

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS

**ESTIMATIVA POPULACIONAL DO BOTO-CINZA, *Sotalia*
fluviatilis, NA BAÍA DE GUANABARA, POR MEIO DE
CATÁLOGO DE FOTOIDENTIFICAÇÃO**

Jose Luis Altmayer Pizzorno

SOB A ORIENTAÇÃO DA PROFESSORA

Dra. Sheila Marino Simão

Seropédica, Rio de Janeiro

Fevereiro de 1999.

UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DO RIO DE JANEIRO
INSTITUTO DE FLORESTAS
CURSO DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS E
FLORESTAIS

**ESTIMATIVA POPULACIONAL DO BOTO-CINZA, *Sotalia*
fluviatilis, NA BAÍA DE GUANABARA, POR MEIO DE
CATÁLOGO DE FOTOIDENTIFICAÇÃO**

Jose Luis Altmayer Pizzorno

SOB A ORIENTAÇÃO DA Prof. DRA. SHEILA MARINO SIMÃO

Tese submetida como
requisito parcial para a
obtenção do grau de Mestre
em Ciências Ambientais e
Florestais.

Área de concentração em
Conservação da Natureza

Seropédica, Rio de Janeiro

Fevereiro de 1999.

**ESTIMATIVA POPULACIONAL DE *Sotalia fluviatilis* NA BAÍA DE
GUANABARA POR MEIO DE CATÁLOGO DE FOTOIDENTIFICAÇÃO**

Jose Luis Altmayer Pizzorno

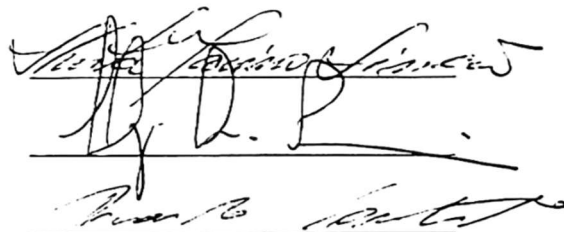
Aprovado em 23/02/1999.

Banca Examinadora:

Prof.^a Dra. Sheila Marino Simão

Prof. Dr. Luiz Antônio Pereira

Prof. Dr. Ricardo Coutinho

Three handwritten signatures are written on three horizontal lines. The first signature is 'Sheila Marino Simão', the second is 'Luiz Antônio Pereira', and the third is 'Ricardo Coutinho'.

Membro Suplente:

Prof.^a Dra. Lúdia M. Oshiro

A horizontal line intended for a signature.

*El mar es la patria de todos los
soñadores... y es en el surco
abierto por los barcos donde
fructifican las semillas de los
mejores sueños".*

Salvador Reyes Figueroa

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS.....	viii
ÍNDICE DE FIGURAS E TABELAS.....	x
RESUMO.....	xii
ABSTRACT.....	xiv
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	
2.1 <i>Características gerais dos cetáceos.....</i>	4
2.2 <i>Características da espécie estudada.....</i>	7
2.3 <i>Área de estudo.....</i>	11
2.4 <i>O boto-cinza na Baía de Guanabara.....</i>	15
2.5 <i>Estimativa de tamanho populacional.....</i>	16
2.6 <i>O Uso da Fotoidentificação.....</i>	19
3. OBJETIVOS DA PESQUISA.....	24
4. MATERIAL E MÉTODOS	
4.1 <i>No Campo.....</i>	25
4.2 <i>Análise das Fotografias.....</i>	27
4.3 <i>Estimativa da parcela de botos marcados</i> <i>na população, por captura-recaptura.....</i>	29
4.4 <i>Estimativa do tamanho total da população..</i>	33
5. RESULTADOS	

5.1	<i>Características dos botos da Baía de Guanabara.....</i>	34
5.2	<i>Estimativa do tamanho da população.....</i>	37
5.3	<i>Tipos de marcas naturais observadas.....</i>	40
6.	DISCUSSÃO.....	45
7.	RECOMENDAÇÕES.....	61
8.	CONCLUSÕES.....	63
9.	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	65
10.	ANEXOS.....	80

AGRADECIMENTOS

- Aos pesquisadores do Projeto Maqua; José Lailson Brito Jr., Alexandre de Freitas Azevedo e Marcos Paulo Soares; que participaram da coleta e análise dos dados no início dos trabalhos de fotoidentificação.
- Aos pesquisadores Eduardo Secchi e Luciano Dalia Rosa do Museu Oceanográfico da Fundação Universidade do Rio Grande, pelas idéias e material bibliográfico fornecido.
- Ao pesquisador Salvatore Siciliano do Museu Nacional da Universidade Federal do Rio de Janeiro, pelas idéias, sugestões e revisões nas diversas fases deste estudo. - Ao Departamento de Oceanografia e a Sub-Reitoria de Extensão e Cultura (SR-3) da Universidade do Estado do Rio de Janeiro, pelo financiamento do estudo em sua fase inicial. Especialmente aos professores Izabel Maria Gonçalves do Nascimento Gurgel, Ricardo Vieiralves e Marcos Bastos Pereira.
- A Cetacean Society International, pelo apoio financeiro na fase final dos trabalhos de campo.
- A Sheila Marino Simão, pela orientação dada durante todo o curso de mestrado.

- E finalmente â namorada Maria Cecilia e meus pais, Suzana e Jose Luiz, por todo amor dado durante este período da vida.

ÍNDICE DE FIGURAS E TABELAS

Figura 1. Boto-cinza, <i>S. fluviatilis</i> , na Baía de Guanabara.....	12
Figura 2. Mapa de localização da área de estudo....	14
Figura 3. Frequência de avistagem dos botos identificados no período de estudo.....	36
Figura 4. Curva de identificação dos botos da Baía de Guanabara ao longo do período de estudo 1995-1998.....	37
Figura 5. Gráfico para teste dos pressupostos de SCHNABEL.....	39
Figura 6. Os cortes no bordo de fuga determinam a silhueta da nadadeira dorsal do boto (BG15).....	41
Figura 7. Boto-cinza (BG14) com profundo corte no dorso, possivelmente causado por enredamento em cordas.....	42
Figura 8. Boto-cinza apresentando diversos arranhões, incluindo marcas de dentes no pedúnculo caudal.....	43
Figura 9. Manchas-brancas na nadadeira dorsal do boto-cinza (BG8) na Baía de Guanabara.....	44

Figura 10. Esquema do corpo de um boto cinza, <i>S.</i> <i>fluviatilis</i> , com as denominações citadas no texto..	81
Figura 11. Exemplo das nadadeiras dorsais dos botos catalogados na Baía de Guanabara.....	82
Tabela I. Histórico das capturas dos botos nos anos de 1995 a 1998.....	35
Tabela II. Estimativas populacionais e seus respectivos intervalos de confiança para os três métodos aplicados.....	40

RESUMO

O boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, é classificado como insuficientemente conhecida pelo Plano de Ação para Conservação de Mamíferos Marinhos do Brasil. Neste trabalho utilizei técnicas de marcação-recaptura, por fotografia, visando a estimativa do tamanho populacional desses botos na Baía de Guanabara. Entre maio de 1995 e julho de 1998 realizei 35 saídas de barco para fotoidentificar *S. fluviatilis*. Usei máquinas fotográficas 35mm, equipadas com lentes zoom de 75-300mm, munidas com filmes slide e preto e branco. Os dados gerados foram agrupados por estações climáticas e neles posteriormente apliquei os estimadores de tamanho populacional de PETERSEN, SCHUMACHER-ESCHEMEYER e SCHNABEL. Foram identificados 58 indivíduos através de marcas naturais na nadadeira dorsal e dorso, dos quais 83% foram avistados duas ou mais vezes. Estimei o tamanho populacional entre 69 e 75 botos, com um intervalo de confiança de 95%, onde SCHUMACHER-ESCHEMEYER produziu o resultado mais preciso. A análise das fotografias revelou que alguns botos apresentam cicatrizes oriundas de

atividades humanas, como pesca e, possivelmente trânsito de embarcações. Conclui-se que a população de botos da Baía de Guanabara é reduzida e encontra-se em um ambiente altamente impactado. Os estudos de estimativa de parâmetros populacionais, a longo termo, são fundamentais para a proposição de medidas para a conservação da espécie na Baía de Guanabara.

ABSTRACT

The marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, is classified as insufficiently known in the Plano de Ação para Conservação de Mamíferos Marinhos do Brasil. In this study, photograph capture-recapture techniques were applied in order to provide *S. fluviatilis* population estimates in Guanabara bay. Between May 1995 and July 1998 thirty five boat surveys were carried out to photo-identify *S. fluviatilis*. A 35mm photograph SLR camera fitted with 75-300mm zoom lens were used. Data collected in this period were gathered by season, then PETERSEN, SCHUMACHER-ESCHMEYER and SCHNABEL population estimates were applied. Fifty eight dolphins were recognized through dorsal fin natural marks, among these 83% were sighted two or more times. Population size was estimated between 69 and 75 dolphins (95% Confidence Limits). Analysis of the photographs showed that some dolphins presented scars that are possible related to human activities, such as fishing and boat traffic. It was concluded that the Guanabara Bay dolphin population is small and lives in a heavy polluted environment. Long-term studies based on

dolphin population parameters will provide essential ecological information for monitoring this small dolphin population. Such data is recommended to be used to build policies for conservation of *S. fluviatilis* in Guanabara Bay.

1. INTRODUÇÃO

O boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, é encontrado em ambientes costeiros desde Santa Catarina (Brasil) até Honduras (BOROBIA *et al.*, 1991; da SILVA e BEST, 1996). Ao longo de sua distribuição, habita baías cercadas por grandes centros urbanos, responsáveis pela degradação de seu habitat natural. Além deste problema, os botos têm sido vítimas de outras atividades humanas, como pesca e trânsito de embarcações (FLORES & DIAS, 1994; BRITO *et al.*, 1994 e SICILIANO, 1994).

Os cetáceos desempenham um importante papel no meio marinho, atuando com controladores de estoques e participando da ciclagem dos nutrientes (KATONA & WHITEHEAD, 1988). Devido a isto, receberam nos últimos

anos uma atenção especial voltada à sua conservação. Para que se atinja tal objetivo é necessário que existam informações acerca da biologia populacional destes, em especial acerca de seus tamanhos populacionais e estoques (REEVES & LEATHERWOOD, 1994).

A fotoidentificação é uma técnica que vem ajudando diversos pesquisadores a estudar os cetáceos em seu ambiente natural, sem interferir bruscamente no comportamento dos animais (WÜRSIG & JEFFERSON, 1990). A aplicação desta técnica, como ferramenta de marcação e recaptura, mostrou-se valiosa para cetáceos, permitindo assim uma série de estudos ecológicos, como: determinação de utilização de habitat (WÜRSIG E WÜRSIG, 1977; NEIGLE, 1990); padrões de deslocamentos (WÜRSIG e JEFFERSON, 1990; WELLS, 1991) taxas de nascimentos e mortalidades (SLOOTEN e DAWSON, 1992); genealogia e dinâmica populacional (BIGG *et al.*, 1987; HAMMOND *et al.*, 1990). Ainda com a análise de fotografias, são observadas as marcas da superfície corporal dos cetáceos e buscados os possíveis agentes causadores (LOCKYER E MORRIS, 1985, 1990).

A partir de 1984, diversos estudos foram desenvolvidos na Baía de Guanabara buscando conhecer o boto-cinza. Estes levantaram informações acerca dos tamanhos de grupo, padrões de comportamento e áreas da baía mais utilizadas pelos botos (BOROBIA, 1984; ANDARDE *et al.*, 1986; GEISE, 1989, 1991).

Este trabalho visa estimar o tamanho populacional dos botos-cinza da Baía de Guanabara, fazer uma breve discussão acerca das marcas naturais encontradas e suas possíveis utilizações para o levantamento de informações ecológicas dos cetáceos.

2 .REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Características gerais dos cetáceos

Os botos, baleias e golfinhos são mamíferos totalmente adaptados à vida aquática. Seus ancestrais estão relacionados a primitivos ungulados terrestres, do Cretáceo e Paleoceno, que deram origem há aproximadamente 50 milhões de anos -no Eoceno- à Sub-ordem Archaeoceti, das baleias primitivas. Esta sub-ordem, extinta no Mioceno, deu origem às duas subordens atuais: Mysticeti e Odontoceti (BARNES *et al.*, 1985; HARRISON e BRYDEN, 1990; PINEDO *et al.*, 1992).

A sub-ordem Odontoceti é representada pelos cetáceos com dentes, enquanto a sub-ordem Mysticeti contém as baleias, que possuem estruturas córneas, denominadas barbatanas, no lugar dos dentes. Juntas, estas duas sub-

ordens compreendem 79 espécies viventes, divididas em 13 famílias. Dentre estas, a família Delphinidae é a que se apresenta como a mais numerosa, somando 32 espécies (JEFFERSON *et al.*, 1993).

De maneira geral, os cetáceos apresentam corpo fusiforme altamente hidrodinâmico, com uma espessa camada de gordura, que auxilia na flutuabilidade, é reserva de energia e atua na regulação da temperatura corporal, mantida em torno dos 37°C (KANWISHER E RIDGWAY, 1983). A abertura nasal, espiráculo, está situada no topo da cabeça, ligada aos pulmões por dois dutos, apesar de externamente os odontocetos só apresentarem uma abertura (MATHEWS, 1978).

Os órgãos reprodutores dos machos e as glândulas mamárias, de ambos os sexos, foram internalizados, contribuindo assim para a forma hidrodinâmica do corpo e a proteção dos mesmos (MATHEWS, 1978).

O crânio apresenta forma alongada e o esqueleto pós-cranial é composto por quatro séries diferentes de vértebras: cervicais, torácicas, lombares e caudais. Os membros anteriores modificaram-se em nadadeiras peitorais, permanecendo compostos por todos os ossos de

uma pata de tetrápode, com função de direcionamento do movimento. Os membros posteriores estão ausentes ou apenas como ossos vestigiais, sem função em algumas espécies. Houve o surgimento das nadadeiras dorsal e caudal totalmente desprovidas de estruturas ósseas, que são responsáveis pelo equilíbrio e propulsão, respectivamente (HARRISON e BRYDEN, 1990; MATHEWS, 1978).

Os cetáceos apresentam tato, visão, paladar e a audição bem desenvolvidos, porém carecem de olfato. Seus sons são produzidos pela passagem de ar, sob pressão, através dos divertículos nasais e laringe (HEYNING, 1995).

Os odontocetos apresentam um sistema de localização e orientação, que consiste na emissão e recebimento de ondas sonoras, denominado biossonar. Tal sistema lhes permite obter informações acerca de distância, forma, tamanho e textura de presas, predadores, ou outros objetos. A existência do biossonar está relacionada a estruturas compostas principalmente por tecido adiposo, uma no topo da cabeça, denominada "melão", com a função de direcionamento e amplificação das ondas sonoras que são emitidas e outra no interior da mandíbula, que conduzem as ondas refletidas até a bula timpânica, onde é

decodificada e enviada sob forma de pulsos elétricos para o cérebro (HARRISON e BRYDEN, 1990).

A dieta dos cetáceos é basicamente composta de zooplâncton e pequenos peixes que vivem em cardumes - para os misticetos- enquanto que os odontocetos consomem principalmente peixes e cefalópodes. Porém outros organismos podem ser capturados como parte da dieta de algumas espécies, e.g. crustáceos, outros mamíferos marinhos e aves (MATHEWS, 1978; HEYNING, 1995).

Os cetáceos desempenham um importante papel na cadeia alimentar por ocuparem os níveis tróficos mais elevados. Estes atuam como reguladores de estoques e fornecem, através de seus metabólitos, elementos que servirão como nutrientes para diversos ciclos biológicos (KATONA e WHITEHEAD, 1988).

2.2 Características da espécie estudada

Classificação zoológica

REINO: Animalia

FILO: Chordata

CLASSE: Mammalia

ORDEM: Cetacea

SUB ORDEM: Odontoceti

FAMÍLIA: Delphinidae

GÊNERO: Sotalia

ESPÉCIE: *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853).

A corrente convenção reconhece a existência de apenas um gênero com uma espécie, *Sotalia fluviatilis* (BOROBIA, 1989; PERRIN, 1989).

O boto-cinza apresenta hábitos gregários geralmente formando pequenos grupos, com cerca de 1 a 30 indivíduos (BÖSSENECKER, 1978; GEISE, 1989; BOROBIA e ROSAS, 1991; GEISE, 1991; BRITO *et al.*, 1994; da SILVA e BEST, 1996;). Simão e Siciliano (1994) registraram, na Baía de Sepetiba, grupos de *S. fluviatilis* com até 200 exemplares, sendo os mais numerosos já observados para a espécie.

A espécie possui corpo robusto, semelhante ao popular golfinho-flíper, *Tursiops truncatus*, porém em menor tamanho, podendo atingir pouco mais que 200cm. O boto-cinza é um dos menores representantes da família

Delphinidae. Comparada à *T. truncatus*, seu rostro é mais delgado e longo, e as nadadeiras peitorais são mais largas. A nadadeira dorsal, característica da espécie, é baixa e triangular, o que permite uma identificação segura (da SILVA e BEST, 1996).

Apresenta coloração variando do cinza escuro na região dorsal ao cinza claro ou branco rosado na região ventral (da SILVA e BEST, 1994).

Estudos de morfometria externa e craniometria revelaram a existência de dois ecótipos distintos, um de menor tamanho, endêmico das bacias do Amazonas e Orinoco, e outro de maior tamanho, habitando as regiões costeiras do sul da América Central e do Sul (BOROBIA, 1989).

Neste trabalho é dado enfoque ao *S. fluviatilis* marinho. Este encontra-se amplamente distribuída, desde Florianópolis (27°35'S, 48°34'W) (SIMÕES-LOPES, 1987) - Brasil - até Honduras (18°58'N, 85°42') (BOROBIA et al., 1991; da SILVA e BEST, 1996). Apesar da distribuição tipicamente, costeira existem registros da espécie para o arquipélago dos Abrolhos (~18°S, 70 Km do litoral da Bahia) (BOROBIA et al., 1991) (Figura 1).

O comprimento estimado para os neonatos de *S. fluviatilis* foi de 86, 7cm para Schmiegelow (1990), de 105cm para Borobia (1989) e variando entre 90, 2 e 96, 6cm para Ramos (1997).

Estudos revelaram que a espécie alcança sua maturidade sexual aproximadamente aos 160cm de comprimento (BÖSSENECKER, 1978). No entanto, Ramos (1997), aponta que a maturidade sexual se dá após o sexto ano de vida, aos 180cm de comprimento para os machos e 170cm para as fêmeas.

Os hábitos alimentares do boto-cinza são pouco conhecidos. Borobia e Barros (1989), indicam para o sudeste brasileiro uma alimentação dominada por scianídeos e cefalópodes neríticos, incluindo também camarões. Estudos realizados por Schmiegelow (1990) concordam com a preferência alimentar acima citada, demonstrando um comportamento alimentar oportunístico.

Por ser uma espécie costeira, *S. fluviatilis* apresenta uma grande interação com as atividades humanas, principalmente com a pesca, tanto acidental como intencional, molestamentos causados pelo crescente aumento do trânsito de embarcações, bem como a degradação

e poluição dos ambientes costeiros por despejos de poluentes (REEVES E LEATHERWOOD, 1994).

Estudos sobre a interação de pequenos cetáceos com atividades pesqueiras, no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro, demonstraram que *S. fluviatilis* foi a segunda espécie mais capturada acidentalmente (DI BENEDITTO, 1997; LODI e CAPISTRANO, 1990). Siciliano (1994), realizou uma revisão dos registros de interações de cetáceos com atividades de pesca costeira no Brasil, tendo concluído que há uma expressiva mortalidade, e aponta *S. fluviatilis* e *Pontoporia blainvillei* como as espécies mais afetadas. Brito *et al.* (1994), relatam para a baía de Guanabara três capturas acidentais de *S. fluviatilis*.

Segundo Borobia e Rosas (1991), não foram identificados predadores sobre *Sotalia fluviatilis*, embora estes autores sugiram que a espécie poderia ser predada por tubarões. Em uma revisão da literatura acerca da espécie, da Silva e Best (1996), apontam que *S. fluviatilis* pode ser predada por tubarões e orcas.



Figura 1. Boto-cinza, *S. fluviatilis*, na Baía de Guanabara.

2.3 Área de estudo

A Baía de Guanabara está localizada na costa central do Estado do Rio de Janeiro, litoral sudeste do Brasil ($22^{\circ}45'S$) (Figura 2). Esta apresenta uma área de aproximadamente 381 km^2 , dos quais 44 km^2 são das 42 ilhas e ilhotas existentes em seu interior (FEEMA, 1990).

O relevo do fundo da baía é desigual, apresentando as maiores profundidades no canal central (média de 20m). Já nas áreas nordeste da mesma, a profundidade fica em torno de 1 m na maré baixa (DHN Carta náutica nº 1501).

A bacia de drenagem contém 35 rios de maior importância, 12 municípios e uma planta industrial com mais de 6000 indústrias, que lançam diariamente em suas águas 500 toneladas de esgoto "in natura" e 6,9 toneladas de óleo (JICA, 1993) . Nas proximidades das desembocaduras dos rios, encontram-se as áreas mais degradadas deste ambiente (MAYR *et al.*, 1989).

A salinidade e a temperatura da água, na superfície, variam da boca da baía para o seu interior e, com as estações climáticas. Foram encontradas variações de salinidade de 13,5 à 36,9 e de temperatura entre 18,0 e 30,0°C (MAYR *et al.*, 1989).

Esta baía abriga estaleiros, portos, terminais petrolíferos, marinas, clubes e vilas de pesca, que geram um contínuo trânsito de embarcações e uma intensa pesca com redes de espera e arrasto, considerado como um ambiente com diversas formas de ameaças potenciais aos cetáceos (BRITO *et al.*, 1994). Este ambiente foi escolhido como área de estudo por ser freqüentemente utilizado por botos-cinza, sendo estes facilmente encontrados.

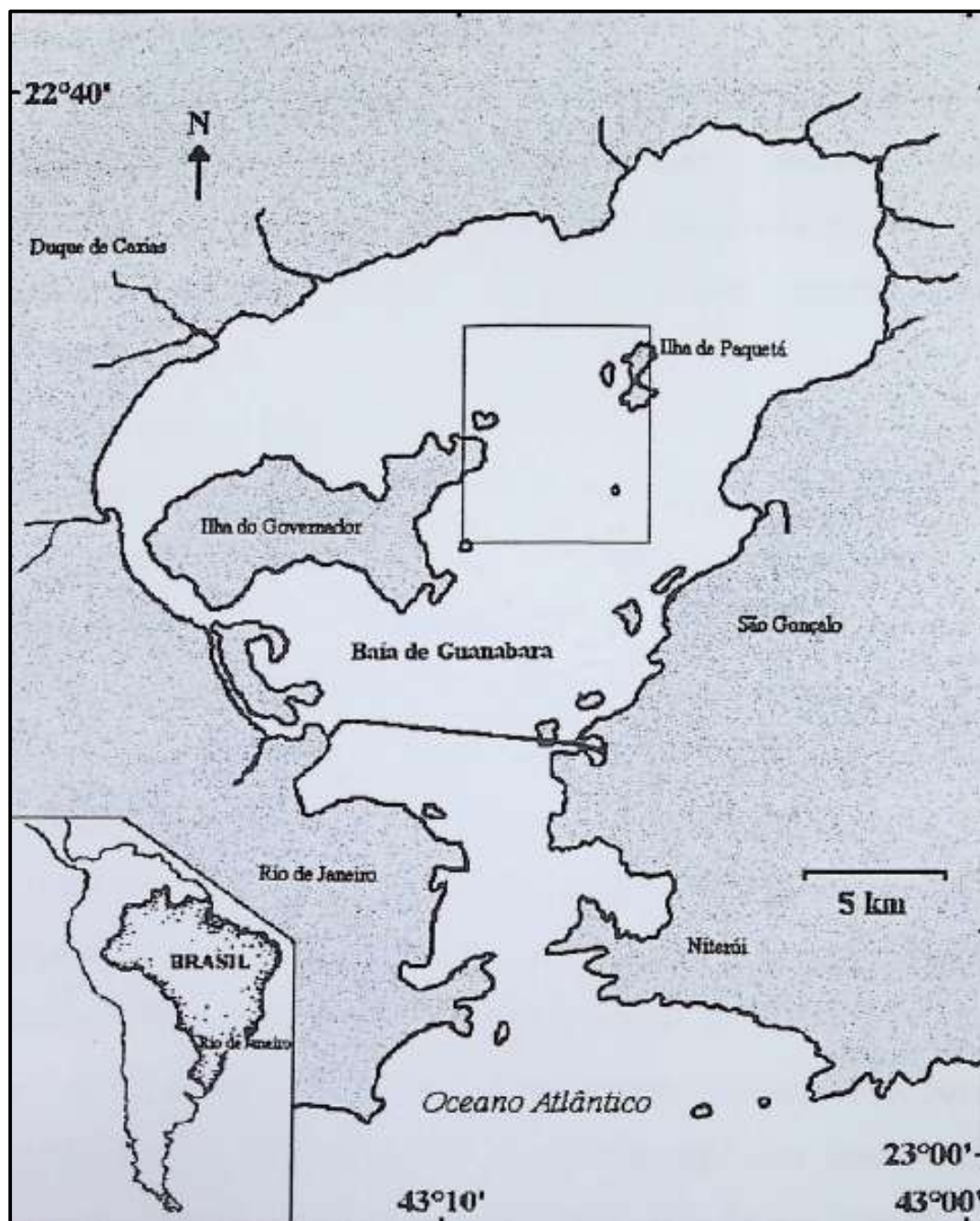


Figura 2. Mapa de localização da área de estudo. O retângulo aponta a área onde ocorreu o maior esforço de fotografia.

2.4 O boto-cinza na Baía de Guanabara

Na baía de Guanabara *S. fluviatilis* foi estudada por diversos pesquisadores, não tendo nenhum deles empreendido um estudo a longo prazo sobre sua bioecologia (BOROBIA, 1984; ANDRADE *et al.*, 1987; GEISE, 1989; PIZZORNO, 1995).

Borobia (1984), constatou que *S. fluviatilis* realiza movimentos de entrada e saída da Baía de Guanabara, descrevendo, esse autor, 14 tipos diferentes de comportamento: deslocamento, deslocamento rápido; "porpoising", salto total, salto de meio corpo, salto de barriga para cima, cambalhota, pesca aleatória, pesca cooperativa, "surf", batidas de caudal e peitoral e "... à deriva". Estudos biológicos como análise de conteúdo estomacal e determinação de idade por corte de dentes, também foram realizados (BOROBIA, *supracit.*).

Andrade *et al.* (1987) realizaram estudos biológicos e observações relativas ao comportamento dos botos-cinza na Baía de Guanabara. Estes autores realizaram estudos de identificação individual e caracterizaram 23 indivíduos de *S. fluviatilis*, através de marcas naturais, observadas a olho nu e registradas por meio de desenhos à mão livre.

Destes, 15 indivíduos foram vistos pelo menos duas vezes. Estes dados, em função de possíveis erros metodológicos, devem ser interpretados com cautela e são representativos apenas para golfinhos com dorsais claramente marcadas.

Geise (1989, 1991), descreveu 14 tipos diferentes de comportamento para *S. fluviatilis* na Baía de Guanabara, incluindo quatro formas de deslocamento, duas de pesca, sete de comportamentos aéreos e brincadeiras. A autora observou as maiores concentrações próximas às ilhas de Manguinhos, Comprida, Redonda de Dentro e da Pita, Enseada de Jurujuba e Ponta da Espia. Obteve uma densidade populacional de $5,1 \pm 4,4$ indivíduos/km².

Pizzorno et al. (1995) iniciaram o estudo de fotoidentificação do boto-cinza nesta baía, onde foram identificados 52 exemplares. Foi comprovada a fidelidade destes botos ao ambiente e observado que os botos também utilizam as áreas mais rasas no fundo desta Baía.

2.5 Estimativa de tamanho populacional

O interesse em estimar o tamanho de populações tem uma longa história, datando os primeiros estudos do século

XVII. A partir daí, diversos métodos foram desenvolvidos para atender uma grande variedade de situações, e.g. contagem em quadrantes, transects lineares, capturas por unidades de esforço e marcação-recaptura (WHITE *et al.*, 1982). Na realidade, o primeiro passo para se compreender a estrutura e dinâmica de uma população é se ter uma noção do tamanho e das taxas de natalidade e mortalidade desta (SEBER, 1982).

Para se optar pelo método de estimativa populacional a ser utilizado, vários fatores devem ser levados em consideração, como: fatores ecológicos (mobilidade e distribuição dos animais); fatores econômicos e fatores estatísticos. Para vertebrados, as técnicas mais utilizadas são a marcação-recaptura ou as taxas de exploração (e.g. espécies caçadas), quando estas existirem (KREBS, 1989; SEBER, 1982).

De maneira geral, os métodos de estimativa de tamanho populacional podem ser divididos em dois grupos: captura-recaptura e métodos de remoção (WHITE *et al.*, 1982).

O método de remoção é realizado a partir da "remoção", física ou não, dos indivíduos capturados nas coletas e

análise da taxa de diminuição das capturas em coletas posteriores (WHITE *et al.*, 1982).

O método de marcação-recaptura consiste na marcação dos animais, posterior soltura dos mesmos e análise da fração recapturada em novas coletas (KREBS, 1989) . Estes podem ser utilizados tanto para populações abertas como para populações fechadas. Uma população fechada é aquela que não varia com o tempo, enquanto que a aberta sofre variações decorrentes de mortes, nascimentos e migrações (KREBS, 1989; SEBER, 1982).

Inicialmente, em 1896, Petersen utilizou a técnica de captura-recaptura para estudar os movimentos e migrações individuais de peixes, quando percebeu que esta poderia ser utilizada para estimar o tamanho e as taxas de mortalidade de uma população (KREBS, 1989). Após estudos pioneiros com peixes, uma série de trabalhos foram realizados com outros seres vivos, como: patos, cisnes e moscas. Os métodos de marcação-recaptura despertaram o interesse de pesquisadores que os aplicaram em diversas áreas da ciência, desde o controle de pestes até o manejo da vida silvestre (SEBER, 1982).

Para realização de estimativa populacional por marcação-recaptura existem modelos específicos para populações abertas e para fechadas. Em populações abertas o mais conhecido é o modelo de Jolly-Seber, este realiza a estimativa para cada dia de coleta, excluindo-se o primeiro e último (HAMMOND, 1986; KREBS, 1989).

Quando se trata de populações fechadas, o modelo mais utilizado é o de Petersen para duas coletas, que tem como desvantagens produzir erros quando existe heterogeneidade das capturas. Variações de Petersen foram desenvolvidas para abranger períodos de estudo mais longos. O mais conhecido destes é o Estimador de Schnabel, que trabalha com múltiplas capturas e tem a vantagem de não sofrer influências devido à heterogeneidade das coletas. (WHITE *et al.*, 1982; SEBER, 1982; HAMMOND, 1986 e KREBS, 1989).

2.6 O Uso do método de fotoidentificação

Thompson e Hammond (1992), afirmam que a poluição e o "stress" ambiental, causado pelas atividades antrópicas em áreas costeiras, podem, direta ou indiretamente, aumentar a suscetibilidade dos cetáceos a enfermidades.

Com a necessidade crescente de estudos de ecologia de populações, tornou-se necessário o aumento e aperfeiçoamento das técnicas de identificação individual, uma vez que passou a ser fundamental poder determinar a posição de cada animal na população (WÜRSIG e JEFFERSON, 1990).

Nas décadas de 50 e 60, acreditava-se na marcação artificial quase como um pré-requisito para o reconhecimento individual de algumas espécies (WÜRSIG e JEFFERSON, 1990). A marcação artificial nos cetáceos é muito discutida, pois devido ao formato do corpo e o fato destes encontrarem-se imersos, geralmente é necessário perfurar a pele para a fixação de marcas, facilitando a ocorrência de infecções (SCOTT et al., 1990; BRUCE-ALLEN e GERACI, 1985).

Com o avanço das pesquisas de campo, notou-se que era possível a identificação individual através das marcas naturais (padrões de coloração e cicatrizes) que cada animal apresentava, principalmente os de grande porte e com vida longa. Zebras (*Equus* sp.), rinocerontes-pretos (*Diceros bicornis*), girafas (*Giraffa camelopardis*), elefantes-africanos (*Loxodonta africana*), leões (*Panthera leo*),

chimpanzés (*Pan troglodytes*) e tubarões (*Sphyrna tiburo*), são citados pela literatura como animais que apresentaram resultados satisfatórios com esta metodologia (WÜRSIG e JEFFERSON, 1990).

Os cetáceos, bem como outros animais selvagens, apresentam marcas em seu corpo que têm sido utilizadas ao longo dos anos para seu reconhecimento. As marcas mais utilizadas são, em geral, as encontradas nas nadadeiras dorsais, uma vez que este tecido aparentemente não se regenera (WÜRSIG e WÜRSIG, 1977).

A comprovação da validade de estudos de fotoidentificação, por marcas naturais, deu-se através da realização destes combinados com várias formas de marcação artificial (SCOTT *et al.*, 1990).

A fotoidentificação, portanto, passou a ser considerada como uma técnica vantajosa, pois permite que os animais sejam identificados individualmente sem causar-lhes grandes distúrbios, possibilitando assim a obtenção de muitas informações sobre a sua bioecologia (WÜRSIG e JEFFERSON, 1990; CLARIDGE, 1994 e CARWARDINE, 1996).

Ao redor do mundo, têm sido realizados trabalhos de fotoidentificação com cetáceos, abrangendo diversas finalidades, tais como: estudos de migração, fidelidade à região e distribuição (WÜRSIG E WÜRSIG, 1977; SCOTT *et al.*, 1990; WEIGLE, 1990; MÖLLER *et al.*, 1994a) tamanho de grupo e abundância (HAMMOND *et al.*, 1990; WILLIAMS *et al.*, 1993); monitoramento de marcas naturais (LOCKYER & MORRIS, 1990; THOMPSON e HAMMOND, 1992); taxas de sobrevivência em espécies ameaçadas (SLOOTEN e DAWSON, 1992); e organização social e genealogia (BIGG *et al.*, 1987; BIGG *et al.*, 1990; SHANE e McSWEENEY, 1990; WELLS, 1991).

No Brasil, os trabalhos com fotoidentificação crescem a cada ano. Möller *et al.* (1994a), estudaram reavistagens de *T. truncatus* na Lagoa dos Patos (RS), onde foi constatado que parte dos animais apresentou fidelidade ao local. Möller *et al.* (1994b), também observaram deslocamentos realizados por *T. truncatus*, onde um golfinho percorreu uma distância de 314 km entre o Rio Grande do Sul e Santa Catarina.

Silva *et al.* (1994), estudaram a frequência de utilização da área, estrutura social e o tamanho populacional do golfinho-rotador *Stenella longirostris* em

Fernando de Noronha, tendo trabalhado também com filmagem e fotografia submarina.

Flores & Dias (1994), fotoidentificou, através de marcas e cicatrizes no dorso e nadadeira dorsal, 22 *S. fluviatilis* em trabalho realizado entre maio e dezembro de 1993 em Santa Catarina, confirmando a viabilidade da fotoidentificação para a espécie e a existência de uma população residente na Baía Norte daquele Estado.

Santos (1998a,b) fotoidentificou cerca de 36 exemplares de botos-cinza no estuário de Cananéia-SP, sendo que 14 destes foram reavistados em outras ocasiões. O autor ressaltou ainda a fidelidade dos botos ao habitat e o uso de áreas mais isoladas por pares de fêmeas e seus filhotes.

S. fluviatilis é um cetáceo que apresenta comportamento tímido, tende a se afastar de embarcações em movimento e seu tempo na superfície para respirar é muito curto (0,8 a 1,5s, obs. pessoal). Estes fatores dificultam a fotoidentificação, mas, por outro lado, quando os botos vem à superfície expõem áreas consideráveis do corpo (TRUJILLO, 1994; PIZZORNO, 1995).

3. OBJETIVOS DA PESQUISA

- Geral:

Fotoidentificar os componentes da população de *S. fluviatilis* da Baía de Guanabara, de modo a se obter uma estimativa do tamanho populacional.

- Específicos:

- Realização da identificação individual e reavistagem dos botos presentes na Baía de Guanabara, que serão comparados e/ou somados aos exemplares já catalogados em um trabalho iniciado em maio de 1995;

- Análise qualitativa das marcas naturais (manchas, ferimentos, cicatrizes, etc.) presentes nos botos identificados.

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 No Campo

Durante os trabalhos de campo, período compreendido entre o outono de 1995 e o inverno de 1998, foram obtidas fotografias do dorso e da nadadeira dorsal de Sotalia, a partir de uma pequena embarcação motorizada (aproximadamente 5,5m de comprimento).

A aproximação ao grupo foi feita de acordo com a atividade e comportamento dos botos. No momento da avistagem estimava-se a direção do deslocamento dos animais e a embarcação ficava à deriva, esperando a aproximação dos mesmos. Em algumas ocasiões a aproximação foi realizada com a embarcação em movimento.

As sessões de fotografia foram realizadas entre as 8:30h e 14:00h, visando trabalhar contra a luz e também com sol no zênite. As idas ao campo foram determinadas pelas condições climáticas e oceanográficas.

As fotografias foram tomadas sempre que possível: com velocidades entre 1/500 - 1/1500s, para que não houvessem distorções decorrentes do movimento; e com uma variação de abertura de f 5,6 a f 16, para garantir uma boa profundidade de campo.

Utilizei máquinas fotográficas 35mm, CANON EOS 1000FN e CANON EOS 10s, com lentes CANON-zoom EF 75-300mm. Foram utilizados filmes *KODACHROME 400 ISO*, *FUJI CHROME 100 ISO*, *EKTACHROME 200 ISO*, *KODAK GOLD ULTRA 400 ISO* e *KODAK TRI-X PAN 400 ISO*, escolhidos de acordo com as condições de luminosidade. As revelações dos filmes foram feitas em laboratórios comerciais. Os filmes para diapositivo (*KODACHROME 400 ISO*, *EKTACHROME 200 ISO* e *FUJICHROME 100 ISO*) foram tratados pelo processo E-6. O filme *TRI-X PAN ISO 400* foi tratado pelo processo comum para preto e branco, enquanto que para os demais (*KODAK GOLD ULTRA 400 ISO*), o processo foi o C 41.

Para cada saída de campo foram anotadas a localização e tamanho dos grupos, números dos filmes utilizados, bem como observações gerais (e.g. presença embarcações, aves e peixes, cobertura do céu) . Durante o período de estudo realizei contagens diretas dos botos presentes no campo de visão do observador. Estas foram repetidas diversas vezes durante a saída, sendo computado apenas o maior valor obtido durante o dia, afim de minimizar a possibilidade de dupla contagem dos botos.

O maior esforço de captura foi realizado nas proximidades da Ilha de Paquetá (Figura 2). Neste local comumente ocorre uma concentração de botos, o que permite um número maior de exemplares fotografados em cada saída.

4.2 Análise das Fotografias

O exame das fotografias com lupas 8x, projeção e ampliação dos slides e negativos proporcionou a seleção das fotografias que apresentavam satisfatória qualidade de luz e foco e que revelassem a silhueta da nadadeira dorsal dos botos.

Os diapositivos e negativos escolhidos foram projetados em uma folha branca (A4), com o desenho de um retângulo de 8 X 14cm (adaptado de DEFRAN *et al.*, 1990). Aí foi desenhado o contorno da nadadeira dorsal. Sobreposse ao desenho uma folha transparente com o mesmo retângulo dividido em quadrantes. Através da disposição das marcas nos quadrantes, foi dado um código composto por letras e números para cada animal, o que facilitou a comparação entre as fotografias catalogadas.

O código estabelecido consta da posição do animal (esquerda (E) ou direita (D)); tipo de marca natural (cicatriz (c), mancha (M) ou cicatriz e mancha (CM)); disposição dessas pelos quadrantes (ABCD); e número de catálogo (relativo à data de catalogação). Havendo mais de um contorno por fotografia, estes vêm acompanhados por numeração minúscula em romano (i, ii, etc.).

Visando facilitar a apresentação dos dados, foram utilizadas apenas as letras BG (Baía de Guanabara), precedendo o número de catálogo.

O conjunto desses desenhos passou a constituir um catálogo de contornos (Anexos, Figura 11) para comparação dos indivíduos, onde consta a data da avistagem, o código

de cada animal e as observações de outras características que auxiliassem no reconhecimento destes.

Os dados de avistagens e reavistagens, gerados por esta análise, foram tabelados para cada saída e, posteriormente agrupados por estações do ano. Com o agrupamento, todas as capturas de um mesmo indivíduo, em cada estação do ano, estão representadas na tabela como uma captura (Tabela 1).

Durante a análise das fotografias também foram observados os tipos de marcas naturais e anomalias no formato da nadadeira dorsal e dorso dos botas, buscando suas possíveis causas. Nos anexos encontra-se um esquema com as denominações das áreas do corpo de um boto-cinza (Figura 9).

4.3 Estimativa da parcela de botos marcados na população, por marcação-recaptura

Foram utilizados os estimadores de tamanho populacional de PETERSEN, SCHNABEL e SCHUMACHER-ESCHEMEYER para a técnica de marcação-recaptura,

partindo-se da premissa que foram respeitados os seus pressupostos básicos, a saber:

1. o tamanho da população permanece constante durante o período de estudo;
2. as coletas são desenvolvidas de maneira aleatória;
3. todos os indivíduos possuem a mesma chance de serem capturados e;
4. o animal não perderá as características de identificação ao longo do tempo de estudo.

Para o Estimador de PETERSEN, o total do tempo de estudo foi dividido em dois períodos iguais, sendo o primeiro o esforço de captura e o segundo o esforço de recaptura (HAMMOND, 1986 e CLARIDGE, 1994). Foi utilizada a modificação de Chapman do Estimador de PETERSEN, no qual a presença de cada indivíduo na estação climática possui valor único.

$$\text{Modelo de CHAPMAN: } \hat{N} = \frac{(n_1+1)(n_2+1)}{(m_2+1)} - 1, \text{ onde:}$$

$\hat{N}$ = tamanho populacional estimado;

$n1$ = no de indivíduos marcados na primeira coleta;

$n2$ = captura total na segunda coleta;

$m2$ = n° de indivíduos marcados, anteriormente, recapturados na segunda coleta.

Para os estimadores que trabalham com múltiplas capturas, SCHNABEL e SCHUMACHER-ESCHEMEYER, cada estação do ano foi computada como a unidade de captura. Com SCHNABEL foi realizado o teste para detectar possíveis violações dos seus pressupostos. Para SCHUMACHER-ESCHEMEYER, a estimativa só será válida se houver correlação linear entre a proporção recapturada e a previamente marcada.

$$\text{Estimador de SCHNABEL: } \hat{N} = \frac{\sum (C_t M_t)}{\sum R_t}$$

$$\text{Est. de SCHUMACHER-ESCHEMEYER: } \hat{N} = \frac{\sum_{t=1}^s (C_t M^2_t)}{\sum_{t=1}^s R_t M_t}, \text{ onde:}$$

$\hat{N}$ = tamanho populacional estimado;

C_t = captura total na coleta t ;

M_t = n° de indivíduos identificados antes da coleta t ;

R_t = n° de indivíduos marcados na coleta t ;

S = número total de coletas.

Foram utilizados os softwares para estimativa de tamanho populacional de SCHNABEL, SCHUMACHER-ESCHMEYER e PETERSEN (KREBS, 1989), que computam os tamanhos populacionais e escolhem o intervalo de confiança de acordo com a disposição dos dados no período de estudo e tamanho amostral.

Com a finalidade de comparar os resultados obtidos, foram estimados os números populacionais no período completo do estudo (1995-1998) e no "último ano" (do verão de 1997 ao outono de 1998).

4.4 Estimativa do tamanho total da população (N)

Ao estimar a população de botos através do uso de marcas naturais, gera-se uma tendência a reduzir o tamanho populacional, uma vez que se trabalha apenas com a parcela

da população que as tenham. Para minimizar esta tendência, deve-se compensar o resultado obtido em N por meio da proporção de botos marcados na população (θ).

Para a obtenção de θ foi dividido o número de botos marcados fotografados pelo número total de botos fotografados (botos marcados mais botos sem as marcas).

Para atingir a estimativa do tamanho total da população (N), dividiu-se a estimativa populacional da parcela de botos marcados ($\hat{N}$) pela proporção de botos marcados na população (θ) (Williams *et al.*, 1993).

$$N = \frac{\hat{N}}{\theta}$$

O intervalo de confiança da estimativa do tamanho populacional total foi calculado adotando-se que a distribuição do erro padrão de N seria proporcional ao erro padrão de $\hat{N}$ (adaptado de WILSON *et al.* em publicação). Então, o intervalo de confiança obtido para $\hat{N}$ foi compensado por θ .

5. RESULTADOS

5.1 Características dos botos da Baía de Guanabara

Entre maio de 1995 e julho de 1998 foram realizadas 35 saídas de campo para fotoidentificação, das quais 28 apresentaram resultados satisfatórios. Neste período foram tomadas 2.800 fotografias dos botos, obtendo-se 15% de aproveitamento (n = 424 capturas).

Neste estudo foram catalogados 57 botos, através da silhueta da nadadeira dorsal e apenas um por uma mancha branca nesta nadadeira (Tabela I). Dentre estes 83% (n=48) foram avistados em mais de uma estação do ano e, 17% (n=10) estiveram presentes em 50% das estações (Figura 3).

	ANOS												
	1995			1996				1997			1998		
Est.	O	I	P	V	O	I	P	V	O	P	V	O	I
Botos													
BG1													
BG2													
BG3													
BG5													
BG8													
BG9													
BG11													
BG12													
BG14													
BG15													
BG16i													
BG16ii													
BG17i													
BG18													
BG19													
BG20													
BG21ii													
BG21i													
BG40													
BG41													
BG42i													
BG42ii													
BG44													
BG48													
BG50													
BG51													
BG52													
BG53													
BG58													
BG61													
BG62													
BG63													
BG64													
BG66													
BG68													
BG69													
BG70													
BG71													
BG72													
BG73													
BG74													
BG75													
BG76													
BG77													
BG78													
BG79													
BG80													
BG81													
BG82													
BG83													
BG84													
BG85													
BG86													
BG87													
BG88													
BG89													
BG90													
BG91													
TOTAIS	20	8	22	2	9	15	3	29	16	17	19	20	29

Tabela I. Histórico das capturas dos botos nos anos de 1995 a 1998. Áreas escuras representam a presença de cada indivíduo e a última linha indica o total de capturas por estação, (O = outono; I = inverno; P = primavera e V = verão).

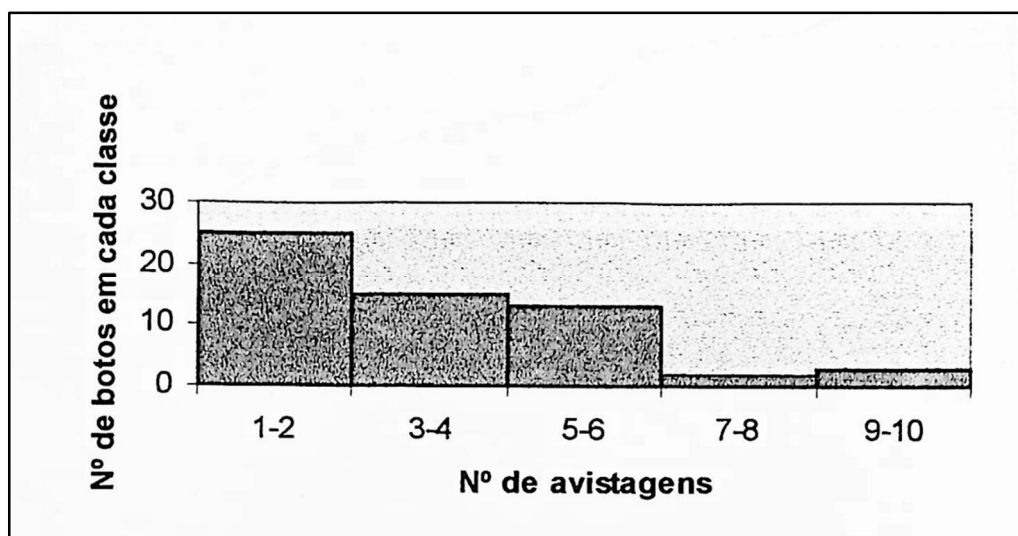


Figura 3. Frequência de avistagem dos botos identificados no período de estudo.

A metade dos botos avistados na primeira saída de campo (outono de 1995) foi avistada na última (inverno de 1998), totalizando um período de 1.156 dias de permanência na área.

A construção da curva cumulativa de identificação dos botos (Figura 4), demonstra que a partir do verão de 1997 a taxa de identificação de novos indivíduos foi menor.

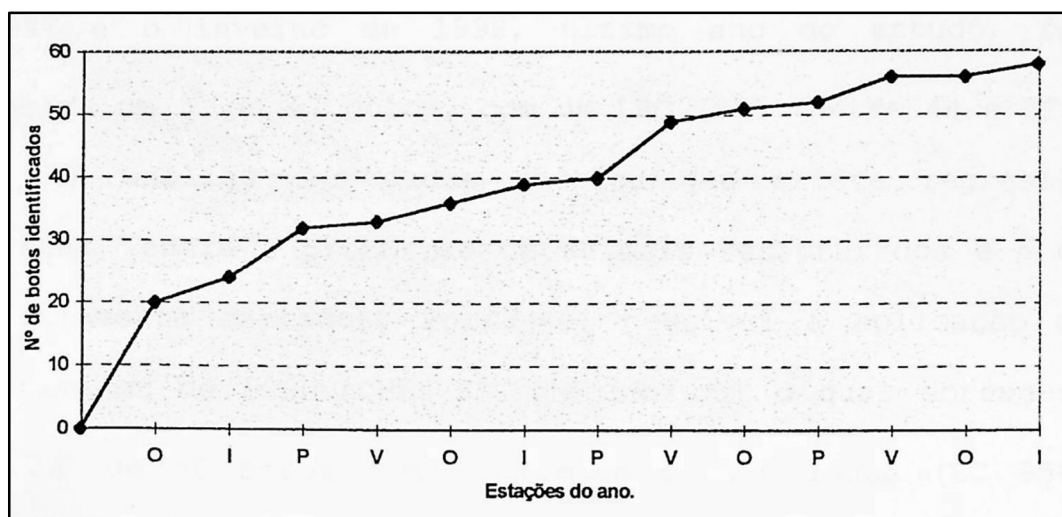


Figura 4. Curva de identificação dos botos da Baía de Guanabara ao longo do penado de estudo 1995-1998 (O = outono, I = inverno, P = primavera e V = verão).

Durante o período de estudo, o maior número de botos contados em uma saída foi de cerca de 50 exemplares, porém o número geralmente variou entre 30-40 botos (43% das saídas, $n = 14$).

5.2 Estimativa do tamanho da população

Por meio do uso do Estimador de PETERSEN obtive um $\hat{N}$ igual a 62 botos, com um Limite Binomial de Confiança (LBC 95%), que variou de 57 a 71, no período de 1995 a 1998. Já para o período compreendido entre o verão de 1997 e o

inverno de 1998, último ano do estudo, foi obtida um $\hat{N}$ de 47 botos, com um LBC (95%) entre 44 e 52.

A análise dos dados revelou que existe regressão linear entre a proporção de animais recapturados e a de previamente marcados. Portanto, possível a aplicação do Estimador de SCHUMACHER-ESCHEMEYER, com o qual obteve-se um $\hat{N}$ de 56 botos com um Limite de Confiança (LC 95%) entre 52 e 62, no período de 1995-1998. No último ano de estudo foi obtido um valor de 47 botos com LC (95%) entre 44 e 50.

Para SCHNABEL obteve-se um $\hat{N}$ de 55 botos, com um Limite de Confiança de 95% (LC 95%) variando entre 46 e 67 e uma distribuição aproximada da Binomial Normal, no período de 1995 a 1998. Já para o último ano de estudo o valor obtido foi de 47 botos com LC (95%) entre 36 e 66.

Testando os pressupostos de SCHNABEL, através da construção de um gráfico de dispersão dos valores de botos marcados capturados (Rt) divididos pelo total de capturas na coleta (Ct) com o total acumulado de capturas ao longo do tempo (Mt), obtive uma regressão linear com o valor de R^2 igual a 0,8736 (Figura 5).

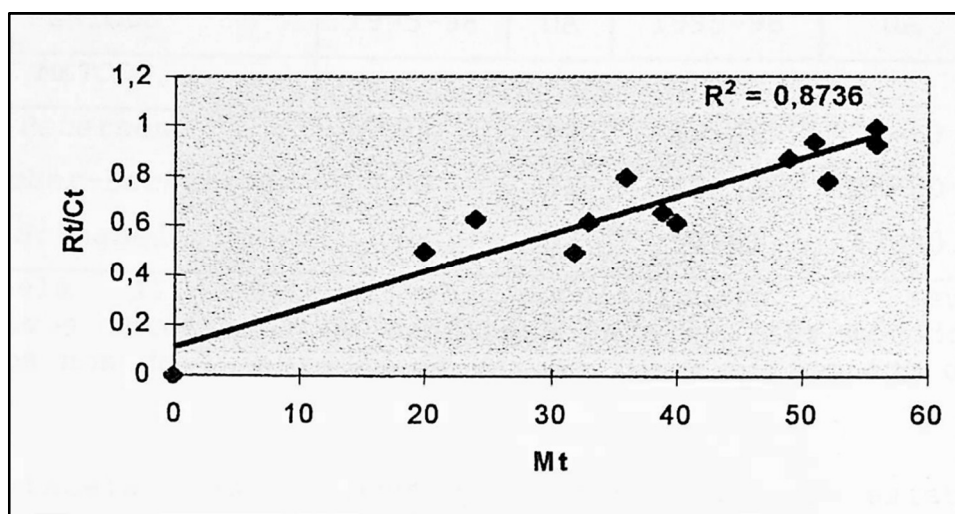


Figura 5. Gráfico para teste dos pressupostos de SCHNABEL. Os dados apresentam correlação linear. (Rt/Ct = marcados capturados /capturas na coleta e Mt = captura total).

No período de janeiro a julho de 1998 foram realizadas cerca de 540 fotografias. Neste período foram capturados 120 botos marcados e outros 25 botos sem marcas. A partir daí foi calculada a parcela de animais marcados na população (θ), que foi igual a 0,82 (82%).

Quando as estimativas populacionais foram compensadas ($N = \hat{N}/\theta$), obtive como tamanho total:

PERÍODO	Estimativa		Int. de Confiança	
	1995-98	UA	1995-98	UA
MÉTODO				
<i>Petersen</i>	75	57	69-86	53-63
<i>Schumacher-Eschemeyer</i>	68	57	63-75	53-60
<i>Schnabel</i>	67	57	56-81	43-80

Tabela II. Estimativas populacionais e seus respectivos intervalos de confiança para os três métodos aplicados nos dois períodos de estudo (UA = último ano do estudo).

Na tabela acima é possível observar-se que existe uma zona de interseção dos valores das estimativas populacionais (69 - 75), indicando que os estimadores produziram resultados semelhantes.

5.3 Tipos de marcas naturais observadas

- Cortes nas nadadeiras dorsais

- Bordo de fuga (Figura 6): são as marcas mais comuns nos botos da Baía de Guanabara; 54 exemplares foram identificados através destas. Apresentam formatos variados e estão presentes em diferentes quantidades.

- Bordo de ataque: três exemplares foram caracterizados pela presença deste tipo de marca. Em um dos casos foi possível a observação da causa. Nesta

ocasião o boto foi fotografado com linhas de pesca (nylon) presas ao corpo, provocando um profundo corte na nadadeira dorsal.

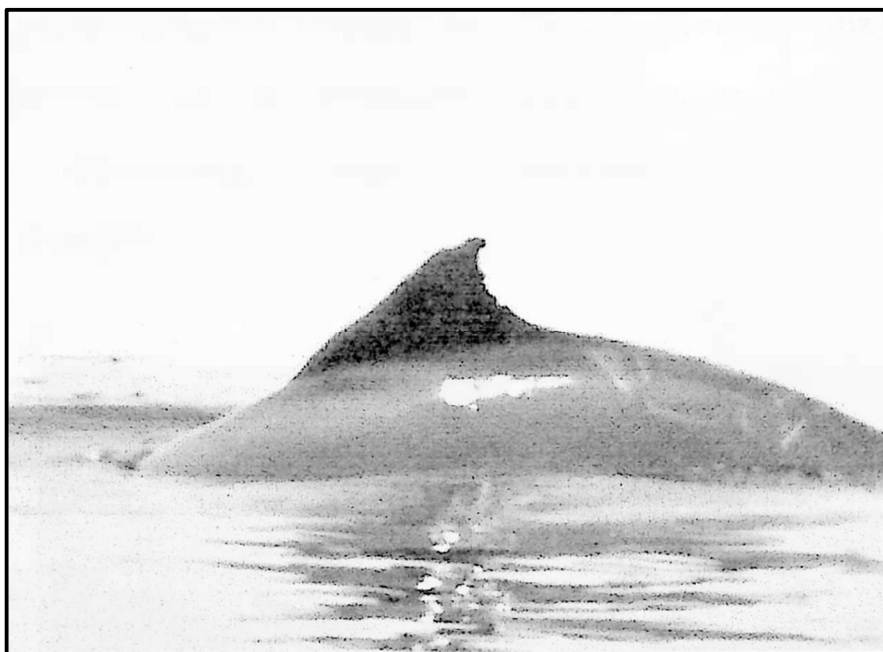


Figura 6. Os cortes no bordo de fuga determinam a silhueta da nadadeira dorsal do boto (BG15) . Observar a presença de arranhões no pedúnculo caudal.

- Cortes no corpo e deformidades

Apresentam-se menos comuns do que as marcas descritas anteriormente, mas de fácil reconhecimento. Dois exemplares catalogados apresentaram cicatrizes profundas provocadas pela perda de tecido. Um deles, o BG14, possui

uma cicatriz que se estende de um lado a outro do dorso do exemplar, logo após a cabeça (Figura 7).

O outro exemplar, o BG44, apresenta uma profunda cicatriz triangular (furo) no flanco direito abaixo da inserção anterior da nadadeira dorsal. As marcas de ambos foram utilizadas como caracteres auxiliares à identificação.



Figura 7. Boto-cinza, BG14, com profundo corte no dorso, possivelmente causado por enredamento em cordas.

Um dos botos identificados na Baía de Guanabara, o BG21ii, apresenta a nadadeira dorsal com formato diferente do padrão normal. Esta, além de ser mais baixa, é

ligeiramente caída para a esquerda. Este exemplar possui ainda os lóbulos da nadadeira dorsal enrolados.

- Arranhões

Estas marcas são bastante comuns em *S. fluviatilis* na Baía de Guanabara. Foram observados arranhões gerados por dentes (Figura 8) de outros botos e arranhões não identificados (Figura 6). Os não identificados podem ter sido originados a partir de interações dos botos com o meio em que vivem (pedras do fundo, lixo flutuante, etc.) ou mesmo com outros animais (predadores ou presas).



Figura 8. Boto-cinza apresentando diversos arranhões, incluindo marcas de dentes no pedúnculo caudal.

- Manchas de pigmentação

Manchas brancas; um exemplar foi identificado pela presença destas na nadadeira dorsal (Figura 9). O tamanho e a forma destas na nadadeira não variaram desde o início do trabalho, em maio de 1995.

Manchas pretas; dois exemplares apresentaram este tipo de marca natural, que também não apresentaram variações no formato e tamanho. Ambos possuíam as marcas no flanco esquerdo, por isto estas foram utilizadas como caracteres auxiliares à identificação.



Figura 9. Manchas-brancas no topo da nadadeira dorsal do boto-cinza (BGS) na Baía de Guanabara. Estas manchas mantiveram seu tamanho e forma desde o início do trabalho.

6. DISCUSSÃO

O uso da fotografia com fins científicos cresceu muito nas últimas décadas devido à constante evolução dos equipamentos utilizados.

No caso do estudo dos cetáceos, as fotografias eram utilizadas apenas como auxílio na identificação de espécies. Contudo, atualmente, a análise das marcas naturais dos cetáceos em fotografias de boa qualidade pode revelar muitos aspectos da ecologia destes animais. (LOCKYER & MORRIS, 1990; WÜRSIG e JEFFERSON, 1990; CLARIDGE, 1994; CARARDINE, 1996).

De maneira geral, estas marcas são decorrentes da realização das atividades diárias dos cetáceos, como arranhões causados pelo esfolamento do corpo contra o fundo do mar, durante a perseguição a presas ou mordidas

decorrentes de lutas entre os botos ou entre estes e outros animais marinhos (WÜRSIG & WÜRSIG, 1977; WÜRSIG & JEFFERSON, 1990; DUFAULT & WHITEHEAD, 1998; McLEOD, 1998). Porém, várias marcas podem ser atribuídas a atividades humanas como: colisão com embarcações ou lixo flutuante; enredamento em cordas, linhas de pesca ou redes; e doenças de pele causadas pela poluição (LOCKYER & MORRIS, 1990; WILSON *et al.*, 1997).

Lockyer e Morris (1985), analisando as marcas naturais de um golfinho-flíper de hábito solitário na costa da Inglaterra, observaram que este teve contatos com outros cetáceos, incluindo os da mesma espécie. Também notaram a presença de arranhões causados por unhas de lontras (*Lutra lutra*) e por ganchos de lulas oceânicas, concluindo que a área utilizada por este golfinho era maior do que a observada anteriormente.

McLeod (1998), analisando a relação entre a forma e o número de dentes, a dieta e a quantidade de marcas naturais em cetáceos, obteve indícios de que os machos de algumas espécies, quando apresentam um grande número de marcas são reconhecidos, dentro dos grupos, como hierarquicamente dominantes.

Wilson *et al.* (1997) observaram, em golfinhos-flíper na Escócia, que as fêmeas e seus filhotes apresentavam os maiores índices de marcas naturais, com exceção dos arranhões de dentes. Concluíram que isto ocorreu devido ao fato de os pares mãe-filhote utilizarem as áreas mais interiores da Baía de Moray Firth, as quais, coincidentemente, são as mais afetadas por atividades humanas.

Na Baía de Guanabara foram observados diversos tipos de marcas em *S. fluviatilis*. Incluídos nestes, encontram-se os cortes no bordo de ataque da nadadeira dorsal, os quais podem ter sido causados por enredamento em cordas ou artefatos de pesca. Também observou-se ferimentos profundos, possivelmente causados por colisões com embarcações ou lixo flutuante.

Simão & Siciliano (*com. pessoal*) observaram, na Baía de Sepetiba, um boto-cinza no momento em que sua nadadeira dorsal era cortada por um emaranhado de restos de redes de pesca.

Excetuando-se as manchas de pigmentação e marcas de dentes, as demais marcas observadas em *S. fluviatilis* na

Baía de Guanabara podem mostrar alguma relação com atividades humanas. Com o prosseguimento do estudo espera-se melhor compreender as marcas naturais e sua relação com as atividades humanas na área de estudo, além de aspectos ecológicos do boto-cinza.

Analisando o tempo de cicatrização de ferimentos em *T. truncatus*, Lockyer e Morris (1990) apontam as marcas na borda de fuga da nadadeira dorsal como as mais utilizadas para estudos de fotoidentificação a longo prazo, uma vez que as marcas superficiais, incluindo as marcas de dentes, apresentam rápida cicatrização e limitam a identificação a algumas semanas ou meses. Würsig e Würsig (1977), em estudo similar, observaram um período de 6 a 12 meses para a permanência de manchas e marcas de mordidas na nadadeira dorsal e dorso de *T. truncatus* na costa da Argentina. Já McLeod (1998) observou que algumas espécies, como o golfinho-de-Risso, mantiveram os arranhões de dentes por períodos de até cinco anos.

Neste trabalho, utilizei, sempre que possível, o maior número de marcas presentes em cada boto para garantir a correta identificação e o posterior reconhecimento. Para Würsig e Jefferson (1990), um

indivíduo bem marcado é aquele reconhecido através de uma matriz e não por uma simples marca.

Ainda que não quantificado, em alguns exemplares de *S. fluviatilis* na Baía de Guanabara foi observado o desaparecimento de arranhões superficiais, bem como o surgimento de novos outros, ao passo que a silhueta da nadadeira dorsal, da maioria dos botos catalogados, não tenha sofrido alterações. Neste período apenas um boto catalogado, BG14, acumulou uma marca nova no bordo de fuga da nadadeira dorsal, mas não perdeu todas as características iniciais.

Esta possibilidade de mudança das marcas com o passar do tempo é apontada por Hammond (1986) como a principal desvantagem do método de fotoidentificação.

A dificuldade de realização da fotoidentificação varia de acordo com as características da espécie alvo e da área que esta habita. *S. fluviatilis*, que apresenta cerca de 2,0 metros de comprimento, possui uma nadadeira dorsal baixa e tende a fugir das embarcações, pode ser considerada como uma espécie difícil de ser fotoidentificada. A mesma dificuldade foi observada em estudos com o boto-cinza em rios da Colômbia (TRUJILLO,

1994) e com outra espécie de boto de tamanho similar, o baiji - *Lipotes vexilifer* - em rios da China (YUANYU, et al., 1990). Miller (1990), fotografando o boto-de-Dali (*Phocoenoides dalli*), apontou que, por serem pequenos e difíceis de serem avistados, apresentarem padrão de respiração variável e a nadadeira dorsal aparecer no início do movimento da respiração, estes botos são muito difíceis de ser fotoidentificados. A autora obteve um aproveitamento de 21% do total dos filmes utilizados em seus estudos.

A porcentagem de identificação é muito variada entre as espécies de cetáceos. Shane & McSweeney (1990) mostram que 33% das baleias-piloto, *Globicephala macrorhynchus*, da Califórnia (EUA) são identificáveis, ao passo que no Havaí a taxa é de 45%. Os mesmos autores citam que para o golfinho-flíper, na Flórida, o valor é de 44%, e que o valor foi estimado entre 15-20% para as seguintes espécies: golfinho-rotador (*Stenella longirostris*), golfinho-escuro (*Lagenorhynchus obscurus*) e golfinho-pintado-pantropical (*Stenella attenuata*). Já para algumas espécies de cetáceos a taxa de identificação é muito alta, como: 92% para a baleia-jubarte,

Megaptera novaeangliae; e 67% para o golfinho-de-Risso, *G. griseus*.

Neste estudo, para *S. fluviatilis* obteve-se um aproveitamento total de 15% das fotografias, confirmando as dificuldades apresentadas pela espécie, o que torna o estudo mais custoso e mais demorado.

A construção da curva cumulativa de identificação de botos (Figura 4) apresentou estabilização no crescimento a partir do verão de 1997. Esta estabilização indica que grande parte dos botos marcados da população foram identificados e que a população parece apresentar baixas trocas populacionais. Associando este resultado ao alto índice de reavistagens dos botos na Baía de Guanabara (83% dos botos avistados duas ou mais vezes) e a longevidade dos cetáceos (20-60 anos cf. MATHEWS, 1978), pode-se assumir que a população manteve-se estável durante o período de estudo. A partir daí, considere-se esta população residente da Baía de Guanabara.

Em estudo realizado com o golfinho-flíper em fiordes da Nova Zelândia, Williams *et al.*, (1993) demonstraram, através da taxa de identificação, que estes golfinhos são residentes da área. Por outro lado, Weigle (1990),

trabalhando com a mesma espécie na Baía de Tampa (Flórida-EUA), observou períodos de alta densidade populacional e variações abruptas na curva de identificação, de onde concluiu que uma parcela dos golfinhos era residente da baía e outra realizava movimentos sazonais de entrada nesta área, em busca de alimento.

Para *S. fluviatilis*, até o momento, são escassas as informações na literatura que permitam a comparação com a fidelidade ao sítio observada na Baía de Guanabara. Entretanto, Flores *et al.* (1994), fotoidentificando o boto-cinza na Baía Norte de Santa Catarina, concluíram que a espécie é residente daquele ambiente e utiliza uma área muito restrita. Já Pizzorno *et al.* (1998), em estudo inicial, obtiveram uma taxa de identificação muito variável para os botos-cinza da Baía de Sepetiba, indicando que a população pode ser muito grande ou que esta baía é freqüentada por botos de outras áreas. Santos (1998a), também em estudo preliminar com os botos-cinza, em Cananéia (SP), obteve evidências de que a população é residente daquele ambiente.

Ao estimar a população de botos através do uso de marcas naturais, gera-se uma tendência a reduzir o tamanho populacional, já que se trabalha apenas com a proporção de animais que as tenham, necessitando quem se faça um a compensação (WELLS & SCOTT, 1990; WILLIAM *et al.*, 1993; WILSON *et al.*, em publicação).

Na Baía de Guanabara, escolheu-se uma parcela de fotografias do final do estudo, quando o número de capturas foi mais homogêneo, para se determinar a magnitude desta proporção, que resultou em 85% de botos marcados.

Em trabalho similar, Williams *et al.* (1993) obtiveram um valor de 65% para a parcela de botos marcados na população de *T. truncatus* na Nova Zelândia, enquanto que Wilson *et al.* (1996) obtiveram, para uma população da mesma espécie, na Escócia, um valor de 61%.

Para *S. fluviatilis*, este é o primeiro estudo a obter tal valor, assim, não existindo ainda parâmetros para comparação. Ressalta-se que esta taxa pode variar de acordo com as características de cada população e do ambiente que habitem. Este alto valor obtido na Baía de

pode ser resultado do nível de impacto que o ambiente exerce sobre os botos.

Para se obter uma estimativa populacional precisa é necessário utilizar um estimador que se enquadre nas características da população (SEBER, 1982). Todavia, quando se estuda populações animais em ambiente natural torna-se difícil encontrar um modelo que satisfaça a todos os pressupostos necessários. Então, adota-se aquele que apresentar as menores alterações decorrentes de violações dos seus pressupostos (KREBS, 1989).

A violação dos pressupostos gera tendências no resultado da estimativa. Quando esta se dá para os pressupostos 1 e 4 (isto é, 1- o tamanho da população permanece constante durante o período de estudo e 4- o animal não perderá as características de identificação ao longo do tempo de estudo), o resultado é superestimado, já o inverso ocorre para os pressupostos 2 e 3 (a saber, 2- as coletas são desenvolvidas de maneira aleatória e 3- todos os indivíduos possuem a mesma chance de serem capturados) (SEBER, 1982; WHITE *et al.*, 1982; HAMMOND *et al.*, 1990; CLARIDGE, 1994).

Visando minimizar a violação dos pressupostos, neste estudo foram tomadas as seguintes precauções: a- utilização de fotografias de qualidade satisfatória para minimizar a heterogeneidade das capturas; b- realização das capturas em áreas de concentração dos botos, permitindo que os exemplares se misturem e as capturas sejam aleatórias; e c- identificação realizada pela silhueta da nadadeira dorsal, permitindo uma identificação segura e duradoura.

Para este estudo foram escolhidos os estimadores de PETERSEN, SCHUMTCHER-ESCHEMEYER e SCHNABEL, devido à simplicidade e robustez destes, além do sucesso obtido em outros estudos com cetáceos (SEBER, 1982; HAMMOND, 1986; KREBS, 1989; WELLS & SCOTT, 1990; WILLIAMS, 1993).

Comparando-se os resultados obtidos com todos os estimadores no período total e no "último ano" do estudo (Tabela II), observa-se que SCHUMTCHER-ESCHEMEYER (68 e 57) e SCHNABEL (67 e 57) foram aqueles que apresentaram as menores variações entre ambos e as menores variações para a estimativa do último ano. Isto, provavelmente, ocorreu porque estes métodos são apropriados para estudos com múltiplas recapturas e sofrem menores variações com

possíveis heterogeneidades das capturas. Já os resultados do "último ano" apresentaram-se iguais para todos os estimadores, possivelmente pelo fato das capturas terem sido mais homogêneas e o período de estudo mais curto, quando o efeito de variações demográficas são minimizados. Porém, acredita-se que, devido às dificuldades apresentadas pela espécie neste estudo na Baía de Guanabara, a melhor estimativa foi obtida quando trabalhou-se com o período completo.

Segundo Krebs (1989), a grande vantagem do experimento com múltiplas recapturas (SCHNABEL) é que este permite uma fácil detecção da existência de violações de seus pressupostos, através da realização de uma correlação linear.

Ao testar os pressupostos de SCHNABEL para os dados coletados na Baía de Guanabara obtive um valor considerado alto para o índice R^2 (0,8736), demonstrando alta correlação linear.

Seber (1982) considera o método de SHUMACHER-ESCHEMEYER como o mais robusto para estudos de múltipla captura. Do mesmo modo, Wells & Scott (1990) após quinze anos de acompanhamento de *T. truncatus* na costa oeste da

Flórida, quando compararam a estimativa populacional através de estudos de marcação-recaptura tradicional e por fotoidentificação com um censo anteriormente realizado, obtiveram os melhores resultados com o estimador de SCHNABEL, em relação aos resultados de PETERSEN.

O resultado obtido com o estimador de PETERSEN (75, na Tabela II), no período total do estudo, mostrou-se ligeiramente superior aos demais estimadores. Isto pode ser decorrente da violação do pressuposto número 1 (a população deve se manter estável), provocado pelo longo período do estudo.

Segundo Hammond (1986), quando ocorrem nascimentos e mortes dos botos ao longo do período de estudo, PETERSEN tende a superestimar o tamanho populacional.

Diversos autores discutem a escolha das variações do estimador de PETERSEN. Se é melhor o modelo aberto, de Bailey, ou o fechado, de Chapman. Calambokidis *et al.* (1990) recomendam o uso do modelo de Chapman para dados gerados por meio de fotoidentificação de cetáceos, pois assim fica reduzida a influência das diferenças na probabilidade de captura. Já Hammond (1986) recomenda a

utilização do modelo de Bailey, por este considerar todas as capturas de cada indivíduo ao longo do tempo de estudo. Williams *et al.* (1993), apontam que em seu estudo não ocorreram diferenças significativas nos resultados obtidos com os dois modelos.

Durante este estudo para *S. fluviatilis*, os dados foram agrupados em um única captura por indivíduo, para cada estação do ano e foi utilizado o modelo de Chapman, de acordo com Seber (1982), o qual recomenda este modelo quando a soma das capturas e recapturas for maior ou igual ao tamanho populacional e, quando o número de recapturas for maior que sete, o que foi verificado na Baía de Guanabara.

Levando-se em consideração todos os aspectos referentes aos três estimadores populacionais, conclui-se que para este estudo o estimador de múltiplas capturas de SCHUMACHER-ESCHMEYER, foi o que se apresentou mais preciso. Como os estimadores produziram uma zona de interseção entre os valores das estimativas, acredito que o número de indivíduos que compõe esta população esteja compreendido entre 69 e 75.

Em estudo pioneiro Geise (1989) estimou, através de *transects* lineares, que a população de botos-cinza da Baía de Guanabara estaria em torno de 398 ± 297 botos no período da manhã e de 278 ± 188 no período da tarde, afirmando que estes podem ser considerados relativamente abundantes. Os intervalos de confiança apresentados em Geise (1989) são extremamente grandes e indicam que ocorreram limitações durante a realização do estudo, e.g. falta de equipamento adequado para determinar as distâncias dos botos à plataforma de observação.

Segundo Borobia e Rosas (1991), esta estimativa de Geise (1989) deve ser considerada com precauções devido à falta de avaliações detalhadas sobre a introdução ou não de erros resultantes da metodologia empregada.

Provavelmente *S. fluviatilis* representa o topo da cadeia alimentar marinha da Baía de Guanabara, encontrando-se ameaçado devido à degradação originária da intensa atividade antrópica que este ambiente vem sofrendo. Uma população pequena, como a observada na Baía de Guanabara, torna-se mais vulnerável ainda.

Os dados obtidos na presente pesquisa indicam que medidas conservacionistas devem ser rapidamente adotadas

por órgãos competentes, tais como: Secretarias Estadual e Municipal de Meio Ambiente e IBAMA.

7. RECOMENDAÇÕES

Aqui são apresentadas algumas recomendações que auxiliarão a conservação do boto-cinza na Baía de Guanabara.

1. Manutenção e melhora da qualidade do habitat

A proteção da baía permitirá que este ambiente tenha capacidade de suportar uma população de tamanho maior. Para isto programas efetivos de despoluição do ambiente devem ser incentivados.

2. Redução das ameaças e mortalidade relacionada a atividades humanas

A delimitação de áreas de proteção, e conseqüente diminuição das atividades humanas em áreas

mais utilizadas pelo boto-cinza, reduzirá as ameaças geradas pela pesca e trânsito de embarcações.

3. Avaliação das variações do tamanho populacional

A avaliação contínua das tendências do tamanho da população permitirá saber o grau de risco enfrentado pela mesma. O estudo da dinâmica da população torna-se fundamental para se atingirem as metas de conservação, com um incentivo à continuidade dos trabalhos de fotoidentificação.

4. Implementação de programas educacionais

A modificação da mentalidade da população é de suma importância para que seja possível atingir as metas de preservação dos botos e de seu ambiente.

8. CONCLUSÕES

1. A fotoidentificação de *S. fluviatilis* gera informações importantes para a compreensão da ecologia da espécie, porém requer um prazo muito longo devido as características da espécie;
2. As marcas presentes nas nadadeiras dorsais de *S. fluviatilis* geralmente são pequenas, mas permitem uma identificação segura;
3. A presença de cicatrizes relacionadas a atividades humanas auxilia na comprovação de que *S. fluviatilis* sofre com a pressão das atividades humanas desenvolvidas em seu habitat;

4. Os dados gerados pela fotoidentificação de *S. fluviatilis* atendem aos pressupostos dos métodos utilizados para estimativa populacional;

5. Para este estudo na Baía de Guanabara os métodos mais apropriados para estimativa populacional foram os de múltiplas recapturas, especialmente o de SCHUMCHER-ESCHEMEYER;

6. O método de PETERSEN apresentou uma estimativa populacional ligeiramente superior aos demais, mas ainda assim ficou dentro da área de interseção dos valores;

7. A população do boto-cinza da Baía de Guanabara é pequena e apresenta grande fidelidade ao habitat;

8. Faz-se necessária a adoção urgente de medidas conservacionistas para esta espécie na Baía de Guanabara.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDRADE, L.; Siciliano, S. e Capistrano, L. 1987 - Movimentos e atividades do boto *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Guanabara - Rio de Janeiro. *Anais de 2ª Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul*. Rio de Janeiro. p.49-56.
- BARNES, L.G., Domning, D.P., Ray, C.E. 1985 - Status of studies on fossil marine mammals. *Mar. Mamm. Sci.* 1(1):15-53
- BIGG, M.A; Ellis, G.M.; Ford, J.K.B. e Balcornb, K.C. 1987 - *Killer Whales*. A study of their identification, genealogy and natural history in British Columbia and

- Whashington State. Phantom Press & Publishers. British Columbia, Canadá. 79p.
- BIGG, M.A., Olesiuk, P.F., Ellis, G.M., Ford, J.K.B. e Balcomb, K.C. 1990 -Social organization and genealogy of resident killer whales (*Orcinus orca*) in the coastal waters of British Columbia and Washington State. *Rep. Int. Whal. Commn.*, (Special Issue 12). Cambridge. p.383-406
- BOROBIA, M. 1984 - Comportamento e aspectos biológicos dos botos da Baía de Guanabara, *Sotalia* sp. Monografia. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, RJ, Brasil. 80p.
- BOROBIA, M. 1989 -Distribution and morphometrics of South American dolphin of the genus *Sotalia*. Dissertação McDonald College of McGill University. Montreal. 81p.
- BOROBIA, M. e Barros, N.B. 1989 -Notes on the diet of marine *Sotalia fluviatilis*. *Mar. Mamm. Sci.* 5: 395-399.
- BOROBIA, M.; Siciliano, S.; Lodi, L. e Hoek, W. 1991 - Distribution of the South American dolphin. *Sotalia fluviatilis*. *Can. J. Zool.* 69: 1025-1039.

- BOROBIA, M. e Rosas, F.C.W. 1991 - Tucuxi, *Sotalia fluviatilis*. In *Estado de Conservación de los Mamíferos Marinos del Atlántico Sudoccidental. Informes y estudios del Programa de Mares Regionales del PNUMA*, N°138. Eds Cappozzo, H.L., Junin, M. p.36-41.
- BÖSSENECKER, P.J. 1978 - The capture and care of *Sotalia guianensis*. *Aquatic Mammals*. 6:13-17.
- BRITO Jr., J.L.; Fragoso, A.B.L.; Dorneles. P.R; Montenegro, M.G. e Fernandez, N.A.S. 1994 - A presença de cetáceos em ambiente sob forte influência antrópica: Baía de Guanabara, Rio de Janeiro, Brasil. *Anais da 6ª Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América de Sul*. Florianópolis. P.111.
- BRUCE-ALLEN, L.J e Geraci, J.R. 1985 - Wound healing in the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 42:216-228.
- CALAMBOKIDIS, J., Cubbage, J.C., Steiger, G.H., Balcornb, K.C. e Bloedel, P. 1990 - Population estimates of humpback whales in the Gulf of the Farallones, California. *Rep. Int. Whal. Commn.* (Special Issue 12). p.325-335.

- CARWARDINE, M. 1996 - The book of dolphins. Dragons World/British Museum. 160p.
- CLARIDGE, D. 1994 - Photoidentification study to assess population size of Atlantic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in central Abaco. International Whaling Commission, Puerto Vallarta. (não publicado).
- DEFRAN, R.H., Schultz, G.M. e Weller, D.W. 1990 - A technique for the photographic identification and cataloging of dorsal fins of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). *Rep. Int. Whal. Commn.* (Special Issue 12) . p.53-56.
- DHN - Diretoria de Hidrografia e Navegação. Marinha do Brasil. Carta náutica nº 1501 - Baía de Guanabara e Porto do Rio de Janeiro.
- DI BENNEDITTO, A.P.M. 1997 - Captura accidental de pequenos cetáceos em rede de espera: Uma ameaça às populações do norte do Rio de Janeiro. Dissertação. Universidade Estadual do Norte Fluminense. 91p.
- DUFAULT, S. & Whitehead, H. 1998 - Regional and group level differences in fluke markings and notches of sperm whales. *Journal of Mammalogy* 70(2):514-520.

- FEEMA 1990- Projeto de recuperação gradual do ecossistema da Baía de Guanabara, Rio de Janeiro. 200p.
- FLORES, P.A.C. e Dias, L.L. 1994 - Uso de fotoidentificação para o estudo de *Sotalia fluviatilis* na Baía Norte de Santa Catarina, Brasil. *Anais da 6ª Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América de Sul*. Florianópolis, SC. p.130.
- GEISE, L. 1989 - Estrutura social, comportamental e populacional de *Sotalia* sp. (Gray, 1866) (Cetacea, Delphinidae) na região de Cananéia, SP e na Baía de Guanabara, RJ. Dissertação. Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências. pp. 199.
- GEISE, L. 1991 - *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Mammalia* 55(3), 371-380.
- HANMOND, P.S. 1986 - Estimating the size of naturally marked whale population using capture-recapture techniques. *Rep. Int. Whal. Commn.* (Special Issue 8) p.253-288.
- HAMMOND, P.S. 1990 - Capturing whales on film - estimating cetacean population parameters from individual recognition data. *Mammal Review*. 20 (1) :17-21.

- HAMMOND, P.S., Mizroch, S.A. e Donovan, G.P. 1990 - Individual recognition of cetacean: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. *Rep. Int. Whal. Commn.* (Special Issue 12) . 440pp.
- HARRISON, R.J. and Bryden, M.M. 1990 - Whales, dolphins and porpoises. Facts on files. New York. 230 p.
- HEYNING, J.E. 1995 - *Whales, dolphins, & porpoises: Masters of the ocean realm.* Los Angeles County Museum/Midas. 110p.
- JICA, 1993 - Japan international Cooperation Agency - The study on recuperation of the Guanabara Bay Ecosystem, Progress Report. 453p.
- JEFFERSON, T.A., Leatherwood, S. and Webber M.A. 1993 - *FAO species identification guide: Marine mammals of the world.* Rome, FAO. 320p.
- KANWISHER, J.W. e Ridgway, S.H. 1983 - The physiological ecology of whales and porpoises. *Scientific American.* 248 (6) :110-120.
- KATONA, S. e Whitehead, H. 1988 - Are cetacea ecologically important? *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 26:553-568.

- KREBS, C.J. 1989. *Ecological methodology*. Harper & Row. New York. 654p.
- LODI, L. e Capistrano, L. 1990 - Capturas acidentais de pequenos cetáceos no litoral norte do Estado do Rio de Janeiro. *Biotemas*. 3(1):47-65.
- LOCKYER, C.H. and Morris, R.J. 1985 - Body scars of a resident, wild bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*): information on certain aspects of his behavior. *Aquatic Mammals*. 11(2):42-45
- LOCKYER, C.H. and Morris, R.J. 1990 - Some observations on wound healing and persistence of scars in *Tursiops truncatus*. *Rep. Int. Whal. Commn.* (Special Issue 12) p.113-118.
- MACLEOD, C.D. 1998 - Intraespecific scarring in odontocete cetaceans: an indicator of male quality in aggressive social interactions? *J. Zool. Lond.* 244:71-77
- MATHEWS, L.H. 1978 - The natural history of the whale. Columbia University Press. 219p.
- MAYR, L.M.; Paranhos, R.; Tenenbaum, D.R.; Nogueira, C.R.; Bonecker, A.C.T.; Villac, M.C.; Bonecker, S.L.C. 1989 - Hydrobiological characterization of Guanabara Bay.

- Coastlines of Brazil - Coastal Zones*. C. Neves e O.T. Magoon (Eds.) p. 124-138.
- MILLER, E.J. 1990 - Photo-identification techniques applied to Dall's porpoise (*Phocoenoides dalli*) in Puget Sound, Washington. Rep. Int. Whal. Commn. (Special Issue 12) . p.429-437.
- MÖLLER, L.M.; Secchi, E.R.; Zerbini, A.N. e Castello, H.P. 1994 (a) - Reavistagens de botos *Tursiops truncatus* fotoidentificados no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. *Anais da 6ª Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul*. Florianópolis, SC. p.71.
- MÖLLER, L.M.; Simões-Lopes, P.C.; Secchi, E.R.; Zerbini, A.N. 1994(b). - Uso de fotoidentificação no estudo do deslocamento de botos *Tursiops truncatus* (Cetacea, Delphinidae) na costa sul do Brasil. *Anais de 6ª Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América de Sul*. Florianópolis, SC. pp. 5-8.
- PERRIN, W.F. 1989 - *Dolphins Porpoises and Whales: An action plan for the conservation of biological*

diversity: 1988-1992. IUCN/SSC Cetacean Specialist Group, US National Marine Fisheries Service. 29p.

PINEDO, M.C.; Rosas, F.C.W. e Marmontel, M. 1992 - Cetáceos e pinípedes do Brasil: uma revisão dos registros e guia para identificação das espécies, Manaus, UNEP/FUA. 213p.

PIZZORNO, J.L. 1995 Fotoidentificação do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (GERVAIS, 1853) na Baía de Guanabara, RJ. Monografia. Departamento de Oceanografia da Universidade do Estado do Rio de Janeiro. 45p.

PIZZORNO, J.L.; Lailson-Brito, J.L.Jr; e Gurgel, I.M.G. do N. 1995. Photoidetification of *Sotalia fluviatilis* in Guanabara bay, RJ, Brazil. Eleventh Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. Florida, USA. p.91.

PIZZORNO, J.L.; Perry, V.N; da Silva, D.D.; Azevedo, A.F.; Lailson-Brito, J.JR ; Siciliano, S.; Flach, L.; Soares, L.S.; Corrêa, P.A.; Simão, S.M. 1998 - Formação do catálogo de foto-identificação de *Sotalia fluviatilis* na Baía de Sepetiba (RJ, Brasil). 8ª Reunião de

Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul. Olinda, PE. p.166.

RAMOS, R.M.A. 1997 - Determinação de idade e biologia reprodutiva de *Pontoporia blainvillei* e da forma marinha de *Sotalia fluviatilis* (Cetacea: Pontoporiidae e Delphinidae) no norte do Rio de Janeiro. Dissertação. Universidade Estadual do Norte Fluminense. 95p.

REEVES, R.R. & Leatherwood, S. 1994 - *Dolphins porpoises and whales: 1994-1998 action plan for the conservation of cetaceans*. IUCN, Gland, Suíça. 92p.

SANTOS, M.C.O. 1998(a) - O boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (CETACEA, DELPHINIDAE), no complexo estuarino-lagunar de Cananéia, SP: Evidências de padrão de residência e uso de área. *Anais do IV Simpósio Brasileiro de Ecossistemas Brasileiros*. Águas de Lindóia, SP. p.248-253.

SANTOS, M.C.O. 1998(b) - Permanent body scars as an important tool in *Sotalia fluviatilis* photo-identification studies. 8ª *Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul*. Olinda, PE. p.193.

- SCHIMIEGELOW, J.M.N. 1990 - Estudo sobre cetáceos odontocetes 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, 1853) (Delphinidae). Dissertação. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, SP. 150p.
- SCOTT, M.D, Wells, R.S., Irvine, A.B. e Mate, B.R. 1990 - Tagging and marking studies on small cetacean. In *The Bottlenose Dolphin*. Academic Press. p.489-514.
- SEBER, G.A.F. 1982. *The estimation of animal abundance and related parameters*. MacMillan Publishing Co. Inc., New York, USA. 2°ed. 654p.
- SHANE, S.H. e McSweeney, D. 1990- Using photo-identification to study pilot whale social organization. *Rep. Int. Whal. Commn.* (Special Issue 12). p 259-264.
- SICILIANO, S. 1994- Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. *Rep. Int. Whal. Commn.* (Special Issue 15) . p.241-250.
- SILVA, J. M da; Silva, F. J. L. de; Pereira, J. A. 1994 - Fotoidentificação dos golfinhos-rotadores, *Stenella longirostris*, em Fernando de Noronha, Brasil. Anais da

- 6ª Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul. Florianópolis, SC. p.112.
- da SILVA, V.M. e Best, R.C. 1994 - Tucuxi *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853). *Handbook of Marine Mammals*. v.5 p.43-69.
- da SILVA, V.M. e Best, R.C. 1996 - *Sotalia fluviatilis*. *Mammalian Species*. 527:1-7
- SIMÃO, S.M. e Siciliano, S. 1994 - Estudo preliminar do uso do habitat da Baía de Sepetiba (Rio de Janeiro, Brasil) pelo *Sotalia fluviatilis*. *Anais da 6ª Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul*. Florianópolis, SC. p.119.
- SIMÕES-LOPES, P.C. 1987 - Sobre a ampliação da distribuição do gênero *Sotalia*, Gray 1866 (Cetacea, Delphinidae) para águas do estado de Santa Catarina, Brasil. *Anais da 2ª Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul*. Rio de Janeiro, RJ. p.87-88.
- SLOOTEN, E. e Dawson, S.M. 1992 - Survival rates of photographically identified Hector's dolphins from 1984 to 1988. *Mar. Mamm. Sci.* 8(4):327-343.

- THOMPSON, P.M. e Hammond, P.S. 1992 - The use of photography to monitor dermal disease in wild bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). *AMBIO* - 21: 135-137.
- TRUJILLO, F.G. 1994 - The use of photoidentification to study the amazon river dolphin, *Inia geoffrensis*, in the Colombian Amazon. *Mar. Mamm. Sci.* 10(3): 348-353.
- WEIGLE, B. 1990 - Abundance, distribution and movements of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in lower Tampa Bay, Florida. *Rep. Int. Whal. Commn.* (Special Issue 12). p.195-201.
- WELLS R.S. e Scott, M.D. 1990. Estimating bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture-release techniques. *Rep. Int. Whal. Commn.* (Special Issue 12). p.407-415.
- WELLS, R.S. 1991 - The role of long term study in understanding the social structure of a bottlenose dolphin community. In *Dolphin Societies: Discoveries and Puzzles*. University of California Press. p.199-223.

- WHITE, C.G.; Anderson, D.R.; Burnham, K.P.; Otis, D.L. 1982. *Capture-recapture and removal methods for sampling closed population*. Los Alamos National Laboratory. Los Alamos, Novo México, EUA. 235pp.
- WILLIAMS, J.; Dawson, S.M. e Slooten, E. 1993 - The abundance and distribution of bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Canadian Journal of Zoology*. 71: 2080-2088.
- WILSON, B.; Hammond, P.S. e Thompson, P.M. 1996 - How many bottlenose dolphins are there in the Moray Firth: an application of mark-recapture methods to photoidentification data. Proceedings of the tenth annual conference of the European Cetacean Society. Portugal. PG Evans (ed.) p.30-31.
- WILSON, B.; Thompson, P.M. e Hammond, E.S. 1997 - Skin lesions and physical deformities in bottlenose dolphins in the Moray Firth: Population prevalence and age-sex differences. *AMBIO* 26(4):243-247.
- WILSON, B.; Hammond, P.S. e Thompson, P.M. - Estimating size and assessing status of a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological Applications* [em publicação].

- WÜRSIG, E. e WÜRSIG, M. 1977 - The photographic determination of group size, composition and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). *Science* 198: 755-6.
- WÜRSIG, B. e Jefferson, T. A. 1990 - Methods of photo-identification for small cetaceans. *Rep. Int. Whal. Commn.* (Special Issue 12). p.43-52.
- YUANYU, H., Xianfeng, Z., Zhuo, W. e Xiaoqiang W. 1990 - Note on the feasibility of using photo-identification techniques to study the baiji, *Lipotes vexilifer*. *Rep. Int. Whal. Commn.* (Special Issue 12). p.439-440.

ANEXOS

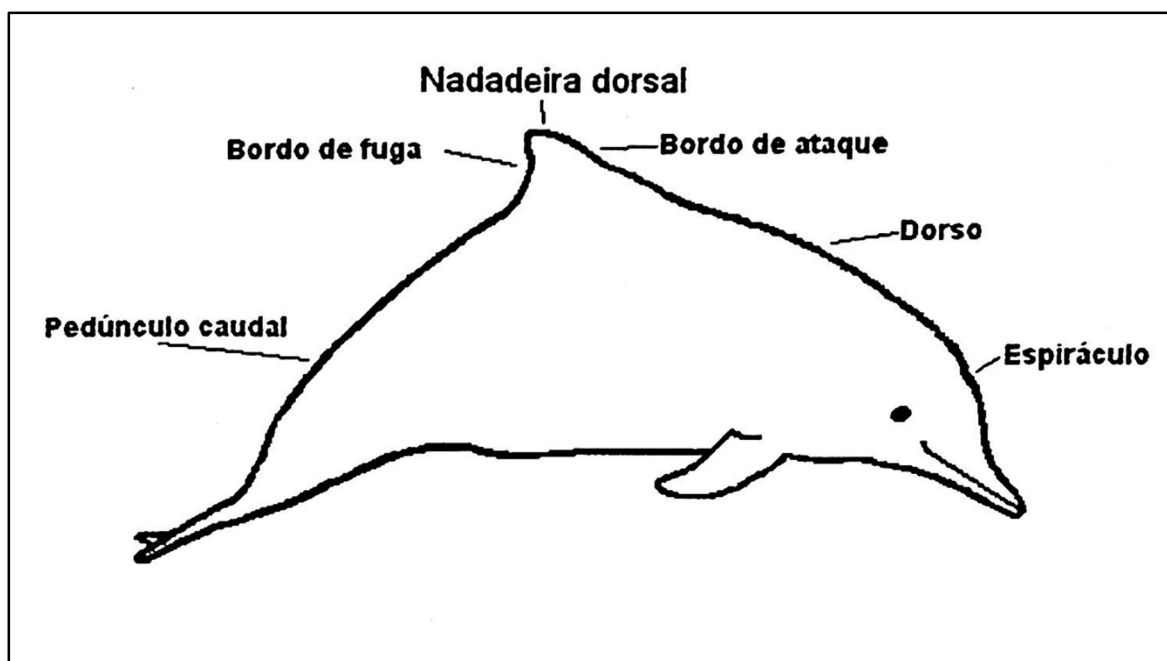


Figura 10. Esquema do corpo de um boto-cinza, *S. fluviatilis*, com denominações citadas no texto.

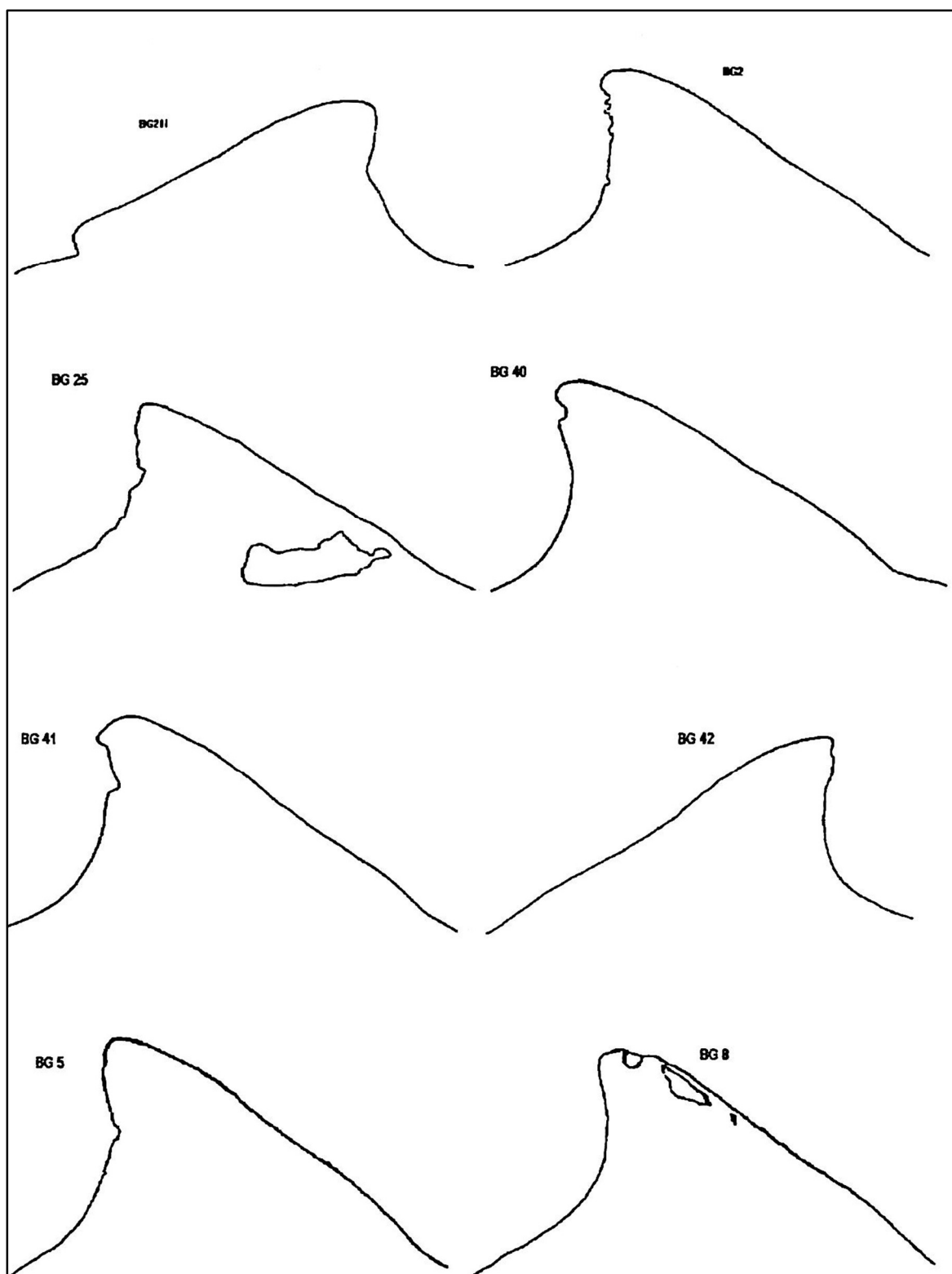


Figura 11. Exemplos de nadadeiras dorsais dos botos catalogados na Baía de Guanabara (continua).

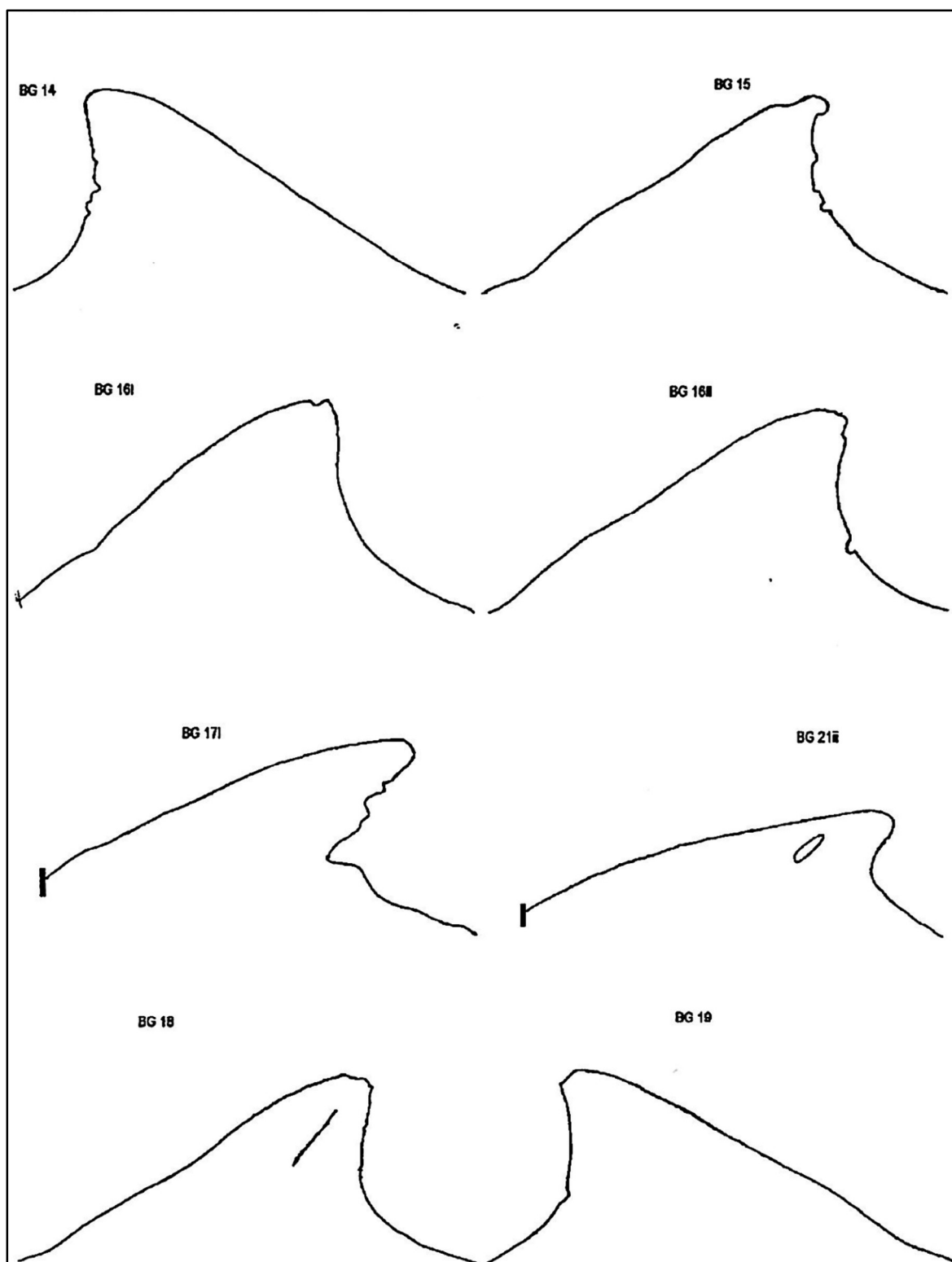


Figura 11. (cont.) Exemplos de nadadeiras dorsais dos botas catalogados na Baía de Guanabara.