de uso, causada pelo assoreamento, também interfere diretamente na manutenção das espécies e aumenta o conflito pelo uso do espaço, além de aumentar o distúrbio nas áreas disponíveis. Caso estes problemas venham a se agravar, é provável que se torne cada vez mais difícil a implantação de medidas de conservação específica aos cetáceos. Os programas propostos, desta forma, visam fortalecer o enfoque da conservação do habitat como estratégia de conservação das espécies na região da baía da Babitonga.

As estratégias de conservação requerem um trabalho integrado, envolvendo os diversos atores sociais. Em áreas onde a pressão é muito intensa, não é possível atrelar simplesmente a garantia de efetivação das estratégias estabelecidas a ações de fiscalização. O envolvimento dos pesquisadores também é importante, pois as decisões tomadas devem estar baseadas no conhecimento científico, e este não deve estar disponível apenas na forma de publicações científicas, muitas vezes inacessíveis a grande parte da população. O conhecimento deve ser transformado em formas de uso comum. Assim, o diálogo deve ser estabelecido com o poder público, com as comunidades que realizam o extrativismo, com aqueles que simplesmente vivem no entorno, com os órgãos ambientais, com os segmentos turísticos e tantos outros que influenciam o destino de uma região. O grande desafio reside na integração das partes e no envolvimento destes segmentos numa proposta conservacionista.

A adoção de uma “espécie bandeira” ou “espécie guarda-chuva” constitui-se numa estratégia para atingir objetivos conservacionistas para todo um ecossistema ou paisagem. Embora a aplicabilidade da definição de “espécie guarda-chuva” possa ser questionável (Simberloff, 1998), esta estratégia adquire grande importância nos dias atuais, onde os processos de destruição crescem em nível acelerado. Neste sentido, os golfinhos poderiam ser utilizados como “espécie bandeira” e/ou “espécie guarda-chuva” na implantação de estratégias voltadas a conservação da baía de Babitonga e seu entorno. Somente através de ações abrangentes que envolvam todo o entorno dos ambientes costeiros estará se investindo efetivamente na sua conservação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Bastos, G. C. 2006. Atividade pesqueira na Baía da Babitonga. In: Cremer, M. J.; Morales, P. R. D.; Oliveira, T. M. N. (eds.). *Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga*. Pp. .Editora Univille. Joinville.
- Bearzi, G.; Notarbartolo-di-sciara, G.; Politi, E. 1997. Social ecology of bottlenose dolphins in the Kvarneric (Northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science* 13 (4): 650-668.
- Bowles, D. 1999. An overview of the concentration and effects of metals in cetacean species. *Journal of Cetacean Research and management* (Special issue 1): 125-148.
- Chapman, D. G. 1987. Marine mammals and ecosystem management. In: Alaska Science Conference, *Proceeding*. Pp. 29.
- Clemmons, J. R.; Buchholz, R. 1997. Linking conservation and behavior. In: Clemmons, J. R.; Buchholz, R. (eds.). *Behavioral approaches to conservation in the wild*. Pp. 23-47. University Press. Cambridge.
- Cremer, M. J. 2000. *Ecologia e conservação de Sotalia fluviatilis guianensis (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Babitonga, Santa Catarina*. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos. São Carlos.
- Cremer, M. J.; Hardt, F. A. S.; Tonello Júnior, A. J.; Simões-Lopes, P. C.; Pires, J. S. R. 2004. Core areas changes in *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in Babitonga Bay, Santa Catarina. *Revista Univille* 9 (Edição Especial): 12-16.
- Cremer, M.J.; Simões-Lopes, P.C. 2005. The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia* 22: 717-723.

- Currey, D.; Lonsdale, J.; Thornton, A.; Reeves, R. 1990. *The global war against small cetaceans*. Environmental Agency. London.
- DNIT/IME - Departamento Nacional de Infraestrutura e Transporte/Instituto Militar de Engenharia. 2004. Estudos ambientais da baía da Babitonga – Canal do Linguado. Disponível em http://www.centran.eb.br/br280/relatorio_final/relatorio_final_babi.pdf.
- Dunning Jr., J. B.; Groom, M. J.; Pulliam, H. R. 2006. Species and landscape approaches to conservation. In: Groom. M. J.; Meffe, G. K.; Carroll, C. R. (eds.). *Principles of conservation biology*. Pp. 419-466. Sinauer Associates. Sunderland.
- Flach, L. 2006. Photo-identification study reveals human threats towards estuarine dolphins in southeast Brazil. In: Workshop on research and conservation of the genus *Sotalia*, *Abstracts*. Pp. 46. Escola Nacional de Saúde Pública/Fundação Oswaldo Cruz/Wildlife Conservation Society/Instituto de Pesquisa e Conservação de Golfinhos. Armação de Búzios.
- Geise, L. & Gomes, N. M. B. 1988. Ocorrência de plástico no estômago de um golfinho do gênero *Sotalia* Gray 1886 (Cetácea, Delphinidae). In: Tercera reunião de trabajo de especialistas em mamíferos acuáticos de América del Sur, *Resúmenes*. Montevideo.
- Geraci, J. R.; ST. Aubin, D. J. 1980. Offshore petroleum resource development and marine mammals: a review and research recommendations. *Marine Fisheries Review*: 1-12.
- Gregory, M. R. 1991. The hazards of persistent marine pollution: drift plastics and conservation islands. *Journal of the Royal Society of New Zealand* 21 (2): 83-100.
- Groom, M. J.; Vynne, C. H. 2006. Habitat degradation and loss. In: Groom. M. J.; Meffe, G. K.; Carroll, C. R. (eds.). *Principles of conservation biology*. Pp. 173-212. Sinauer Associates. Sunderland.

- Hardt, F. A. S. 2005. Padrões de residência do golfinho *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Brasil. Dissertação de mestrado. Universidade Federal do Paraná. Curitiba.
- Hardin, G. 1968. The tragedy of the commons. *Science* 162:1243-1248.
- Hofman, R. J. 1995. The changing focus of marine mammal conservation. *Tree* 10 (11): 462-465.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. 2001. *Mamíferos aquáticos do Brasil. Plano de Ação – Versão II*. Editora do IBAMA. Brasília.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis. 2005. Proposta de criação de uma unidade de conservação na baía da Babitonga, Santa Catarina. Disponível em www.ibama.gov.br/rppn/download
- IUCN – International Union for the Conservation of Nature. 1994. *Guidelines for Protected Area Management Categories*. IUCN. Gland.
- Jones, P. J. S. 1994. A review and analysis of the objectives of marine nature reserves. *Ocean & Coastal Management* 24: 149-178.
- Kinas, P. G. 2002. The impact of incidental kills by gill nets on the franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in southern Brazil. *Bulletin of Marine Science* 70 (2): 409-421.
- Martineau, D.; Lair, S.; De Guise, S.; Lipscomb, T. P.; Béland, P. 1999. Cancer in beluga whales from the St Lawrence estuary, Quebec, Canada: a potential biomarker of environmental contamination. *Journal of the Cetacean Research and Management* (Special Issue 1): 249-265.

- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2000. SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação. Lei Nº 9.985 de 18 de julho de 2000. Publicada no Diário Oficial da União em 19/07/2000.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2002. *Avaliação e Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade das Zonas Costeira e Marinha*. Ministério do Meio Ambiente. MMA / SBF. Brasília.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2003. Áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira. Brasília: MMA / SBF.
- NRC - National Research Council. 2003. *Ocean noise and marine mammals*. The National Academies Press. Washington.
- Odum, E. P. 2001. *Fundamentos de ecologia*. Fundação Calouste Gulbenkian. Lisboa.
- Oliveira, T. M. N.; Tureck, C. R.; Bassfeld, J.; Faria, J.; Brasil, K.; Torrens, B. M. O. 2006. Integridade ambiental da Baía da Babitonga: Características físico-químicas, microbiológicas e ecotoxicidade. In: Cremer, M. J.; Morales, P. R. D.; Oliveira, T. M. N. (Orgs.). *Diagnóstico ambiental da Baía da Baitonga*. Editora Univille. Joinville.
- Pinedo, M. C.; Praderi, R.; Brownell Jr., R. L. 1989. Review of the biology and status of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. In: Perrin, W. F.; Brownell Jr., R. L.; Zhou Kaya; Liu Jiankang (eds.). Pp. 46-51. *Biology and Conservation of the River Dolphins*. IUCN/Species Survival Commission. Gland.
- Pinheiro, L.; Cremer, M. J. 2004. Etnoecologia e captura acidental de golfinhos (Cetacea: Pontoporiidae e Delphinidae) na Baía da Babitonga, Santa Catarina. *Meio Ambiente e Desenvolvimento* 8: 69-76.

- Possingham, H. P.; Wilson, K. A.; Andelman, S. J.; Vynne, C. H. 2006. Protected areas: goals, limitations, and design. In: Groom, M. J.; Meffe, G. K.; Carroll, C. R. (eds.). *Principles of conservation biology*. Pp. 509-551. Sinauer Associates. Sunderland.
- Praderi, R.; Pinedo, M. C.; Crespo, E. A. 1989. Conservation and management of *Pontoporia blainvillei* in Uruguay, Brazil and Argentina. In: Perrin, W. F.; Brownell Jr., R. L.; Zhou Kaya; Liu Jiankang (eds.). Pp. 52-56. *Biology and Conservation of the River Dolphins*. IUCN/Species Survival Commission. Gland.
- Primack, R. B.; Rodrigues, E. 2001. *Biologia da Conservação*. E. Rodrigues. Londrina.
- Reeves, R.R.; Smith, B.D.; Crespo, E.; Notarbartolo di Sciara, G. 2003. *Dolphins, whales and porpoises. 2002 – 2010 Conservation Action Plan for the world's cetaceans*. International Union for the Conservation of Nature. Gland.
- Reijnders, P. J. H.; Aguilar, A.; Donovan, G. P. 1999. *Chemical pollutants and cetaceans*. The Journal of Cetacean Research and Management (Special Issue 1). Cambridge.
- Richardson, W. J.; Greene Jr., C. R.; Malme, C. I.; Thomson, D. H. 1995. *Marine mammals and noise*, Academic Press. San Diego.
- Santos, M. E. dos; Lacerda, M. 1987. Preliminary observations of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the Sado estuary (Portugal). *Aquatic Mammals* 13 (2): 65-80.
- Siciliano, S. 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. *Report of the International Whaling Commission* (Special Issue 15): 241-250.
- Silva, V. M. F. da; Best, R. C. 1996. *Sotalia fluviatilis*. In: *Mammalian Species*. Pp. 1-7. American Society of Mammalogists.
- Simberloff, D. 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83 (3): 247-257.

- Simões-Lopes, P. C.; Paula, G. S. 1997. Mamíferos aquáticos e impacto humano: diretrizes para conservação e “utilização não letal”. *Aquitaine Ocean* 3: 69-78.
- Tureck, C. R. 2002. Avaliação do crescimento e contaminação em *Crassostrea gigas* (Molusca, Bivalve) cultivadas na Baía da Babitonga, Santa Catarina. Dissertação de Mestrado. Universidade da Região de Joinville. Joinville.
- Watanabe, P. L.; Cremer, M. J. & Kulevicz, T. L. 2006. A influência das embarcações na comunicação sonora de *Sotalia guianensis*. In: Workshop on research and conservation of the genus *Sotalia*, *Abstracts*. Pp. 38. Escola Nacional de Saúde Pública/Fundação Oswaldo Cruz/Wildlife Conservation Society/Instituto de Pesquisa e Conservação de Golfinhos. Armação de Búzios.
- Wedekin, L. L.; Da-Ré, M. A.; Daura-Jorge, F. G.; Simões-Lopes, P. C. 2005. O uso de um modelo conceitual para descrever o cenário de conservação do boto-cinza na Baía Norte, Sul do Brasil. *Natureza & Conservação* 3 (1): 59-67.
- Wells, R. S.; Scott, M. D. 1997. Seasonal incidence of boat strikes on bottlenose dolphins near Sarasota, Florida. *Marine Mammal Science* 13 (3): 475-480.
- Westgate, A. J.; Muir, D. C. G.; Gaskin, D. E.; Kingsley, M. C. S. 1997. Concentrations and accumulation patterns of organochlorine contaminants in the blubber of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, from the coast of Newfoundland, the gulf of St Lawrence and the Bay of Fundy/Gulf of Maine. *Environmental Pollution* 95 (1): 105-119.
- Whitehead, H.; Reeves, R.; Tyack, P. L. 2000. Science and the conservation, protection, and management of wild cetaceans. In: Mann, J.; Connor, R. C.; Tyack, P. L.; Whitehead, H. (eds.). *Cetacean societies. Field studies of dolphins and whales*. The University of Chicago Press. Chicago.

Wilson, E. O. 1988. A situação atual da diversidade biológica. Pp. 27-35. In: Wilson, E. O. (org.). *Biodiversidade*. Nova Fronteira. São Paulo.

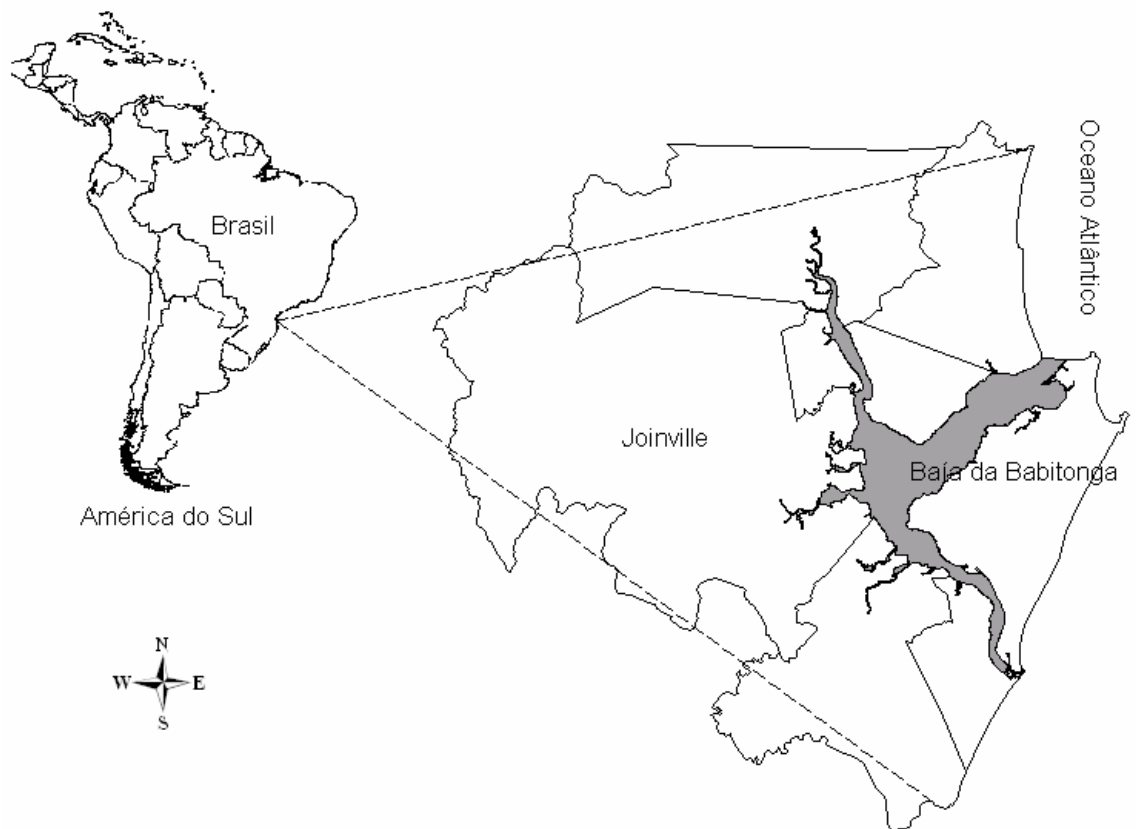


Figura 1 – Localização da baía da Babiçonga, no litoral norte do Estado de Santa Catarina, sul do Brasil.

ANEXO 1

Lista das espécies de teleósteos, suas respectivas famílias e ordens, capturadas durante as amostragens na baía da Babitonga.

CLASSE	ORDEM	FAMILIA	ESPECIE	
Actinopterygii	Anguilliformes	Ophichthidae	<i>Ophichthus gomesii</i>	
	Atheriniformes	Atherinopsidae	<i>Atherinella brasiliensis</i> <i>Odontesthes bonariensis</i>	
	Aulopiformes	Synodontidae	<i>Synodus foetens</i>	
	Beloniformes	Belonidae	<i>Strongylura marina</i> <i>Strongylura timucu</i>	
		Hemiramphidae	<i>Hyporhamphus unifasciatus</i> <i>Hyporhamphus roberti roberti</i>	
	Clupeiformes	Clupeidae	<i>Chirocentrodon bleekermanus</i> <i>Harengula clupeola</i> <i>Opisthonema oglinum</i>	
		Engraulidae	<i>Anchoviella lepidentostole</i> <i>Cetengraulis edentulus</i> <i>Lycengraulis grossidens</i>	
		Pristigasteridae	<i>Pellona harroweri</i>	
	Gadiformes	Macrouridae	<i>Caelorinchus parallelus</i>	
	Perciformes	Carangidae	<i>Chloroscombrus chrysurus</i> <i>Hemicaranx amblyrhynchus</i> <i>Oligoplites palometa</i> <i>Oligoplites saliens</i> <i>Oligoplites saurus</i> <i>Selene setapinnis</i> <i>Selene vomer</i> <i>Trachinotus carolinus</i> <i>Trachinotus falcatus</i> <i>Trachinotus goodei</i>	
			Centropomidae	<i>Centropomus parallelus</i>
			Ephippidae	<i>Chaetodipterus faber</i>
			Gerreidae	<i>Diapterus rhombeus</i> <i>Eucinostomus argenteus</i> <i>Eucinostomus gula</i> <i>Eucinostomus melanopterus</i>
Gobiidae				<i>Bathygobius soporator</i> <i>Ctenogobius smaragdus</i> <i>Gobionellus oceanicus</i>

Lista das espécies de teleósteos, suas respectivas famílias e ordens, capturadas durante as amostragens na baía da Babitonga – continuação.

	Haemulidae	<i>Bairdiella ronchus</i> <i>Genyatremus luteus</i> <i>Haemulon steindachneri</i> <i>Haemulon sp.</i> <i>Orthopristis ruber</i> <i>Pomadasys corvinaeformis</i>
	Mugilidae	<i>Mugil curema</i> <i>Mugil curvidens</i> <i>Mugil gaimardianus</i> <i>Mugil incilis</i> <i>Mugil liza</i> <i>Mugil platanus</i>
	Mullidae	<i>Upeneus parvus</i>
	Polynemidae	<i>Polydactylus virginicus</i>
	Pomatomidae	<i>Pomatomus saltatrix</i>
	Sciaenidae	<i>Boridia grossidens</i> <i>Cynoscion acoupa</i> <i>Cynoscion jamaicensis</i> <i>Cynoscion leiarchus</i> <i>Cynoscion microlepidotus</i> <i>Ctenosciaena gracilicirrhus</i> <i>Isopisthus parvipinnis</i> <i>Larimus breviceps</i> <i>Menticirrhus americanus</i> <i>Menticirrhus littoralis</i> <i>Micropogonias furnieri</i> <i>Ophioscion punctatissimus</i> <i>Pogonias cromis</i> <i>Stellifer brasiliensis</i> <i>Stellifer rastrifer</i> <i>Stellifer stellifer</i>
	Serranidae	<i>Diplectrum radiale</i> <i>Rypticus randalli</i>
	Stromateidae	<i>Peprilus paru</i>
	Trichiuridae	<i>Trichiurus lepturus</i>
Pleuronectiformes	Cynoglossidae	<i>Symphurus tessellatus</i>
	Achiridae	<i>Achirus lineatus</i>
	Paralichthyidae	<i>Citharichthys arenaceus</i> <i>Citharichthys macrops</i> <i>Citharichthys spilopterus</i> <i>Paralichthys brasiliensis</i> <i>Etropus crossotus</i>

Lista das espécies de teleósteos, suas respectivas famílias e ordens, capturadas durante as amostragens na baía da Babitonga – continuação.

	Scorpaeniformes	Dactylopteridae Triglidae	<i>Dactylopterus volitans</i> <i>Prionotus punctatus</i>
	Siluriformes	Ariidae	<i>Aspistor luniscutis</i> <i>Cathorops spixii</i> <i>Genidens planifrons</i>
	Syngnathiformes	Fistulariidae Syngnathidae	<i>Fistularia tabacaria</i> <i>Hippocampus reidi</i>
	Tetraodontiformes	Diodontidae Monacanthidae Tetraodontidae	<i>Cyclichthys spilostylus</i> <i>Stephanolepis hispidus</i> <i>Lagocephalus laevigatus</i> <i>Sphoeroides greeleyi</i> <i>Sphoeroides spengleri</i> <i>Sphoeroides testudineus</i> <i>Sphoeroides tyleri</i>
Elasmobranchii	Rajiformes	Dasyatidae Rhinobatidae	<i>Dasyatis guttata</i> <i>Rhinobatos horkelii</i> <i>Rhinobatos percellens</i>
	Torpediniformes	Narcinidae	<i>Narcine brasiliensis</i>

ANEXO 2

Valores de comprimento total e desvio padrão das presas de *S. guianensis* e *P. blainvillei* na baía da Babitonga e comprimento total registrado na dieta (compilado do Cap. 5). S.g. = *Sotalia guianensis*; P.b. = *Pontoporia blainvillei*.

Área	Prim	Verão	Outono	Inverno	S. g.	P. b.
<i>Cetengraulis edentulus</i>						
CA	13,46 ± 1,14	18,14 ± 21,4	7,3 ± 2,1	0		
IR	15,30	14,55 ± 0,21	0	0	---	---
LR	12,57 ± 0,93	14,32 ± 1,33	12,98 ± 2,02	13,70		
IM	15,32 ± 0,55	14,87 ± 0,59	15,04 ± 0,47	15,05 ± 0,62		
<i>Stellifer brasiliensis</i>						
CA	0	0	13,24 ± 2,31	0		
IR	0	8,28 ± 1	11,49 ± 1,69	0	8,5 ± 3	9,7 ± 0,9
LR	10	10,61 ± 1,59	11,44 ± 1,33	0		
IM	13,5 ± 3,25	11,54 ± 1,41	51,21	14,05 ± 0,92		
<i>Micropogonias furnieri</i>						
CA	8,64 ± 1,7	11,41 ± 8,93	0	0		
IR	0	15,01 ± 1,4	0	0	10,4 ± 2,9	4,1 ± 0,04
LR	0	12,23 ± 4,14	14,30 ± 5,37	0		
IM	10,90	0	0	13,30		
<i>Cynoscion leiarchus</i>						
CA	15,20	6,67 ± 1,51	0	0		
IR	0	6,60 ± 0,71	8,86 ± 3,87	0	9,8 ± 5,6	---
LR	0	9,71 ± 2,1	10,26 ± 1,89	0		
IM	13	17,22 ± 2,48	0	0		
<i>Stellifer rastrifer</i>						
CA	13,28 ± 1,58	0	9,23 ± 2,28	0		
IR	12,89 ± 0,81	12,57 ± 1,21	11,07 ± 2,51	12,98 ± 2,08	...	10,8 ± 1
LR	11,77 ± 0,7	14,42 ± 2,12	10,23 ± 1,92	12,25 ± 0,84		
IM	12,61 ± 1,29	11,47 ± 1,3	14,04 ± 0,88	11,66 ± 1,24		
<i>Isopisthus parvipinnis</i>						
CA	15,89 ± 0,93	6,76 ± 1,31	14,80 ± 4,81	0		
IR	0	0	10,98	0	...	5,7 ± 1,2
LR	9,63 ± 5,31	10,90	12,91 ± 3,51	0		
IM	0	0	0	19,40		
<i>Lycengraulis grossidens</i>						
CA	14,52 ± 3,25	16,75 ± 1,77	18,43 ± 0,42	0		
IR	0	20,03 ± 1,58	17,70 ± 0,42	7,72 ± 2,09	...	---
LR	0	15,85 ± 0,35	9,5	18		
IM	19,2	17,7	0	19,8		
<i>Cynoscion microlepidotus</i>						
CA	15,70	0	0	0		
IR	30	12,70	0	0	...	---
LR	0	0	9,10	0		
IM	0	0	0	0		

Valores de comprimento total e desvio padrão das presas de *S. guianensis* e *P. blainvillei* na baía da Babitonga e comprimento total registrado na dieta (compilado do Cap. 5). S.g. = *Sotalia guianensis*; P.b. = *Pontoporia blainvillei* – continuação.

<i>Opisthonema oglinum</i>						
CA	10,6±0,43	0	0	0		
IR	0	7,6	0	0	...	---
LR	0	0	0	0		
IM	14,75±1,49	0	14,23±0,55	12,75±1,2		
<i>Diapterus rhombeus</i>						
CA	11,21 ± 1,67	13,43 ± 2,29	9,26 ± 3,39	8,6 ± 0,42		
IR	16,60	12,09 ± 1,47	7,87 ± 0,82	0	---	...
LR	10,70	16,15 ± 4,31	8,33 ± 1,91	10,5		
IM	13,83 ± 1,55	8,6 ± 1,82	11,39 ± 0,85	12,17 ± 0,91		
<i>Cynoscion acoupa</i>						
CA	0	0	18,70 ± 0,42	0		
IR	0	0	0	0	---	...
LR	0	0	0	0		
IM	0	0	0	0		
<i>Larimus breviceps</i>						
CA	0	0	0	0		
IR	0	17,70	0	0	---	...
LR	0	0	9,50	0		
IM	0	10,35 ± 0,79	0	0		
<i>Achirus lineatus</i>						
CA	12,85 ± 0,35	13,90	12,58 ± 2,96	8,30 ± 1,13		
IR	8,90 ± 1,45	10,73 ± 2,29	11,60 ± 1,13	9,10 ± 4,25	---	...
LR	8,97 ± 1,98	7	7,98 ± 2,11	0		
IM	13,20	0	8 ± 1,18	10,35 ± 2,29		
<i>Pellona harroweri</i>						
CA	11,82 ± 1,27	0	0	0		
IR	0	0	0	0	---	...
LR	10,51 ± 1,09	0	8,20	0		
IM	0	0	0	0		
<i>Citharichthys spilopterus</i>						
CA	7,69 ± 1,8	10,08 ± 1,76	8,3	13,44 ± 3,96		
IR	7,8 ± 2,3	8,65 ± 0,49	11,4	12,58 ± 2,55	---	...
LR	9,96 ± 1,6	11,08 ± 1,19	9,65 ± 1,161	9,6 ± 2		
IM	9,3 ± 0,76	11,08 ± 3,02	11,43 ± 2,39	15,63 ± 3,15		
<i>Citharichthys arenaceus</i>						
CA	11,34 ± 2,42	11,68 ± 2,67	8,66 ± 2,3	10,4 ± 0,1		
IR	13,3 ± 1,2	12,3 ± 2,8	7,34 ± 1,21	9,67 ± 2,87	---	...
LR	11,42 ± 0,92	13,16 ± 2,2	11,04 ± 2,36	12,16 ± 2,3		
IM	0	10,47 ± 1,82	0	0		
<i>Symphurus tessellatus</i>						
CA	9,95 ± 2,11	0	12,82 ± 2,03	0		
IR	15,5	16,9 ± 0,46	16,29 ± 2,6	12,45 ± 1,56	---	...
LR	15,53 ± 18,27	15,25 ± 1,1	14,36 ± 2,65	10,52 ± 0,56		
IM	14,17 ± 1,04	13,7 ± 1,73	13,32 ± 2,07	15,2 ± 1,79		

Valores de comprimento total e desvio padrão das presas de *S. guianensis* e *P. blainvillei* na baía da Babitonga e comprimento total registrado na dieta (compilado do Cap. 5). S.g. = *Sotalia guianensis*; P.b. = *Pontoporia blainvillei* – continuação.

		<i>Mugil curema</i>					
CA	0	0	8,62 ± 2,06	5,1 ± 0,42			
IR	0	25,15 ± 9,4	10,15 ± 0,78	12,96 ± 1,32	---	...	
LR	0	0	7,78 ± 2,47	0			
IM	31,82 ± 4,85	0	33,28 ± 1,86	0			
		<i>Mugil gaimardianus</i>					
CA	20,1	21,7 ± 2,44	10,8 ± 1,83	27,4			
IR	0	0	12,6	21,9 ± 3,54	---	...	
LR	0	0	0	0			
IM	32,84 ± 1,53	0	0	0			
		<i>Trichiurus lepturus</i>					
CA	90,9	45,83 ± 5,22	70,1 ± 53,67	0			
IR	0	60	0	0	---	...	
LR	0	0	105,2 ± 5,93	0			
IM	0	0	0	0			