Aline Boutros de Mello

**Parâmetros populacionais do boto-cinza, *Sotalia guianensis*
(Cetartiodactyla: Delphinidae), no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016**

Dissertação apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ciências, Programa de Oceanografia, área de Oceanografia Biológica.

Orientador:

Prof. Dr. Marcos César de Oliveira Santos

São Paulo

2016

Universidade de São Paulo
Instituto Oceanográfico

**Parâmetros populacionais do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetartiodactyla:
Delphinidae), no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016**

Aline Boutros de Mello

Dissertação apresentada ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo,
como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências, área de
Oceanografia Biológica.

Julgada em ____/____/____

Prof(a). Dr(a). Conceito

Prof(a). Dr(a). Conceito

Prof(a). Dr(a). Conceito

Para minha família e amigos, por todo amor
e carinho em meio a tanta ausência.

SUMÁRIO

Agradecimentos	v
LISTA DE FIGURAS	ix
LISTA DE TABELAS	x
RESUMO	xi
ABSTRACT	xii
1. INTRODUÇÃO	13
2. OBJETIVO	20
2.1 <i>Objetivos específicos</i>	20
3. ÁREA DE ESTUDO	20
4. MATERIAL E MÉTODOS	22
4.1 <i>Coleta de dados</i>	22
4.2 <i>Análise de dados</i>	24
4.2.1 <i>Análise fotográfica</i>	24
4.2.2 <i>Construção dos históricos de captura</i>	26
4.2.3 <i>Delineamento robusto de Pollock</i>	26
4.2.4 <i>Seleção de modelos</i>	29
4.2.5 <i>Estimativa do tamanho total da população</i>	30
5. RESULTADOS	31
5.1 <i>Fotoidentificação</i>	31
5.2 <i>Modelagem de parâmetros pelo delineamento robusto de Pollock</i>	36
6. DISCUSSÃO	38
7. CONSIDERAÇÕES FINAIS	47
8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	48

Agradecimentos

De modo geral, posso dizer que nos mais de dois anos de mestrado houve muita renúncia e pouco tempo livre. Foi uma fase dura, desafiadora e que exigiu de mim mais do que eu acreditava ser capaz. Como resultado, vieram muitos aprendizados, realizações, amadurecimento e superação. Carregarei as lembranças desses anos para sempre com muito carinho, gratidão e com a certeza de que a concretização deste trabalho só foi possível porque muitas pessoas colaboraram e contribuíram, direta ou indiretamente, para isso.

Dentre estas pessoas, agradeço, primeiramente, à Julia Molina, por ter topado e encarado com muita disposição e coragem a longa etapa de coleta e análise de dados. Obrigada pelas risadas infinitas, pelas conversas na hora do banho, pelas trilhas sonoras de cada dia, pelas horas incontáveis analisando fotos, pelas discussões científicas e filosóficas, pela cumplicidade.... Enfim, por simplesmente ter estado na cama/mesa ao lado! Minha gratidão eterna por você ter tornado essa fase da minha vida *tão* especial!

Ao meu orientador, Prof. Marcos Santos, vulgo Tite, agradeço pela confiança, pelos inúmeros e valiosos aprendizados como mestranda do IOUSP e também por todas as oportunidades oferecidas nos meus quase 3 anos de LABCMA. Muito obrigada!

A todos os funcionários da Base “Dr. João de Paiva Carvalho”, pelos diversos serviços prestados durante nossa longa estadia em Cananeia. Obrigada pelo carinho, pela preocupação com as nossas coletas e por nos receberem sempre de braços abertos. Um agradecimento especial aos nossos piloteiros-guerreiros (Ricardo, Clovinho, Sr. Nhonhô, Adriano e Ulisses) pela paciência e disposição em nos ajudar a conseguir as melhores fotos, além do bom humor na hora do pão com “quejuntão” do almoço (rs)!

Aos 34 alunos de graduação do IOUSP que participaram das coletas de dados como voluntários, agradeço de coração pelo trabalho e pela dedicação de cada um. A ajuda de vocês foi fundamental para o sucesso de nossas pesquisas. Muito, muito, muito obrigada!

Aos funcionários do IOUSP, especialmente ao setor de transportes, ao serviço de bases, ao setor financeiro e à Secretaria de Pós-Graduação, por todo o apoio logístico e burocrático.

Aos professores Marcelo Melo, Marcos Santos e Vicente Gomes, responsáveis pela disciplina Vertebrados Marinhos na qual fui monitora PAE, agradeço pela oportunidade, pelos ensinamentos valiosos e, sobretudo, pelo exemplo dentro e fora da sala de aula.

À CAPES, pela bolsa de estudos que tornou possível a realização desse mestrado.

À Pro-Reitoria de Pesquisa da USP, por meio do INFRAUSP, pelo financiamento que permitiu a concretização do trabalho de campo em Cananeia.

À Prof. Maja Kajin, pelos preciosos ensinamentos sobre as análises no MARK e também pela disponibilidade e paciência durante as diversas conversas via email e skype.

À *Cetacean Society International* e à *Society for Marine Mammalogy*, pelos apoios financeiros que permitiram que eu apresentasse os resultados preliminares desse trabalho na *Biennial* de 2015.

Aos amigos do LABCMA – Giovanna Figueiredo, Diogo Barcellos, Valéria Conversani, Estela Monteiro, Beatriz Mattiuzzo, Débora Freitas, Rodrigo Avelaira, Nayara Tannure, Laura Campos, Julia Rabello e Victor Paschoalini – pelas conversas, ajudas e todos os momentos compartilhados.

À Belinha, por ter sido nossa família em Cananeia, sempre aguardando nosso retorno do mar deitadinha no trapiche e sempre alegrando infinitamente os nossos dias.

Às amigas Paula Fernandes, Elisa Ventura, Juliana Moron, Marina Brenha e Marília Olio, por terem dividido comigo as angústias e as alegrias da vida acadêmica (ou não).

Ao grande amigo Carlo Cunha, pelo empurrão inicial e por sempre me fazer acreditar.

Ao amigo Dean Bernal, pelo carinho e pela inspiração.

Às professoras Maja Kajin e Mariana Nery, pela participação na banca de defesa e pelas críticas e sugestões para a melhoria deste trabalho.

Às minhas famílias (de sangue e de coração), pelo amor incondicional e também por sempre entenderem a minha correria e ausência.

Aos meus pais, por todo suporte, incentivo e por muitas vezes acreditarem nos meus sonhos até mesmo mais do que eu. Sem vocês eu não teria realizado muito do que já realizei na vida. Sou imensamente grata por ter vocês!

Ao meu melhor amigo, Cauê Serra, por ter aguentado essa barra que foi gostar de mim nos últimos dois anos (rsrs). Obrigada por tornar o meu amor pelo oceano ainda mais profundo e verdadeiro. Aloha No Au Ia 'Oe!

E, por fim, agradeço à exuberante natureza do estuário de Cananeia que tanto me inspirou e encantou durante as temporadas de campo.

*“From space, the planet is blue.
From space, the planet is the territory.
Not of humans, but of the whale.”*

(Heathcote Williams, “Whale Nation”)

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** – Mapa de distribuição do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, espécie alvo do presente estudo. Adaptado de FLORES *et al.* (2010). 17
- Figura 2** – O boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no estuário de Cananeia, em janeiro de 2015. Foto: Aline Boutros. 18
- Figura 3** – Localização do complexo estuarino-lagunar de Iguape, Cananeia e Ilha Comprida, no extremo sul do Estado de São Paulo. 21
- Figura 4** – Mapa da localização da área de estudo, no estuário de Cananeia, sul do Estado de São Paulo, evidenciando as subáreas A1, A2 e A3 divididas por SANTOS e ROSSO (2007) para condução de estudos populacionais do boto-cinza, *Sotalia guianensis*. Adaptado de Santos e Rosso (2007). 23
- Figura 5** – Exemplo de fotografias de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) categorizadas como “0” (A), “1” (B), “2S” (C) e “2C” (D), em função de não registrarem indivíduos, de registrarem indivíduos com baixa qualidade, de apresentarem ou de não apresentarem, respectivamente, marcas conspícuas (*i. e.* perda de tecido) na borda de fuga da nadadeira dorsal. Fotos: Acervo LABCMA. 25
- Figura 6** – Curva de descobrimento mostrando o número cumulativo de novos indivíduos de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) fotoidentificados no estuário de Cananeia, SP, entre 2015 e 2016. As primeiras 19 ocasiões de captura são referentes ao verão de 2015, as ocasiões 20 a 37 se referem ao inverno de 2015 e as ocasiões 38 a 55 são referentes ao verão de 2016. 33
- Figura 7** – Histograma mostrando a frequência de capturas dos 115 indivíduos de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) fotoidentificados no estuário de Cananeia, SP, no verão de 2015. 34
- Figura 8** – Histograma mostrando a frequência de capturas dos 112 indivíduos de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) fotoidentificados no estuário de Cananeia, SP, no inverno de 2015. 34

Figura 9 – Histograma mostrando a frequência de capturas dos 110 indivíduos de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) fotoidentificados no estuário de Cananeia, SP, no verão de 2016..... 35

Figura 10 – Histograma mostrando a frequência de capturas dos 133 botos-cinza (*Sotalia guianensis*) fotoidentificados no estuário de Cananeia, SP, entre 2015 e 2016. 35

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Resumo dos esforços de fotoidentificação de botos-cinza, *Sotalia guianensis*, no estuário de Cananeia, entre os anos de 2015 e de 2016. Para cada temporada são mostrados o número de grupos amostrados, o número total de fotos, o número total de fotos categorizadas como “2S” e “2C” e a percentagem de fotos úteis cada temporada. 32

Tabela 2 – Dados dos estudos de captura e recaptura de botos-cinza, *Sotalia guianensis*, realizados no estuário de Cananeia entre os anos de 2015 e 2016. Para cada temporada são mostrados os períodos primários e secundários de coletas de dados, o número de ocasiões de captura, o número de indivíduos marcados, o número de indivíduos recapturados e o número de indivíduos identificados na população. 33

Tabela 3 – Seleção de modelos do desenho robusto para os parâmetros de sobrevivência (ϕ), de probabilidade de emigração temporária (γ) e de probabilidade de captura (p) de *S. guianensis* no estuário de Cananeia, entre 2015 e 2016. Os modelos estão apresentados em ordem crescente de valores de AIC_c . Para cada modelo são apresentados os valores de AIC_c , ΔAIC_c , peso do AIC_c , verossimilhança, número de parâmetros estimados e desviância. 37

Tabela 4 – Estimativas de abundância de *S. guianensis* no estuário de Cananeia pelo delineamento robusto para cada temporada amostrada entre 2015 e 2016. Dados apresentados: número de indivíduos identificados (M_{t+1}), proporção de indivíduos marcados (θ), estimativas da população marcada (N) com erros padrão (EP) e intervalos de confiança (IC 95%), e estimativas da população total (N_{total}) com coeficientes de variação (CV) e intervalos de confiança (IC 95%)..... 37

RESUMO

Estimativas robustas de parâmetros populacionais de cetáceos são necessárias para a criação de estratégias de manejo e de conservação eficazes. Dentre os métodos comumente utilizados para estimar parâmetros demográficos, o método de captura e recaptura tem se destacado devido às suas vantagens e precisão. O objetivo deste estudo foi estimar parâmetros populacionais do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no estuário de Cananeia (25° 03' S; 47° 55' W), mediante o uso de modelos de captura-recaptura. O delineamento robusto de Pollock foi utilizado para estimar abundância, sobrevivência, emigração temporária e probabilidades de captura. Levantamentos de fotoidentificação sistemáticos foram conduzidos em três temporadas entre janeiro de 2015 e fevereiro de 2016. O modelo que melhor representou os dados mostrou uma população com sobrevivência constante, emigração temporária aleatória e probabilidades de captura com heterogeneidade variando no tempo e entre as estações. Foram estimados 430 (95% CI: 410-451) indivíduos no verão/2015; 384 (95% CI: 366-403) indivíduos no inverno/2015; e 414 (95% CI: 392-438) indivíduos no verão de 2016. A taxa de emigração temporária ($\gamma''=\gamma'$) foi de 0,05 ($\pm$ 0,03) e a estimativa de sobrevivência aparente foi de 0,86 ($\pm$ 0,06). As probabilidades de captura variaram entre as temporadas e os períodos secundários, com valores médios de 0,24 ($\pm$ 0,02) no verão de 2015; 0,34 ($\pm$ 0,03) no inverno de 2015; e 0,24 ($\pm$ 0,03) no verão de 2016. Esses resultados sugerem que as variáveis ambientais entre as estações do ano têm pouco efeito sobre o tamanho da população local, a qual se encontra em equilíbrio e utiliza uma área ainda protegida de ameaças à sua perpetuação.

Palavras chave: captura-recaptura; desenho robusto; fotoidentificação; abundância; *Sotalia guianensis*.

ABSTRACT

Reliable estimates of cetacean population parameters are necessary for effective management and conservation strategies. Capture-recapture methods have been commonly used to estimate demographic parameters because of their advantages and accuracy under a set of assumptions. The aim of this study was to estimate population parameters of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis*, in the Cananeia estuary (25°03' S; 47°55' W) using capture-recapture models. The Pollock's robust design was used to estimate abundance, survival, temporary emigration and capture probabilities. Systematic boat-based photo-identification surveys were conducted in three seasons between Jan/2015 and Feb/2016. The best fitting model showed a population with constant survival, random temporary emigration and heterogeneous time-varying capture probabilities. Population sizes were of 430 (95% CI: 410-451) individuals in summer of 2015, 384 (95% CI: 366-403) individuals in winter of 2015 and 414 (95% CI: 392-438) individuals in summer of 2016. Temporary emigration rate ($\gamma''=\gamma'$) was 0.05 ($\pm$ 0.03) and apparent survival estimate was 0.86 ($\pm$ 0.06). Capture probabilities varied greatly among seasons and secondary periods with mean values of 0.24 ($\pm$ SE 0.02) in summer of 2015, 0.34 ($\pm$ SE 0.03) in winter of 2015 and 0.24 ($\pm$ SE 0.03) in summer of 2016. These results suggest that environmental variables between seasons have little effect on the size of the local population, which is stable and uses an area that is still protected from threats.

Key words: capture-recapture; Robust Design; photo-identification; abundance; *Sotalia guianensis*.

1. INTRODUÇÃO

A habilidade de reconhecer indivíduos em uma população e acompanhá-los ao longo do tempo e do espaço pode prover informações importantes acerca da ecologia e história natural de cetáceos (Cetartiodactyla) (WÜRSIG e JEFFERSON, 1990).

Os cetáceos são mamíferos exclusivamente aquáticos que se distribuem de polo a polo e habitam sistemas fluviais, estuarinos e oceânicos (REEVES *et al.*, 2003). Eles formam um grupo bastante diverso, formado por 89 espécies viventes (COMMITTEE ON TAXONOMY, 2016) e composto pelos representantes que possuem barbatanas para apreensão de alimentos, conhecidos como mysticetos ou Mysticeti, e pelos representantes que possuem dentes para apreensão de alimentos, conhecidos como odontocetos ou Odontoceti (BARNES *et al.*, 1985).

Mysticetos e odontocetos possuem hábitos de vida complexos, tais como alta mobilidade, grande capacidade de dispersão e longo tempo de submersão (WILSON *et al.*, 1999), os quais tornam as pesquisas em ambiente natural, especialmente quanto aos parâmetros demográficos, um verdadeiro desafio para os pesquisadores (BALLANCE, 2002). No entanto, por exibirem uma variedade de marcas naturais pelo corpo, tais como variações no padrão de coloração, cicatrizes, e cortes e entalhes ao longo da borda de fuga da nadadeira dorsal (WELLS, 2009), desde a década de 1970, baleias e golfinhos de vida livre têm sido alvo de um número crescente de estudos que se baseiam na técnica de fotoidentificação (MANN, 2000; HOYT, 2009).

Esta técnica consiste no registro fotográfico de morfologia ou marcas naturais em porções específicas do corpo dos animais, de modo que estes sejam reconhecidos individualmente no tempo e no espaço (HAMMOND *et al.*, 1990; WÜRSIG e JEFFERSON, 1990). Nos cetáceos, os estudos de fotoidentificação de marcas naturais frequentemente utilizam-se de entalhes e cicatrizes profundas na borda de fuga da nadadeira dorsal (HAMMOND *et al.*, 1990), pois estas marcas têm maior durabilidade, são quase sempre expostas quando indivíduos sobem à superfície da água para respirar, e permitem a identificação individual por diversos anos. Essas marcas surgem em decorrência de interações sociais entre indivíduos da mesma espécie, com o avanço da idade, mas também podem decorrer de mordidas de predadores e de acidentes em artefatos de pesca ou com embarcações motorizadas. Arranhões, padrões de despigmentação e marcas superficiais geralmente são evitadas nestes estudos, porque não são permanentes e podem levar a erros de identificação (SCOTT *et al.*, 1990).

A fotoidentificação revolucionou o estudo e a compreensão da ecologia desses mamíferos e tem se mostrado bastante eficaz em estudos populacionais de diversas espécies, devido, principalmente, ao seu caráter não invasivo, à alta precisão que oferece aos pesquisadores e ao baixo custo de material necessário para a coleta de dados em relação a outros métodos (WÜRSIG e JEFFERSON, 1990). Tais características possibilitam não apenas a catalogação de um número considerável de indivíduos, mas também a documentação de suas histórias de vida por períodos longos de tempo. Além disso, a identificação individual de cetáceos em médio e longo prazo tem servido como base para o desenvolvimento de investigações em diferentes áreas de pesquisa, tais como ecologia (*e. g.* fidelidade de sítio, abundância, distribuição, uso de habitat), comportamento animal (*e. g.* reprodução, composição de grupo, relações interespecíficas) e história de vida (*e. g.* intervalo e tempo de gestação, expectativa de vida, idade de maturação sexual) (HANSEN e DEFRAN, 1990; WÜRSIG e JEFFERSON, 1990).

Estudos sobre história de vida e ecologia populacional são fundamentais para a compreensão do estado de saúde de populações de espécies selvagens. Nesse sentido, a abundância é um dos parâmetros populacionais primordiais a serem investigados, pois gera informações essenciais para a proteção do meio ambiente e é necessária para muitos propósitos no estudo da vida silvestre (PRIMACK *et al.*, 2001; THOMPSON, 2004).

Estimativas de abundância requerem metodologia robusta, precisa e apropriada ao desenho amostral escolhido, uma vez que o uso de modelos inadequados pode conduzir a estimativas populacionais enviesadas, *i. e.* subestimadas ou superestimadas (BURNHAM *et al.*, 1995). As estimativas de abundância de cetáceos são realizadas, principalmente, pelas técnicas de contagem na migração, de amostragem de distâncias, ou de captura-recaptura. A escolha entre as técnicas depende dos recursos financeiros disponíveis para a pesquisa, das características da espécie-alvo de estudo e do ambiente ao qual esta se encontra inserida (SEBER, 1982; HAMMOND *et al.*, 1990; BUCKLAND e YORK, 2009).

A contagem na migração é utilizada em estudos de grandes cetáceos que apresentam deslocamentos previsíveis em direção às áreas de reprodução ou alimentação. É uma técnica que ainda precisa de ajustes, mas que tem fornecido dados precisos e com baixo viés nos resultados (BUCKLAND e YORK, 2009).

A amostragem de distâncias é a técnica mais utilizada para estimativas de abundância de cetáceos e é realizada, geralmente, por meio de transectos lineares. Neste método, a distância perpendicular entre o pesquisador e cada indivíduo observado ao longo da linha percorrida pela embarcação é medida e aplicada a software específico para análise. A utilização deste método requer a adoção das seguintes premissas: 1) todos os indivíduos presentes no transecto são detectados; 2) os indivíduos são detectados antes de detectarem a presença do barco ou do observador; 3) a distância entre o indivíduo e o observador é calculada com precisão; 4) a detecção dos indivíduos é independente e está correta; e 5) os agrupamentos de indivíduos são estimados com precisão (BUCKLAND *et al.*, 2001; THOMAS *et al.*, 2002). Embora esta técnica se mostre bastante eficaz para algumas espécies, sua aplicação pode não ser igualmente adequada para todas as espécies ou populações (*e. g.* FAIRFIELD, 1990; CALAMBOKIDIS e BARLOW, 2004; LUKOSCHEK e CHILVERS, 2008; DAURA-JORGE, 2011).

No método de captura-recaptura as estimativas do tamanho populacional dependem da análise do número de animais marcados e sua proporção em amostragens subsequentes (SEBER, 1982; BUCKLAND e YORK, 2009). As estimativas de abundância, então, baseiam-se no pressuposto de que a proporção de animais marcados e recapturados numa amostra de uma determinada população é equivalente ou muito semelhante à proporção de animais marcados da população total (SEBER, 1982). Esse método se mostra útil em populações de cetáceos que ocorrem próximas à costa e se distribuem em grupos dentro de uma área ampla, tendo ainda como vantagem a possibilidade de também fornecer estimativas do recrutamento, da probabilidade de sobrevivência e das taxas de emigração e imigração (SCHWARZ e SEBER, 1999). Os estudos de captura e recaptura são aplicados a modelos de populações fechadas e abertas, sendo que a diferença entre eles está no fato de que em populações fechadas assume-se que o tamanho populacional permanece constante ao longo do período de estudo, enquanto em populações abertas a entrada e saída de indivíduos por meio de nascimentos, mortes, imigrações e emigrações são consideradas durante o tempo de pesquisa (AMSTRUP *et al.*, 2005).

Os modelos para população fechada geralmente são utilizados em estudos nos quais o período de amostragem é relativamente curto em relação ao tempo de vida da espécie estudada. Para que as estimativas geradas por estes modelos sejam precisas, deve-se atender às seguintes premissas: (1) as marcas utilizadas como referência são

permanentes durante todo o período de estudo, (2) o tamanho da população é constante durante o tempo de estudo, (3) todas as marcas são reconhecidas corretamente na recaptura, (4) as marcas não interferem na probabilidade de captura e recaptura dos indivíduos e (5) a probabilidade de captura é a mesma para indivíduos marcados ou não marcados (CHAO e HUGGINS, 2005). Já nos modelos para população aberta, as ocasiões de amostragem devem ser separadas por intervalos de tempo suficientes para que ocorra a entrada e a saída de indivíduos da população. Esses modelos também requerem a adoção de premissas que, de maneira geral, assumem que (i) os indivíduos marcados e não marcados da população possuem a mesma probabilidade de captura e de sobrevivência entre as ocasiões amostrais, (ii) as marcas são permanentes e identificadas corretamente nos eventos de recaptura, e (iii) o processo de marcação é rápido e os indivíduos marcados são imediatamente devolvidos para a população (POLLOCK e ALPIZAR-JARA, 2005). Segundo KENDALL (1999), os modelos para populações fechadas possuem estimadores de abundância mais robustos do que os modelos para populações abertas. No entanto, de acordo com LEBRETON *et al.* (1992), modelos para população aberta são interessantes por possibilitarem estimar sobrevivência e recrutamento de maneira parcimoniosa.

Uma alternativa aos modelos citados anteriormente é o delineamento robusto de Pollock, que utiliza uma combinação de modelos para população fechada e aberta e permite estimar não só o tamanho populacional, mas também parâmetros demográficos complementares, como sobrevivência aparente e emigração temporária (POLLOCK, 1982). Em outras palavras, o desenho robusto possibilita a combinação de dados de captura que tenham sido coletados com intervalos de amostragem mais curtos e mais longos. Os intervalos mais curtos geram uma série de dados que permite estimar a abundância e a probabilidade de captura a partir de modelos para populações fechadas; já os intervalos mais longos, geram dados que podem ser aplicados a modelos para populações abertas, permitindo, assim, estimar sobrevivência, imigração e emigração temporárias (KENDALL *et al.*, 1997). Esta abordagem metodológica incorpora as vantagens dos dois tipos de métodos e resulta em estimativas mais realísticas e robustas.

No Brasil, o método de captura-recaptura utilizado com a técnica de fotoidentificação começou a ser aplicado aos misticetos na década de 1980 (BEST *et al.*, 1993) e aos odontocetos, na década de 1990 (DALLA ROSA, 1999; PIZZORNO, 1999). Desde então, diversos estudos populacionais vêm sendo desenvolvidos ao longo da costa brasileira, principalmente com populações de golfinhos-nariz-de-garrafa,

Tursiops truncatus (e. g. FRUET *et al.*, 2015), e de botos-cinza, *Sotalia guianensis* (e. g. CANTOR *et al.*, 2012).

O boto-cinza é um odontoceto (Delphinidae) de pequeno porte encontrado em águas rasas e costeiras de até 30 m. Ele habita principalmente baías, estuários e foz de rios e sua distribuição é aparentemente contínua desde o norte do estado de Santa Catarina, no sul do Brasil, até La Mosquitia, em Honduras, na América Central (DA SILVA *et al.*, 2010) (Figura 1). Os indivíduos da espécie apresentam coloração cinza escura no dorso com o ventre variando do rosa ao cinza claro (Figura 2), e podem atingir, na idade adulta, até 2,2 m de comprimento total e pesar até 121 Kg (ROSAS *et al.*, 2010).

Figura 1 – Mapa de distribuição do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, espécie alvo do presente estudo. Adaptado de FLORES *et al.* (2010).

Figura 2 – O boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no estuário de Cananeia, em janeiro de 2015. Foto: Aline Boutros.

Embora *S. guianensis* tenha sido alvo de diversos estudos ao longo da costa brasileira, a espécie ainda é categorizada como “Dados Insuficientes” (“Data Deficient”, em língua inglesa) pela União Internacional para a Conservação da Natureza (“World Conservation Union”, em inglês) devido à ausência de dados adequados quanto à abundância populacional, às taxas de mortalidade não natural e a outros parâmetros relevantes para uma avaliação efetiva dos riscos de declínio populacional da espécie (SECCHI, 2012). Recentemente, o boto-cinza foi categorizado como “Vulnerável” na “Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção” do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2014).

O boto-cinza é provavelmente a espécie de golfinho mais comum ao longo da costa brasileira, porém pouco se sabe sobre seus aspectos ecológicos (SANTOS *et al.*, 2010). Embora a ocorrência da espécie seja ocasional em muitas regiões ao longo de sua distribuição, grandes agregações e padrões de residência são reportados para diversos estuários e regiões costeiras do país (*e. g.* Baía de Sepetiba, no Rio de Janeiro; Praia de Pipa, no Rio Grande do Norte; complexo estuarino-lagunar de Iguape-Cananeia, em São Paulo). A realização de pesquisas com o uso da técnica de fotoidentificação aplicada a *S. guianensis* ganhou força a partir de 1993, quando FLORES (1999) identificou 29 indivíduos de boto-cinza na Baía Norte, no litoral de Santa Catarina, e comprovou a

eficácia da técnica em estudos da espécie. Dali em diante, a técnica passou a ser padrão em praticamente todas as áreas onde se desenvolveram estudos com populações de boto-cinza.

A região de Cananeia é uma importante área de alimentação, reprodução e cria de indivíduos de boto-cinza (SANTOS, 2004). A espécie vem sendo estudada neste estuário desde o final da década de 1980 e o primeiro trabalho de fotoidentificação aplicado a estimativas populacionais de *S. guianensis* foi realizado por ACUÑA (2002). Esta autora utilizou estimadores de abundância para populações fechadas e estimou abundâncias variando entre 159 e 372 indivíduos. No entanto, as coletas de dados desta pesquisa estiveram restritas há poucos dias por temporada e abrangeram uma porção relativamente pequena do estuário local utilizado pelos botos. Entre 2007 e 2008, PACÍFICO (2008) utilizou a mesma técnica para estudar os botos-cinza em todo o entorno da Ilha de Cananeia, ou seja, em toda a área de ocorrência da espécie no referido estuário, e encontrou um valor mínimo de 377 e máximo de 813 indivíduos para aquela população.

A técnica de amostragem de distâncias também foi utilizada para gerar estimativas populacionais de *S. guianensis* no estuário de Cananeia (e.g. GEISE *et al.*, 1999; BISI, 2001; ROLLO JR, 2002; HAVUKAINEN, 2011; ALMEIDA, 2014). Entretanto, o uso desta metodologia em estudos de parâmetros populacionais do gênero *Sotalia* deve ser ponderado, a fim de que as premissas ligadas à sua aplicação não sejam violadas e gerem, consequentemente, estimativas enviesadas (SANTOS *et al.*, 2010).

Estudos de abundância são fundamentais para o conhecimento do estado de saúde de populações selvagens e permitem a criação de estratégias e medidas de conservação mais apropriadas e eficazes, a partir das quais se pode identificar e gerar ações prioritárias para o manejo de espécies e populações silvestres afetadas por atividades antropogênicas (SHAFFER, 1981; PARSONS *et al.*, 2015). A temática do presente estudo se enquadra na meta nº 5.27 do *Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos Aquáticos – Pequenos Cetáceos* (ICMBIO, 2011), na qual “estimar a abundância e a tendência das populações residentes de *S. guianensis*” era uma ação emergente a ser realizada até dezembro de 2015.

Entre 2010 e 2015 novas estimativas de abundância ou de densidade da espécie foram apresentadas para as populações do litoral sul do Rio Grande do Norte (PARO, 2010); do estuário de Paranaguá, no Paraná (MARCHETTO, 2010); da Baía da Ilha Grande, no Rio de Janeiro (ESPÉCIE, 2011); do estuário de Caravelas, na Bahia

(CANTOR *et al.*, 2012); da Baía da Babitonga, em Santa Catarina (SCHULZE, 2012); da Baía de Paraty, no Rio de Janeiro (SOUZA, 2013); da enseada do Mucuripe, no Ceará (MEIRELLES, 2013); e do estuário de Cananeia, em São Paulo (ALMEIDA, 2014). Embora as pesquisas sobre aspectos ecológicos de *S. guianensis* estejam aumentando, é importante mencionar que, até 2010, poucos estudos robustos sobre seus parâmetros populacionais e demográficos haviam sido realizados (SANTOS *et al.*, 2010).

2. OBJETIVO

Estimar parâmetros populacionais de botos-cinza, *Sotalia guianensis*, no complexo estuarino-lagunar de Iguape, Cananeia e Ilha Comprida, entre 2015 e 2016, mediante o uso de modelos de captura-recaptura.

2.1 Objetivos específicos

- Estimar as probabilidades de captura, sobrevivência e emigração temporária da população de botos-cinza, *S. guianensis*, residente no estuário de Cananeia, entre 2015 e 2016;
- Estimar a abundância da população de *S. guianensis*, no estuário de Cananeia, em três temporadas entre 2015 e 2016.

3. ÁREA DE ESTUDO

O Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape, Cananeia e Ilha Comprida está localizado no extremo sul do Estado de São Paulo (25°03' S; 47°55' W) e recebe influência do Rio Ribeira de Iguape, o maior rio paulista. Esse sistema estuarino é formado por três ilhas principais, sendo elas a Ilha de Cananeia, a Ilha do Cardoso e a Ilha Comprida (Figura 3), as quais são separadas por rios meandantes que escoam para o Oceano Atlântico (CUNHA-LIGNON *et al.*, 2009). A conexão do estuário com o oceano se dá por três desembocaduras: a Barra de Icapara, localizada ao norte; a Barra de Cananeia, localizada na porção central do sistema, entre as três ilhas citadas; e a

Barra de Ararapira, localizada ao sul, na divisa com o Estado do Paraná. O canal que separa a Ilha de Cananeia do continente é conhecido como Mar de Cubatão (ou Mar de Dentro), enquanto o canal que separa a Ilha de Cananeia da Ilha Comprida é chamado de Mar de Cananeia (ou Mar de Fora) (BESNARD, 1950).

Figura 3 – Localização do complexo estuarino-lagunar de Iguape, Cananeia e Ilha Comprida, no extremo sul do Estado de São Paulo.

A Ilha de Cananeia possui extensão aproximada de 27 km e os canais que a circundam têm largura de 1 a 3 km, com profundidade média em torno de 6 metros (TESSLER e SOUZA, 1998). O sistema estuarino de Cananeia possui elevada complexidade morfológica e é caracterizado por uma dinâmica intensa de erosão e de deposição de sedimentos em seus canais (*op. cit.*).

A abertura do canal artificial do Valo Grande, na região de Iguape, em 1855, ocasionou mudanças importantes na configuração desse sistema estuarino-lagunar (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990). Ele foi aberto para facilitar o transporte de arroz produzido na cidade de Iguape até o porto local e tinha largura de apenas 300m, mas, com a erosão, hoje essa largura chega a 4km (MAHIQUES *et al.*, 2013). Como consequência, o fluxo do rio Ribeira de Iguape no sistema lagunar foi intensificado em cerca de 60%, aumentando o aporte de água doce e o assoreamento da região e

causando danos aos ecossistemas estuarinos e à paisagem (MAHIQUES *et al.*, 2014). Como principais impactos do canal do Valo Grande nas características do estuário estão o assoreamento, a redução drástica da salinidade e o aumento da entrada de matéria orgânica, sedimentos, metais pesados e contaminantes (MAHIQUES *et al.*, 2013; MAHIQUES *et al.*, 2014).

A região estuarina de Cananeia é formada por extensa vegetação de manguezais e marismas e apresenta elevada heterogeneidade de habitats e ecossistemas (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990). Em sua parte terrestre estão os principais remanescentes de Mata Atlântica do Brasil e a região foi reconhecida pela UNESCO, em 1991, como Zona Núcleo da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e Sítio do Patrimônio Natural da Humanidade. O estuário de Cananeia é considerado um dos ecossistemas mais produtivos do mundo, sendo extremamente relevante para a conservação da diversidade biológica (UNESCO, 2005). Ele é formado por diversas unidades de conservação que, juntas, formam o Mosaico de Unidades de Conservação do Lagamar, o qual agrupa mais de 40 unidades de conservação das esferas de gestão federal, estadual e municipal.

A área de estudo está inserida na Área de Proteção Ambiental Cananeia-Iguape-Peruíbe – APACIP e compreende um total de 132 km², cobrindo todo o entorno da Ilha de Cananeia, além de aproximadamente 12 km estuário acima. O ponto mais ao norte que limita as amostragens de fotoidentificação é a Pedra do Tombo, localizada onde a influência da água doce escoada pelo canal do Valo Grande limita o uso da área estuarina por indivíduos da população de botos-cinza (SANTOS e ROSSO, 2007).

4. MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Coleta de dados

As coletas de dados foram realizadas em três temporadas, sendo estas o verão (janeiro-março) e o inverno (junho-agosto) de 2015 e o verão (janeiro-fevereiro) de 2016, uma vez que estas estações do ano são as mais distintas no que se refere às variáveis ambientais que podem influenciar o uso do estuário de Cananeia pelo boto-cinza (OSHIMA *et al.*, 2010). A área de ocorrência dos botos no estuário de Cananeia foi previamente dividida por SANTOS e ROSSO (2007) em três áreas menores: as

subáreas A1, A2 e A3 (Figura 4). Tais subáreas não apresentam barreiras físicas ou geográficas e esta divisão visou apenas permitir que todo o estuário fosse amostrado de maneira uniforme em um menor número de dias. Para a realização deste trabalho, a mesma subdivisão foi adotada.

Figura 4 – Mapa da localização da área de estudo, no estuário de Cananeia, sul do Estado de São Paulo, evidenciando as subáreas A1, A2 e A3 divididas por SANTOS e ROSSO (2007) para condução de estudos populacionais do boto-cinza, *Sotalia guianensis*. Adaptado de Santos e Rosso (2007).

As saídas a campo ocorreram apenas em dias em que o estuário apresentava boas condições para navegação e para monitoramento dos botos (escala Beaufort ≤ 3). As coletas de dados foram realizadas com o uso de duas embarcações de alumínio equipadas com motores de popa de 20 hp, operando simultaneamente e cobrindo duas das três subáreas de estudo por dia de amostragem. As subáreas de estudo foram monitoradas de forma sistemática e as embarcações percorreram o estuário em deslocamento em forma de zigue-zague com velocidade baixa constante até que um grupo de botos fosse avistado.

A tripulação de cada embarcação foi composta por um piloto, um anotador e um fotógrafo. O piloto ficou encarregado de aproximar a embarcação do(s) grupo(s) de botos em velocidade baixa, mantendo-a em posição adequada e a uma distância suficiente para o trabalho do fotógrafo. Os fotógrafos utilizaram câmeras digitais SLR acopladas a lentes 75-300 mm e se dedicaram à tomada de fotos por período de tempo suficiente para que todos os indivíduos presentes em cada grupo de botos fossem fotografados. O anotador de cada barco teve as funções de auxiliar o piloto e o fotógrafo no acompanhamento dos grupos amostrados e também de preencher as planilhas de campo. Ao concluir a tomada de fotografias, o grupo amostrado foi abandonado e o monitoramento foi retomado a partir da localização em que a embarcação estava.

4.2 *Análise de dados*

4.2.1 *Análise fotográfica*

As fotografias obtidas em campo em cada dia de amostragem passaram por análises de qualidade realizadas de maneira independente por dois pesquisadores experientes. As fotografias nas quais nenhum indivíduo de boto-cinza foi registrado foram categorizadas como “0”. As fotografias de indivíduos e/ou nadadeiras dorsais com baixa qualidade (*i. e.* sem foco, com brilho, sem nitidez e com alvo distante ou mal posicionado em relação ao fotógrafo) foram categorizadas como “1”. As fotografias de boa qualidade que registraram nitidamente as nadadeiras dorsais dos indivíduos foram categorizadas como “2S”, quando o indivíduo não apresentava marcas naturais na borda de fuga da nadadeira dorsal, ou “2C” (Figura 5), quando o indivíduo apresentava marcas únicas e permanentes na borda de fuga da nadadeira dorsal que permitiam diferenciação perante os outros indivíduos. Ao final das análises fotográficas conduzidas individualmente todas as fotografias categorizadas como “2” foram separadas e comparadas para garantir o cumprimento dos critérios de qualidade estipulados.

Figura 5 – Exemplo de fotografias de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) categorizadas como “0” (A), “1” (B), “2S” (C) e “2C” (D), em função de não registrarem indivíduos, de registrarem indivíduos com baixa qualidade, de apresentarem ou de não apresentarem, respectivamente, marcas conspícuas (*i. e.* perda de tecido) na borda de fuga da nadadeira dorsal. Fotos: Acervo LABCMA.

Para a identificação dos indivíduos marcados, as fotografias de qualidade “2C” foram separadas e analisadas com auxílio do programa computacional DARWIN. Esse programa realiza o pareamento de nadadeiras dorsais, agilizando e otimizando a análise de fotografias de indivíduos marcados, e está disponível gratuitamente na página web do Eckerd College, Flórida – EUA. Os botos identificados individualmente por marcas naturais na nadadeira dorsal foram selecionados e passaram a compor um catálogo de identificações, o qual apresentava fotografias de excelente qualidade das nadadeiras dorsais que continham marcas permanentes e conspícuas de cada indivíduo. Assim, cada vez que um indivíduo marcado surgia, uma foto de boa qualidade era comparada às fotos dos indivíduos previamente catalogados. Caso o indivíduo não fosse reconhecido, ele recebia um código de identificação e era adicionado ao catálogo. Arranhões e cicatrizes localizadas no dorso dos indivíduos, quando presentes, foram utilizadas pelos pesquisadores apenas como uma segunda confirmação da identificação do indivíduo. O catálogo de identificações foi atualizado e revisado ao final de cada temporada.

A conspicuidade das marcas naturais e o uso de fotografias de boa qualidade como critérios para a escolha dos indivíduos catalogados visaram atender a premissa de

correta identificação dos indivíduos. Erros de identificação individual levam a dois tipos de viés: o ocasionado pelos falsos positivos, que subestimam o tamanho populacional e ocorrem quando dois indivíduos diferentes são considerados o mesmo; ou o ocasionado pelos falsos negativos, que superestimam o tamanho populacional e acontecem quando um mesmo indivíduo é identificado como dois indivíduos diferentes (GUNNLAUGSSON e SIGURJÓNSSON, 1990; FRIDAY *et al.*, 2000; STEVICK *et al.*, 2001).

4.2.2 *Construção dos históricos de captura*

Os estudos de captura-recaptura são realizados com base na análise do registro de informações de indivíduos de uma dada população ao longo de uma série de eventos de captura. Na primeira ocasião de captura alguns indivíduos da população são capturados (marcados/identificados) e liberados. Nas amostragens subsequentes, os indivíduos previamente marcados podem ser reavistados (recapturados/reidentificados) e/ou novos indivíduos podem ser marcados (capturados/identificados). A combinação dos registros de presença ou ausência de cada indivíduo nas diversas ocasiões amostrais resulta nos históricos de captura individuais (WHITE e BURNHAM, 1999).

Neste estudo, as subáreas A1, A2 e A3 foram somadas e tratadas como uma ocasião de captura secundária. Considerou-se como captura a presença e a identificação do indivíduo em uma das três subáreas de estudo por ocasião de captura. Dessa forma, mesmo que um indivíduo tenha sido capturado em mais de uma subárea em uma mesma ocasião, apenas uma captura foi considerada. As capturas e recapturas de cada indivíduo marcado foram organizadas em históricos de capturas seguindo as instruções do manual do programa MARK (COOCH e WHITE, 2015: Cap. 2). Os históricos de captura foram montados em planilhas Excel e foram transformados em documentos de texto que serviram como arquivo de entrada do programa MARK.

4.2.3 *Delineamento robusto de Pollock*

O programa computacional MARK (WHITE e BURNHAM, 1999) é um dos mais utilizados em análises ecológicas com dados de marcação-captura-recaptura. O delineamento robusto de Pollock (RD – *Robust Design*, em inglês) (POLLOCK, 1982) envolve amostragens em duas escalas temporais e permite estudos de longo prazo com k

ocasiões de captura primárias, dentro das quais podem existir múltiplas ocasiões de capturas secundárias. As sessões de capturas primárias são separadas por intervalos de tempo longos e servem como base para as análises de modelos para população aberta. As sessões secundárias devem atender as premissas dos modelos para população fechada e os intervalos de tempo entre as ocasiões de captura precisam ser mais curtos (KENDALL *et al.*, 1997; NICHOLS, 2005).

Os modelos para população fechada foram propostos por OTIS *et al.* (1978) e utilizam estimadores baseados em variações na probabilidade de captura devido ao efeito do tempo (M_t), do comportamento (M_b) e da heterogeneidade individual (M_h). O efeito temporal ocorre se variáveis ambientais ou diferenças no esforço amostral interferirem nas ocasiões de captura. Variações comportamentais ocorrem quando há resposta do indivíduo em relação à captura. Esses comportamentos podem ser positivos (“*trap happy*”), se a captura representar algum ganho para os animais, ou negativos (“*trap shy*”), se o ato de marcá-los despertar algum desconforto, como, por exemplo, dor ou estresse. A heterogeneidade individual é um efeito de maior complexidade e está relacionada a variáveis individuais que podem interferir na probabilidade de captura. Esses três efeitos podem ser combinados, gerando outros modelos: M_{tb} , M_{th} , M_{bh} e M_{tbbh} . Ainda é possível trabalhar com um oitavo estimador, o modelo nulo (M_0), o qual considera que a probabilidade de captura não é influenciada por nenhuma variável e se mantém constante entre as ocasiões de amostragem.

Os modelos para população aberta do RD são modelos *Cormack-Jolly-Seber* (ver POLLOCK e ALPIZAR-JARA, 2005) com adaptações que permitem acessar não só a sobrevivência (ϕ), mas também a probabilidade de emigração temporária (γ), na qual alguns membros da população podem estar disponíveis para serem capturados em algumas ocasiões amostrais, mas indisponíveis em outras (KENDALL *et al.*, 1997). Nesta parametrização, γ' é a probabilidade de um indivíduo estar indisponível para ser capturado durante a ocasião de captura primária i , dado que ele *não* estava presente na área de estudo na ocasião $i - 1$ e sobreviveu até a ocasião i ; enquanto γ'' é a probabilidade de um indivíduo estar indisponível para ser capturado durante a ocasião de captura primária i , dado que ele *estava* presente na ocasião $i - 1$ e sobreviveu até a ocasião i . Essa abordagem assume a existência de uma superpopulação, isto é, ele assume que existe um conjunto de populações que possui alguns indivíduos eventualmente associados à subpopulação amostrada. Assim, KENDALL *et al.* (1997)

desenvolveram estimadores para dois modelos de emigração temporária. Os modelos de emigração aleatória ($\gamma'' = \gamma'$) são obtidos igualando-se os parâmetros γ'' e γ' , sendo que a probabilidade de ocorrer emigração temporária não depende da disponibilidade do indivíduo na ocasião anterior à amostrada. Na emigração Markoviana (γ'', γ'), os parâmetros de emigração são independentes entre si e a probabilidade de emigração está condicionada à disponibilidade do indivíduo na ocasião de amostragem anterior ($i - 1$). A ausência de emigração, ou emigração nula, é obtida fixando-se os parâmetros γ'' e γ' em zero, ou seja, $\gamma'' = \gamma' = 0$.

O delineamento robusto fechado foi utilizado para a obtenção das estimativas de abundância (N) e das probabilidades de captura (p), de sobrevivência (ϕ) e de emigração temporária (γ). Esse modelo fornece duas parametrizações: a “*full likelihood*”, onde a estimativa do número de animais nunca capturados (f_0) está incluída na verossimilhança como parte da estimativa do tamanho da população (N), e a “Huggins”, na qual o valor de N é estimado como um parâmetro derivado com base em uma verossimilhança condicional (HUGGINS, 1991). Uma vez que não foram incorporadas covariáveis individuais como fontes de variação das probabilidades de captura, a parametrização “*full likelihood*” com p_i , p e c foi escolhida para a modelagem dos parâmetros deste trabalho (MANLY *et al.*, 2005), sendo p_i o parâmetro de heterogeneidade, p a probabilidade de captura e c a probabilidade de recaptura. A série de dados utilizada neste estudo foi formada por três períodos primários (temporadas), compostos por 18 a 19 ocasiões de captura secundárias cada (períodos secundários). As amostragens foram separadas por um intervalo de 80 dias (0,22 anos decimais) entre o verão e o inverno de 2015, e por um intervalo de 143 dias (0,39 anos decimais) entre o inverno de 2015 e o verão de 2016. Os dados coletados dentro de cada período primário permitiram estimar a abundância, enquanto as séries de dados mais longas, que incluíram os intervalos entre as temporadas, permitiram estimar sobrevivência e emigração temporária (POLLOCK, 1982).

Os modelos construídos levaram em consideração aspectos biológicos e ecológicos da espécie estudada, além de características do desenho amostral empregado na pesquisa. Uma vez que o intervalo entre as ocasiões primárias foi relativamente curto em relação à expectativa de vida de *S. guianensis*, não houve razão para incorporar variação temporal na probabilidade de sobrevivência. Além disso, como na técnica de fotoidentificação não há captura real dos animais amostrados, variações comportamentais na probabilidade de captura ($p \neq c$) não foram incorporadas nos

modelos. A fim de investigar mudanças sazonais no tamanho populacional da espécie-alvo de estudo, buscou-se estimar a probabilidade de ocorrência de eventos de emigração temporária. As variações sazonais podem estar relacionadas à presença temporária de indivíduos transeuntes na população amostrada, sendo que o registro destes indivíduos pode inserir viés nas estimativas de abundância e de sobrevivência (PRADEL *et al.*, 1997).

Com o objetivo de investigar, primeiramente, as variáveis com possíveis efeitos sobre as probabilidades de captura (p), a modelagem foi realizada em duas etapas. Inicialmente, o modelo com emigração nula foi utilizado para avaliar o efeito da sessão (variação entre os períodos primários), da interação entre a sessão e o tempo (variação entre os períodos primários e entre os períodos secundários) e da heterogeneidade nas probabilidades de captura. A heterogeneidade foi modelada com base em uma mistura finita de probabilidades de captura, na qual os indivíduos da população podem pertencer à mistura A ou à mistura B (PLEDGER, 2000). O modelo com emigração nula mais verossímil foi selecionado e os seus parâmetros de captura foram utilizados para incorporar emigração aleatória e emigração Markoviana aos modelos.

4.2.4 Seleção de modelos

A seleção de modelos foi feita de acordo com o Critério de Informação de Akaike (AIC – *Akaike Information Criteria*, em inglês). Este método é embasado pela máxima verossimilhança, ou seja, por um balanço entre o número de parâmetros estimados e o ajuste do modelo aos dados, porém sua utilização não é recomendada quando a razão entre o tamanho da amostra (n) e o número de parâmetros estimados (K) é menor que 40 (BURNHAM e ANDERSON, 2002). Nestes casos, uma correção para pequenas amostras é aplicada e o Critério de Informação de Akaike corrigido – AICc é utilizado, sendo este calculado pela seguinte equação:

$$AICc = AIC + \frac{2K(K + 1)}{n - K - 1} \quad (1)$$

Como o AICc converge em AIC em amostras grandes, seu uso é padrão no programa MARK. Dentro do conjunto de modelos testados, o modelo com o menor

valor de AICc é identificado como sendo o que melhor se ajusta aos dados (à realidade). Assim, o modelo com menor AICc é considerado o mais parcimonioso. Há ainda outra modificação do AICc, o QAICc, que é utilizado pelo programa MARK quando há sobredispersão nos dados.

A sobredispersão pode ser medida por testes de aderência aos dados (“*Goodness of Fit – GOF*”), disponíveis no programa MARK para modelos de população aberta. Estes testes geram uma medida chamada fator de inflação da variância ($\hat{c}$ ou *c-hat*) que pode indicar sobredispersão quando $\hat{c} > 1$; subdispersão, se $\hat{c} < 1$; ou bom ajuste dos dados, se $\hat{c} = 1$. Quando o *c-hat* obtido pelo teste é > 1 e < 3 , recomenda-se que este valor seja utilizado para ajustar o *c-hat* do conjunto de modelos. Porém, quando o valor do $\hat{c}$ é < 1 , não há consenso sobre a necessidade de ajustar o $\hat{c}$ do conjunto de modelos e recomenda-se que este não seja alterado (COOCH e WHITE, 2015: p. 5-6). Os testes de aderência aos dados não estão disponíveis para o delineamento robusto. Entretanto, como esse modelo é uma combinação entre modelos para população aberta e fechada, buscou-se investigar o ajuste dos dados a partir da análise do modelo mais complexo (modelo global) em um modelo para população aberta (CJS). O $\hat{c}$ do modelo global foi estimado por meio do método “*bootstrap GOF*” com 100 simulações. Adotou-se uma postura conservadora e o cálculo do *c-hat* foi realizado tanto pela razão entre a desviância observada e a média da desviância das simulações, quanto pela razão entre o *c-hat* observado e a média do *c-hat* das simulações (COOCH e WHITE, 2015: p. 5-27).

4.2.5 Estimativa do tamanho total da população

Os registros fotográficos foram realizados sempre de maneira aleatória, independentemente de os animais possuírem marcas ou não (WÜRSIG e JEFFERSON, 1990). Como as estimativas de abundância (N) geradas pelos modelos dizem respeito apenas à parcela de indivíduos marcados da população, foi necessário estimar a proporção destes indivíduos (θ) para então estimar o tamanho da população total (N_{total}). O cálculo de θ foi realizado dividindo-se o número de fotografias de indivíduos marcados (fotos “2C”) pelo número total de fotografias de boa qualidade (fotos “2”), pois, ao assumir que a probabilidade de captura é homogênea para todos os indivíduos, assume-se que a proporção $2C / 2$ é a mesma ou muito semelhante à proporção de indivíduos marcados / indivíduos sem marcas da população (WILLIAMS *et al.*, 1993).

Um valor de θ foi calculado para cada período primário e a estimativa de N_{total} foi calculada por:

$$N_{total} = \frac{\hat{N}}{\hat{\theta}} \quad (2)$$

A variância e o erro padrão do N_{total} foram estimados seguindo WILSON *et al.* (1999):

$$\text{var}(\hat{N}_{total}) = \hat{N}_{total}^2 \times \left(\frac{\text{var}(\hat{N})}{\hat{N}^2} + \frac{1-\hat{\theta}}{n\hat{\theta}} \right) \quad (3)$$

$$\text{EP}(\hat{N}_{total}) = \sqrt{\text{var}(\hat{N}_{total})} \quad (4)$$

onde n é o número total de fotografias utilizado para estimar $\hat{\theta}$.

O intervalo de confiança de 95% para a estimativa da abundância total foi obtido seguindo-se BURNHAM *et al.* (1987), com o limite inferior sendo $N_{inferior} = N_{total} / C$ e o limite superior sendo $N_{superior} = N_{total} \cdot C$, sendo

$$\hat{C} = \exp \left[1,96 \times \sqrt{\ln(1 + [CV(\hat{N}_{total})]^2)} \right] \quad (5)$$

onde CV é o coeficiente de variação e $\alpha = 0,05$.

5. RESULTADOS

5.1 Fotoidentificação

As coletas de dados realizadas entre o verão de 2015 e o verão de 2016 permitiram a identificação de 133 indivíduos adultos de boto-cinza com marcas conspícuas e permanentes nas bordas de fuga de suas nadadeiras dorsais. Um resumo

dos resultados dos esforços de fotoidentificação realizados nas três temporadas de amostragem está apresentado na Tabela 1. Devido às condições climáticas desfavoráveis do inverno, houve um aumento no número de saídas a campo nesse período, mas apenas por conta de eventuais impossibilidades em amostrar simultaneamente mais de uma subárea no mesmo dia. O esforço fotográfico nessa estação foi maior em relação às amostragens de verão, porém o aproveitamento de fotos “2” foi menor (7%). Entre as temporadas de verão, nota-se uma maior eficiência no esforço fotográfico em 2016, com um número substancialmente menor de fotografias totais e uma percentagem de fotografias úteis muito similar.

Tabela 1 – Resumo dos esforços de fotoidentificação de botos-cinza, *Sotalia guianensis*, no estuário de Cananeia, entre os anos de 2015 e de 2016. Para cada temporada são mostrados o número de grupos amostrados, o número total de fotos, o número total de fotos categorizadas como “2S” e “2C” e a percentagem de fotos úteis.

Período de estudo	Num. de grupos amostrados	Total de fotos	Total de fotos "2S"	Total de fotos "2C"	Total de fotos úteis (%)
Verão/2015	369	46176	2878	1187	8,8
Inverno/2015	403	50400	2452	1078	7,0
Verão/2016	367	35910	2214	877	8,6
Total	1139	132486	7544	3142	8,1

O número de ocasiões de captura secundárias foi de 19 para o verão de 2015, 18 para o inverno de 2015 e 18 para o verão de 2016 (Tabela 2). Cento e quinze indivíduos foram marcados na primeira temporada (79,3%), doze na segunda (13,8%) e apenas seis na terceira (6,9%). O número de indivíduos identificados (marcados e recapturados) foi semelhante nos três períodos de amostragem, sendo que a taxa de recaptura entre as sessões primárias foi de cerca de 80% para o inverno de 2015 e de cerca de 70% para o verão de 2016, sugerindo um alto grau de residência da população na região.

A Figura 6 apresenta a curva de descobrimento de novos indivíduos de *S. guianensis* fotoidentificados ao longo do período total de estudo (55 ocasiões de captura). É provável que o esforço amostral do verão de 2015 não tenha sido suficiente para a identificação de todos os indivíduos marcados da população. A partir da segunda temporada de coletas, a taxa de descobrimento diminuiu e passou a apresentar indícios de estabilização, porém indivíduos adultos com marcas conspícuas foram adicionados

ao catálogo até o final do verão de 2016. A adição de indivíduos adultos marcados, somada ao número de indivíduos avistados uma única vez durante todo o tempo de pesquisa, sugere a presença de botos transeuntes na área de estudo e não permite afirmar o fechamento geográfico da população.

Tabela 2 – Dados dos estudos de captura e recaptura de botos-cinza, *Sotalia guianensis*, realizados no estuário de Cananeia entre os anos de 2015 e 2016. Para cada temporada são mostrados os períodos primários e secundários de coletas de dados, o número de ocasiões de captura, o número de indivíduos marcados, o número de indivíduos recapturados e o número de indivíduos identificados na população.

Período primário	Período secundário	Num. de ocasiões de captura	Num. de novos indivíduos marcados	Num. de indivíduos recapturados		Num. de indivíduos identificados
				Inver/2015	Ver/2016	
Verão/2015	07/01 - 12/03	19	115	100	94	115
Inverno/2015	02/06 - 14/08	18	12		10	112
Verão/2016	05/01 - 25/02	18	6			110
Total	-	55	133	100	104	-

Figura 6 – Curva de descobrimento mostrando o número cumulativo de novos indivíduos de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) fotointerpretados no estuário de Cananeia, SP, entre 2015 e 2016. As primeiras 19 ocasiões de captura são referentes ao verão de 2015, as ocasiões 20 a 37 são referentes ao inverno de 2015 e as ocasiões 38 a 55 se referem ao verão de 2016.

Dos 115 botos-cinza identificados no verão de 2015, vinte e três foram avistados apenas uma vez (20%) e 27 foram avistados duas vezes (23,5%) (Figura 7). Os outros 65 botos (56,5%) foram capturados entre três e onze vezes.

Figura 7 – Histograma mostrando a frequência de capturas dos 115 indivíduos de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) fotoidentificados no estuário de Cananeia, SP, no verão de 2015.

No inverno de 2015, do total de 112 indivíduos identificados, dezesseis foram capturados uma única vez (14,3%), 22 foram capturados duas vezes (19,6%), 73 foram capturados entre três e dez vezes (65,2%) e um indivíduo foi avistado treze vezes (0,9%).

Figura 8 – Histograma mostrando a frequência de capturas dos 112 indivíduos de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) fotoidentificados no estuário de Cananeia, SP, no inverno de 2015.

Dos 110 botos-cinza identificados no verão de 2016, 21 foram capturados uma vez (19,1%) e 26 foram capturados duas vezes (23,6%). Os outros 63 botos foram avistados entre três e nove vezes (57,3%).

Figura 9 – Histograma mostrando a frequência de capturas dos 110 indivíduos de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) fotoidentificados no estuário de Cananeia, SP, no verão de 2016.

A frequência de capturas de todos os 133 botos-cinza identificados entre o verão de 2015 e o verão de 2016 está apresentada na Figura 10. Embora a porcentagem de indivíduos avistados uma ou duas vezes tenha sido relativamente alta em cada temporada, considerando-se todo o período de estudo, apenas sete indivíduos foram avistados uma única vez (5,3%) e outros três indivíduos foram avistados somente duas vezes (2,3%). Esses resultados eram esperados já que as taxas de recaptura entre as temporadas foram consideravelmente altas. É interessante notar que dois indivíduos foram mais capturados, ficando um com 27 avistagens e outro com 29 avistagens.

Figura 10 – Histograma mostrando a frequência de capturas dos 133 botos-cinza (*Sotalia guianensis*) fotoidentificados no estuário de Cananeia, SP, entre 2015 e 2016.

5.2 Modelagem de parâmetros pelo delineamento robusto de Pollock

Os modelos elaborados no delineamento robusto levaram em conta as características da pesquisa e também da espécie estudada. Como a série temporal utilizada foi relativamente curta, o parâmetro de sobrevivência foi mantido constante. Além disso, como não há captura física dos botos fotoidentificados, assumiu-se probabilidades de captura e recaptura idênticas, ou seja, ausência de variações comportamentais.

Partindo de modelos com emigração temporária nula, a primeira etapa da modelagem visou testar possíveis causas de variabilidade nas probabilidades de captura. O modelo que melhor se ajustou aos dados incluiu heterogeneidade constante e probabilidades de captura variando com o tempo e entre as sessões de captura primárias [$\phi(.) \gamma'=\gamma'=0 \pi(.) p(s^*t)=c(s^*t)$; AIC_c 3574,57] (Tabela 3). Esse modelo foi utilizado na etapa seguinte para investigar o ajuste de modelos com emigração temporária aleatória e markoviana.

No total, foram elaborados 16 modelos e o mais parcimonioso deles considerou a sobrevivência constante, a emigração temporária aleatória, a heterogeneidade em duas misturas constante e as probabilidades de captura variando no tempo e entre as seções primárias [$\phi(.) \gamma'=\gamma' \pi(.) p(s^*t)=c(s^*t)$; AIC_c 3571,40]. O modelo *Cormack-Jolly-Seber* foi utilizado para gerar um modelo global [$\phi(t) p(t)$] e então calcular o fator de inflação da variância pelo “*bootstrap GOF*” com 100 simulações, porém os dois métodos de cálculo utilizados indicaram subdispersão nos dados [$\chi^2 = 0,0226$, $p = 0,90$, $df = 1$; $\hat{c} < 0,03$]. Sendo assim, o $\hat{c}$ do delineamento robusto não foi ajustado.

A partir do modelo mais verossímil foi possível estimar uma probabilidade de sobrevivência de 0,864 ($\pm 0,066$) e de emigração temporária de 0,051 ($\pm 0,031$). As probabilidades de captura variaram entre as sessões de capturas secundárias, indo de 0,085 ($\pm 0,055$) a 0,366 ($\pm 0,082$) no verão de 2015; de 0,146 ($\pm 0,053$) a 0,565 ($\pm 0,090$) no inverno de 2015; e de 0,101 ($\pm 0,047$) a 0,462 ($\pm 0,077$) no verão de 2016.

Tabela 3 – Seleção de modelos do desenho robusto para os parâmetros de sobrevivência (ϕ), de probabilidade de emigração temporária (γ) e de probabilidade de captura (p) de *S. guianensis* no estuário de Cananeia, entre 2015 e 2016. Os modelos estão apresentados em ordem crescente de valores de AICc. Para cada modelo são apresentados os valores de AICc, Δ AICc, peso do AICc, verossimilhança, número de parâmetros estimados e desviância.

Modelo	AICc	Δ AICc	Pesos do AICc	Verossimilhança do modelo	Num. parâmetros	Desviância
$\phi(.) \gamma''=\gamma' pi(.) p(s*t)=c(s*t)$	3571,40	0	0,598	1	116	4547,71
$\phi(.) \gamma''(.) \gamma'(.) pi(.) p(s*t)=c(s*t)$	3573,56	2,16	0,203	0,340	117	4547,41
$\phi(.) \gamma''=\gamma'=0 pi(.) p(s*t)=c(s*t)$	3574,57	3,17	0,122	0,205	116	4550,88
$\phi(.) \gamma''(t) \gamma'(.) pi(.) p(s*t)=c(s*t)$	3576,01	4,61	0,060	0,100	118	4547,39
$\phi(.) \gamma''(.) \gamma'(.) pi(s) p(s*t)=c(s*t)$	3578,60	7,20	0,016	0,027	119	4547,51
$\phi(.) \gamma''=\gamma' pi(s) p(s*t)=c(s*t)$	3589,91	18,51	< 0,001	0	118	4561,29
$\phi(.) \gamma''(t) \gamma'(.) pi(s) p(s*t)=c(s*t)$	3593,94	22,54	0	0	120	4560,37
$\phi(.) \gamma''=\gamma'=0 pi(s) p(s*t)=c(s*t)$	3594,34	22,94	0	0	118	4565,72
$\phi(.) \gamma''=\gamma'=0 pi(.) p(s)$	3634,13	62,73	0	0	12	4843,69
$\phi(.) \gamma''=\gamma'=0 pi(s) p(s)$	3636,84	65,44	0	0	14	4842,30
$\phi(.) \gamma''=\gamma' p(s*t)=c(s*t)$	3660,19	88,79	0	0	60	4767,48
$\phi(.) \gamma''(.) \gamma'(.) p(s*t)=c(s*t)$	3662,22	90,82	0	0	61	4767,29
$\phi(.) \gamma''(t) \gamma'(.) p(s*t)=c(s*t)$	3664,45	93,05	0	0	62	4767,29
$\phi(.) \gamma''=\gamma'=0 p(s*t)=c(s*t)$	3683,25	111,86	0	0	60	4790,54
$\phi(.) \gamma''=\gamma'=0 p(s)=c(s)$	3713,53	142,13	0	0	8	4931,23
$\phi(.) \gamma''=\gamma'=0 p(.)=c(.)$	3788,85	217,45	0	0	6	5010,60

Nota: As abreviações seguem OTIS *et al.* (1978), LEBRETON *et al.* (1992), KENDALL *et al.* (1997) e PLEDGER (2000): s = sessões primárias de captura; t = tempo; $.$ = constante; $*$ = interação entre os efeitos; pi = proporção de mistura; $p(x)=c(x)$ = ausência de resposta comportamental; $y''=y'=0$ = emigração nula; $y''=y'$ = emigração aleatória; y'', y' = emigração Markoviana.

As estimativas de abundância da população marcada (N) e da população total (N_{total}) estão apresentadas na Tabela 4. Considerando-se todas as temporadas, o inverno apresentou a maior proporção de indivíduos marcados (0,30) e o menor tamanho populacional total (384, IC 95%: 366-403), enquanto o verão de 2015 teve a maior abundância total (430, IC 95%: 410-451). Para os três períodos, os coeficientes de variação foram consideravelmente baixos, indicando precisão nas estimativas obtidas.

Tabela 4 – Estimativas de abundância de *S. guianensis* no estuário de Cananeia pelo delineamento robusto para cada temporada amostrada entre 2015 e 2016. Dados apresentados: número de indivíduos identificados (M_{t+1}), proporção de indivíduos marcados (θ), estimativas da população marcada (N) com erros padrão (EP) e intervalos de confiança (IC 95%), e estimativas da população total (N_{total}) com coeficientes de variação (CV) e intervalos de confiança (IC 95%).

Período de estudo	M_{t+1}	θ	População marcada			População total		
			N	EP	IC (95%)	N_{total}	CV	IC (95%)
Verão/2015	115	0,29	126	5,2	119-141	430	0,024	410-451
Inverno/2015	112	0,30	116	2,7	113-125	384	0,025	366-403
Verão/2016	110	0,28	118	3,7	113-129	414	0,028	392-438

6. DISCUSSÃO

Atender aos pressupostos dos modelos de captura-recaptura é primordial para a obtenção de estimativas populacionais robustas (WHITE *et al.*, 1982). Em estudos com o uso da técnica de fotoidentificação, a violação destes pressupostos geralmente é consequência de erros na coleta de dados, na análise fotográfica, na escolha dos modelos a serem utilizados, ou até mesmo de inadequações ou falhas no desenho amostral adotado. Sendo assim, para que as estimativas geradas sejam verdadeiramente representativas, é preciso cuidado para garantir que todas as fontes potenciais de viés sejam minimizadas (URIAN *et al.*, 2014).

Uma das premissas fundamentais deste método é a correta identificação dos indivíduos marcados, sendo que sua violação pode ocorrer se as marcas utilizadas não forem permanentes e suficientemente conspícuas, ou se a análise fotográfica não for consistente e criteriosa. Por isso, os dois pesquisadores envolvidos nesta pesquisa buscaram tornar a tomada de fotografias e as análises fotográficas as mais homogêneas possíveis. Em campo, o protocolo seguido foi fotografar aleatoriamente o maior número de indivíduos possível, de ambos os lados da nadadeira dorsal e independentemente dos botos apresentarem marcas naturais ou não. Para a análise de fotografias, o protocolo adotado buscou ao máximo tornar a qualidade fotográfica e a conspicuidade de marcas fatores independentes entre si, evitando-se, assim, a adição de heterogeneidade nas probabilidades de captura ao favorecer a utilização de fotos de baixa qualidade de indivíduos com marcas mais características.

Erros na identificação dos indivíduos catalogados geram estimativas negativamente enviesadas, quando dois indivíduos diferentes são identificados como sendo os mesmos (falso positivo), e estimativas positivamente enviesadas, quando um indivíduo não é reconhecido (falso negativo) (URIAN *et al.* 2014). Análises fotográficas sistemáticas minimizam erros de identificação de falsos positivos, mas não necessariamente levam à identificação de falsos negativos, pois estes erros podem ocorrer por perda ou alteração das marcas naturais (STEVICK *et al.*, 2001). Aqueles autores acrescentam que as questões acerca da estabilidade das marcas naturais nas populações estudadas são geralmente negligenciadas e pouco discutidas (*op. cit.*). Nesse sentido, o monitoramento da evolução das marcas naturais pode ser considerado fundamental para assegurar a correta identificação dos indivíduos de uma determinada população (URIAN *et al.* 2014).

Como os erros de identificação são cruciais para a confiabilidade das estimativas populacionais, e como as análises fotográficas foram realizadas concomitantemente ao trabalho de campo, ao final das três temporadas de coletas todas as fotografias “2” foram revisadas, a fim de se garantir que os critérios de classificação das fotos foram atendidos sem sofrerem variações com o passar do tempo. Acredita-se que a análise sistemática conduzida neste estudo tenha sido essencial para a redução de possíveis vieses causados não apenas por falsos positivos, mas também por falsos negativos, pois foi possível detectar alterações nas marcas de oito indivíduos catalogados. Além disso, houve uma intensa coleta de dados realizada dentro de um período de tempo relativamente curto, o que provavelmente favoreceu a detecção destas alterações e o pareamento das dorsais destes indivíduos.

As alterações detectadas ao longo dos 13 meses de estudo foram sutis, mas poderiam passar despercebidas caso as análises não fossem tão criteriosas, ou caso a população de estudo fosse maior e apresentasse um número elevado de indivíduos catalogados. No entanto, a persistência de marcas em botos-cinza do estuário de Cananeia parece ser alta, com mudanças discretas acontecendo dentro de um período relativamente longo de tempo, uma vez que pelo menos 17 indivíduos catalogados em estudos anteriores a 2010 ainda puderam ser reconhecidos na população atual e que alguns deles, inclusive, não sofreram alterações em suas marcas.

O comportamento arredio de *S. guianensis* em relação à aproximação de barcos (SANTOS *et al.*, 2000) é provavelmente o maior desafio em estudos de captura e recaptura da espécie. Uma medida desta dificuldade pode ser obtida ao se analisar a percentagem de fotos úteis do presente estudo. No inverno de 2015, de cerca de 50 mil fotos, apenas 3530 (7%) foram consideradas apropriadas para o trabalho. Considerando-se todas as temporadas, a média de fotos úteis foi de apenas 8,1%. Esse valor foi inferior aos obtidos por outros pesquisadores em estudos com a espécie, como, por exemplo, no estudo de Pacífico (2008), realizado também no estuário de Cananeia, no qual o aproveitamento chegou a 36%; de MARCHETTO (2010), no complexo estuarino de Paranaguá, em que as fotos de qualidade representaram até 33%; de ESPÉCIE (2011), na Baía de Ilha Grande, em que o sucesso foi de 35,4%; de SCHULZE (2012), na Baía da Babitonga, no qual o aproveitamento foi de 33,6%; e de SOUZA (2013), na Baía de Paraty, em que o melhor aproveitamento chegou a 34,3%. O aproveitamento aqui obtido é ainda mais baixo ao compará-lo a estudos de fotoidentificação de espécies maiores e menos ariscas, como golfinhos-nariz-de-garrafa (*T. truncatus*), nos quais a

percentagem de fotos úteis pode ultrapassar os 50% (*e. g.* DALLA ROSA, 1999; FRUET *et al.*, 2015). Entretanto, cabe mencionar que o menor aproveitamento de fotos deste estudo em relação a outros estudos da mesma espécie também pode estar relacionado a um menor rendimento dos fotógrafos em função do esforço amostral intenso realizado em dias de trabalho consecutivos.

A questão mais relevante acerca do comportamento arisco dos botos-cinza está relacionada à premissa de homogeneidade nas probabilidades de captura. Quando este pressuposto não é atendido, as estimativas populacionais podem apresentar viés significativo (POLLOCK, 1982). As fontes de heterogeneidade nas probabilidades de captura são variadas, mas podem decorrer, principalmente, da análise fotográfica, de condições ambientais desfavoráveis entre as ocasiões de captura, de diferenças no esforço ou na área amostrada entre as sessões de captura, ou de características individuais que interferem na probabilidade de um indivíduo ser detectado e fotografado (HAMMOND, 1986). Como na fotoidentificação não há captura física dos animais, efeitos comportamentais da marcação nas probabilidades de recaptura podem, em geral, ser desprezados (HAMMOND, 1990; READ *et al.*, 2003). Durante as coletas de dados em Cananeia, variações comportamentais (*e. g.* aproximação, indiferença e evitação da embarcação) entre grupos e entre indivíduos puderam ser observadas, mas ocorreram sempre sem padrões definidos ou motivos aparentes. Por esse motivo, buscou-se fotografar todos os grupos de botos encontrados, independentemente de seu tamanho, composição e comportamento. Quando a aproximação de um grupo era mais difícil do que o convencional, os pesquisadores investiam mais tempo na amostragem daquele grupo e só o abandonavam após se certificarem de que haviam tirado ao menos uma fotografia de boa qualidade de cada indivíduo presente.

Variações individuais no uso da área estudada podem gerar heterogeneidade nas probabilidades de captura por conta das diferentes probabilidades de se encontrar e registrar um determinado indivíduo. Além disso, variações nas séries temporais utilizadas também podem ser relevantes na indução de heterogeneidade, uma vez que flutuações no esforço empregado podem resultar em diferenças no número de capturas e recapturas dentro de cada período amostral, embora esse efeito possa ser desconsiderado se os indivíduos tiverem a mesma probabilidade de captura em uma dada ocasião amostral (HAMMOND, 1990). Nesse contexto, esforços amostrais homogêneos no tempo e no espaço se mostram importantes para minimizarem vieses de heterogeneidade inseridos pela amostragem, principalmente quando indivíduos da

população estudada apresentam fidelidade de sítio e preferência por habitats (HAMMOND, 1986; CALAMBOKIDIS e BARLOW, 2004).

Os botos-cinza residentes no estuário de Cananeia não se distribuem homogeneamente no espaço e apresentam tamanhos variados de áreas de uso individuais (OSHIMA e SANTOS, 2016). As coletas de dados conduzidas entre 2015 e 2016 cobriram toda a área de ocorrência de *S. guianensis* no estuário de Cananeia e ainda contaram com um esforço amostral quase similar entre as temporadas. Embora o desenho amostral empregado tenha sido adequado ao método e às características da espécie-alvo, cabe mencionar que a área de estudo é um estuário de configuração complexa, formado por múltiplos canais fluviais e de maré (BESNARD, 1950) e, portanto, é possível que alguns indivíduos utilizem áreas não amostradas.

O delineamento robusto proposto por POLLOCK (1982) tem como maior vantagem a combinação de diferentes modelos, de modo a permitir maior flexibilidade na modelagem de parâmetros e maior robustez em amostras com heterogeneidade. A presença de heterogeneidade nas probabilidades de captura, além de causar sobredispersão nos dados, ainda pode gerar estimativas populacionais subestimadas (POLLOCK *et al.*, 1990; ANDERSON *et al.*, 1994). Testes de aderência aos dados mais elaborados, como os Testes 2, que verificam o atendimento à premissa de homogeneidade nas probabilidades de captura e indicam sobredispersão nos dados, não puderam ser realizados devido à falta de dados adequados aos modelos para população aberta. Ainda assim, o cálculo do $\hat{c}$ foi realizado pelo “*bootstrap GOF*” e o valor obtido indicou uma subdispersão nos dados menor que 0,03. Os históricos de captura utilizados nos modelos para população aberta, como o *Cormack-Jolly-Seber*, são formados pelo agrupamento dos registros de presença e ausência obtidos dentro de cada sessão primária. Dessa forma, a série de dados gerada foi formada por apenas três ocasiões amostrais que tiveram um número elevado de indivíduos recapturados ($p = 0,90; \pm 0,03$). Embora não existam explicações plausíveis sobre o significado da subdispersão nos dados ($\hat{c} < 1$), é possível que neste estudo o baixo valor do $\hat{c}$ seja apenas consequência de uma série de dados pouco representativa para modelos de população aberta.

Enquanto os modelos do desenho robusto permitem incorporar heterogeneidade de maneira mais robusta (mediante modelos para população fechada), no modelo *Jolly-Seber* (população aberta) as estimativas de abundância são severamente subestimadas (WHITE *et al.*, 1992). Nestes modelos, as estimativas se tornam menos

enviesadas conforme as probabilidades de captura aumentam, sendo que para THOMPSON *et al.* (1990), o viés diminui se a probabilidade de captura média for de pelo menos 0,5; enquanto para WHITE *et al.* (1992), as estimativas populacionais se tornam mais acuradas se a probabilidade de captura média for de pelo menos 0,3 em estudos com até 100 indivíduos. Segundo KENDALL (1999), estimativas de abundância obtidas pelo desenho robusto são menos enviesadas pela heterogeneidade nas probabilidades de captura porque esse modelo utiliza probabilidades de captura associadas à probabilidade do indivíduo ser capturado pelo menos uma vez em um dado período primário.

As probabilidades de captura obtidas no presente estudo foram consideravelmente baixas, sendo que os valores médios obtidos por temporada foram de 0,24 para o verão de 2015; 0,34 para o inverno de 2015; e 0,24 para o verão de 2016. A proporção de mistura indicou que aproximadamente 44% ($p_i = 0,44; \pm 0,04$) dos indivíduos têm maior chance de pertencerem a uma mistura do que à outra, sendo esta proporção constante entre as temporadas. Deste modo, pode-se considerar que a homogeneidade na probabilidade de captura de *S. guianensis* no estuário de Cananeia é uma premissa quase inatingível (assim como para muitas outras espécies). Como as fontes de heterogeneidade são variadas, é importante assegurar o máximo de cuidado e atenção em todas as etapas da coleta e da análise de dados e, a não ser que as probabilidades de captura sejam altas, os modelos robustos fechados para a obtenção de estimativas de abundância de botos-cinza parecem mais apropriados. Além disso, um balanço entre esforço amostral e probabilidade de captura pode ser relevante, uma vez que uma série temporal maior pode aumentar as chances de encontro de diferentes indivíduos, diminuindo a heterogeneidade. Por outro lado, se esse esforço se estender demais no tempo, poderá aumentar a chance de violação do pressuposto de fechamento populacional.

Embora o fechamento populacional geográfico e demográfico seja considerado um dos pressupostos mais importantes, é muito provável que ele tenha sido violado. Os programas computacionais disponíveis para a realização de testes de fechamento populacional não levam em conta a emigração temporária (KENDALL, 1999) e então não foram utilizados. Alterações no modo como as sessões de captura secundárias foram agrupadas poderiam melhorar o fechamento populacional; em contrapartida, reduziriam ainda mais as probabilidades de captura. As sessões de captura primárias duraram aproximadamente dois meses, um período relativamente curto em relação à

idade máxima (29 anos) estimada para *S. guianensis* no estuário de Cananeia (SANTOS *et al.*, 2003). Porém, o fechamento demográfico deve ter sido violado porque um boto adulto foi registrado morto no inverno de 2015, e em todas as temporadas houve registro de neonatos. A curva de descobrimento de novos indivíduos tendeu à estabilização, mas indivíduos adultos com marcas conspícuas foram adicionados à população no final da segunda e da terceira temporada, sendo que parte deles não foi recapturada. Dada a persistência das marcas naturais nesta população, é pouco provável que estes indivíduos identificados tenham ganhado marcas características em apenas dois meses. Não há evidências da saída e entrada de indivíduos da população durante o tempo de estudo, mas botos-cinza são frequentemente avistados fora da Barra de Cananeia e existe uma população de *S. guianensis* no Complexo-Estuarino de Paranaguá, no Paraná, o qual é interligado ao estuário de Cananeia pelo canal do Varadouro. Ainda que movimentos de entrada e saída da área de estudo sejam plausíveis, a elevada taxa de recaptura entre as temporadas sugere alto grau de residência e de fidelidade no uso da área por indivíduos marcados da população.

De acordo com o modelo mais verossímil do delineamento robusto, a emigração temporária na população provavelmente é aleatória e a probabilidade de emigração para indivíduos adultos é de 0,05 ($\pm 0,03$). Sendo assim, a probabilidade de indivíduos permanecerem na área de estudo entre as ocasiões primárias ($1 - \gamma''$) é igual à taxa de retorno de emigrantes temporários para a área de estudo ($1 - \gamma'' = 1 - \gamma' = 0,95$). Os modelos de emigração temporária aleatória assumem que a emigração ocorre entre os períodos primários de captura e seu significado biológico está relacionado à probabilidade dos indivíduos estarem na área de estudo durante uma dada ocasião de captura, sendo que essa probabilidade é a mesma para indivíduos que estavam e que não estavam na área de estudo na ocasião de captura anterior (KENDALL *et al.*, 1997). A probabilidade de emigração na população de *S. guianensis* do estuário do Rio Caravelas (BA) também se mostrou aleatória e foi de 0,33 ($\pm 0,07$) (CANTOR *et al.*, 2012). Na Baía da Babitonga, os movimentos individuais de *S. guianensis* provavelmente seguem o modelo de emigração Markoviana, e ocorrem a uma taxa de 0,13 ($\pm 0,04$) (SCHULZE, 2012). Para a Baía de Paraty, SOUZA (2013) também encontrou uma probabilidade de emigração temporária aleatória, sendo esta de 0,43 ($\pm 0,07$). Segundo KENDALL (1999), quando os movimentos de entrada e saída de indivíduos da área de estudo são aleatórios, as estimativas populacionais podem ser menos precisas, mas ainda assim são robustas. Porém, o desempenho dos estimadores de emigração

temporária aleatória em modelos que incorporam heterogeneidade nas probabilidades de captura ainda não foi completamente estudado e, nesses casos, o viés nestas estimativas não pode ser mensurado (KENDALL *et al.*, 1997). Uma melhor compreensão dos movimentos de emigração temporária por indivíduos da população de botos-cinza de Cananeia poderá ser obtida a partir de monitoramentos sistemáticos realizados em médio e longo prazos.

A estimativa da probabilidade de sobrevivência aqui apresentada deve ser interpretada com cautela, uma vez que a série temporal utilizada para sua obtenção foi de poucos meses. No entanto, probabilidades de sobrevivência para os botos do estuário de Cananeia nunca foram estimadas, e estes resultados podem servir como ponto de partida em estudos populacionais futuros. A probabilidade de sobrevivência de indivíduos adultos foi de 0,86 ($\pm 0,07$; IC 95%: 0,67-0,95), sugerindo baixa mortalidade e baixa probabilidade de emigração permanente. Apesar da baixa precisão, o valor obtido está de acordo com o esperado para espécies que apresentam longa expectativa de vida (WELLS, 1991). De acordo com POLLOCK *et al.* (1990), a precisão nas estimativas de sobrevivência aumenta conforme as probabilidades de captura e o número de sessões amostrais aumentam. Em uma análise de dados de sobrevivência de baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) em amostras com heterogeneidade, BUCKLAND (1990) constatou que para as estimativas de sobrevivência serem confiáveis, são necessárias probabilidades de captura de pelo menos 0,2 e esforços amostrais longos, idealmente de 10 anos. CHIVERS (2009) recomenda que taxas de sobrevivência idade-específicas sejam estimadas para que se possam quantificar efetivamente os parâmetros demográficos de uma espécie; no entanto, essa informação é difícil de ser acessada e é desconhecida para a maioria das espécies de cetáceos. Ainda assim, a estimativa aqui apresentada é similar às obtidas por CANTOR *et al.* (2012) e por SOUZA (2013), por meio de modelos de delineamento robusto, para as populações de botos-cinza do estuário do Rio Caravelas (RJ) e da Baía de Paraty (RJ), respectivamente.

As proporções de indivíduos marcados da população podem ser enviesadas pelos critérios de seleção de fotografias de qualidade, os quais já foram discutidos previamente. Por estarem relacionadas às metodologias utilizadas pelos pesquisadores, comparações entre as proporções de indivíduos marcados podem não ser representativas. Entretanto, assumindo-se que os métodos são semelhantes, essas comparações podem ao menos despertar questionamentos acerca das características das

diferentes populações de *S. guianensis*. No presente estudo, a proporção de indivíduos marcados foi muito semelhante para as três temporadas (29,2% no verão de 2015; 30,3% no inverno de 2015; e 28,4% no verão de 2016) e foi similar à proporção encontrada por ACUÑA (2002) (29%) em um estudo realizado na mesma região anteriormente, muito embora essa pesquisadora tenha amostrado apenas uma parte da área total da ocorrência dos botos em Cananeia. PACÍFICO (2008) amostrou todo o estuário entre os anos de 2007 e 2008 e encontrou proporções entre 7% e 13% mais baixas. Em comparação com estudos recentes realizados com outras populações de boto-cinza, a proporção de indivíduos marcados de Cananeia é um pouco mais baixa. No estuário do Rio Caravelas, entre 2002 e 2009, os indivíduos marcados representaram entre 24% e 59% da população (CANTOR *et al.* 2012); no litoral sul do Rio Grande do Norte, entre 2008 e 2009, a proporção de marcados variou entre 62 e 73% (PARO, 2010); no Complexo-Estuarino de Paranaguá, entre 2007 e 2008, variou entre 19% e 24% (MARCHETTO, 2011); na Baía da Ilha Grande, entre 2007 e 2010, variou entre 40% e 59% (ESPÉCIE, 2011); na Baía de Paraty, entre 2005 e 2009, variou entre 60% e 79% (SOUZA, 2013); e no litoral de Fortaleza, a proporção de marcados ficou em 85% (MEIRELLES, 2013). Diferenças nos equipamentos fotográficos utilizados, forma de aproximação aos botos, histórico da convivência dos botos com motores de popa, e habilidades e experiências dos investigadores ao manipular os equipamentos fotográficos são alguns dos fatores que podem ser responsáveis por uma parcela das diferenças observadas.

Quanto às estimativas do tamanho populacional total, no verão de 2015 o número de indivíduos foi de 430 (95% CI: 410-451); no inverno de 2015 foi de 384 (95% CI: 366-403); e no verão de 2016 foi de 414 (95% CI: 392-438). Todas as estimativas de abundância obtidas tiveram coeficientes de variação consideravelmente baixos, resultando em intervalos de confiança estreitos que indicam alta precisão nas estimativas. É interessante notar que, embora as estimativas tenham variado pouco entre as três temporadas, considerando-se as estações, as estimativas para o verão foram muito semelhantes. No inverno de 2015, o tamanho populacional foi um pouco menor e o intervalo de confiança apresentou apenas um ponto de interseção, de poucos indivíduos, com o verão de 2016.

As estimativas encontradas são um pouco maiores às encontradas por SANTOS e ZERBINI (2006) na mesma área de estudo e com o uso da mesma metodologia, entre os anos de 2000 e 2003. Aqueles autores obtiveram uma proporção

de indivíduos marcados de quase 28% e estimaram uma população variando entre 290 e 360 indivíduos. Em estudos de *S. guianensis* no estuário de Cananeia com o uso de diferentes estimadores para população fechada, PACÍFICO (2008) encontrou uma abundância variando entre 377 e 813 indivíduos, enquanto ACUÑA (2002) estimou uma população entre 249 e 293 indivíduos, um valor abaixo do encontrado nos outros estudos, mas o qual é referente a apenas um trecho (subárea A2) da área total amostrada pelos outros autores. O método de transecção linear por amostragem de distâncias foi utilizado recentemente por ALMEIDA (2014) para estimar a abundância de *S. guianensis* no estuário de Cananeia, entre os anos de 2011 e 2012, e a população estimada foi de apenas 193 indivíduos (IC 95%: 158-237) para todo o entorno da Ilha de Cananeia. Assim como o método de captura-recaptura, o método de amostragem de distâncias requer a adoção de protocolos específicos e o atendimento a uma série de premissas que, se violadas, podem enviesar as estimativas. Uma revisão sobre os diferentes métodos para estudos populacionais do gênero *Sotalia* foi apresentada por SANTOS *et al.* (2010), os quais indicaram os principais fatores que podem levar a vies nas estimativas de abundância.

O uso do delineamento robusto para estimar o tamanho das populações de *S. guianensis* ainda não é comum, mas estimativas populacionais obtidas com esse modelo já foram apresentadas para algumas regiões do Brasil, sendo estas: o estuário do Rio Caravelas (BA), onde CANTOR *et al.* (2012) estimaram uma população variando entre 57 (IC 95%: 38-87) e 124 (IC 95%: 83-182) indivíduos entre os anos de 2002 e 2009; a Baía da Babitonga (SC), onde SCHULZE (2012) estimou uma população variando entre 142 (IC 95%: 119-177) e 150 (IC 95%: 129-173) indivíduos entre diferentes estações dos anos 2010 e 2011; e a Baía de Paraty (RJ), onde SOUZA (2013) encontrou uma população variando entre 325 (IC 95%: 185-571) e 565 (IC 95%: 423-583) indivíduos entre os anos de 2005 e 2008.

As abundâncias obtidas nas três temporadas sugerem que as variáveis ambientais entre as estações do ano provavelmente têm pouco efeito sobre o tamanho populacional de *S. guianensis* no estuário de Cananeia. As diferenças sazonais das estimativas provavelmente estão relacionadas aos indivíduos que entram e saem da área de estudo, uma vez que o número de indivíduos capturados apenas uma vez foi alto em cada temporada. Como o uso do habitat por espécies de mamíferos aquáticos é determinado pela disponibilidade de suas presas, é necessário compreender quais variáveis ambientais influenciam a abundância e a distribuição dos recursos relevantes à

espécie de interesse (BALLANCE, 1992). Ao analisar conteúdos estomacais de botos-cinza encontrados mortos no estuário de Cananeia, LOPES *et al.* (2012) sugeriram que *S. guianensis* se alimenta de maneira oportunista e tem como principais itens alimentares três espécies de peixes (*Stellifer rastrifer*; *Paralonchurus brasiliensis*; *Stellifer brasiliensis*) que são abundantes no estuário o ano todo e não possuem valor comercial. Como ecossistemas estuarinos são ambientes de alta produtividade, a abundância de recursos alimentares no estuário de Cananeia deve ser suficiente para suportar uma população de boto-cinza residente durante todo o ano. O alto grau de residência dessa população foi reportado anteriormente por GEISE (1999) e SANTOS (2004).

O Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape, Cananeia e Ilha Comprida é considerado uma das áreas mais preservadas do Estado de São Paulo e é de extrema relevância para a conservação da biodiversidade marinha (ROSS, 2002). No entanto, a região vem sendo afetada por impactos antropogênicos diversos, e o aumento do turismo na região durante os meses de alta temporada tem se mostrado uma questão importante no que se refere à população de botos-cinza. O turismo de observação de golfinhos vem crescendo progressivamente no estuário de Cananeia e essa atividade é desenvolvida em uma área de relevância de uso por botos-cinza, onde também ocorre um tráfego intenso de embarcações de lazer, principalmente entre as Ilhas do Cardoso e de Cananeia. A partir dos resultados obtidos neste estudo, espera-se que, em médio e longo prazos, sejam monitorados potenciais impactos antropogênicos que possam gerar declínio populacional e possíveis flutuações na abundância de botos nas águas locais. Portanto, recomenda-se fortemente que o plano de manejo da Área de Proteção Ambiental Cananeia-Iguape-Peruíbe inclua o monitoramento das estimativas de abundância do boto-cinza na referida Unidade de Conservação.

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O conhecimento de parâmetros demográficos, tal como o tamanho populacional, é essencial para se compreender a estrutura e a dinâmica das populações silvestres. Além disso, estimativas populacionais são fundamentais para a criação de estratégias e ações de conservação e manejo efetivas.

O uso do método de captura-recaptura para estudos populacionais de *S. guianensis* é recomendado e gera estimativas confiáveis se suas premissas forem ao menos minimamente atendidas. Nos casos em que os pressupostos podem ser violados (nos mamíferos aquáticos em geral), os modelos de delineamento robusto são recomendados, pois são mais flexíveis e permitem estimar parâmetros populacionais com baixo viés e maior precisão.

Protocolos de campo e de análises de dados sistemáticos são fundamentais para a redução de vieses em estudos de captura-recaptura que fazem uso da técnica de fotoidentificação.

O viés inserido pela heterogeneidade nas probabilidades de captura não deve ser negligenciado. Apesar de todo o esforço por parte dos pesquisadores em reduzir as fontes de heterogeneidade ocasionadas pelo ‘observador’, esse efeito se mostrou relevante em todos os modelos possíveis. Em estudos futuros, para um melhor entendimento do efeito da heterogeneidade nas estimativas obtidas, seria importante utilizar modelos incluindo covariáveis que representem características individuais ou ambientais observadas durante as ocasiões de captura.

As probabilidades de sobrevivência e de emigração temporária só poderão ser estimadas com esforços em médio e longo prazos. Apesar das possíveis fontes de viés reportadas, as estimativas de abundância obtidas são consistentes com estudos prévios, apresentam resultados precisos e indicam uma população aparentemente estável. Contudo, sugere-se que tais parâmetros demográficos sejam monitorados continuamente para uma avaliação efetiva de tendências no tamanho populacional de botos-cinza do estuário de Cananeia.

8. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACUÑA, L. B. 2002. Estimativa do tamanho da população do boto-tucuxi marinho, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), na região do estuário de Cananéia, São Paulo, por meio de catálogo de fotoidentificação para a espécie. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 73 p.

- ALMEIDA, I. G. 2014. Viabilidade populacional de *Sotalia guianensis* (van BÉNÉDÉN, 1864) (Cetacea, Delphinidae) no Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia, Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 77 p.
- AMSTRUP, S. C.; MCDONALD, T. L.; MANLY, B. J. F. 2005. *Handbook of Capture-Recapture Analysis*. Princeton University Press. New Jersey, NJ, 313 p.
- ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P. 1994. AIC Model Selection in Overdispersed Capture-Recapture Data. *Ecology*, v. 75, n. 6, p. 1780-1793.
- BALLANCE, L. T. 1992. Habitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, México. *Marine Mammal Science*, n. 8, p. 262-274.
- BALLANCE, L. T. 2002. Cetacean Ecology. **In:** PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Eds.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press, San Diego, p. 196-201.
- BARNES, L. G.; DOOMING, D. P.; RAY, C. E. 1985. Status of Studies on Fossil Marine Mammals. *Marine Mammal Science*, v. 1, p. 15-53.
- BESNARD, W. 1950. Considerações gerais em torno da região lagunar de Cananéia-Iguape I. *Boletim do Instituto Paulista de Oceanografia*, São Paulo, v.1, p. 9-26.
- BEST, P. B.; PAYNE, R.; ROWNTREE, V.; PALLAZO, J. T.; BOTH, M. C. 1993. Long-range movements of south atlantic right whales *Eubalaena australis*. *Marine Mammal Science*, v. 9, n. 3, p. 227-234.
- BISI, T. L. 2001. Estimativa da densidade populacional do boto-cinza *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na região estuarina-lagunar de Cananéia, SP. Monografia. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, Brasil, 35 p.
- BUCKLAND, S. T. 1990. Estimation of survival rates from sightings of individually identifiable whales. *Reports of the International Whaling Commission*, v. 12, p. 149-153.

- BUCKLAND, S. T.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; LAAKE, J. L.; BORCHERS, D. L.; THOMAS, L. 2001. Introduction to Distance Sampling, Oxford University Press, Oxford, 432 p.
- BUCKLAND, S. T.; YORK, A. E. 2009. Abundance Estimation. **In:** PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Eds.). Encyclopedia of Marine Mammals. 2^a ed. Academic Press, San Diego, California, p. 1-5.
- BURNHAM K. P.; ANDERSON, D. R.; WHITE, G. C.; BROWNIE, C.; POLLOCK, K. H. 1987. Design and analysis of fish survival experiments based on release–recapture. *American Fisheries Society*, Monograph n. 5, 437 p.
- BURNHAM, K. P.; WHITE, G. C.; ANDERSON, D. R. 1995. Model Selection Strategy in the Analysis of Capture-Recapture Data. *Biometrics*, v. 51, n. 3, p. 888-898.
- BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. 2^a ed. Springer-Verlag, New York, EUA, 515 p.
- CALAMBOKIDIS, J.; BARLOW, J. 2004. Abundance of blue and humpback whales in the Eastern North Pacific estimated by mark-recapture and line-transect methods. *Marine Mammal Science*, v. 20, n. 1, p. 63-85.
- CANTOR, M.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS, M. R.; SIMÕES-LOPES, P. C. 2012. Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): An eight-year mark-recapture study. *Marine Mammal Science*, v. 28, n. 1, p. 63-83.
- CHAO, A.; HUGGINS, R. M. 2005. Classical Closed-population Capture-Recapture Models. **In:** AMSTRUP, S. C.; MCDONALD, T. L.; MANLY, B. J. F. (Eds.) Handbook of Capture-Recapture Analysis. Princeton University Press, New Jersey, NJ, p. 22-35.
- CHIVERS, S. J. 2009. Cetacean Life History. **In:** PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Eds.). Encyclopedia of Marine Mammals. Academic Press, San Diego, EUA, p. 215-220.
- COMMITTEE ON TAXONOMY. 2016. List of marine mammal species and subspecies. Society for Marine Mammalogy. Disponível em:

<<https://www.marinemammalscience.org/species-information/list-marine-mammal-species-subspecies>>. Acesso em: 23 mar. 2016.

- COOCH, E. C.; WHITE, G. C. 2015. Program MARK: a gentle introduction. 14^a Ed. Cornell University & Colorado State University Cooperative Wildlife Units, Fort Collins, EUA, 1037 p.
- CUNHA-LIGNON, M.; MAHIQUES, M. M.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; RODRIGUES, M.; KLEIN, D. A.; GOYA, S. C.; MENGHINI, R. P.; TOLENTINO, C. C.; CINTRÓN-MOLERO, G.; DAHDOUNH-GUEBAS, F. 2009. Analysis of mangrove forest succession, using sediment cores: a case study in the Cananéia-Iguape coastal system, São Paulo-Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, v. 57, n. 3, 161-174.
- DA SILVA, V. M. F.; FETTUCCIA, D.; RODRIGUES, E. da S.; EDWARDS, H.; MORENO, I. B.; MOURA, J. F.; WEDEKIN, L. L.; BAZZALO, M.; EMIN-LIMA, N. R.; CARMO, N. A. S.; SICILIANO, S.; UTRERAS, V. B. 2010. Report of the working group on distribution, habitat characteristics and preferences, and group size. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, v. 8, n. 1-2, p. 31-38.
- DALLA ROSA, L. 1999. Estimativa do tamanho da população de botos, *Tursiops truncatus*, do estuário da Lagoa dos Patos, RS, a partir da foto-identificação de indivíduos com marcas naturais e da aplicação de modelos de marcação-recaptura. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 115 p.
- DAURA-JORGE, F. G. 2011. Quantos? Onde? Como? Múltiplos aspectos ecológicos de uma população do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) em Laguna, sul do Brasil: implicações para conservação. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 264 p.
- ESPÉCIE, M. A. 2011. Tamanho Populacional e Estimativa da Sobrevivência Relativa de *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Parte Oeste da Baía da Ilha Grande, RJ. Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, Rio de Janeiro, 63 p.
- FAIRFIELD C.P. 1990. Comparison of Abundance Estimation Techniques for the Western North Atlantic Right Whale (*Eubalaena glacialis*). In: HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A.; DONOVAN, G. P. (Ed.). Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. Cambridge, UK: *Reports of the International Whaling Commission*, Special Issue 12, p. 119-126.

- FLORES, P. A. C. 1999. Preliminary results of a photo-identification study of the marine tucuxi *Sotalia fluviatilis* in southern Brazil. *Marine Mammal Science*, v. 15, 840-847.
- FLORES, P. A. C.; BAZZALO, M.; CABALLERO, S.; SANTOS, M. C. O.; ROSSI-SANTOS, M. S.; TRUJILLO, F.; BOLAÑOS-JIMENEZ, J.; CREMER, M. J.; MAY-COLLADO, L. J.; SILVA, F. J. L.; MONTIEL-VILLALOBOS, M. G.; AZEVEDO, A. F.; MEIRELLES, A. C. O.; FLACH, L.; BARRIOS-GARRIDO, H.; SIMÕES-LOPES, P. C.; CUNHA, H. A.; VAN WAEREBEEK, K. 2010. Proposed English Common Name For The Neotropical Delphinid *Sotalia guianensis* (P-J. Van Bénéden, 1864). *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, v. 8, n. 1-2, p. 179-181.
- FRIDAY, N.; SMITH, T.; STEVICK, P.; ALLEN, J. 2000. Measurement of photographic quality and individual distinctiveness for the photographic identification of humpback whales, *Megaptera novaeangliae*. *Marine Mammal Science*, v. 16, p. 355-374.
- FRUET, P. F.; DAURA-JORGE, F. G.; MÖLLER, L. M.; GENOVES, R. C.; SECCHI, E. R. 2015. Abundance and demography of bottlenose dolphins inhabiting a subtropical estuary in the Southwestern Atlantic Ocean. *Journal of Mammalogy*, v. 96, n. 2, p. 332-343.
- GEISE, L.; GOMES, N.; CERQUEIRA, R. 1999. Behaviour, habitat use and population size of *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea, Delphinidae) in the Cananéia estuary region, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 59, n. 2, p. 183-194.
- GUNNLAUGSSON, T.; SIGURJÓNSSON, J. (1990). A note on the problem of false positives in the use of natural marking data and abundance estimation. **In:** Individual Recognition of Cetaceans: Use of Photo-identification and other Techniques to Estimate Population Parameters. HAMMOND, P.S.; MIZROCH, S.A.; DONOVAN, G.P. (Eds.). *Report of the International Whaling Commission*, Special Issue 12, p. 143-145.
- HAMMOND, P. S. 1986. Estimating the size of naturally marked whale populations using capture-recapture techniques. *Report of the International Whaling Commission*, Special Issue n. 8, p. 253-282.
- HAMMOND, P. S. 1990. Capturing whales on film: estimating cetacean population parameters from individual recognition data. *Mammal Review*, v. 20, p. 17-22.

- HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A.; DONOVAN, G. P. 1990. Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. Cambridge, UK: *Reports of the International Whaling Commission*, Special Issue 12.
- HANSEN, L. J.; DEFRAN, R. H. 1990. A comparison of photo-identification studies of California coastal bottlenose dolphins. **In:** HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A.; DONOVAN, G. P. (Eds.). Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. Cambridge, UK: *Reports of the International Whaling Commission*, Special Issue 12, p. 101-104.
- HAVUKAINEN, L.; MONTEIRO FILHO, E. L. de A.; FILLA, G. F. 2011. Population density of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in the Cananéia region, Southeastern Brazil. *Rev. Biol. Trop.*, v. 59, p. 1275-1284.
- HOYT, E. Whale Watching. 2009. **In:** PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Org.). Encyclopedia of Marine Mammals. 2ª Ed. San Diego, CA: Academic Press, p. 1223-1227.
- HUGGINS, R. M. 1991. Some Practical Aspects of a Conditional Likelihood Approach to Capture Experiments. *Biometrics*, v. 47, n. 2, p. 725-732.
- INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE (ICMBio). 2011. Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos Aquáticos: pequenos cetáceos. Brasília, Brasil, 132 p.
- KENDALL, W. L.; NICHOLS, J. D.; HINES, J. E. 1997. Estimating temporary emigration using capture–recapture data with Pollock’s robust design. *Ecology*, v. 78, p. 563–578.
- KENDALL, W. L. 1999. Robustness of closed capture-recapture methods to violations of the closure assumption. *Ecology*, v. 80, n. 8, p. 2517-2525.
- LEBRETON, J.; BURNHAM, K. P.; CLOBERT, J.; ANDERSON, D. R. 1992. Modeling Survival and Testing Biological Hypotheses Using Marked Animals: A Unified Approach with Case Studies. *Ecological Monographs*, v. 62, n. 1, p. 67-118.

- LOPES, X. M.; DA SILVA, E.; BASSOI, M.; DOS SANTOS, R. A.; SANTOS, M. C. O. 2012. Feeding habits of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis*, from southeastern Brazil: new items and a knowledge review. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 92, p. 1723-1733.
- LUKOSCHEK, V. E.; CHILVERS, L. 2008. A robust baseline for bottlenose dolphin abundance in coastal Moreton Bay: A large carnivore living in a region of escalating anthropogenic impacts. *Wildlife Research*, v. 35, p. 593-605.
- MAHIQUES, M. M.; FIGUEIRA, R. C. L.; ALVES, D. P. V.; ITALIANI, D. M.; MARTINS, C. C.; DIAS, J. M. A. 2014. Coastline changes and sedimentation related with the opening of an artificial channel: the Valo Grande Delta, SE Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, n. 86, v. 4, p. 1597-1607.
- MAHIQUES, M. M.; FIGUEIRA, R. C. L.; SALAROLI, A. B.; ALVES, D. P. V.; GONÇALVES, C. 2013. 150 years of anthropogenic metal input in a Biosphere Reserve: the case study of the Cananéia-Iguape coastal system, Southeastern Brazil. *Environ. Earth. Sci.*, v. 68, n. 4, p. 1073-1087.
- MANLY, B. F. J.; AMSTRUP, S. C.; MCDONALD, T. L. 2005. Capture-Recapture Methods in Practice. **In:** AMSTRUP, S. C.; MCDONALD, T. L.; MANLY, B. J. F. (Eds.). *Handbook of Capture-Recapture Analysis*. Princeton University Press, New Jersey, NJ, p. 266-289.
- MANN, J. C.; CONNOR, R. C.; TYACK, P. L.; WHITEHEAD, H. 2000. Cetacean societies: Field Studies of Dolphins and Whales. Chicago: The University of Chicago Press, 448 p.
- MARCHETTO, C. 2010. Estimativas de abundância do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Cetacea, Delphinidae) no complexo estuarino de Paranaguá utilizando modelos de captura-recaptura. Dissertação de Mestrado, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo, 71 p.
- MEIRELLES, A. C. O. 2013. Ecologia populacional e comportamental do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864), na Enseada do Mucuripe, Fortaleza, Estado do Ceará. Tese de Doutorado, Instituto de Ciências do Mar, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 133 p.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (MMA). Portaria nº444, de 17 de dezembro de 2014. *Diário Oficial da União*, Seção 1, v. 245, p. 121-126.

- NICHOLS, J. D. 2005. Modern Open-population Capture-Recapture Models. **In:** AMSTRUP, S. C.; MCDONALD, T. L.; MANLY, B. J. F. (Eds.). Handbook of Capture-Recapture Analysis. Princeton University Press, New Jersey, NJ, p. 88-123.
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A EDUCAÇÃO, A CIÊNCIA E A CULTURA - UNESCO. 2005. World Network of Biosphere Reserves: SC/EES. Marrakesh, Morocco. The MAB Program, 19 p.
- OSHIMA, J. E. F.; SANTOS, M. C. O.; BAZZALO, M.; FLORES, P. A. C.; PUPIM, F. N. 2010. Home ranges of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in the Cananéia estuary, Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 90, n. 8, p. 1641-1647.
- OSHIMA, J. E. F.; SANTOS, M. C. O. 2016. Guiana dolphin home range analysis based on 11 years of photo-identification research in a tropical estuary. *Journal of Mammalogy*, v. 97, n. 2, p. 599-610.
- OTIS, D. L.; BURNHAM, K. P.; WHITE, G. C.; ANDERSON, D. R. 1978. Statistical Inference from Capture Data on Closed Animal Populations. *Wildlife Monographs*, n. 62, p. 3-135.
- PACÍFICO, E. S. 2008. Estimativa de abundância do Boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no complexo estuarino-lagunar de Cananéia (SP): gerando subsídios para a carta SAO. Monografia. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, São Paulo, 76 p.
- PARO, A. D. 2010. Estimativa populacional e uso do hábitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral sul do Rio Grande do Norte. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 129 p.
- PARSONS, E. C. M.; BAULCH, S.; BECHSHOFT, T.; BELLAZZI, G.; BOUCHET, P.; COSENTINO, A. M.; GODARD-CODDING, C. A. J.; GULLAND, F.; HOFFMANN-KUHNT, M.; HOYT, E.; LIVERMORE, S.; MACLEOD, C. D.; MATRAI, E.; MUNGER, L.; OCHIAI, M.; PEYMAN, A.; RECALDE-SALAS, A.; REGNERY, R.; ROJAS-BRACHO, L.; SALGADO-KENT, C. P.; SLOOTEN, E.; WANG, J. Y.; WILSON, S. C.; WRIGHT, A. J.; YOUNG, S.; ZWAMBORN, E.; SUTHERLAND, W. J. 2015. Key research questions of global importance for cetacean conservation. *Endang. Species Res.*, v. 27, p. 113-118.

- PIZZORNO J. L. A. 1999. Estimativa populacional do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, na Baía de Guanabara, por meio de catálogo de fotoidentificação. Dissertação de Mestrado, Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 88 p.
- PLEDGER, P. S. 2000. Unified Maximum Likelihood Estimates for Closed Capture-Recapture Models Using Mixtures. *Biometrics*, v. 56, p. 434-442.
- POLLOCK, K. H. 1982. A Capture-Recapture Design Robust to Unequal Probability of Capture. *The Journal of Wildlife Management*, v. 46, n. 3, p. 752-757.
- POLLOCK, K. H.; NICHOLS, J. D.; BROWNIE, C.; HINES, J. E. 1990. Statistical Inference for Capture-Recapture Experiments. *Wildlife Monographs*, n. 107, p. 1-97.
- POLLOCK, K. H.; ALPIZAR-JARA, R. 2005. Classical Open-population Capture-Recapture Models. **In:** AMSTRUP, S. C.; MCDONALD, T. L.; MANLY, B. J. F. (Eds.) *Handbook of Capture-Recapture Analysis*. Princeton University Press, New Jersey, NJ, p. 36-57.
- PRADEL, R.; HINES, J. E.; LEBRETON, J.; NICHOLS, J. D. 1997. Capture-Recapture Survival Models Taking Account of Transients. *Biometrics*, v. 53, p. 60-72.
- PRIMACK, R.; ROZZI, R.; FEISINGER, P.; DIRZO, R.; MASSARDO, F. 2001. Fundamentos de conservación biológica. Perspectivas Latinoamericanas, Fondo de Cultura Económica, México, Distrito Federal.
- READ, A. J.; URIAN, K. W.; WILSON, B.; WAPLES, D. M. 2003. Abundance of bottlenose dolphins in the bays, sounds and estuaries of North Carolina. *Marine Mammal Science*, v. 19, p. 59-73.
- REEVES, R. R.; SMITH, B. D.; CRESPO, E. A.; DI SCIARA, G. N. 2003. *Dolphins, whales and porpoises: 2002 – 2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans*. The World Conservation Union, IUCN, Gland, Switzerland.
- ROLLO JR., M. M. 2002. Modelagem da distribuição do boto *Sotalia guianensis* VAN BÉNÉDEN 1863 (CETACEA, DELPHINIDAE) na região de Cananéia, sul do Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Museu de Zoologia da Universidade de São Paulo, São Paulo, 207 p.

- ROSAS, F. C. W.; MARIGO, J.; LAETA, M.; ROSSI-SANTOS, M. R. 2010. Natural History of Dolphins of the Genus *Sotalia*. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, v. 8, n. 1-2, p. 57-68.
- ROSS, J. L. S. 2002. A morfogênese da bacia do rio Ribeira do Iguape e os sistemas ambientais. *Revista GEOUSP - Espaço e Tempo*, São Paulo, n. 12, p. 21-26
- SANTOS, M. C. O.; ROSSO, S.; SICILIANO, S.; ZERBINI, A. N.; ZAMPIROLI, E.; VICENTE, A.; ALVARENGA, F. 2000. Behavioral observations of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in São Paulo estuarine waters, Southeastern Brazil. *Aquatic Mammals*, v. 26, n. 3, p. 260-67.
- SANTOS, M. C. de O.; ROSSO, S.; RAMOS, R. M. A. 2003. Age estimation of marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) in southeastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, v. 83, n. 1, p. 233-236.
- SANTOS, M. C. de O. 2004. Uso de área e organização social do boto-tucuxi marinho, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), no estuário de Cananéia, SP. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, SP, 265 p.
- SANTOS, M. C. O.; ZERBINI, A. N. 2006. Abundance estimates of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) in the Cananéia Estuary, southeastern Brazil. **In:** SICILIANO, S.; BOROBIA, M.; BARROS, N. B.; MARQUES, F.; TRUJILLO, F.; FLORES, P. A. C. (Eds.). Workshop on Research and Conservation of the Genus *Sotalia*. Armação de Búzios, Rio de Janeiro, Brasil, p. 51.
- SANTOS, M. C. de O.; ROSSO, S. 2007. Ecological aspects of marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) based on group size and composition in the Cananéia estuary, southeastern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, v. 6, n. 1, p. 71-82.
- SANTOS, M. C. de O.; CREMER, M. J.; SECCHI, E. R.; FLACH, L. FILLA, G.; HUBNER, A.; DUSSÁN-DUQUE, B. S. 2010. Report of the working group on population abundance and density estimation. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, v. 8, n. 1-2, p. 39-45.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; MESQUITA, H. S. L.; CINTRÓN-MOLERO, G. 1990. The Cananéia lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. *Estuaries*, v. 13, p. 193-203.

- SCHULZE, B. 2012. Estimativa populacional e área de vida do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 121 p.
- SCOTT, M. D.; WELLS, R. S.; IRVINE, A. B.; MATE, B. R. 1990. Tagging and marking studies on small cetaceans. **In:** LEATHERWOOD, S.; REEVES, R. R. (Eds). The bottlenose dolphin. Academic Press, San Diego, USA, p. 489-514.
- SEBER, G. A. F. 1982. *The estimation of animal abundance and related parameters*. 2^a Ed. Charles Griffin & Company, London, 654 p.
- SECCHI, E. 2012. *Sotalia guianensis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 14 jan. 2015.
- SHAFFER, M. L. 1981. Minimum Population Sizes for Species Conservation. *BioScience*, v. 31, n. 2, p. 132-134.
- SOUZA, S. C. P. 2013. Estimativa de parâmetros populacionais do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty (RJ). Dissertação de Mestrado, Instituto de Biologia Roberto Alcântara Gomes, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 64 p.
- STEVICK, P. T.; PALSBOÛLL, P. J.; SMITH, T. D.; BRAVINGTON, M. V.; HAMMOND, P. S. 2001. Errors in identification using natural markings: rates, sources, and effects on capture-recapture estimates of abundance. *Canadian Journal of Fisheries and Aquaculture Science*, v. 58, p. 1861-1870.
- TESSLER, M. G.; SOUZA, L. A. P. 1998. Dinâmica Sedimentar e Feições Sedimentares Identificadas na Superfície de Fundo do Sistema Cananéia-Iguape, SP. *Revista Brasileira de Oceanografia*, v. 46, n. 1, p. 69-83.
- THOMAS, L.; BUCKLAND, S. T.; BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R.; LAAKE, J. L.; BORCHERS, D. L.; STRINDBERG, S. 2002. Distance Sampling. **In:** EL-SHAARAWI, A. H.; PIEGORSCH, W. W. (Eds.). *Encyclopedia of Environmetrics*. John Wiley & Sons, Chichester, England, v. 1, p. 544-552.

- THOMPSON W. L. 2004. *Sampling rare or elusive species: concepts, designs, and techniques for estimating population parameters*. Island Press, Washington, D.C., EUA, 429 p.
- THOMPSON, W. L.; WHITE, G. C.; GOWAN, C. 1998. *Monitoring Vertebrate Populations*. Academic Press, San Diego, EUA, 365 p.
- URIAN, K.; GORGONE, A.; READ, A.; BALMER, B.; WELLS, R. S.; BERGGREN, P.; DURBAN, J.; EGUCHI, T.; RAYMENT, W.; HAMMOND, P. S. 2015. Recommendations for photo-identification methods used in capture-recapture models with cetaceans. *Marine Mammal Science*, v. 31, n. 1, p. 298-321.
- WELLS, R. S. 1991. The role of long-term study in understanding the social structure of a bottlenose dolphin community. **In:** PRYOR, K; NORRIS, K. S. (Eds.). *Dolphin Societies: Discoveries and Puzzles*. University of California Press, Los Angeles, EUA, p. 199-225.
- WELLS, R. S. Identification Methods. 2009. **In:** PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (Org.). *Encyclopedia of Marine Mammals*. 2^a Ed. San Diego, CA: Academic Press, p. 593-599.
- WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. 1999. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, v. 46, p. 120-138.
- WHITE, G. C.; ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; OTIS, D. L. 1982. *Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations*. Los Alamos National Laboratory, New Mexico, EUA, 235 p.
- WILLIAMS, J. A.; DAWSON, S. M.; SLOOTEN, E. 1993. The abundance and distribution of bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. *Canadian Journal of Zoology*, v. 71, p. 2080-2088.
- WILSON, B.; HAMMOND, P. S.; THOMPSON, P. M. 1999. Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population. *Ecological Applications*, v. 9, n. 1, p. 288-300.
- WÜRSIG, B.; JEFFERSON, T. A. Methods of photo-identification for small cetaceans. **In:** HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A.; DONOVAN, G. P. (Eds.). 1990. Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. *Reports of the International Whaling Commission*, Special Issue 12, p. 43-52.