

Kátia Bolis

Indivíduos não marcados nas estimativas populacionais do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*), em Laguna/SC: correção ou distorção?

Monografia submetida ao
Programa de Graduação em
Ciências Biológicas da
Universidade Federal de Santa
Catarina para a obtenção do Grau
de bacharel em Ciências Biológicas

Orientador: Prof. Dr. Fábio
Gonçalves Daura-Jorge

Florianópolis

2017

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Bolis, Kátia
Indivíduos não marcados nas estimativas
populacionais do boto-da-tainha (*Tursiops
truncatus*), em Laguna/SC: correção ou distorção? /
Kátia Bolis ; orientador, Fábio Gonçalves Daura
Jorge , 2017.
67 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) -
Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de
Ciências Biológicas, Graduação em Ciências Biológicas,
Florianópolis, 2017.

Inclui referências.

1. Ciências Biológicas. 2. Coeficiente Theta. 3.
Fotoidentificação. 4. Marcação-recaptura. 5. Análise
de poder. I. , Fábio Gonçalves Daura-Jorge. II.
Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em
Ciências Biológicas. III. Título.

À natureza e toda sua magia!

“Para ser grande, sê inteiro.

Nada teu exagera ou exclui.

Sê todo em cada coisa.

Põe quanto és no mínimo que fazes.

Assim em cada lago a lua toda brilha, porque alta vive.”

Fernando Pessoa

AGRADECIMENTOS

Sempre amei ler essa seção dos trabalhos! Sempre vi este como um espaço para tornar pública a gratidão, o amor e a admiração que temos por quem compartilha conosco a vida e grandes momentos como este. O TCC finaliza uma das etapas mais bonitas da vida: a faculdade. Um dos primeiros momentos de fazer o que amamos, de nos conhecermos e de crescer...

Sou muito feliz por ter vivido grandes experiências ao lado de pessoas tão especiais!

Nomeio aqui alguns seres importantes nessa caminhada. Os que não têm seus nomes aqui não perdem em importância nem no tamanho do meu carinho e admiração.

Nessa caminhada sempre tive o apoio incondicional da minha família. A família Bolis que eu amo do jeitinho que ela é: cheia de companheirismo, alegria, bichinhos de estimação, comidas deliciosas, cerimônias, algumas briguinhas e muuuuito amor! Agradeço muito ao meu pai Moacir, pelo exemplo de determinação e força! À minha mãe, amiga e aanja Anutoshi, pela parceria que vai além das palavras, por me compreender e ensinar o quão imensurável é o amor!

Agradeço a minha irmã Aline que sempre me inspirou a buscar o que me faz feliz (em especial os estágios!!). À minha irmã Adri, que me mostra sempre a essência das coisas e tem sempre as palavras certas para cada momento! Tenho profunda admiração pelo ser humano cheio de virtudes que você é! E a Káren pela experiência mais enriquecedora que conheço: a de dividir a vida desde sempre... ter uma irmã gêmea escapa do que podemos compreender e expressar... Obrigada pela conexão e pela oportunidade de ser fisicamente igualzinha a você! Aos meus companheirinhos de estimação, que também são parte da família e cresceram comigo! Os represento aqui agradecendo ao Jimmy e a Belinha que há pouco nos deixaram.

À Jujubarte que foge a qualquer descrição! Meu amor por ti é tão imenso que não ousa reduzi-lo a palavras. Gratidão por compartilhar essa caminhada no mundo de realização dos nossos sonhos! Crescemos muito juntas e cada uma a sua maneira!

Aos meus amigos filósofos da Nova Acrópole pelo belo caminho que trilhamos lado a lado na busca de um mundo novo e melhor e de um ser humano na totalidade do seu ser. Me sinto muito

feliz e honrada por ter essa oportunidade. Obrigada pelos encontros, pelas limpezas, pelos voluntariados, pelos estudos e pela amizade!!

As crianças que possibilitaram que eu conhecesse a pureza, a simplicidade e a alegria com que levam a vida!! Em especial ao Bernado e a Luiza!

Ao meu orientador Fábio, pela construção desse lindo trabalho e pela oportunidade de crescimento! Você é uma grande fonte de inspiração!

Ao Alê, meu segundo orientador. Que me mostrou tantas ferramentas e dicas. Obrigada pela disposição! Você já é um mega orientador!

A Carol que cedeu parte dos dados do seu doutorado para a realização deste trabalho.

À família LAMAQ! Não há outra definição melhor para nossa relação, já que somos muito mais que um grupo de estudos dentro de uma universidade. Obrigada pelas reuniões, pelas limpezas, pelo companheirismo!

As meninas do LAMAQ pelo lindo laço de amizade, pelas conversas, pelas loucuras. Sou muito feliz por ter amigas como vocês! E orgulhosa demais das profissionais que estamos nos tornando! O mundo ganha muito com o brilho e a capacidade de deixar tudo lindo que cada uma de vocês têm!

À minha banca, Paulinho, Maurício e Carol. Obrigada pela disponibilidade e pelas correções! Vocês são grandes exemplos de profissionais e seres humanos maravilhosos!

Aos meus colegas e amigos da graduação por esses anos maravilhosos de convivência! Aos Siameses pelos encontros dentro e fora da universidade! E aos tantos outros colegas e amigos por quem tenho um carinho enorme!

Às minhas amigas Lus, Fugi e Meserd, por essa amizade que já passou por diversas fases! Vocês duas são grandes exemplos de generosidade! Quero vocês pra sempre na minha vida!

Por fim agradeço a vida e a oportunidade de vivê-la em sua totalidade!

RESUMO

Estimar o número de indivíduos de uma população é uma questão central da ecologia de populações e um dado importante para avaliação do seu estado de conservação. As estimativas de pequenos cetáceos são realizadas a partir de dois passos. Em geral, estima-se o número de indivíduos marcados por fotoidentificação, através de modelos de marcação-recaptura e inclui-se *a posteriori* os dados dos indivíduos não marcados, através do coeficiente *Theta* (Θ). O coeficiente Θ representa a proporção de indivíduos marcados em relação ao total de indivíduos amostrados. Há na literatura diversos ‘níveis de cálculo’ para obtenção dessa proporção (*Grupos*, *Fotografias*, *Indivíduos*), todos com o mesmo resultado funcional. Nós avaliamos, a partir do estudo de caso da população de botos-da-tainha (*Tursiops truncatus*) de Laguna/SC a influência dessas diferenças nas estimativas finais - corrigidas com o valor do Θ , através da criação de cenários com variáveis metodológicas. Além dos ‘níveis de cálculo’, analisamos a influência da qualidade das fotografias utilizadas (A, A+B e A+B+C) e do tamanho da amostra – quantidade de fotografias e tamanho dos grupos (exclusão de amostras pequenas, exclusão de amostras grandes, exclusão de amostras de tamanhos extremos e amostras sem restrições de tamanho). Avaliamos, além disso, o poder de detecção de tendências populacionais para cada caso. Nossos resultados demonstram pouca influência na acurácia e grande variação em relação a precisão das estimativas, indicando perda significativa do poder de informação a depender da forma de obtenção do Θ . A precisão variou significativamente de acordo com o nível de cálculo ($p < 0,001$, $F = 83,65$, $GL = 2$) e a qualidade das fotografias ($p < 0,001$, $F = 13,25$, $GL = 2$). O teste *a posteriori* de Tukey demonstrou que os cenários de *Grupos* são diferentes dos cenários de *Fotografias* e diferente de *Indivíduos*, e que amostras com fotografias de qualidade A diferiram de amostras com fotografias A+B e A+B+C. Em relação ao poder de detecção de tendências populacionais, o cenário GR2 (nível de cálculo *Grupos*, amostras com fotografias de qualidade A, sem amostras de indivíduos solitários) que gerou o maior coeficiente de variação (0,231) levaria 17 anos para observar queda de 5% na população, com esforço semelhante ao empregado nesse estudo de caso. A população original de 52 indivíduos estaria reduzida a 23 quando a tendência fosse detectada (redução de 56%). Os cenários mais precisos - F12 (nível de cálculo *Fotografias*, amostras com fotografias de qualidade ABC, sem amostras de tamanhos extremos) e I2 (nível de cálculo *Indivíduos*,

amostras com fotografias de qualidade AB, amostras sem restrição de tamanho) e com menores coeficientes de variação ($CV= 0,061$) detectariam mudanças em 7 anos, com redução de 26% da população original (de 52 e 54 indivíduos para 38 e 40 indivíduos respectivamente). De acordo com nossos resultados os níveis de cálculo mais adequados, quanto a acurácia e precisão, correspondem a *Fotografias e Indivíduos*, sendo que a escolha deve ser feita *a priori* e de acordo com as particularidades da população de estudo.

Palavras-chave: Coeficiente *Theta*; fotoidentificação; marcação-recaptura; *Mark-Resight*; acurácia; precisão; análise de poder.

ABSTRACT

To estimate the number of individuals of a population is the main question of population ecology and it is a relevant data to evaluate individuals' conservation state. The estimation of small cetaceans is done by two points. Generally, the number of individual marked is estimated by photo-identification, through marking-recapture models and after that, the data of unmarked individuals are included through Theta (Θ) coefficient. Theta coefficient means the proportion of marked individuals in relation of the total number of sampled individuals. In the literature, there are several 'calculation levels' to obtain this proportion (*Groups, Photographs, Individuals*), all with the same functional result. From the study case of a boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) population from Laguna/SC, we evaluated the influence of these differences in the final estimates – corrected with Θ value, through the creation of scenarios with methodological variables. Besides the 'calculation levels', we analyze the influence of quality of the photographs used (A, A+B and A+B+C) and the size of the sample (exclusion of small samples, exclusion of big samples, exclusion of extreme size samples and no size restriction samples). Moreover, we evaluated the power to detect population trends of each case. Our results demonstrate little influence on the accuracy and a large variation in precision of estimates, indicating loss of information power depending on the way of obtaining Θ . The precision varied significantly according to the calculation level ($p < 0,001$, $F = 155,369$, $GL=2$) and photographs quality ($p < 0,001$, $F = 19,278$, $GL=2$). A *posteriori* test by Tukey demonstrate that *Group* scenarios are different than *Photographs* and *Individuals* scenarios, it also showed that samples with quality A photographs differ from samples with quality AB and ABC. Regarding the power to detect population trends, the scenario GR2 (calculation level *Groups*, samples with A quality photograph, without samples of solitary individuals) generated the higher variation coefficient (0,231), would take 17 years to observe a 5% population decline, with similar effort as used in this study case. The original population of 52 individual would be reduced to 23 when the trend was detected (56% reduction). The most precise scenarios – F12 (calculation level *Photographs*, samples with A+B+C photograph, without extreme size samples) and I2 (calculation level *Individuals*, samples with A+B photograph, without size restriction samples) and with lower variation coefficients ($VC=0,061$) would detect changes in 7 years, with 26% reduction of the original population (from

52 and 54 individuals to 38 and 40 individuals, respectively). According to our results the most adequate calculation levels, considering accuracy and precision, correspond to *Photographs* and *Individuals*, and the choice must be made *a priori* and according to the particularities of the study population.

Key words: Theta coefficient, photo-identification, mark-recapture, accuracy, precision, power analysis.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1- Padrões de reconhecimento individual. (A) Padrão de cores da nadadeira caudal de baleias jubarte, *Megaptera novaeangliae*. As setas indicam as extremidades brancas, referentes ao padrão 3 (adaptado de aqualie.org). (B) Padrão de calosidades na cabeça em baleia-franca *Eubalaena australis* indicadas pelas setas (adaptado de baleiafranca.org.br). (C e D) Marcas na borda da nadadeira dorsal de *Tursiops truncatus* indicadas pela seta e arranhões indicados pelos quadrados (adaptado de LAMAQ-UFSC). 21

Figura 2- Complexo Lagunar (Lagoa Mirim, Imaruí e Santo Antônio) adjacente à cidade de Laguna/SC, com as rotas de estudo realizadas durante o esforço amostral do ano de 2014 sinalizadas pelas linhas. 30

Figura 3 - Boxplot com o número de fotografias em cada categoria de qualidade (A; A+B; A+B+C). Os valores do 1º e 3º quartil, utilizados para definição do tamanho amostral, estão representados em cada caso. A – fotografias excelentes. A e B fotografias boas. A, B e C fotografias ruins. 35

Figura 4 - Gráfico de dispersão dos valores de *Theta* em nos 25 cenários propostos. GR1 (A, todos). GR2 (A, sem solitários). GR3 (AB, todos). GR4 (AB, sem solitários). GR5 (AB, sem grupos grandes). GR6 (AB, sem

extremos). GR7 (ABC, todos). GR8 (ABC, sem solitários). GR9 (ABC, sem grupos grandes). GR10 (ABC, sem extremos). F1 (A, todas). F2 (A, sem amostras pequenas). F3 (A, sem amostras grandes). F4 (A, sem extremos). F5 (AB, todas). F6 (AB, sem amostras pequenas). F7 (AB, sem amostras grandes). F8 (AB, sem extremos). F9 (ABC, todas). F10 (ABC, sem amostras pequenas). F11 (ABC, sem amostras grandes). F12 (ABC, sem extremos). I1 (A). I2 (AB). I3 (ABC).37

Figura 5- Estimativas totais corrigidas e intervalos de confiança do ano de 2014 para todos os cenários propostos, juntamente com a estimativa gerada por *Mark-Resight* (MR). A linha representa o número de indivíduos (53,5) gerado por MR. GR1 (A, todos). GR2 (A, sem solitários). GR3 (AB, todos). GR4 (AB, sem solitários). GR5 (AB, sem grupos grandes). GR6 (AB, sem extremos). GR7 (ABC, todos). GR8 (ABC, sem solitários). GR9 (ABC, sem grupos grandes). GR10 (ABC, sem extremos). F1 (A, todas). F2 (A, sem amostras pequenas). F3 (A, sem amostras grandes). F4 (A, sem extremos). F5 (AB, todas). F6 (AB, sem amostras pequenas). F7 (AB, sem amostras grandes). F8 (AB, sem extremos). F9 (ABC, todas). F10 (ABC, sem amostras pequenas). F11 (ABC, sem amostras grandes). F12 (ABC, sem extremos). I1 (A). I2 (AB). I3 (ABC). MR (*Mark-Resight*).....38

Figura 6– Distância entre os valores encontrados nos 25 cenários em relação aos valores de referência gerados pelo MR. Os triângulos referem-se a precisão (amplitude do intervalo de confiança dos cenários). Os círculos mostram a distância entre as estimativas finais dos cenários e a estimativa final gerada pelo MR. O triângulo vermelho destaca o cenário mais impreciso (GR2), enquanto os triângulos azuis destacam os cenários mais precisos (F12 e I2). GR1 (A, todos). GR2 (A, sem solitários). GR3 (AB, todos). GR4 (AB, sem solitários). GR5 (AB, sem grupos grandes). GR6 (AB, sem extremos). GR7 (ABC, todos). GR8 (ABC, sem solitários). GR9 (ABC, sem grupos grandes). GR10 (ABC, sem extremos). F1 (A, todas). F2 (A, sem amostras pequenas). F3 (A, sem amostras grandes). F4 (A, sem extremos). F5 (AB, todas). F6 (AB, sem amostras pequenas). F7 (AB, sem amostras grandes). F8 (AB, sem extremos). F9 (ABC, todas). F10 (ABC, sem amostras pequenas). F11 (ABC, sem amostras grandes). F12 (ABC, sem extremos). I1 (A). I2 (AB). I3 (ABC). 39

Figura 7 - Comparação par a par das variáveis explanatórias (nível de cálculo, qualidade das fotografias e tamanho das amostras – quantidade de fotografias e tamanho dos grupos) em relação as variáveis resposta (acurácia e precisão) de acordo com o teste *a posteriori* de Tukey. Pares – representados pelas barras- que não tocam a linha tracejada são diferentes entre si. I Indivíduos. F Fotografias. GR Grupos. A cenários com qualidade

de fotografia A. AB cenários com qualidade de fotografia AB. ABC cenários com qualidade de fotografia ABC. T cenários sem restrição de tamanho de amostra. SP cenários sem amostras pequenas. SG cenários sem amostras grandes. SE cenários sem amostras de tamanhos extremos.41

Figura 8 – Tempo de monitoramento necessário para detectar uma tendência populacional negativa de 5%. Relação entre os coeficientes de variação das estimativas totais gerada pelos 25 cenários propostos e o tempo de detecção (em anos) de mudanças na tendência populacional.....43

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Cenários criados com base nas diferentes formas de obtenção do coeficiente *Theta* do nível de cálculo *Grupos*. As variações metodológicas destes cenários incluem a qualidade das fotografias (A – excelentes; B – boas; C – ruins) e o tamanho dos grupos. 34

Tabela 2 - Cenários criados com base nas diferentes formas de obtenção do coeficiente *Theta* considerando *Fotografias* como nível de cálculo. As variações metodológicas incluem a qualidade das fotografias (A; A+B; A+B+C) e a quantidade de fotografias consideradas de acordo com os valores do 1º e 3º quartil, sendo amostras pequenas menores que o valor de 1º quartil e amostras grandes maiores que os valores de 3º quartil. A – fotografias excelentes. A+B fotografias boas. A, B e C fotografias ruins... 35

Tabela 3 - Cenários criados com base nas diferentes formas de obtenção do coeficiente *Theta* considerando o nível de cálculo *Indivíduos*. As variações metodológicas incluem a qualidade das fotografias. A – fotografias excelentes. A e B fotografias boas. A, B e C fotografias ruins. 36

SUMÁRIO

1. Introdução	19
2. Objetivos	24
2.1. Objetivo geral	24
2.2. Objetivos específicos	24
3. Metodologia	25
3.1. Estado da arte	25
3.2. Níveis de cálculo para elaboração de cenários	25
3.2.1. Grupos	25
3.2.2. Fotografias	26
3.2.3. Indivíduos	27
3.3. Cenários – variações metodológicas	27
3.4. Banco de dados	28
3.5. Estimativa de indivíduos marcados	31

3.5.1	Análise da influência do Θ - Acurácia e Precisão	31
3.5.2	Análise de Poder	32
4.	Resultados.....	33
4.1.	Estado da arte	33
4.2.	Estimativa por marcação-recaptura	33
4.3.	Criação dos cenários	33
4.3.1.	<i>Grupos</i>	33
4.3.2.	<i>Fotografias</i>	34
4.3.3.	<i>Indivíduos</i>	36
4.4.	Estimativa total	36
4.5.	Acurácia e precisão.....	38
4.6.	Análise de Poder	43
5.	Discussão.....	45
6.	Conclusão.....	50

7. Referências.....51

8. Apêndices59

1. Introdução

Conhecer o tamanho de uma população representa uma questão central da ecologia de populações (KREBS, 1978), e um passo essencial para compreender a dinâmica populacional (SILVA et al., 2009). Geralmente, o tamanho populacional é inferido a partir de uma amostra representativa da população, através da aplicação de um método de amostragem, que em um contexto de monitoramento pode avaliar tendências e/ou o comportamento da dinâmica populacional. Estes estudos direcionam ações de conservação (GOMEZ-SALAZAR; TRUJILLO; WHITEHEAD, 2011) e fornecem dados sobre o estado de conservação das espécies em questão. Assim, gerar estimativas distorcidas, super ou subestimadas, pode levar a conclusões errôneas, levando a decisões equivocadas de manejo e/ou conservação (WANG et al., 2012).

Para os cetáceos, em geral, a obtenção de dados ecológicos exige uma diversidade de abordagens metodológicas a fim de superar as dificuldades geradas pela ampla distribuição, alta mobilidade e pelo tempo de permanência embaixo da água (CHENEY et al., 2014). Desta forma, estudos populacionais de longo prazo combinam modelos de marcação-recaptura com abordagens de reconhecimento individual, por meio de técnicas de fotoidentificação (HAMMOND; MIZROCH; DONOVAN, 1990a). Diversos aspectos ecológicos podem ser estimados a partir da combinação da fotoidentificação e modelos de marcação-recaptura, tais como: (1) parâmetros populacionais - sobrevivência e abundância (BARLOW; TAYLOR, 2005; CANTOR et al., 2012; FRUET et al., 2011; HAMMOND; MIZROCH; DONOVAN, 1990b; SILVA et al., 2009; SLOOTEN; DAWSON; LAD, 1992; WILSON; HAMMOND; THOMPSON, 1999); (2) padrões de distribuição e movimentos em diferentes escalas (BAKER et al., 1986; INGRAM; ROGAN, 2002; STEVICK et al., 2004; WHITEHEAD et al., 2008); (3) taxas de residência e fidelidade à área (ROSSI-SANTOS; WEDEKIN; MONTEIRO-FILHO, 2007; SIMÕES-LOPES; FABIAN, 1999; WEDEKIN et al., 2010; ZOLMAN, 2002); (4) elementos de história de vida como parâmetros reprodutivos e idade (CONNOR; READ; WRANGHAM, 2000; FRUET et al., 2015a; WELLS; SCOTT, 1990); (5) e padrões de associação de indivíduos (CANTOR et al., 2012);

LUSSEAU et al., 2003; WELLS; SCOTT; IRVINE, 1987; WHITEHEAD, 1997; WHITEHEAD; DUFAULT, 1999).

As marcas utilizadas nesta técnica podem variar de acordo com a espécie estudada (Figura 1). Para a baleia jubarte, *Megaptera novaeangliae*, e para os cachalotes, *Physeter machocephalus*, tal reconhecimento individual se dá pela nadadeira caudal (CLAPHAM, 2000; KATONA; WHITEHEAD, 1981), enquanto na baleia-franca, *Eubalaena australis*, o indivíduo é reconhecido pelo padrão único de distribuição das calosidades na cabeça (KRAUS et al., 1986). Já o reconhecimento individual de pequenos cetáceos utiliza marcas na borda e a própria forma das nadadeiras dorsais, seus padrões de pigmentação ou cicatrizes e arranhões que persistem ao longo dos anos (LOCKYER; MORRIS, 1990; URIAN et al., 2015; WÜRSIG; JEFFERSON, 1990). Porém, para que estas marcas possam ser utilizadas com sucesso, é necessário seguir alguns critérios a fim de selecionar apenas marcas de longa duração (WÜRSIG; JEFFERSON, 1990; WÜRSIG; WÜRSIG, 1977) e assim evitar falsos positivos (WELLS; SCOTT, 1990).

As marcas na nadadeira dorsal dos pequenos cetáceos são adquiridas ao longo da vida, seja por interação social ou com o ambiente, bem como por ações antrópicas - como artefatos de pesca (HAMMOND; MIZROCH; DONOVAN, 1990b; WÜRSIG; WÜRSIG, 1977), patologias (LOCKYER; MORRIS, 1990) ou colisões com embarcações (VAN WAEREBEEK et al., 2007). Ao mesmo tempo, é comum que haja na população alguns indivíduos que não apresentam marcas (GORMLEY et al., 2005), por serem jovens ou por interagirem menos socialmente. Estes indivíduos não são identificáveis por fotoidentificação, e afetam diretamente as estimativas de abundância, que geralmente são realizadas considerando indivíduos marcados (e.g. WILSON; HAMMOND; THOMPSON, 1999).

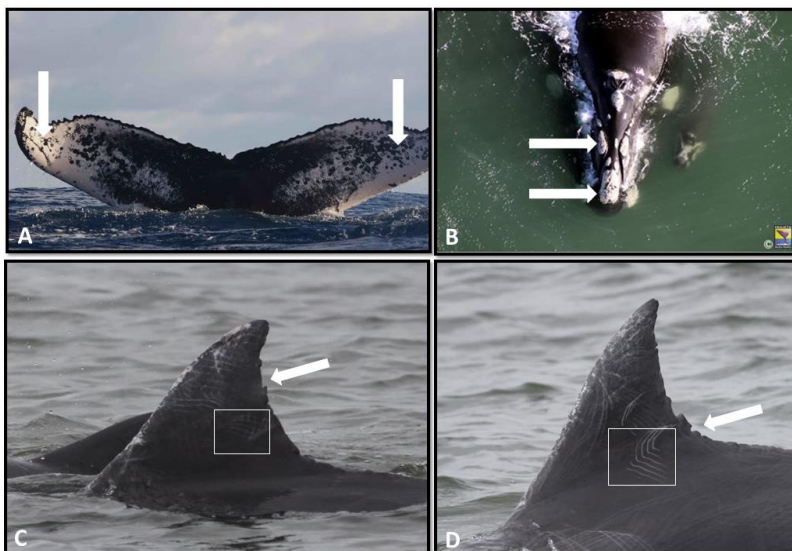


Figura 1- Padrões de reconhecimento individual. (A) Padrão de cores da nadadeira caudal de baleias jubarte, *Megaptera novaeangliae*. As setas indicam as extremidades brancas, referentes ao padrão 3 (adaptado de aqualie.org). (B) Padrão de calosidades na cabeça em baleia-franca *Eubalaena australis* indicadas pelas setas (adaptado de baleiafranca.org.br). (C e D) Marcas na borda da nadadeira dorsal de *Tursiops truncatus* indicadas pela seta e arranhões indicados pelos quadrados (adaptado de LAMAQ-UFSC).

Para os cetáceos em geral e especialmente para pequenos odontocetos, as estimativas populacionais são realizadas considerando dois passos (EGUCHI, 2014; SHIRAKIHARA et al., 2002). Primeiro, a parcela de indivíduos marcados é estimada por modelos de marcação-recaptura, ou seja, os animais fotografados e identificados, são registrados num histórico de captura utilizado para a elaboração dos modelos. Para a estimativa total, que inclui *a posteriori* os indivíduos que não possuem marcas naturais ou possuem marcas não identificáveis, utiliza-se a proporção entre animais marcados (N_M) em relação ao número total de indivíduos observados (N_T), por meio da seguinte equação:

$$\Theta = \frac{N_M}{N_T}$$

Essa proporção é conhecida na literatura como coeficiente *Theta* (Θ) ou taxa de marcação. Seus valores podem variar de 0 a 1, em que 0 representa nenhum indivíduo marcado e 1 que todos os animais possuem marcas. A partir desta proporção é possível inflar as estimativas de abundância geradas pelos modelos de marcação-recaptura, através da divisão do seu valor pelo Θ . Assim, tem-se uma estimativa total corrigida.

Há diferentes caminhos para se chegar na proporção de marcados (Θ) durante uma amostragem de marcação-recaptura por fotoidentificação. As alternativas diferem quanto a espécie-alvo, questões comportamentais e escolhas metodológicas. Assim, alguns pesquisadores estimam Θ a partir das proporções de animais marcados nos grupos (DAURA-JORGE; INGRAM; SIMÕES-LOPES, 2013; SIMÕES-LOPES; FABIAN, 1999) enquanto outros chegam ao valor de Θ a partir da proporção do número de fotografias de animais com marcas em relação ao número total de fotografias (e.g. WILLIAMS; DAWSON; SLOOTEN, 1993). Há também autores que obtêm a proporção de animais marcados considerando o número total de indivíduos encontrados (e.g. WILSON; HAMMOND; THOMPSON, 1999), e outros que não explicam com detalhes como é realizada a inclusão dos animais não-marcados (e.g. WELLS; SCOTT, 1990). A diversidade de formas de cálculo da proporção de indivíduos marcados através do coeficiente Θ pode dificultar a escolha de qual protocolo é o mais apropriado para cada situação (GORMLEY et al., 2005).

Independente da abordagem utilizada, o Θ é calculado para um período amostral, que pode ser definido como um dia de campo, o tempo de observação de um grupo, ou um conjunto de saídas dentro de um determinado período (e.g. BERROW et al., 2012; CHILVERS; CORKERON, 2003; REISINGER; KARCZMARSKI, 2010). Assim, os valores de Θ calculados para cada amostra são utilizados para o cálculo da média e variância da proporção de marcados (Θ), que são utilizados nas correções das estimativas anuais ou sazonais (e.g. SILVA et al., 2009). Além de inflar a abundância estimada considerando os

indivíduos não marcados, a variância do valor do Θ deve então ser considerada no cálculo de um novo intervalo de confiança (IC) da abundância total.

Mesmo com esta diversidade de possibilidades para chegar ao valor do Θ e de sua variação, todos os estudos assumem o mesmo significado funcional – proporção de indivíduos marcados na população – e o utiliza para estimar o número total de indivíduos, marcados e não marcados. No geral, este procedimento de inclusão dos indivíduos não marcados nas estimativas geradas por modelos de marcação-recaptura, pode levar a perda de precisão por um alargamento significativo dos intervalos de confiança das estimativas corrigidas em relação as estimativas dos animais marcados procedentes diretamente do processo de modelagem (DAURA-JORGE; INGRAM; SIMÕES-LOPES, 2013; FRUET et al., 2015b). Esta perda de precisão é consequência da necessidade de se adicionar a variação da própria estimativa do Θ . Ou seja, a estimativa final corrigida pode ser pouco informativa não pelos dados brutos, mas pela correção *a posteriori* necessária para incluir os indivíduos não marcados.

Assim, devido a um procedimento secundário de correção das estimativas, pode-se ter perda de informação (imprecisão). A imprecisão nas estimativas afeta diretamente programas de monitoramento dificultando a detecção de tendências populacionais (GERRODETTE, 2011). Ao mesmo tempo, essa diversidade de cálculos do Θ pode prejudicar também a acurácia das estimativas, uma vez que cada caminho leva a resultados diferentes, não necessariamente próximos da realidade, e muitas vezes incomparáveis.

Diante deste contexto o presente estudo explora as diferentes possibilidades de correção *a posteriori* de uma estimativa de abundância por marcação-recaptura. Pretende-se avaliar também o tempo de monitoramento necessário para a detecção de tendências populacionais nos casos analisados. Para isso, será utilizado como estudo de caso, um banco de dados de fotoidentificação da população residente de boto-da-tainha, *Tursiops truncatus*, de Laguna/SC, permitindo a avaliação da influência das diferentes formas de se calcular o coeficiente Θ na estimativa final dessa população. Espera-se que esta análise exploratória sobre a acurácia e precisão de cada maneira de calcular o Θ , contribua com informações relevantes para uma futura padronização das

ferramentas metodológicas utilizadas para estudos populacionais com o boto-da-tainha, bem como para outras populações de pequenos cetáceos.

2. Objetivos

2.1. Objetivo geral

Analisar a influência das diferentes formas de cálculo da proporção de indivíduos marcados (Θ) nas estimativas populacionais do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) de Laguna/SC em 2014, geradas a partir de esforços de fotoidentificação e modelos de marcação-recaptura (Desenho Robusto de Pollock), a fim de sugerir um cálculo padrão para obtenção do coeficiente Θ para a população; além de avaliar o tempo de monitoramento necessário para detecção de uma tendência populacional.

2.2. Objetivos específicos

- 2.2.1. Compilar artigos que apresentem estimativas populacionais de pequenos cetáceos e que utilizem a proporção de marcados (Θ) para a correção da estimativa total;
- 2.2.2. Criar cenários que englobem variações metodológicas a partir das diferentes maneiras de obtenção do coeficiente Θ ;
- 2.2.3. Corrigir a estimativa da população de *Tursiops truncatus* de Laguna/SC em 2014, utilizando os diferentes cenários criados;
- 2.2.4. Avaliar a influência, quanto a acurácia e precisão, de cada cenário de cálculo do Θ nas estimativas de abundância, utilizando como referência estimativas geradas por *Mark-Resight* (MR);
- 2.2.5. Através de uma análise de poder, avaliar o tempo de monitoramento requerido por cada procedimento para se identificar tendências populacionais.

3. Metodologia

3.1. Estado da arte

Um levantamento bibliográfico foi realizado nas principais plataformas de busca (*Scopus*, *Science Direct* e *Google Scholar*), com as seguintes palavras-chave “*population size*”, “*dolphin*” e “*photo-identification*”. Os artigos encontrados foram analisados e os principais dados daqueles que utilizam o coeficiente Θ para estimar a população total foram compilados em uma planilha, compondo um estado da arte (Apêndice 2).

3.2. Níveis de cálculo para elaboração de cenários

A partir do levantamento bibliográfico e tomando como base os artigos de Cheney e colaboradores (2014); Daura-Jorge, Ingram e Simões-Lopes(2013); Williams, Dawson e Slooten(1993) foram definidos diferentes níveis de cálculo para a elaboração dos cenários que representam variações metodológicas acerca da proporção de indivíduos marcados (Θ). Tais ‘níveis de cálculo’ basearam-se na compilação dos dados em: grupos, fotografias e indivíduos. O detalhamento de cada nível de cálculo encontra-se a seguir.

3.2.1. *Grupos*

O nível de cálculo *Grupos* foi baseado no trabalho de Daura-Jorge, Ingram e Simões-Lopes (2013), em que o valor de Θ foi obtido através da divisão do número de indivíduos marcados pelo número total de indivíduos (marcados e não marcados) encontrados em cada grupo fotointerpretado. O valor de Θ para o ano de 2014 foi calculado a partir da média dos valores de Θ encontrados para cada grupo de indivíduos. A identificação individual foi considerada, independentemente da quantidade de fotografias de cada indivíduo. Ou seja, cada indivíduo foi contabilizado somente uma vez, mesmo quando presente em mais de

uma fotografia dentro de um grupo. Assim, a estimativa do Θ por grupo seria:

$$\hat{\Theta} = \frac{\sum_{i=1}^k \frac{M_i}{T_i}}{k}, \text{ com sua variância calculada por:}$$

$$var(\hat{\Theta}) = \left(\sum_{i=1}^k \frac{\hat{\Theta}_i(1 - \hat{\Theta}_i)}{T_i} \right) / k^2, \text{ sendo:}$$

M_i o número de indivíduos marcados no grupo i ;

T_i o número total de indivíduos no grupo i ;

k o número de grupos registrados.

3.2.2. Fotografias

Segundo o trabalho de Williams, Dawson e Slooten (1993), a proporção de animais marcados foi realizada a partir da contabilização do número de fotografias de animais marcados, independentemente de sua identificação, dividido pelo número total de fotografias num esforço amostral. Neste caso, se um animal foi fotografado duas ou mais vezes no mesmo dia de esforço amostral, o mesmo contribui com a quantidade de fotografias em que foi registrado. O valor final de Θ foi gerado pela média dos valores encontrados em cada saída do ano de 2014. Assim, utilizando a mesma equação do Θ e sua variância apresentados acima, tem-se para este caso que:

M_i é o número de fotografias de indivíduos marcados na saída de campo i ;

T_i o número total de fotografias na saída de campo i ;

k o número de saídas de campo.

3.2.3. *Indivíduos*

O nível *Indivíduos* baseia-se no estudo de Cheney e colaboradores (2014), em que Θ foi obtido através da proporção de indivíduos marcados pelo número total de indivíduos amostrados dentro de um dia de esforço amostral, considerando que o reconhecimento dos indivíduos poder ser feito com mais clareza em fotografias de alta qualidade, mesmo daqueles com marcas efêmeras e sutis. Calculamos Θ anual pela média dos valores de Θ encontrados em cada saída. Assim, neste caso, na equação do Θ e sua variância apresentados acima, tem-se que:

M_i é o número de indivíduos marcados na saída de campo i ;

T_i o número total de indivíduos amostrados na saída de campo i ;

k o número de saídas de campo.

3.3. Cenários – variações metodológicas

Cada cenário apresenta uma forma de calcular o coeficiente Θ , a fim de identificar a influência desses métodos nas estimativas totais corrigidas.

As variações metodológicas incluíram o tamanho dos grupos, a qualidade e a quantidade de fotos consideradas em cada análise. Os grupos iguais ou maiores a 5 indivíduos foram considerados grandes, os quais podem comprometer os dados devido à dificuldade de contabilização e registros fotográficos de todos os animais. Da mesma forma, indivíduos solitários também podem distorcer os valores de Θ . Quando o indivíduo é marcado, o valor de Θ é 1, já Θ é igual a 0 quando o indivíduo não possui marcas. Dados assim não são apropriados para representar a população como um todo, por gerar muita variação no Θ estimado.

Características como ângulo da nadadeira dorsal em relação ao fotógrafo, nitidez, foco e iluminação foram analisadas para determinar a qualidade da foto. Em geral, somente fotos de excelente qualidade (A)

são utilizadas, tanto nos modelos de marcação-recaptura quanto nos cálculos do Θ , para evitar que erros na identificação causem distorções nos resultados (WILSON; HAMMOND; THOMPSON, 1999). No entanto, a exclusão de fotos de qualidade inferior pode levar a perda de informação. No presente trabalho incluímos as fotos com qualidades boas e ruins (B e C, respectivamente) para verificar sua influência no cálculo do Θ . Tal escolha foi possível devido ao conhecimento e experiência que nosso grupo de pesquisa tem com a população estudada, evitando que o uso de algumas fotos com qualidade moderada gerasse erros de identificação.

Outra variável considerada neste estudo foi a quantidade de fotografias por saída. Portanto, para delimitar o tamanho das amostras, verificamos a distribuição dos dados para cada categoria de qualidade (A, A+B, A+B+C) do nível de cálculo *Fotografias* através de *boxplots*. Cenários com valores abaixo do valor do 1º quartil foram considerados pequenos, por outro lado, cenários com dados superiores aos valores do 3º quartil foram considerados grandes.

3.4. Banco de dados

O banco de dados possui fotografias da população residente de boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) do complexo Lagunar adjacente a cidade de Laguna/SC (28°20'S e 48°50'O), coletados pelo Laboratório de Mamíferos Aquáticos (LAMAQ) da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). O complexo Lagunar possui área de aproximadamente 300 km², sendo formado pela Lagoa Mirim, Imaruí e Santo Antônio (Figura 2). A conexão com o mar é feita na Lagoa de Santo Antônio, onde desemboca também o Rio Tubarão. A profundidade em geral é baixa (2 metros), com exceção do canal de ligação com o mar (DAURA-JORGE, 2011).

Os botos-da-tainha de Laguna/SC são assim conhecidos por realizar uma pesca cooperativa com pescadores artesanais durante a época de migração de tainhas (SIMÕES-LOPES; FABIÁN; MENEGHETI, 1998). Alguns botos dessa população, guiam cardumes de peixes, para as barreiras físicas de pescadores, que esperam um sinal estereotipado para jogar suas redes. Nessa interação, tanto botos quanto pescadores se beneficiam. Os botos capturam as tainhas que ficam

desnorteadas devido ao impacto causado pelas redes na água, enquanto os pescadores aumentam seu sucesso de captura lançando suas tarrafas após o “sinal” dos botos, que servem como um guia nas águas escuras que impedem a visualização dos cardumes.

O esforço de fotoidentificação foi conduzido em uma pequena embarcação de alumínio (cinco metros com motor de 15 hp). Para o presente estudo, foram selecionados dados de 2014, totalizando 14 dias de campo, com rotas de amostragem foram pré-definidas (Figura 2). Em cada amostragem, sessões de fotoidentificação com duração de cerca de 20 minutos foram realizadas em cada grupo encontrado a fim de que todos os indivíduos fossem fotografados. Foram considerados como sendo do mesmo grupo indivíduos presentes num raio de 50 metros (adaptado de LUSSEAU et al., 2003), devido a dinâmica de formação de grupos, a proximidade entre os indivíduos e o ambiente fechado do complexo Lagunar (DAURA-JORGE, 2011). Para cada grupo monitorado, as coordenadas geográficas, tamanho e composição do grupo, estado comportamental predominante e presença de filhotes (DAURA-JORGE, 2011) foram registrados.

Cada indivíduo fotoidentificado recebeu um código de identificação. As informações dos registros fotográficos dos animais marcados e identificados montaram uma matriz binária de presença/ausência para cada dia de campo (definido como ocasião de amostragem), que compõe o histórico de captura. Este histórico foi utilizado posteriormente para estimar o número de indivíduos marcados.

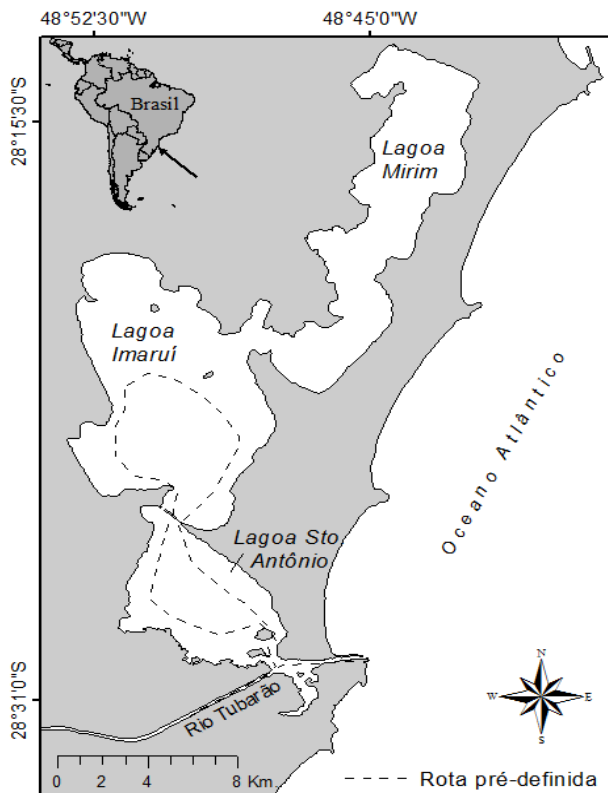


Figura 2- Complexo Lagunar (Lagoa Mirim, Imaruí e Santo Antônio) adjacente à cidade de Laguna/SC, com as rotas de estudo realizadas durante o esforço amostral do ano de 2014 sinalizadas pelas linhas.

3.5. Estimativa de indivíduos marcados

Bezamat et al. (*In prep.*) estimaram o número de indivíduos marcados através do Desenho Robusto de Pollock (KENDALL; NICHOLS; HINES, 1997; KENDALL; POLLOCK; BROWNIE, 1995; POLLOCK, 1982), utilizando o histórico de captura com os dados de 2007 a 2016. Os dados foram organizados em períodos primários e secundários. Cada ano foi considerado como período primário e as ocasiões de captura - dias de campo- dentro de cada ano, como período secundário. A abundância dos indivíduos marcados foi realizada para cada período primário (BEZAMAT et al., *In prep.*), sendo considerada então uma população fechada – sem nascimentos, mortes e migração. As análises foram feitas no programa MARK (WHITE; BURNHAM, 1999). Como dito, para este estudo foi utilizada apenas a estimativa de marcados para o ano de 2014, sendo considerada, portanto, como população fechada.

3.5.1. Análise da influência do Θ - Acurácia e Precisão

Com os valores de Θ para cada cenário e o valor da estimativa dos indivíduos marcados, foi realizada a correção das estimativas geradas pelo modelo de marcação-recaptura, para incluir os dados dos indivíduos não marcados. As tabelas, gráficos e análises foram realizadas no ambiente R (R CORE TEAM, 2016), com utilização das ferramentas básicas do R e através dos pacotes Dplyr, Plotrix e GGplot2.

A fim de avaliar a acurácia e precisão dos valores obtidos dentro de cada cenário proposto, foi utilizado como referência uma estimativa da população gerada por Bezamat et al. *In prep.* para o ano de 2014, aplicando a abordagem de *Mark-Resight* (MR) e o modelo log normal de Poisson (MCCLINTOCK; WHITE; BURNHAM, 2006). Essa análise incorpora os dados dos indivíduos não marcados diretamente no modelo de marcação-recaptura, sem a necessidade de correção *a posteriori* da estimativa. Este procedimento tende a gerar estimativas mais precisas, por não necessitar da inclusão da variância do Θ . O número de animais não marcados foi contabilizado dentro do período primário, ou seja, em todas as ocasiões de captura de 2014 (BEZAMAT

et al., *In prep.*), e incluído assim nas análises do *Mark-Resight*. Esta análise também foi feita no programa MARK (WHITE; BURNHAM, 1999). A acurácia avalia a proximidade da estimativa em relação ao parâmetro real, enquanto a precisão expressa a variabilidade de um conjunto de medições que definem os valores possíveis para o parâmetro real, representado pelo intervalo de confiança com probabilidades de 95% (MATTHIOPOULOS, 2011).

Uma análise de variância multifatorial (ANOVA) foi realizada para testar a influência do ‘nível de cálculo’, da qualidade das fotografias e do tamanho das amostras (quantidade de fotografias e tamanho dos grupos) na variação da acurácia e precisão entre os cenários propostos (CRAWLEY, 2012). O teste *a posteriori* de Tukey foi utilizado para identificar as fontes de variação e um nível de significância de 5% foi utilizado. Os dados foram logaritimizados, quando necessário, para obedecer às premissas de homogeneidade de variância e normalidade (ZUUR; IENO; SMITH, 2007).

3.5.2. Análise de Poder

Foram utilizados os modelos de Gerrodette (1987) e o software TRENDS para realização de uma análise de poder considerando os cenários de cálculo do Θ . Assim, simulações foram feitas assumindo: variação populacional negativa de 5% ao ano; os coeficientes de variação (CVs) do Θ conforme os cenários; estimativas com intervalos anuais; uma probabilidade de erro do tipo I e II de 5% (valores usualmente utilizados); teste unicaudal (visto que o foco é exclusivamente tendência negativa); um CV proporcional à raiz quadrada da abundância (típico de amostragens por marcação-recaptura; (GERRODETTE, 1987); um modelo do tipo exponencial e uma distribuição de *Student* (t).

4. Resultados

4.1. Estado da arte

Dos 124 artigos encontrados, 37 (29,8%) utilizaram a proporção entre indivíduos marcados e não marcados para corrigir as estimativas geradas pelos modelos de marcação-recaptura (Apêndice 1). Os artigos analisados foram agrupados em três categorias quanto à forma de obtenção do coeficiente Θ , servindo como base para as análises posteriores. Dos 37 artigos que utilizaram o coeficiente Θ , quatro artigos eram do nível de cálculo *Grupos* (10,8%), 23 do nível *Fotografias* (60,5%) e 11 de *Indivíduos* (29,7%).

4.2. Estimativa por marcação-recaptura

A estimativa de animais marcados da população de boto-da-tainha de Laguna/SC, realizada pela abordagem do Modelo Robusto de Pollock, foi de 46 (CV = 0,01) indivíduos em 2014 (BEZAMAT et al., *In prep.*). O valor obtido pela estimativa gerada por MR foi de 53 animais (95% IC 50–57) (BEZAMAT et al., *In prep.*).

4.3. Criação dos cenários

4.3.1. Grupos

Foram gerados 10 cenários com o nível de cálculo *Grupos*. Estes cenários incluíram variações metodológicas que compreendem o tamanho do grupo (amostras com todos os grupos; exclusão de grupos com animais solitários; exclusão de grupos iguais ou maiores a 5 indivíduos, e a qualidade das fotografias (A; A+B; A+B+C) (Tabela 1). Uma vez que não foram observados grupos grandes nos dados de fotografias de qualidade A (80% dos grupos da população de Laguna/SC são formados por 2 e 3 indivíduos (DAURA-JORGE; INGRAM; SIMÕES-LOPES, 2013)), não foi possível criar cenários

com exclusão de amostras grandes e extremas para esta qualidade de fotografia.

Tabela 1 - Cenários criados com base nas diferentes formas de obtenção do coeficiente *Theta* do nível de cálculo *Grupos*. As variações metodológicas destes cenários incluem a qualidade das fotografias (A – excelentes; B – boas; C – ruins) e o tamanho dos grupos.

<i>Theta</i>	Qualidade da fotografia	Tamanho da amostra	Cenário
<i>Grupos</i>	A*	Todos	GR1
		Sem solitários	GR2
	A e B	Todos	GR3
		Sem solitários	GR4
		Sem grandes	GR5
		Sem extremos	GR6
	A, B e C	Todos	GR7
		Sem solitários	GR8
		Sem grandes	GR9
		Sem extremos	GR10

4.3.2. Fotografias

Doze cenários foram criados com o nível de cálculo *Fotografias*. As variações metodológicas destes cenários também incluíram a qualidade (A; A+B; A+B+C) e o número total de fotografias (Tabela 2), segundo os valores obtidos no *boxplot* (Figura 3). Em relação ao filtro de qualidade de fotografia A, os valores do 1º e 3º quartil foram de 8,5 e 24,5, respectivamente. Os valores de 1º e 3º quartil de fotografias de qualidade A+B foram de 84 e 132. Com as três qualidades de fotografias juntas, os valores de 1º e 3º quartil encontrados foram 87 e 203.

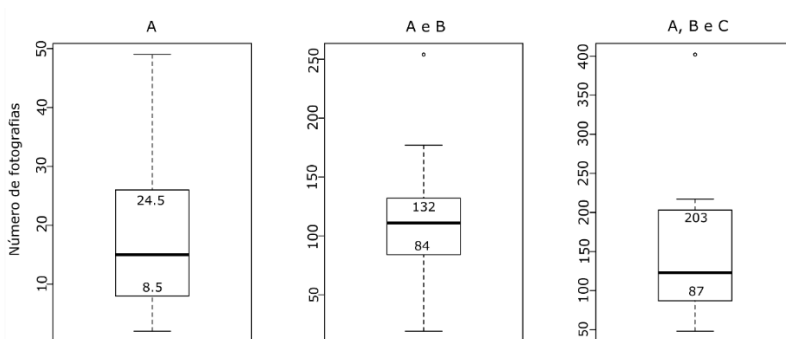


Figura 3 - Boxplot com o número de fotografias em cada categoria de qualidade (A; A+B; A+B+C). Os valores do 1º e 3º quartil, utilizados para definição do tamanho amostral, estão representados em cada caso. A – fotografias excelentes. A e B fotografias boas. A, B e C fotografias ruins.

Tabela 2 - Cenários criados com base nas diferentes formas de obtenção do coeficiente *Theta* considerando *Fotografias* como nível de cálculo. As variações metodológicas incluem a qualidade das fotografias (A; A+B; A+B+C) e a quantidade de fotografias consideradas de acordo com os valores do 1º e 3º quartil, sendo amostras pequenas menores que o valor de 1º quartil e amostras grandes maiores que os valores de 3º quartil. A – fotografias excelentes. A+B fotografias boas. A, B e C fotografias ruins.

<i>Theta</i>	Qualidade da fotografia	Tamanho da amostra	Cenário
<i>Fotografias</i>	A	Todas	F1
		Nº fotos \geq 8,5	F2
		Nº fotos \leq 24,5	F3
		Sem extremos	F4
	A e B	Todas	F5
		Nº fotos \geq 84	F6
		Nº fotos \leq 132	F7
		Sem extremos	F8
	A, B e C	Todas	F9
		Nº fotos \geq 87	F10
		N fotos \leq 203	F11
		Sem extremos	F12

4.3.3. *Indivíduos*

Ao realizar a proporção de indivíduos marcados através da contabilização do número de indivíduos em cada saída, três cenários foram criados, considerando apenas variações baseadas na qualidade das fotos (A; A+B; A+B+C) (Tabela 3). O tamanho amostral não representou uma variação metodológica, visto que os indivíduos foram identificados e contabilizados dentro de cada saída.

Tabela 3 - Cenários criados com base nas diferentes formas de obtenção do coeficiente *Theta* considerando o nível de cálculo *Indivíduos*. As variações metodológicas incluem a qualidade das fotografias. A – fotografias excelentes. A e B fotografias boas. A, B e C fotografias ruins.

<i>Theta</i>	Qualidade da fotografia	Cenário
<i>Indivíduos</i>	A	I1
	A e B	I2
	A, B e C	I3

4.4. Estimativa total

A partir da estimativa gerada por marcação-recaptura através do Modelo Robusto de Pollock (46 indivíduos) (BEZAMAT et al., *In prep.*) foram realizadas as correções pelo coeficiente Θ anual de cada um dos 25 cenários, gerando as estimativas populacionais finais por cenário, para o ano de 2014.

As maiores variações nos valores de Θ foram encontradas no nível de cálculo *Grupos*, já no nível *Fotografias* encontramos os maiores e menores valores de Θ . Sendo o cenário F10 (ABC, sem amostras pequenas) com menor valor de Θ (0,850), estimando 54,118 indivíduos (IC 95% 46,214 – 63,374), e o cenários F3 (A, sem amostras grandes) com maior valor de Θ (0,937), gerando uma estimativa de 49,093 indivíduos (IC 95% 40,176 – 59,989; (Figura 4). Os cenários F12 (ABC, sem extremos) e I2 (AB) apresentaram os menores

coeficientes de variação do Θ ($CV=0,061$). O maior coeficiente de variação do Θ foi gerado por GR2 (A, sem solitários) ($CV=0,231$).

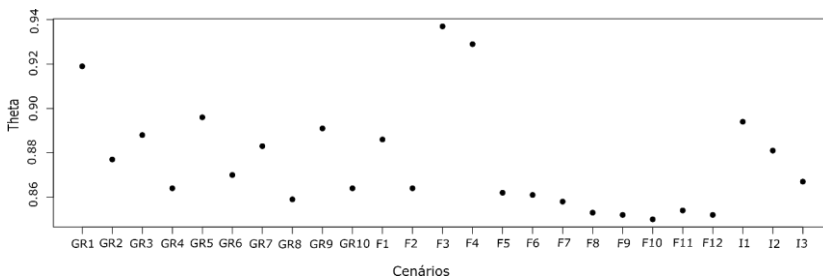


Figura 4 - Gráfico de dispersão dos valores de *Theta* em nos 25 cenários propostos. GR1 (A, todos). GR2 (A, sem solitários). GR3 (AB, todos). GR4 (AB, sem solitários). GR5 (AB, sem grupos grandes). GR6 (AB, sem extremos). GR7 (ABC, todos). GR8 (ABC, sem solitários). GR9 (ABC, sem grupos grandes). GR10 (ABC, sem extremos). F1 (A, todas). F2 (A, sem amostras pequenas). F3 (A, sem amostras grandes). F4 (A, sem extremos). F5 (AB, todas). F6 (AB, sem amostras pequenas). F7 (AB, sem amostras grandes). F8 (AB, sem extremos). F9 (ABC, todas). F10 (ABC, sem amostras pequenas). F11 (ABC, sem amostras grandes). F12 (ABC, sem extremos). I1 (A). I2 (AB). I3 (ABC).

As estimativas totais corrigidas variaram entre 49,093 e 54,118. O cenário mais preciso foi I2 (AB), com 12,485 de amplitude de intervalo de confiança ($CV = 0,061$). Já o cenário mais acurado foi GR8 (ABC, sem solitários) com estimativa de 53,551 indivíduos (Figura 5).

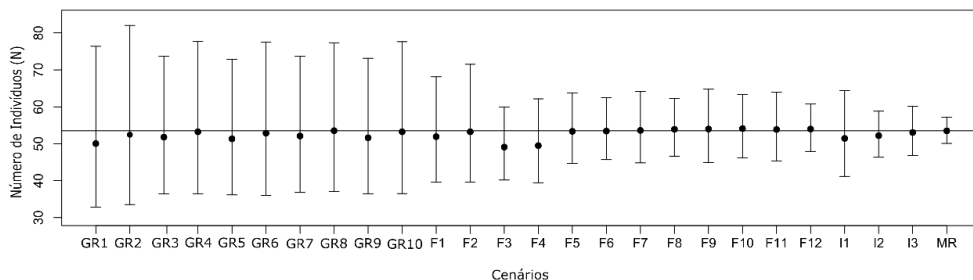


Figura 5- Estimativas totais corrigidas e intervalos de confiança do ano de 2014 para todos os cenários propostos, juntamente com a estimativa gerada por *Mark-Resight* (MR). A linha representa o número de indivíduos (53,5) gerado por MR. GR1 (A, todos). GR2 (A, sem solitários). GR3 (AB, todos). GR4 (AB, sem solitários). GR5 (AB, sem grupos grandes). GR6 (AB, sem extremos). GR7 (ABC, todos). GR8 (ABC, sem solitários). GR9 (ABC, sem grupos grandes). GR10 (ABC, sem extremos). F1 (A, todas). F2 (A, sem amostras pequenas). F3 (A, sem amostras grandes). F4 (A, sem extremos). F5 (AB, todas). F6 (AB, sem amostras pequenas). F7 (AB, sem amostras grandes). F8 (AB, sem extremos). F9 (ABC, todas). F10 (ABC, sem amostras pequenas). F11 (ABC, sem amostras grandes). F12 (ABC, sem extremos). I1 (A). I2 (AB). I3 (ABC). MR (*Mark-Resight*).

4.5. Acurácia e precisão

A distância dos valores da estimativa total encontrada nos 25 cenários em relação a estimativa de referência gerada pelo MR (Figura 6) sugere o quão acurado cada cenário é. Essas distâncias estão representadas pelos círculos na Figura 6. Em geral as estimativas corrigidas foram bem próximas umas das outras e em relação a estimativa gerada pelo MR. As estimativas geradas por GR1 (A, todos) (50,054 95%IC 32,796-76,395), F3 (A, sem amostras grandes) (49,093 95%IC 40,176-59,989) F4 (A, sem extremos) (49,516 95%IC 39,439-62,166) apresentaram resultados abaixo do intervalo de confiança da estimativa gerada pelo MR (53,500 95%IC 50,1-57,2). A precisão (representada pelo tamanho do intervalo de confiança dos cenários)

apresentou maior variação (Figura 6), sendo o nível *Grupos* com maior amplitude. O maior IC (triângulo vermelho) foi encontrado em GR2 (A, sem solitários) com amplitude de 48,508. Já os menores valores de IC (triângulos azuis) foram encontrados em I2 (AB) e F12 (ABC, sem extremos) com amplitudes de 12,485 e 12,910 respectivamente. O cenário GR2 apresentou o maior coeficiente de variação (CV) do Θ (0,231). Os cenários I2 e F12 apresentaram os menores CV do Θ (0,06).

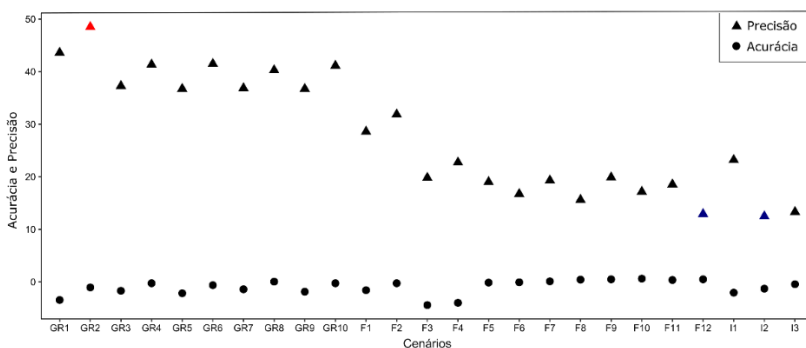


Figura 6– Distância entre os valores encontrados nos 25 cenários em relação aos valores de referência gerados pelo MR. Os triângulos referem-se a precisão (amplitude do intervalo de confiança dos cenários). Os círculos mostram a distância entre as estimativas finais dos cenários e a estimativa final gerada pelo MR. O triângulo vermelho destaca o cenário mais impreciso (GR2), enquanto os triângulos azuis destacam os cenários mais precisos (F12 e I2). GR1 (A, todos). GR2 (A, sem solitários). GR3 (AB, todos). GR4 (AB, sem solitários). GR5 (AB, sem grupos grandes). GR6 (AB, sem extremos). GR7 (ABC, todos). GR8 (ABC, sem solitários). GR9 (ABC, sem grupos grandes). GR10 (ABC, sem extremos). F1 (A, todas). F2 (A, sem amostras pequenas). F3 (A, sem amostras grandes). F4 (A, sem extremos). F5 (AB, todas). F6 (AB, sem amostras pequenas). F7 (AB, sem amostras grandes). F8 (AB, sem extremos). F9 (ABC, todas). F10 (ABC, sem amostras pequenas). F11 (ABC, sem amostras grandes). F12 (ABC, sem extremos). I1 (A). I2 (AB). I3 (ABC).

Uma análise da variância mostrou diferença significativa da acurácia em função da qualidade das fotografias ($p=0,008$, $F = 6,51$, $GL=2$) e da quantidade de fotografias ($p=0,028$, $F=3,91$, $GL=3$). Não houve diferença significativa entre os níveis de cálculo. O teste *a posteriori* de Tukey mostrou que as qualidades A e AB são diferentes entre si, assim como A e ABC também o são. Quanto a quantidade de fotografias, o teste mostrou diferença entre as variações metodológicas com exclusão de amostras pequenas e com exclusão de amostras grandes (Figura 7).

Houve diferença significativa da precisão em relação ao nível de cálculo ($p<0,001$, $F=83,65$, $GL=2$) e a qualidade das fotografias ($p<0,001$, $F=13,25$, $GL=2$). Não houve diferença significativa quanto ao tamanho dos grupos. Os níveis de cálculo *Grupos* e *Fotografias* diferiram entre si, assim como os níveis *Indivíduos* e *Grupos* também diferiram entre si. Em relação a qualidade das fotografias, A diferiu de AB, e A diferiu também de AB C (Figura 7).

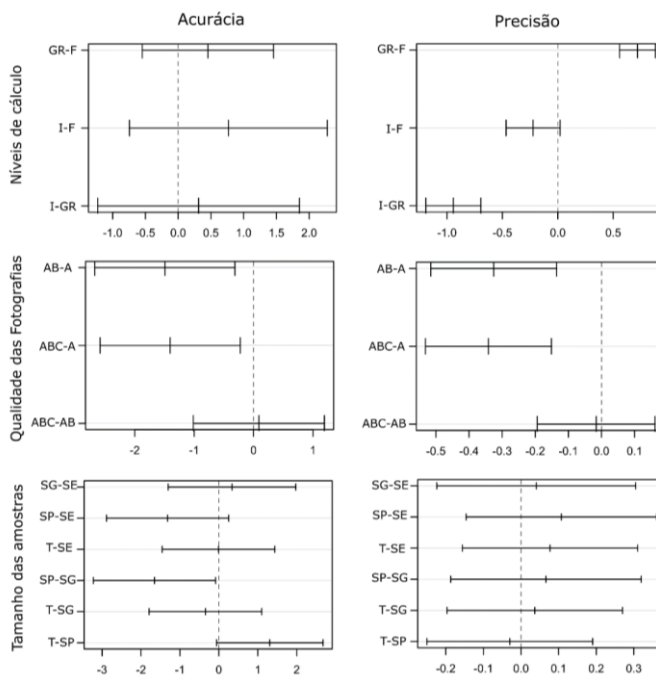


Figura 7 - Comparação par a par das variáveis explanatórias (nível de cálculo, qualidade das fotografias e tamanho das amostras – quantidade de fotografias e tamanho dos grupos) em relação as variáveis resposta (acurácia e precisão) de acordo com o teste *a posteriori* de Tukey. Pares – representados pelas barras- que não tocam a linha tracejada são diferentes entre si. I Indivíduos. F Fotografias. GR Grupos. A cenários com qualidade de fotografia A. AB cenários com qualidade de fotografia AB. ABC cenários com qualidade de fotografia ABC. T cenários sem restrição de tamanho de amostra. SP cenários sem amostras pequenas. SG cenários sem amostras grandes. SE cenários sem amostras de tamanhos extremos.

4.6. Análise de Poder

O coeficiente de variação do Θ de todos os cenários variou de 0,06, no cenário I2 (AB) e F12 (ABC, sem extremos), a 0,231 no cenário GR2 (A, sem solitários). Considerando o CV do cenário mais impreciso ($CV=0,231$) a um nível de confiança de 5% seriam necessários 17 anos, com esforço semelhante ao empregado neste estudo (14 saídas), para detectar uma variação negativa de 5% da população ao ano. A população original de 52 indivíduos seria reduzida para 23 indivíduos (redução de 56%). Já para o CV dos cenários mais precisos I2 (AB) e F12 (ABC, sem extremos), com CV de 0,06, seriam necessários sete anos, também com esforço semelhante, para se detectar a mesma tendência negativa de 5%. A população original de 52 indivíduos para o cenário I2 ou 54 indivíduos para o cenário F12) estaria reduzida a 38 (redução de 27%) ou 40 indivíduos (redução de 26%), respectivamente (Figura 8), quando da detecção.

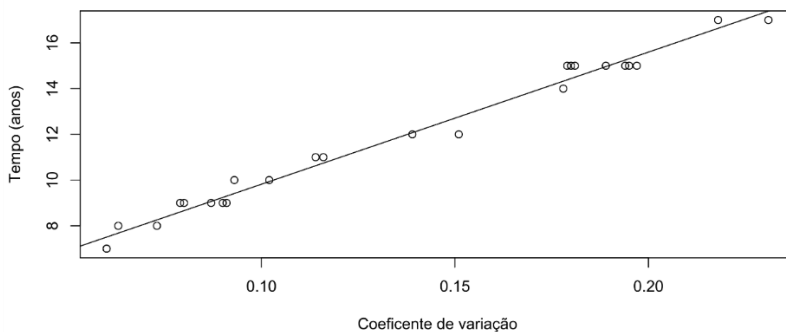


Figura 8 – Tempo de monitoramento necessário para detectar uma tendência populacional negativa de 5%. Relação entre os coeficientes de variação das estimativas totais gerada pelos 25 cenários propostos e o tempo de detecção (em anos) de mudanças na tendência populacional.

5. Discussão

A correção das estimativas populacionais pela proporção de indivíduos não marcados pode gerar resultados diversos dependendo do procedimento adotado. A comparação das múltiplas abordagens possíveis demonstram que a acurácia da estimativa corrigida é pouco influenciada pela forma de cálculo da proporção de indivíduos marcados, assumindo a estimativa do MR como tamanho real da população. No entanto, foi observada uma variação na precisão das estimativas corrigidas, o que indica uma perda significativa de poder de informação quando algumas abordagens são aplicadas. Este resultado reforça a importância de se fazer uma avaliação *a priori* para a escolha da forma mais adequada de inclusão dos dados de indivíduos não marcados, em especial quando o esforço em questão está vinculado a um programa de monitoramento que tem por finalidade a identificação de tendências populacionais.

Os desafios logísticos dos estudos com cetáceos em geral já afetam a precisão dos parâmetros avaliados (CHENEY et al., 2014). Porém, para avaliar o estado das populações ao longo do tempo a obtenção de parâmetros sem distorções, com acurácia e precisão, são requeridos afim de evitar que estimativas super ou subestimadas afetem os esforços de conservação ao levar a decisões equivocadas de manejo (CANTOR et al., 2012; MANSUR; STRINDBERG; SMITH, 2011). Neste contexto, o método de marcação-recaptura é geralmente uma abordagem efetiva para gerar estimativas de parâmetros populacionais de pequenos cetáceos (e.g. BARLOW; TAYLOR, 2005; CANTOR et al., 2012; FRUET et al., 2011; SILVA et al., 2009; DAURA-JORGE; INGRAM; SIMÕES-LOPES, 2013). Em geral, além de ser informativo, oferecendo uma diversidade de protocolos analíticos para os diferentes tipos de dados, as estimativas geradas por marcação-recaptura são acuradas e precisas - quando as premissas são obedecidas (WILLIAMS; NICHOLS; CONROY, 2002). Para a mesma população de estudo explorada no presente trabalho, as estimativas geradas pelo método de marcação-recaptura foram comparadas com a abordagem de transecções lineares com medidas de distâncias (cf. BUCKLAND et al., 2001) sendo a primeira até duas vezes mais efetiva em termos de precisão do que a segunda abordagem (DAURA-JORGE; SIMÕES-LOPES, 2016).

No entanto, as estimativas de parâmetros por marcação-recaptura – considerando a peculiaridade imposta pela aplicação da técnica de fotoidentificação que se restringe a porção de indivíduos marcados da população – depende da correção *a posteriori* realizada pelo coeficiente Θ . Portanto, a forma de cálculo do Θ deve considerar também as particularidades da população alvo e do protocolo amostral de cada estudo. A necessidade de adequar a forma de cálculo do Θ a diferentes realidades fica explícita na literatura. Em 37 trabalhos com diferentes espécies, foram identificadas 3 formas distintas de se calcular o Θ (*Grupos*, *Fotografias* e *Indivíduos*). No entanto, nenhum trabalho explorou, em uma abordagem piloto, qual seria o melhor procedimento a adotar e, além disso, alguns estudos não abordam com clareza a forma de cálculo do Θ utilizada (BALMER et al., 2008).

Para definir qual a melhor alternativa de cálculo do Θ , neste trabalho, utilizamos como referência de acurácia e precisão a abordagem de *Mark-Resight*. Como esperado, foram obtidos intervalos de confiança menores, que fornecem informações mais precisas sobre a população, uma vez que excluem a necessidade da correção *a posteriori* pela proporção de marcados (Θ). No entanto, a aplicação de *Mark-Resight* tem alguns pré-requisitos (i.e. ser possível quantificar o número de não marcados por ocasião de captura), não sendo aplicável em todos os estudos de caso. Assim, inflar pelo Θ as estimativas geradas por modelos de marcação-recaptura ainda é a opção mais utilizada.

As variações nos valores de Θ ao longo do tempo podem representar mudanças na estrutura da população (CHENEY et al., 2014) como um aumento no número de filhotes (CHENEY et al., 2014; DAURA-JORGE; INGRAM; SIMÕES-LOPES, 2013), ou podem ser resultado de diferenças amostrais (CHENEY et al., 2014), como diferenças na probabilidade de captura. Em geral, o cálculo do Θ não considera as particularidades da sua forma de obtenção e alguns estudos não especificam com clareza qual a forma realmente utilizada. Balmer e colaboradores (2008), por exemplo, não deixam evidente qual maneira de obtenção do Θ (se por *Fotografias* ou por *Indivíduos*) foi utilizada. Porém, este detalhamento é essencial para a replicabilidade do estudo e para a realização de monitoramentos a longo prazo. Isso fica evidenciado pelos nossos resultados, que demonstram que há grandes diferenças na forma de obtenção do Θ escolhida.

Em relação ao nível de cálculo para obtenção do Θ , a ANOVA e o teste de Tukey demonstraram que a precisão varia significativamente quanto ao nível, sendo que o nível *Grupos* difere de *Fotografias* e *Indivíduos*. Para nosso estudo de caso, os níveis *Fotografias* e *Indivíduos* obtiveram resultados semelhantes quanto a acurácia e precisão. Para o nível de cálculo *Indivíduos*, é necessário que se faça a distinção dos animais não marcados dentro de cada saída, e além disso o reconhecimento da maioria dos marcados também é uma peça chave para este nível. Todos os indivíduos (exceto alguns recém-nascidos) da população de Moray Firth estudada por Wilson, Hammond e Thompson (1999) foram identificados em fotografias de boa qualidade. Isto se deve ao fato de que estes autores utilizaram outros tipos de marcas para o reconhecimento individual além das comumente utilizadas, tais como deformidades e patologias. Já nos estudos que calculam Θ a partir de *Fotografias*, é necessário saber apenas que o animal possui marcas, não importando sua identificação, para o cálculo do Θ . Em *Fotografias*, se um mesmo animal marcado aparecer em 5 fotografias, contribuirá para o cálculo do Θ com este número (5 animais marcados). No caso de *Indivíduos*, o animal que apareceu em 5 fotografias contribuirá com o valor de 1.

A semelhança entre os níveis de cálculo *Fotografias* e *Indivíduos*, e a diferença destes em relação ao nível *Grupos*, é justificada pela variação nos valores de Θ encontrados em cada grupo. Outra grande diferença é a quantidade de dados utilizados para realizar a média do valor anual de Θ . Essa diferença foi evidenciada pela ANOVA e pelo teste *a posteriori* de Tukey. Para *Grupos* o número de valores de Θ corresponde ao número de grupos encontrados. Já para *Fotografias* e *Indivíduos* o número de valores de Θ utilizados corresponde ao número de saídas realizadas. A quantidade de dados utilizados para a média do valor de Θ pode ter afetado a precisão das estimativas finais. Vimos que em relação à precisão, os cenários do nível *Grupos* apresentaram os maiores intervalos de confiança. Quando evidenciamos a amplitude de IC dos cenários mais precisos dentro de cada nível de cálculo, podemos observar essa grande influência: GR9 (ABC, sem grupos grandes) obteve amplitude de 36,735, enquanto que F12 (ABC, sem extremos) apresentou 12,910 e I2 (AB) 12,485.

Quanto à acurácia, a maioria dos cenários apresentou pouca variação em relação a estimativa de referência gerada pelo MR (as

estimativas variaram de 49,093 a 54,118, sendo 53,500 a estimativa gerada por MR) exceto os cenários GR1 (A, todos), F3 (A, sem amostras grandes) e F4 (A, sem extremos). Nestes cenários, os valores das estimativas ficaram fora do limite inferior do intervalo de confiança do MR. Além disso, estes três cenários apresentam a qualidade da fotografia (A) em comum. Em geral, somente fotografias de qualidade A são utilizadas nas análises (e.g. WILSON; HAMMOND; THOMPSON, 1999), o que permite que uma quantidade maior de marcas sejam utilizadas (WILSON; HAMMOND; THOMPSON, 1999), reduzindo a possibilidade de erros de identificação (SCOTT; WELLS; IRVINE, 1990; WÜRSIG; JEFFERSON, 1990). A quantidade de dados utilizadas em amostras com fotografias de qualidade A é reduzida, devido ao rigoroso critério de classificação. Apesar da chance de erros de identificação causados pela baixa qualidade das fotografias (LINK et al., 2010; WILSON; HAMMOND; THOMPSON, 1999; YOSHIKAZI et al., 2009), a exclusão de fotografias de qualidade B e C pode levar a perda dos dados de indivíduos capturados. A quantidade de fotografias analisadas foi um fator que pode ter feito com que os valores de estimativa dos cenários GR1, F3 e F4 ficassem abaixo do limite inferior do intervalo de confiança do MR. F3 e F4 tiveram o tamanho da amostra como variação metodológica (sem amostras grandes e sem extremos, respectivamente), excluindo amostras que enviassem o Θ . Os dados de *Grupos* de fotografia qualidade A não apresentaram amostras grandes, não permitindo uma comparação mais adequada.

De fato, o padrão encontrado em *Grupos*, *Fotografias* e *Indivíduos*, com fotografias de qualidade AB e ABC foram muito semelhantes entre si e diferentes dos resultados de qualidade A, em relação a acurácia e a precisão, como comprovado pela ANOVA e pelo teste de Tukey. Tanto em relação a acurácia quanto a precisão, as amostras de qualidade A diferiram das amostras de qualidade AB e ABC. Estes dados vão de encontro ao que se vê na ampla maioria dos trabalhos que utilizam fotoidentificação, ao incluir somente fotografias de alta qualidade e intermediárias (A e AB) em suas análises (i.e. TEZANOS-PINTO et al., 2013) para evitar erros de identificação e perda de identificação. Uma boa forma de contornar essa possível perda de informação, pode ser vista nos estudos de Balmer et al. (2008), Chilvers e Corkeron (2003) e Read et al. (2003). Estes autores classificaram as dorsais de acordo com a qualidade da fotografia e ao

grau de marcação dos indivíduos. Dessa forma, fotografias de qualidade inferior podem ser utilizadas para agregar dados às análises.

O tamanho das amostras foi uma das variáveis metodológicas adicionadas aos cenários que causam distorções na acurácia das estimativas, como mostrado pela ANOVA e pelo teste de Tukey. Estas análises mostraram que a variação encontrada ficou entre os cenários sem amostras pequenas e sem amostras grandes que diferiram entre si. Dentro do nível de cálculo *Grupos*, os cenários que incluíram nas análises dados dos animais solitários geraram perda de precisão (intervalos de confiança maiores), uma vez que estes dados levam os valores de Θ ao extremo sem retratar de maneira correta a realidade da proporção de indivíduos marcados da população. Estes resultados nos levam a inferir que adicionar os dados de animais solitários quando os dados estão compilados dessa forma pode não ser adequado para representação real da população.

O tempo de detecção de tendências populacionais varia de acordo com uma série de fatores, dentre eles as características da população (THOMPSON et al., 2000), mas também por questões metodológicas que aumentam a variação dos dados. A variação na precisão das estimativas, dependendo do cenário que utilizamos para o cálculo do Θ , ilustra a necessidade da escolha *a priori* do método, a fim de maximizar a efetividade de um programa de monitoramento. O tempo de monitoramento necessário para a detecção de uma tendência de diminuição do número de indivíduos na população estudada (redução de 5%), com esforços baseado no nível de cálculo *Grupos*, seria de 17 anos, 10 anos a mais em comparação com *Fotografias e Indivíduos*, que detectam mudanças em apenas 7 anos. A detecção de tendências está diretamente ligada a precisão das estimativas geradas (GERRODETTE, 1987; WILSON; HAMMOND; THOMPSON, 1999). O avanço nas técnicas de fotoidentificação reduziram os coeficientes de variação gerados (WILSON; HAMMOND; THOMPSON, 1999), sendo assim, escolher níveis de cálculo que produzam CVs menores também contribui para redução do tempo de monitoramento requerido.

Cada população tem suas peculiaridades, devido a própria biologia dos animais que a compõe e em resposta ao ambiente em que vivem. Quando as particularidades de cada caso não são levadas em consideração, muitos fatores importantes que podem causar vieses nos

estudos de abundância são ignorados (FORNEY, 2000). Neste trabalho, evidenciamos a importância da escolha *a priori* da forma de obtenção do Θ , com base nas particularidades de cada caso. Para o estudo de caso aqui explorado, de uma população pequena com fácil reconhecimento individual, *Indivíduos* e *Fotografias* são os níveis mais adequados para gerar estimativas populacionais totais mais precisas.

6. Conclusão

Nossos resultados demonstram que as particularidades de cada população devem ser levadas em conta ao escolher a maneira de inclusão dos dados dos indivíduos não marcados para correção das estimativas populacionais. Para nosso estudo de caso, a acurácia das estimativas corrigidas é pouco influenciada pelas formas de cálculo da proporção de animais marcados. Utilizar o nível de cálculo *Grupos* não é indicado, por gerar estimativas imprecisas e pouco informativas. Para que as estimativas dos animais marcados sejam realmente corrigidas sugerimos a utilização dos níveis de cálculo *Fotografias* e *Indivíduos*. Mas isso pode mudar dependendo do contexto, tamanho da população estudada, espécie, e facilidade no reconhecimento individual. Assim, a escolha entre estas duas formas deve ser feita com base no conhecimento da população de estudo. Se uma grande parcela de indivíduos puder ser identificada, indicamos utilizar o nível de cálculo *Indivíduos*. Caso essa opção não seja possível, recomendamos calcular a proporção de indivíduos marcados a partir do número de fotografias. Quanto a qualidade das fotografias utilizadas, sugerimos a combinação de características de qualidade e grau de marcação dos indivíduos para reduzir a variação dos dados e evitar perdas de informações.

7. Referências

- BAKER, S. C. et al. Migratory movement and population structure of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) in the central and eastern North Pacific. **Marine Ecology Progress Series**, v. 31, p. 105–119, 1986.
- BALMER, B. C. et al. Seasonal abundance and distribution patterns of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) near St. Joseph Bay, Florida, USA. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 10, n. 2, p. 157–167, 2008.
- BARLOW, J.; TAYLOR, B. L. Estimates of Sperm Whale Abundance in the Northeastern Temperate Pacific From a Combined Acoustic and Visual Survey. **Marine Mammal Science**, v. 21, n. 3, p. 429–445, 2005.
- BERROW, S. et al. Abundance estimate of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Lower River Shannon candidate special area of conservation, Ireland. **Aquatic Mammals**, v. 38, n. 2, p. 136–144, 2012.
- BEZAMAT, C. et al. **Effects of a specialized foraging tactics on the demography of a small dolphin population in Southern Brazil**. [s.l.: s.n.].
- BUCKLAND, S. T. et al. Introduction to distance sampling estimating abundance of biological populations. 2001.
- CANTOR, M. et al. 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, 2012.
- CHENEY, B. et al. Long-term trends in the use of a protected area by small cetaceans in relation to changes in population status. **Global Ecology and Conservation**, v. 2, p. 118–128, 2014.
- CHILVERS, B. L.; CORKERON, P. J. Abundance of indo-pacific bottlenose dolphins, *Tursiops aduncus*, off point lookout, Queensland,

Australia. **Marine Mammal Science**, v. 19, n. 1, p. 85–95, 2003.

CLAPHAM, P. J. The humpback whale. **Cetacean Societies, field studies of dolphins and whales**. Chicago: The University of Chicago, p. 173–196, 2000.

CONNOR, R. C.; READ, A. J.; WRANGHAM, R. Male reproductive strategies and social bonds. **Cetacean societies: Field studies of dolphins and whales**, p. 247–269, 2000.

CRAWLEY, M. J. **The R book**. [s.l.] John Wiley & Sons, 2012.

DAURA-JORGE, F. G. **Quantos ? Onde ? Como ? Múltiplos aspectos ecológicos de uma população do boto-da-tainha (Tursiops truncatus) em Laguna, sul do Brasil : implicações para conservação**
Quantos ? Onde ? Como ? Múltiplos aspectos ecológicos de uma população do boto-da-tainha. [s.l.: s.n.].

DAURA-JORGE, F. G.; INGRAM, S. N.; SIMÕES-LOPES, P. C. Seasonal abundance and adult survival of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a community that cooperatively forages with fishermen in southern Brazil. **Marine Mammal Science**, v. 29, n. 2, p. 293–311, 2013.

DAURA-JORGE, F. G.; SIMÕES-LOPES, P. C. Mark-recapture vs. line-transect abundance estimates of a coastal dolphin population: a case study of *Tursiops truncatus* from Laguna, southern Brazil. **American Journal Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 11, n. 1–2, p. 133–143, 2016.

EGUCHI, T. Estimating the proportion of identifiable individuals and group sizes in photographic identification studies. **Marine Mammal Science**, v. 30, n. 3, p. 1122–1139, 2014.

FRUET, P. F. et al. Abundance of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Cetacea: Delphinidae), inhabiting the Patos Lagoon estuary, southern Brazil: Implications for conservation. **Zoologia (Curitiba)**, v. 28, n. 1, p. 23–30, 2011.

FRUET, P. F. et al. Using mark-recapture and stranding data to estimate

reproductive traits in female bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) of the Southwestern Atlantic Ocean. **Marine Biology**, v. 162, n. 3, p. 661–673, 2015.

FRUET, P. F. et al. 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, 2015b.

GERRODETTE, T. A Power Analysis for Detecting Trends. **Ecology**, v. 68, n. 5, p. 1364–1372, out. 1987.

GERRODETTE, T. Inference without significance: Measuring support for hypotheses rather than rejecting them. **Marine Ecology**, v. 32, n. 3, p. 404–418, 2011.

GOMEZ-SALAZAR, C.; TRUJILLO, F.; WHITEHEAD, H. Photo-identification: A reliable and noninvasive tool for studying pink river dolphin (*Inia geoffrensis*). **Aquatic Mammals**, v. 37, n. 4, p. 472–485, 2011.

GORMLEY, A. M. et al. Capture-recapture estimates of Hector's dolphin abundance at banks peninsula, New Zealand. **Marine Mammal Science**, v. 21, n. 2, p. 204–216, 2005.

HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A; DONOVAN, G. P. International Whaling Commission Individual Recognition of Cetaceans : Use of Photo-Identification and Other Techniques to Estimate Population Parameters Edited by Report of the International Whaling Commission Special Issue 12 Cambridge 1990. n. 12, p. 448, 1990a.

HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A; DONOVAN, G. P. International Whaling Commission Individual Recognition of Cetaceans : Use of Photo-Identification and Other Techniques to Estimate Population Parameters Edited by Report of the International Whaling Commission Special Issue 12 Cambridge 1990. n. 12, p. 448, 1990b.

INGRAM, S. N.; ROGAN, E. Identifying critical areas and habitat preferences of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. **Marine Ecology Progress Series**, v. 244, p. 247–255, 2002.

KATONA, S. K.; WHITEHEAD, H. P. Identifying Humpback Whales Using Their. **Polar Record**, v. 20, n. 128, p. 439–444, 1981.

KENDALL, W. L. .; NICHOLS, J. D. .; HINES, J. E. . Estimating Temporary Emigration Using Capture-Recapture Data with Pollock's Robust Design. **Ecology**, v. 78, n. 2, p. 563–578, 1997.

KENDALL, W. L.; POLLOCK, K. H.; BROWNIE, C. A Likelihood-Based Approach to Capture-Recapture Estimation of Demographic Parameters under the Robust Design. **Biometrics**, v. 51, n. 1, p. 293–308, 1995.

KRAUS, S. D. et al. The use of photographs to identify individual North Atlantic right whales (*Eubalaena glacialis*). **Rep. int. Whal. Commn**, p. 145–151, 1986.

KREBS, C. **Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance**. [s.l.: s.n.].

LOCKYER, C.; MORRIS, R. Some observations on wound healing and persistence of scars in *Tursiops truncatus*. **Reports of the International Whaling Commission (Special Issue 12)**, n. 12, p. 113–118, 1990.

LUSSEAU, D. et al. The bottlenose dolphin community of Doubtful Sound features a large proportion of long-lasting associations. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 54, n. 4, p. 396–405, 2003.

MANSUR, R. M.; STRINDBERG, S.; SMITH, B. D. Mark-resight abundance and survival estimation of Indo-Pacific bottlenose dolphins, *Tursiops aduncus*, in the Swatch-of-No-Ground, Bangladesh. **Marine Mammal Science**, v. 28, n. 3, p. 561–578, 2011.

MATTHIOPOULOS, J. **How to be a quantitative ecologist: the 'A to Z' of green mathematics and statistics**. [s.l.] John Wiley & Sons, 2011.

MCCLINTOCK, B. T.; WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. A robust design mark-resight abundance estimator allowing heterogeneity in resighting probabilities. **Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics**, v. 11, n. 3, p. 231–248, 2006.

POLLOCK, K. A capture-recapture sampling design robust to unequal catchability. **The Journal of Wildlife Management**, v. 46, n. 3, p. 752–757, 1982.

R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing** Vienna, Austria, 2016. Disponível em: <<https://www.r-project.org/>>

READ, A. J. et al. Abundance of bottlenose dolphins in the bays, sounds, and estuaries of North Carolina. **Marine Mammal Science**, v. 19, n. 1, p. 59–73, 2003.

REISINGER, R. R.; KARCZMARSKI, L. Population size estimate of Indo-Pacific bottlenose dolphins in the Algoa Bay region, South Africa. **Marine Mammal Science**, v. 26, n. 1, p. 86–97, 2010.

ROSSI-SANTOS, M. R.; WEDEKIN, L. L.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Residence and site fidelity of *Sotalia guianensis* in the Caravelas River Estuary, eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the UK**, v. 87, n. 1, p. 207, 2007.

SCOTT, M. D.; WELLS, R. S.; IRVINE, A. B. A Long-Term Study of Bottlenose Dolphins on the West Coast of Florida. **The Bottlenose Dolphin**, n. June 2015, p. 235–244, 1990.

SHIRAKIHARA, M. et al. A resident population of Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) in Amakusa, Western Kyushu, Japan. **Marine Mammal Science**, v. 18, n. 1, p. 30–41, 2002.

SILVA, M. A. et al. Estimating survival and abundance in a bottlenose dolphin population taking into account transience and temporary emigration. **Marine Ecology Progress Series**, v. 392, p. 263–276, 2009.

SIMÕES-LOPES, P. C.; FABIAN, M. E. Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off Southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 4, p. 1017–1024, 1999.

SIMÕES-LOPES, P. C.; FABIÁN, M. E.; MENEGHETI, J. O. Dolphin

interactions with the mullet artisanal fishing on Southern Brazil: a qualitative and quantitative approach. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 15, n. 3, p. 709–726, 1998.

SLOOTEN, E.; DAWSON, S. M.; LAD, F. Survival rates of photographically identified Hector's dolphins from 1984 to 1988. **Marine Mammal Science**, v. 8, n. 4, p. 327–343, 1992.

STEVIK, P. T. et al. Migrations of individually identified humpback whales between the Antarctic Peninsula and South America. **America**, v. 6, n. 43, p. 109–113, 2004.

TEZANOS-PINTO, G. et al. Decline in local abundance of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Bay of Islands, New Zealand. **Marine Mammal Science**, v. 29, n. 4, p. 390–410, 2013.

THOMPSON, P. M. et al. Combining power analysis and population viability analysis to compare traditional and precautionary approaches to conservation of coastal cetaceans. **Conservation Biology**, v. 14, n. 5, p. 1253–1263, 2000.

URIAN, K. et al. Recommendations for photo-identification methods used in capture-recapture models with cetaceans. **Marine Mammal Science**, v. 31, n. 1, p. 298–321, 2015.

VAN WAEREBEEK, K. et al. Vessel collisions with small cetaceans worldwide and with large whales in the Southern Hemisphere, an initial assessment. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 6, n. 1, p. 43–69, 2007.

WANG, J. Y. et al. Mark-recapture analysis of the critically endangered eastern Taiwan Strait population of Indo-Pacific humpback dolphins (*Sousa chinensis*): Implications for conservation. **Bulletin of Marine Science**, v. 88, n. 4, p. 885–902, 2012.

WEDEKIN, L. L. et al. Site fidelity and movements of humpback whales (*Megaptera novaeangliae*) on the Brazilian breeding ground, southwestern Atlantic. **Marine Mammal Science**, v. 26, n. 4, p. 787–802, 2010.

WELLS, R. S.; SCOTT, M. D. Estimating bottlenose dolphin population parameters from individual identification and capture-release techniques. **Reports of the International Whaling Commission**, n. 12, p. 407–415, 1990.

WELLS, R. S.; SCOTT, M. D.; IRVINE, A. B. The social structure of free-ranging bottlenose dolphins. In: **Current mammalogy**. [s.l.] Springer, 1987. p. 247–305.

WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. **Bird Study**, v. 46, n. sup001, p. S120–S139, 1999.

WHITEHEAD, H. et al. Movements of sperm whales in the tropical Pacific. **Marine Ecology Progress Series**, v. 361, n. Clarke 1977, p. 291–300, 2008.

WHITEHEAD, H. A. L. Analysing animal social structure. **Animal behaviour**, v. 53, n. 5, p. 1053–1067, 1997.

WHITEHEAD, H.; DUFAULT, S. **Techniques for Analyzing Vertebrate Social Structure Using Identified Individuals: Review and Recommendations** *Advances in the Study of Behavior*, 1999.

WILLIAMS, B. K.; NICHOLS, J. D.; CONROY, M. J. **Analysis and management of animal populations**. [s.l.] Academic Press, 2002.

WILLIAMS, J. A.; DAWSON, S. M.; SLOOTEN, E. The abundance and distribution of bottlenosed dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. **Canadian Journal of Zoology**, v. 71, p. 2080–2088, 1993.

WILSON, B.; HAMMOND, P. S.; THOMPSON, P. M. Estimating Size and Assessing Trends in Coastal Bottlenose Dolphin Population. **Ecological Applications**, v. 9, p. 288–300, 1999.

WÜRSIG, B.; JEFFERSON, T. A. **Methods of photo-identification for small cetaceans** *Report of the International Whaling Commission*, 1990. Disponível em:
<<http://swfsc.noaa.gov/uploadedFiles/Divisions/PRD/Publications/Wurs>

ig_Jefferson1990(5).pdf>

WÜRSIG, B.; WÜRSIG, M. The photographic determination of group size, composition, and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). **Science**, v. 198, n. 4318, p. 755–756, 1977.

ZOLMAN, E. S. Residence patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Stono River Estuary, Charleston County, South Carolina, USA. **Marine Mammal Science**, v. 18, n. 4, p. 879–892, 2002.

ZUUR, A.; IENO, E. N.; SMITH, G. M. **Analyzing ecological data**. [s.l.] Springer Science & Business Media, 2007.

8. Apêndices

Apêndice 1 - Tabela completa dos dados

Tabela completa dos dados das estimativas populacionais do boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*) para o ano de 2014. Θ – valores de *Theta*. CV (Θ) – coeficiente de variação do *Theta*. N total - estimativa total corrigida pelos valores de *Theta*. CV (N total) - coeficiente de variação da estimativa corrigida. IC L - limite inferior de intervalo de confiança. IC H - limite superior de intervalo de confiança. (ICH-ICL) Precisão - amplitude de intervalo de confiança. Acurácia - distância da estimativa total corrigida de cada cenário para a estimativa total do *Mark-Resight*. Tempo de detecção em anos.

Cenários	Θ	CV (Θ)	N total	CV (N total)	IC L	IC H	(ICH-ICL) Precisão	Acurácia	Tempo detecção
GR1	0,919	0,218	50,054	0,218	32,796	76,395	43,599	-3,446	17
GR2	0,877	0,231	52,452	0,231	33,534	82,042	48,508	-1,048	17
GR3	0,888	0,181	51,802	0,181	36,413	73,693	37,280	-1,698	15
GR4	0,864	0,195	53,241	0,195	36,439	77,789	41,350	-0,259	15
GR5	0,896	0,180	51,339	0,180	36,157	72,896	36,739	-2,161	15
GR6	0,870	0,197	52,874	0,197	36,050	77,547	41,497	-0,626	15
GR7	0,883	0,178	52,095	0,178	36,830	73,687	36,857	-1,405	14
GR8	0,859	0,189	53,551	0,189	37,073	77,353	40,280	0,051	15
GR9	0,891	0,179	51,627	0,179	36,430	73,165	36,735	-1,873	15
GR10	0,864	0,194	53,241	0,194	36,509	77,641	41,133	-0,259	15
F1	0,886	0,139	51,919	0,139	39,558	68,141	28,583	-1,581	12
F2	0,864	0,151	53,241	0,151	39,640	71,509	31,869	-0,259	12
F3	0,937	0,102	49,093	0,103	40,176	59,989	19,813	-4,407	10
F4	0,929	0,116	49,516	0,116	39,439	62,166	22,727	-3,984	11
F5	0,862	0,090	53,364	0,091	44,697	63,712	19,015	-0,136	9
F6	0,861	0,079	53,426	0,080	45,711	62,443	16,732	-0,074	9
F7	0,858	0,091	53,613	0,092	44,819	64,133	19,314	0,113	9
F8	0,853	0,073	53,927	0,074	46,678	62,302	15,624	0,427	8
F9	0,852	0,093	53,991	0,094	44,960	64,835	19,875	0,491	10
F10	0,850	0,080	54,118	0,081	46,214	63,374	17,160	0,618	9
F11	0,854	0,087	53,864	0,088	45,378	63,937	18,558	0,364	9
F12	0,852	0,060	53,991	0,061	47,920	60,830	12,910	0,491	7
I1	0,894	0,114	51,454	0,114	41,142	64,351	23,208	-2,046	11
I2	0,881	0,060	52,213	0,061	46,343	58,828	12,485	-1,287	7
I3	0,867	0,063	53,057	0,064	46,820	60,124	13,305	-0,443	8
MR	-	-	53,500	-	50,100	57,200	7,100	-	-

Apêndice 2 - Estado da arte

Estado da arte do nível de cálculo *Grupos*.

Autores	Ano	Título	Periódico	Espécie	Esforço amostral	Metodologia marcados	Resultados
Wang et al.	2012	Mark-recapture analysis of the critically endangered eastern Taiwan Strait population of Indo-Pacific humpback dolphins (<i>Sousa chinensis</i>): Implications for conservation	Bulletin of Marine Science	<i>Sousa chinensis</i>	2007-2010	Desenho robusto de Pollock - MARK 6.1	65 (95%CI 60-70)em 2007; 58 (95%CI 52-65)em 2008; 54 (95%CI 42-70)em 2009; 74 (95%CI 68-80)em 2010
Cantor et al.	2012	Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (<i>Sotalia guianensis</i>): An eight-year mark-recapture study	Marine Mammal Science	<i>Sotalia guianensis</i>	2002 a 2009	Modelo Desenho robusto de Pollock - MARK	Variou de 25 a 69 indivíduos marcados, os quais foram corrigidos para um total de 57- 124 indivíduos
Daura-Jorge et al.	2013	Seasonal abundance and adult survival of bottlenose dolphins (<i>Tursiops truncatus</i>) in a community that cooperatively forages with fishermen in southern Brazil	Marine Mammal Science	<i>Tursiops truncatus</i>	1989 - 1991 e 2007 - 2009	Desenho robusto de Pollock	Máximo de 59 indivíduos inverno de 2008 (CI: 49-72); mínimo de 50 indivíduos no outono de 2009 (CI: 40-62)
Pérez-Jorge et al.	2016	Effects of nature-based tourism and environmental drivers on the demography of a small dolphin population	Biological Conservation	<i>Tursiops aduncus</i>	Janeiro 2006 - Dezembro 2009	Desenho Robusto de Pollock - CAPTURE	Variou de 19 (95% CI 11-33) em Junho 2007 a 104 (95% CI 74-139) em Dezembro 2009

Estado da arte do nível de cálculo *Fotografias*.

Autores	Ano	Título	Periódico	Espécie	Esforço amostral	Metodologia marcados	Resultados
Williams, Dawson, Slooten	1993	The abundance and distribution of bottlenosed dolphins (<i>Tursiops truncatus</i>) in Doubtful Sound, New Zealand	Canadian Journal of Zoology	<i>Tursiops truncatus</i>	17 semanas (29 dias no verão 90-91; 8 dias no inverno 91; 18 dias no verão 91-92)	Capture e Modelos Chapman e Bailey	Variou de 41 no inverno de 1991 a 62 no verão 1991-1992
Gowans et al.	2000	Population size and residency patterns of northern bottlenose whales (<i>Hyperoodon ampullatus</i>) using the Gully, Nova Scotia	Journal of Cetacean Research and Management	<i>Hyperoodon ampullatus</i>	1988 - 1999	POPAN no software SOCPROG 1.2	133 (95% IC 111-166) usando lado esquerdo da dorsal; 127 (95% IC 106-160)
Bedjer e Dawson	2001	Abundance, residency, and habitat utilisation of Hector's dolphins (<i>Cephalorhynchus hectori</i>) in Porpoise Bay, New Zealand	New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research	<i>Cephalorhynchus hectori</i>	1995-1997	Chapman	48 (95% CI= 44-55)
Chilvers, Corkeron	2003	Abundance of indo-pacific bottlenose dolphins, <i>Tursiops aduncus</i> , off Point Lookout, Queensland, Australia	Marine Mammal Science	<i>Tursiops aduncus</i>	Inverno de 1998 ao inverno de 1999	CAPTURE	861 ± 137 indivíduos em 1998 (média ± 1 SE, CV=0,16) IC 95% 697 - 1066, e 895 ± 74 (média ± 1 SE, CV=0,08) IC 95% 806 - 1006 indivíduos em 1999.
Read et al.	2003	Abundance of bottlenose dolphins in the bays, sounds, and estuaries of North Carolina.	Marine Mammal Science	<i>Tursiops truncatus</i>	Julho de 2000	não especifica qual modelo	919 (95% IC 730-1190) parte norte; 141 (95% IC 112-200) parte sul
Markowitz et al.	2004	Dusky dolphin foraging habitat: Overlap with aquaculture in New Zealand	Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems	<i>Lagenorhynchus obscurus</i>	Invernos de 1998 a 2002	Popan - Socprog	1090 (SE=630.9; IC 95% 693 -1291)
Campos et al.	2004	Estimativas populacionais de <i>Sotalia fluviatilis</i> (Gervais, 1853) da Baía de Sepetiba	Revista Universidade Rural	<i>Sotalia fluviatilis</i>	Fevereiro 1994 a Dezembro 2001	Schnabel e Schumacher-Eschemeyer	1998: 340 (IC 237-449); 2001 504 (IC 365 -722)
Gormley et al.	2005	Capture-recapture estimates of Hector's dolphin abundance at banks peninsula, New Zealand	Marine Mammal Science	<i>Cephalorhynchus hectori</i>	1992-1996	Jolly-Seber, CAPTURE	1119 (CV=0,21) Modelo 2B; 1007 (CV=0,21) Modelo B

Autores	Ano	Título	Periódico	Espécie	Esforço amostral	Metodologia marcados	Resultados
Parra, Corkeron e Marsh	2006	Population sizes, site fidelity and residence patterns of Australian snubfin and Indo-Pacific humpback dolphins: Implications for conservation	Biological Conservation	<i>Orcaella heinsohni</i> e <i>Sousa chinensis</i>	1999 a 2002	Jolly-Seber (parametrização de Schwarz e Amason)	<i>Orcaella heinsohni</i> 2000 43 (46-60); 2001 28 (35-53); 2002 32 (32-54); <i>Sousa chinensis</i> 2000 25 (27-44); 2001 13 (19-38), 2002 30 (30-59)
Stensland et al.	2006	Population size, distribution, and behavior of Indo-Pacific bottlenose (<i>Tursiops aduncus</i>) and humpback (<i>Sousa chinensis</i>) dolphins off the South coast of zanzibar	Marine Mammal Science	<i>Tursiops aduncus</i> e <i>Sousa chinensis</i>	Janeiro a Março 1999-2002	MARK	2002: <i>T.aduncus</i> 136 (95% CI 124-172); <i>S. chinensis</i> 63 (95% CI 57-95)
Currey, Dawson e Slooten	2007	New abundance estimates suggest Doubtful Sound bottlenose dolphins are declining	Pacific Conservation Biology	<i>Tursiops</i>	Dezembro 2004 a Fevereiro 2007	Lincoln-Petersen modificação Chapman	55 (CV=1.0%)
Lukosheck e Chilvers	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	<i>Tursiops aduncus</i>	Agosto de 1997 e 1998	Capture	1997: 673 ±130 s.e. (CI 95% 606 - 996); 1998: 818 ± 152 s.e. (CI 95% 589 - 1145)
Bearzi et al.	2008	Dolphins in a bottle: abundance, residency patterns and conservation of bottlenose dolphins <i>Tursiops truncatus</i> in the semi-closed eutrophic Amvrakikos Gulf, Greece	Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems	<i>Tursiops truncatus</i>	Fevereiro a Setembro 2002 a 2005	Mth e Mt, Capture	124 (95% IC 112-149) em 2003; 138 (132-180) em 2004; 148 (132-180) em 2005
Merriman et al.	2009	Bottlenose dolphin (<i>Tursiops truncatus</i>) abundance, site fidelity, and group dynamics in the Marlborough sounds, New Zealand	Aquatic Mammals	<i>Tursiops truncatus</i>	2003 - 2005	Popan, socprog	211 (95% CI= 195 a 232)

Autores	Ano	Título	Periódico	Espécie	Esforço amostral	Metodologia marcados	Resultados
Reisinger e Karczmarski	2010	Population size estimate of Indo-Pacific bottlenose dolphins in the Algoa Bay region, South Africa	Marine Mammal Science	<i>Tursiops aduncus</i>	1991-1994	POPAN - MARK	28.482 (95% IC 16.220-40.744)
Oremus et al.	2012	Pelagic or insular? Genetic differentiation of rough-toothed dolphins in the Society Islands, French Polynesia	Journal of Experimental Marine Biology and Ecology	<i>Steno bredanensis</i>	Julho a Novembro de 2002-2004	POPAN - Jolly-Seber - MARK	186 (95% IC 108-552)
Ansmann et al.	2013	Monitoring Dolphins in an Urban Marine System: Total and Effective Population Size Estimates of Indo-Pacific Bottlenose Dolphins in Moreton Bay, Australia	PLoS ONE	<i>Tursiops aduncus</i>	2008-2010	Jolly-Seber (parametrização de Schwarz e Arnason), no programa MARK	554±22.2(SE) (95% CI: 510-598). Sub-população: NORTE 446±56.1(SE) (95% CI: 336-556) SUL 193±66.4 (SE) (95% CI: 181–207)
Beasley et al.	2013	Likely future extirpation of another Asian river dolphin: The critically endangered population of the Irrawaddy dolphin in the Mekong River is small and declining	Marine Mammal Science	<i>Orcaella brevirostris</i>	2001-2004 (estação seca de Janeiro a Junho), sendo só em Abril em 2005 e em Abril- Maio em 2007.	Modelo robusto captura-recaptura, no programa MARK 5.1	93± SE 3.90 (95% CI: 86-101)
Tezanos-Pinto et al.	2013	Decline in local abundance of bottlenose dolphins (<i>Tursiops truncatus</i>) in the Bay of Islands, New Zealand	Marine Mammal Science	<i>Tursiops truncatus</i>	1997-1999 e 2003-2006	Desenho robusto de Pollock; Schwarz e Arnason - Jolly-Seber	240 (95% CI 99-581) em outubro de 1997; 21 (95% CI 14-31 em setembro de 2004, 21 (95% CI 15-28) em setembro de 2004
Tiurek et al.	2013	Distribution and abundance of Hector's dolphins off Otago, New Zealand	New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research	<i>Cephalorhynchus hectori</i>	2010-2011	Huggins - MARK 6.1	42 (95% CI 19-92)
James et al.	2015	Abundance and degree of residency of humpback dolphins <i>Sousa plumbea</i> in Mossel Bay, South Africa	African Journal of Marine Science	<i>Sousa plumbea</i>	2011 - 2013	Huggins log-likelihood (população fechada); Jolly-Seber, POPAN (população aberta)	População fechada: 2011: 71(95% CI 30-167); 2012: 35 (14-86)/ 28 (14-55); 2013: 43 (19-98)/ 54 (19-154). População aberta: 2011: 71 (30-168); 2012: 33 (15-73)/ 32 (15-70); 2013: 46 (20-108)
Brough, Guerra, Dawson	2015	Photo-identification of bottlenose dolphins in the far south of New Zealand indicates a 'new', previously unstudied population	New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research	<i>Tursiops truncatus</i>	07 dias em abril e setembro; 10 dias em dezembro de 2012.	Modelo de população aberta POPAN versão Jolly-Seber	18 (IC 95% 16-21) indivíduos

Estado da arte do nível de cálculo *Indivíduos*.

Autores	Ano	Título	Periódico	Espécie	Esforço amostral	Metodologia marcados	Resultados
Wilson, Hammond, Thompson	1999	Estimating size and assessing trends in a coastal bottlenose dolphin population	Ecological Applications 1	<i>Tursiops truncatus</i>	1990 - 1993	CAPTURE (M_t e M_{th})	129 ±15 animais (média ± 1 SE; CV=0,12). IC 95% 110-174
Shirakihara et al.	2002	A resident population of Indo-Pacific bottlenose dolphins (<i>Tursiops aduncus</i>) in Amakusa, Western Kyushu, Japan	Marine Mammal Science	<i>Tursiops aduncus</i>	Agosto-Outubro 1995, Junho-Agosto 1996, Julho-Outubro 1997	CAPTURE	218 (95% IC 195-242)
Zhou, Xu, Tian	2007	Distribution and abundance of Indo-Pacific humpback dolphins in Leizhou Bay, China	New Zealand Journal of Zoology	<i>Sousa chinensis</i>	Junho a Setembro de 2005	Schumacher e Eschmeyer	237 (95% IC 189-318)
Silva et al.	2009	Estimating survival and abundance in a bottlenose dolphin population taking into account transience and temporary emigration	Marine Ecology Progress Series	<i>Tursiops truncatus</i>	1999-2004	Schwarz e Armason - Jolly-Seber / Desenho Robusto de Pollock	Jolly-Seber: 28 (95% CI 11-67) em 1999 a 334 (95% CI 237-469) em 2004 / Pollock: variou de 41 (95% CI 26-65) em 2001 há 288 (95% CI 196-423) em 2004
Vermeulen e Cammareri	2009	Residency patterns, abundance, and social composition of bottlenose dolphins (<i>Tursiops truncatus</i>) in Bahia San Antonio, Patagonia, Argentina	Aquatic Mammals	<i>Tursiops truncatus</i>	Agosto 2006 a Dezembro 2008	Capture - MARK	83 (95% IC 73 a 112)
Berrow et al.	2012	Abundance estimate of bottlenose dolphins (<i>Tursiops truncatus</i>) in the Lower River Shannon candidate special area of conservation, Ireland	Aquatic Mammals	<i>Tursiops truncatus</i>	Julho a Outubro de 2010	Capture, no programa MARK 5.1	107±12, CV=0,12 (CI 95% 83-131)

Autores	Ano	Título	Periódico	Espécie	Esforço amostral	Metodologia marcados	Resultados
Nicholson et al.	2012	Abundance, survival and temporary emigration of bottlenose dolphins (<i>Tursiops sp.</i>) off Useless Loop in the western gulf of Shark Bay, Western Australia	Marine and Freshwater Research	<i>Tursiops aduncus</i>	Abril a setembro 2007 - 2011	Desenho robusto de Pollock - MARK	2008: 115 (95% IC 105-126); 2010: 208 (95% IC 177-245)
Cheney et al.	2014	Long-term trends in the use of a protected area by small cetaceans in relation to changes in population status	Global Ecology and Conservation	<i>Tursiops truncatus</i>	Maio a Setembro 1990-2010	Capture - MTH	Variou de 102 (95% HPDI 66-144) em 1999 a 178 (95% HPDI 151-204) em 2010
Pleslic et al.	2015	The abundance of common bottlenose dolphins (<i>Tursiops truncatus</i>) in the former special marine reserve of the Cres-Lošinj Archipelago, Croatia	Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems	<i>Tursiops truncatus</i>	2005-2011	Chao Mth, MARK 6.1	mínimo foi encontrado em 2008: 112 (95% CI 94-150); máximo em 2006: 310 (95% CI 265-392)
Martinho et al.	2015	Structure and abundance of bottlenose dolphins (<i>Tursiops truncatus</i>) in coastal Setúbal Bay, Portugal	Marine Biology Research	<i>Tursiops truncatus</i>	1º período: 1998 a 2001 com 388 horas / 2º período: 2007 a 2011 com 277	POPAN no software SOCPROG 2.4	1º período: 106 (95% CI 68,9-191,7) / 2º período: 108 (95% CI 83-177)
Zanardo, Parra e Möller	2016	Site fidelity, residency, and abundance of bottlenose dolphins (<i>Tursiops sp.</i>) in Adelaide's coastal waters, South Australia	Marine Mammal Science	<i>Tursiops</i>	Dezembro 2012- Agosto 2014	Modelo de Pledger - MARK	Variaram de acordo com a estação