

CAMILA MEIRELLES SARTORI

**FOTOIDENTIFICAÇÃO, ABUNDÂNCIA E ÁREA DE VIDA DE TONINHAS,
PONTOPORIA BLAINVILLEI, NA BAÍA DA BABITONGA, SANTA
CATARINA, BRASIL.**

Joinville/SC

2014

CAMILA MEIRELLES SARTORI

**FOTOIDENTIFICAÇÃO, ABUNDÂNCIA E ÁREA DE VIDA DE TONINHAS,
PONTOPORIA BLAINVILLEI, NA BAÍA DA BABITONGA, SANTA
CATARINA, BRASIL.**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação da Universidade da Região de Joinville – UNIVILLE como requisito para obtenção do título de Mestre em Saúde e Meio Ambiente.

Orientadora: Profa. Dra. Marta Jussara Cremer.

Joinville/SC

2014

TERMO DE APROVAÇÃO

Aos pequenos e gigantes dos mares, que nos fazem
acreditar na força do nosso trabalho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente da UNIVILLE pela oportunidade de realizar este trabalho, ao PIBPG/UNIVILLE pela bolsa de mestrado e ao Projeto Toninhas/UNIVILLE pelo patrocínio das atividades.

Ao Dr. Pedro Carlos Pinheiro, por fazer parte da minha banca e pelas contribuições que são sempre importantes.

Ao Dr. Fábio Daura-Jorge, que além de participar da minha banca me ajudou muito com o Mark. Obrigada pela atenção.

Agradeço a minha orientadora, Dra. Marta Cremer, por todos os ensinamentos e incentivos que sempre nos faz ir além. Sou grata pela amizade e pelas oportunidades. Com certeza sua determinação nos estimula a cada dia. Um grande exemplo.

Agradeço a todo o apoio da minha família. Minha mãe e Ri, não só pelas palavras e carinho que foram fundamentais, mas por estarem tão perto, com certeza isso fez muita diferença. Ao meu pai e Fer, que além de incentivo me derão um presente sem igual. Ao Matteo e Carol, por mesmo tão longe serem minhas grandes inspirações e fazerem com que eu me esforce cada vez mais (irmãos são os melhores presentes do mundo!). A toda minha família, avôs e avós, tios e tias, primos e primas, cada um contribuiu de uma forma muito especial. A cada viagem, a cada bagunça, a cada novo integrante da família, me fez perceber que toda essa distância, toda essa saudade renovam as forças na minha caminhada. Vocês são à base de tudo!

Aos meus amigos, sem o qual eu não realizaria este trabalho. A toda equipe do Projeto Toninhas, que a cada dia se torna mais que uma equipe. Pessoal do laboratório, dos campos, dos churrascos, das viagens... Obrigada especial a Anne e a Natacha, pela parceria em campo, por toda ajuda, pelas conversas fiadas e por fazerem parte do meu dia-a-dia. Ao Renan pela amizade, por toda paciência, revisões, dicas, referências e tudo mais. A Bea, obrigada mais que obrigada, pelos campos, pelas fotos (as melhores do mundo!), pelas risadas, pelo companherismo, enfim... obrigada pela parceria de sempre! Amigos são a família que a gente escolhe.

Ao Belesso, que fez parte de toda essa caminhada ao meu lado, sempre me apoiando e dando forças. Obrigada por construir parte dessa história comigo e por acreditar nos meus sonhos, que eles se tornem cada dia mais “nossos”.

Obrigada a todos que de alguma maneira contribuíram para a realização deste trabalho. Sou grata a cada um.

Obrigada!

(...) analisando um pouco mais ao fundo, alguma coisa nos faz diferentes.

Nascemos com os olhos acostumados ao azul das águas.

Jacques-Yves Cousteau

RESUMO

Através da marcação-recaptura pela fotoidentificação, é possível identificar e acompanhar indivíduos na natureza, sendo esta uma importante ferramenta utilizada em estudos com cetáceos. A toninha (*Pontoporia blainvillei*) é um pequeno cetáceo de distribuição costeira no Atlântico Sul-Occidental e de difícil visualização em seu habitat natural. A Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, é um estuário que abriga uma população residente desta espécie. Assim, o presente estudo está dividido em dois capítulos que têm como principais objetivos caracterizar as marcas presente na nadadeira dorsal dos animais; estimar a porcentagem da população que possui estas marcas; calcular a taxa de avistamento dos indivíduos; estimar os parâmetros populacionais e a área de vida dos indivíduos. As coletas de dados foram realizadas na Baía da Babitonga, através de embarcações. A equipe realizou buscas por toninhas e fez o registro fotográfico e de dados. Foram identificadas 23 toninhas, sendo que os *nicks* foram praticamente o único tipo de marca. Da população que habita a Baía da Babitonga, 46% dos indivíduos foram identificados pela presença de marcas na nadadeira dorsal. A taxa de avistamento dos animais variou de 5,26% a 78,95%, sendo que 39,13% dos indivíduos tiveram uma taxa de avistamento acima de 50%. Utilizando o Desenho Robusto de Pollock, o modelo que mais se ajustou aos dados foi aquele que considerou a sobrevivência constante e a emigração/retorno e a probabilidade de captura/recaptura variando com o tempo, entre as estações. As estimativas de sobrevivência (Φ) foram consideradas constantes entre as estações e iguais a 0,96 ($\pm 0,017$; IC: 0,90-0,99). A mortalidade sazonal foi estimada em 0,04, a probabilidade de emigração temporária (y') foi de 0,08 ($\pm 0,04$; IC: 0,03-0,21), a probabilidade de retorno dos emigrantes ($1-y'$) foi de 0,92 e a probabilidade de captura (p) variou de 0,06 a 0,29. A estimativa de abundância para cada estação do ano variou de 52 a 82 indivíduos. A área de vida dos indivíduos variou de 0,023 a 9,53 Km² (média = 2,13 Km²) (Mínimo Polígono Convexo), 3,91 a 18,04 Km² (média = 8,45 Km²) (Kernel 95%) e 0,76 a 3,91 Km² (média = 1,68 Km²) (Kernel 50%). Levando-se em consideração os constantes impactos antrópicos que a Baía da Babitonga vem sofrendo, o

monitoramento dessa população é altamente recomendado e de extrema importância.

Palavras-chave: fotoidentificação, Baía da Babitonga, cetáceo, abundância, área de vida.

ABSTRACT

Through mark-recapture by photoidentification, it is possible to identify and monitor individuals in nature, this is an important tool used in a study of cetaceans. Toninha (*Pontoporia blainvillei*) is a small coastal cetacean distribution in the southwestern Atlantic and difficult to see in their natural habitat. The Babitonga Bay, on the north coast of Santa Catarina, is an estuary that home a resident population of this species. Thus, this study is divided into two chapters that have as main objectives characterize the natural marks present in the dorsal fin; estimate the percentage of the population that owns these marks; calculate the sighting rates of individuals; estimate the population parameters and the home range of individuals. Data collections were performed at Babitonga Bay from boats. The team conducted searches for toninhas and take photos and data record. 23 toninhas were identified, and the nicks were almost the only type of mark. Of the population living in Babitonga Bay, 46% of individuals were identified by the presence of marks on the dorsal fin. The sighting rate of animals ranged from 5,26% to 78,95%, and 39,13% of the individuals showed a sighting rate of above 50%. Using Robust Design Pollock, the model that best fit the data was the one that found the constant survival and emigration / return and the probability of capture / recapture varying with time between seasons. Survival estimates (Φ) were considered constant between seasons and equal to 0,96 ($\pm 0,017$, CI: 0,90-0,99). The seasonal mortality was estimated at 0,04, the probability of temporary migration (y'') was 0,08 ($\pm 0,04$ CI: 0,03-0,21), the probability of return migrants ($1-y'$) was 0,92, and the capture probability (p) varied from 0,06 to 0,29. The abundance estimate for each season ranged from 52 to 82 individuals. The home range of the individuals ranged from 0,023 to 9,53 km² (mean = 2,13 km²) (Minimum Convex Polygon), 3,91 to 18,04 Km² (mean = 8,45 km²) (Kernel 95%) and 0,76 to 3,91 km² (mean = 1,68 km²) (Kernel 50%). Taking into account the constant human impacts that Babitonga Bay has suffered, the monitoring of this population is highly recommended and extremely important.

Keywords: photoidentification; Babitonga Bay, cetacean; abundance; home range.

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1 - Fotoidentificação de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil.

- Figura 1 - Baía da Babitonga, localizada no litoral norte de Santa Catarina. ... 21
- Figura 2 - Locais amostrados para a realização de fotoidentificação de toninhas na Baía da Babitonga. As linhas correspondem às rotas pré-definidas para a realização de varreduras e o polígono cinza corresponde a área de concentração de toninhas. 24
- Figura 3 - Catálogo com a nadadeira dorsal e indicação das marcas utilizadas para a identificação das 23 toninhas (*Pontoporia blainvillei*) fotoidentificadas na Baía da Babitonga. 26
- Figura 4 - Região dorsal do indivíduo PbB-20, com seta indicando a localização do orifício respiratório. Indivíduo identificado unicamente pelo formato invertido da nadadeira. 28
- Figura 5. Nadadeira dorsal de uma toninha (*Pontoporia blainvillei*) com a presença de arranhão. 29
- Figura 6. Curva de Rarefação (e desvio padrão), que apresenta o número de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) fotoidentificadas em cada mês de amostragem na Baía da Babitonga. 29

Capítulo 2 - Parâmetros populacionais e área de vida de toninhas, *Pontoporia blainvillei*, na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil.

- Figura 1. Baía da Babitonga, localizada no litoral norte de Santa Catarina. 54
- Figura 2. Locais amostrados para a realização de fotoidentificação de toninhas na Baía da Babitonga. As linhas correspondem às rotas pré-definidas para a realização de varreduras e o polígono cinza corresponde à área de concentração de toninhas. 56
- Figura 3. Abundância estimada para a população de toninhas através do Desenho Robusto de Pollock, para cada ocasião primária (estações do ano), entre maio de 2011 e agosto de 2013, na Baía da Babitonga. 60
- Figura 4. Mapa com as áreas de vida estimadas através do MPC (1,82 Km²) e Kernel 50% (1,22 Km²) e 95% (4,25 Km²) para o indivíduo PbB-03, fotoidentificado na Baía da Babitonga. 62
- Figura 5. Mapa com a área de vida estimada através do MPC (1,15 Km²) para o indivíduo PbB-04, fotoidentificado na Baía da Babitonga. 63

Figura 6. Mapa com a área de vida estimada através do MPC (0,47 Km ²) para o indivíduo PbB-07, fotoidentificado na Baía da Babitonga.....	64
Figura 7. Mapa com a área de vida estimada através do MPC (3,21 Km ²) para o indivíduo PbB-09, fotoidentificado na Baía da Babitonga.....	65
Figura 8. Mapa com as áreas de vida estimadas através do MPC (2,09 Km ²) e Kernel 50% (1,08 Km ²) e 95% (3,91 Km ²) para o indivíduo PbB-10, fotoidentificado na Baía da Babitonga.....	66
Figura 9. Mapa com as áreas de vida estimadas através do MPC (5,35 Km ²) e Kernel 50% (1,95 Km ²) e 95% (15,25 Km ²) para o indivíduo PbB-11, fotoidentificado na Baía da Babitonga.....	67
Figura 10. Mapa com as áreas de vida estimadas através do MPC (1,14 Km ²) e Kernel 50% (1,47 Km ²) e 95% (6,04 Km ²) para o indivíduo PbB-12, fotoidentificado na Baía da Babitonga.....	68
Figura 11. Mapa com as áreas de vida estimadas através do MPC (9,53 Km ²) e Kernel 50% (3,91 Km ²) e 95% (18,04 Km ²) para o indivíduo PbB-13, fotoidentificado na Baía da Babitonga.....	69
Figura 12. Mapa com as áreas de vida estimadas através do MPC (1,69 Km ²) e Kernel 50% (1,41 Km ²) e 95% (5,87 Km ²) para o indivíduo PbB-14, fotoidentificado na Baía da Babitonga.....	70
Figura 13. Mapa com a área de vida estimada através do MPC (0,023 Km ²) para o indivíduo PbB-18, fotoidentificado na Baía da Babitonga.....	71
Figura 14. Mapa com a área de vida estimada através do MPC (0,048 Km ²) para o indivíduo PbB-19, fotoidentificado na Baía da Babitonga.....	72
Figura 15. Mapa com a área de vida estimada através do MPC (1,08 Km ²) para o indivíduo PbB-20, fotoidentificado na Baía da Babitonga.....	73
Figura 16. Mapa com as áreas de vida estimadas através do MPC (1,69 Km ²) e Kernel 50% (0,76 Km ²) e 95% (5,82 Km ²) para o indivíduo PbB-21, fotoidentificado na Baía da Babitonga.....	74
Figura 17. Mapa com a área de vida estimada através do MPC (0,61 Km ²) para o indivíduo PbB-22, fotoidentificado na Baía da Babitonga.....	75

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1 - Fotoidentificação de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil.

Tabela 1 - Número de nicks presentes na nadadeira dorsal das toninhas fotoidentificadas na Baía da Babitonga, número de indivíduos, porcentagem de indivíduos e a indicação dos indivíduos correspondentes..... 27

Tabela 2. Taxa de avistamento, em ordem crescente, sendo o número de meses em que o indivíduo foi avistado, dividido pelo número de meses de amostragem, para cada toninha (*Pontoporia blainvillei*) fotoidentificada na Baía da Babitonga. 30

Capítulo 2 - Parâmetros populacionais e área de vida de toninhas, *Pontoporia blainvillei*, na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil.

Tabela 1. Seleção de modelos do Desenho Robusto de Pollock para sobrevivência (Φ) e probabilidade de captura (p) de indivíduos marcados. *QAICcWeights* é o peso do modelo selecionado em relação aos demais. *Deviance* é a medida de ajuste dos modelos. *No. Par.* é o número de parâmetros estimados. (.) constante; (t) dependente do tempo; (s) variação dentro de cada estação (t*s) variação entre e dentro de cada estação; ($y''=y'=0$) sem emigração; ($y''=y'$) emigração ao acaso; ($y''y'$) emigração de *Markovian*. 59

Tabela 2. Tamanho da área de vida dos animais fotoidentificados na Baía da Babitonga entre maio de 2012 e agosto de 2013, através dos métodos Mínimo Polígono Convexo (MPC), Kernel 95% e 50%. 61

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	7
REFERÊNCIAS.....	9
Fotoidentificação de toninhas (<i>Pontoporia blainvillei</i>) na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil.....	15
RESUMO	16
1.INTRODUÇÃO.....	17
2.METODOLOGIA	20
2.1.ÁREA DE ESTUDO.....	20
2.2.COLETA DE DADOS	22
2.3.ANÁLISE DOS DADOS.....	24
3.RESULTADOS	26
4.DISSCUSSÃO.....	30
5.CONCLUSÕES.....	36
6.REFERÊNCIAS	37
Parâmetros populacionais e área de vida de toninhas, <i>Pontoporia blainvillei</i>, na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil.....	47
RESUMO	48
1.INTRODUÇÃO.....	50
2.METODOLOGIA	53
2.1.ÁREA DE ESTUDO.....	53
2.2.COLETA DE DADOS	55
2.3.ANÁLISES DOS DADOS	57
3.RESULTADOS	58
4.DISSCUSSÃO.....	76
5.CONCLUSÕES.....	80
6.REFERENCIAS	80

INTRODUÇÃO GERAL

Os estudos com cetáceos de vida livre apresentam dificuldades particulares, já que estes animais vivem no ambiente aquático e passam a maior parte do tempo embaixo d'água (WILSON *et al.*, 1999). A técnica de fotoidentificação permite obter informações sobre os animais no pouco tempo em que estes estão na superfície. Esta técnica consiste em fotografar partes específicas do corpo dos animais para identificar os indivíduos através da presença de marcas (WURSGIG & JEFFERSON, 1990). Estas marcas podem ser naturais ou artificiais. As marcas naturais são provenientes de interações entre indivíduos, com o meio ou provenientes de ações antrópicas. Estudos utilizando-se desta técnica já foram realizados com diversas espécies de cetáceos no mundo todo (HAMMOND *et al.*, 1990), inclusive para odontocetos (WILLIAMS *et al.*, 1993; SIMÕES-LOPES & FABIAN, 1999; INGRAM & ROGAM, 2002; KREB, 2004; AUGER-M'ETH'E & WHITEHEAD, 2007; WILLIAN & THOMAS, 2009; HARDT *et al.*, 2010; SANTOS *et al.*, 2010; FRUET *et al.*, 2011; GOMEZ-SALAZAR *et al.*, 2011; CANTOR *et al.*, 2012; DAURA-JORGE *et al.*, 2013). O presente trabalho se propôs a utilizar esta técnica pela primeira vez para a toninha (*Pontoporia blainvillei*).

A toninha é um pequeno cetáceo endêmico do Atlântico Sudocidental, ocorrendo desde o Espírito Santo, sudeste do Brasil (18°25'S) (SICILIANO, 1994) até o Golfo Nuevo, na Península Valdés, Argentina (42°35'S) (CRESPO *et al.*, 1998). Por possuir distribuição restrita a águas rasas (até 50 metros de profundidade) e costeiras (cerca de 55 Km da costa) (PINEDO *et al.* 1989; DI BENEDITTO & RAMOS, 2001), encontra-se mais vulnerável as atividades antrópicas (SECCHI *et al.*, 2001), como a captura acidental em redes de pesca (CORCUERA, 1994; PINEDO, 1994; SECCHI *et al.*, 1997; BERTOZZI & ZERBINI, 2002; KINAS, 2002; ROSAS *et al.*, 2002; WEISKEL, *et al.*, 2002; DI BENEDITTO, 2003; FREITAS-NETTO & BARBOSA, 2003; SECCHI *et al.*, 2004; CAPPOZZO *et al.*, 2007; FREITAS-NETTO & DI BENEDITTO, 2008) e a contaminação por diversos poluentes (GERPE *et al.*, 2002; LAILSON-BRITO *et al.*, 2002; SEIXAS *et al.*, 2007; 2008; MOREIRA *et al.*, 2009; YOGUI, *et al.*, 2010; PANEBIANCO *et al.*, 2011; 2012; ALONSO *et al.*, 2012; DORNELES *et al.*, 2013), além do tráfego de embarcações e movimentações portuárias

(CREMER, 2000; 2007; CREMER *et al.*, 2009). Toninhas são estudadas com sucesso na natureza em poucos lugares de sua distribuição: Baía Anegada (BORDINO, 2002) e Baía Samborombon (BORDINO *et al.*, 2013), ambas na Argentina, e Baía da Babitonga, em Santa Catarina, Brasil (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008).

Na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, encontra-se a única população de toninhas conhecida que habita águas estuarinas protegidas. A presença destes animais durante o ano todo na Babitonga indica que a espécie utiliza a área continuamente, com marcada preferência por determinadas regiões dentro do estuário, sem registros da espécie no canal de acesso ao oceano (CREMER, 2007). Porém, as preocupações quanto a esta população em particular são grandes. Além do uso de redes de pesca nos locais de concentração dos animais, há uma crescente preocupação com a perda do hábitat e a degradação nesta área, que representam ameaças diretas e indiretas para esta população (CREMER, 2007; CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008). Neste contexto, o presente estudo está dividido em dois capítulos e tem como objetivos principais realizar a identificação individual das toninhas desta população, caracterizando o tipo de marcas e gerando informações sobre taxa de avistamento, e estimar os parâmetros populacionais e a área de vida dos indivíduos na Baía da Babitonga.

REFERÊNCIAS

ALONSO, M. B.; ELJARRAT, E.; GORGA, M.; SECCHI, E. R.; MASSOI, M.; BARBOSA, L.; BERTOZZI, C. P.; MARIGO, J.; CREMER, M. J.; DOMIT, C.; AZEVEDO, A. F.; DORNELES, P. R.; TORRES, J. P. M.; LAILSON-BRITO, J.; MALM, O.; BARCELÓ, D. Natural and antropogenically-produced brominated compounds in endemic dolphins from Western South Atlantic: another risk to a vulnerable species. **Environmental Pollution**, v. 170, p. 152-160, 2012.

AUGER-MÉTHÉ, M. & WHITEHEAD, H. The use of natural markings in studies of longfinned pilot whale (*Globicephala melas*). **Marine Mammal Science** 23: 77-93, 2007.

BERTOZZI, C. P. & ZERBINI, A. N. Incidental mortality of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the artisanal fishery of Praia Grande, São Paulo state, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 1 (1): 153-160, 2002.

BORDINO, P. Movement patterns of Franciscana Dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in Bahia Anegada, Buenos Aires, Argentina. **Latin American Journal of Aquatic Mammals** 1(1): 71-76, Special Issue 1, 2002.

BORDINO, P.; MACKAY, A. I.; WERNER, T. B.; NORTHRIDGE, S. P.; READ, A. J. Franciscana bycatch is not reduced by acoustically reflective or physically stiffened gillnets. **Endangered Species Research**. Vol. 21:1-12, 2013.

CANTOR, M.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS, M. R.; SIMÕES-LOPES, P. C. Assessing population parameters and trends of guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): An eight-year Mark-recapture study. **Marine Mammal Science**. 28(1): 63-83, 2012.

CAPOZZO, H. L.; NEGRI, M. F.; PÉREZ, F. H.; ALBAREDA, D.; MONZÓN, F.; CORCUERA, J. F. Incidental mortality of franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in Argentina. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, Pacific Grove, v. 96, n. 2, p. 127-137, 2007.

CORCUERA, J. Mortality of *Pontoporia blainvillei* in northern Buenos Aires Province: The threat of small fishing camps. Pages 291-294 in Perrin, W.F, Donovan, G.P. and Barlow, J. (Eds) Gillnets and cetaceans. **International Whaling Commission** (Special Issue), 15, Cambridge, 1994.

CREMER, M. J. Ecologia e conservação de *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal de São Carlos. 226p, 2000.

CREMER, M. J. Ecologia e conservação de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino no sul do Brasil. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal do Paraná, 2007.

CREMER, M. J. & SIMÕES-LOPES, P.C. Distribution, abundance and density estimates of Franciscanas, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), in Babitonga Bay, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 25, 397-402, 2008.

CREMER, M. J.; SIMÕES-LOPES, P. C.; PIRES, J. S. R. Occupation patterns of a harbor inlet by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (P.J. Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae). **Brazilian Archives of Biology and Technology**. 52: 765-774, 2009.

CRESPO, E. A., HARRIS, G.; GONZÁLEZ, R. Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. **Marine Mammal Science** 14: 845-849, 1998.

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

DI BENEDITTO, A. P. M., & RAMOS, R. M. A. Biological and conservation of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the north of Rio de Janeiro State, Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, 3(2), 185-192, 2001.

DI BENEDITTO, A. P. M. Interactions between gillnet fisheries and small cetaceans in northern Rio de Janeiro, Brazil: 2001-2002. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, Rio de Janeiro, v. 2, n. 2, p. 79-86, 2003.

DORNELES, P. R.; SANZ, P.; EPPE, G.; AZEVEDO, A. F.; BERTOZZI, C. P.; MARTÍNEZ, M. A.; SECCHI, E. R.; BARBOSA, L. A.; CREMER, M. J.; ALONSO, M. B.; TORRES, J. P. M.; LAILSON-BRITO, J.; MALM, O.; ELJARRAT, E.; BARCELÓ, D.; DAS, K. High accumulation of PCDD, PCDF and PCB congeners in marine mammals from Brazil: A serious PCB problem. **Science of the Total Environment**. 463-464.309-318, 2013.

FREITAS NETO, R. & BARBOSA, L. A. Cetaceans and fishery interactions along the Espírito Santo State, southeastern Brazil during 1994-2001. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 2(1):57-60, 2003.

FREITAS NETTO, R. & DI BENEDITTO, A. P. M. Interactions between fisheries and cetaceans in Espírito Santo State coast, southeastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoociências**, 10(1):55-63, 2008.

FRUET, P.; SECCHI, E.R.; Di TULLIO, J. C.; KINAS, P.G. Abundance of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, inhabiting the Patos Lagoon estuary, southern Brazil: Implication for conservation. **Zoologia** 28:23–30, 2011.

GERPE, M.; RODRÍGUEZ, D.; MORENO, V. J.; BASTIDA, R. O.; DE MORENO, J. E. Accumulation of heavy metals in the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) from Provincia Buenos Aires, Argentina. **The Latin American Journal of Aquatic Mammals** (Special Issue) 1: 95-106, 2002.

GOMEZ-SALAZAR, C.; TRUJILLO, F. & WHITEHEAD, H. Photo-Identification: a reliable and noninvasive tool for studying pink river dolphins (*Inia geoffrensis*). **Aquatic Mammals**, 37(4), 2011.

HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A.; DONVAN, G. P. Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. **Reports of the International Whaling Commission** (Special Issue) 12, 1990.

HARDT, F. A. S; CREMER, J. C.; TONELLO JUNIOR, A. J.; SIMÕES-LOPES, P. C. A. Residence patterns of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis* in Babitonga Bay, Southern coast of Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 8(1-2):117-121, 2010.

INGRAN, S. N. & ROGAN, E. Identifying critical áreas and habitat preferences of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. **Marine Ecology Progress Series**, 244: 247-255, 2002.

KINAS, P. G. The impact of incidental kills by gill nets on the franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in southern Brazil. **Bulletin of Marine Science**, Miami, v. 70, n. 2, p. 409-421, 2002.

KREB, D. Abundance of freshwater Irrawaddy dolphins in the Mahakam River in East Kalimantan, Indonesia, based on mark-recapture analysis of photo-identified individuals. **Journal of Cetaceans Research and Management**, 6(3): 269-277, 2004.

LAILSON-BRITO JR, J.; AZEVEDO, M. A. A.; MALM, O.; RAMOS, R.; DI BENEDITTO, A. P. M.; SALDANHA, M. F. C. Trace Metals in Liver and Kidney of the Franciscana, *Pontoporia blainvillei*, in the North Coast of Rio de Janeiro State, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals** (Special Issue) 1: 107-114, 2002.

MOREIRA, I.; SEIXAS, T. G.; KEHRIG, H. A.; FILLMANN, G.; DI BENEDITTO, A. P.; SOUZA, C. M. & MALM, O. Selenium and Mercury (total and organic) in tissues of coastal small cetacean, *Pontoporia blainvillei*. **Journal of Coastal Research**, 56:866-870, 2009.

PANEBIANCO, M. V.; NEGRI, M. F.; BOTTÉ, S. E., MARCOVECCHIO, J. E. & CAPPOZZO, H. L. Metales pesados em el riñon del delfín franciscana, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae) y su relación com parâmetros biológicos. **Latin American Journal of Aquatic Research**, 39(3):526-533, 2011.

PANEBIANCO, M. V.; NEGRI, M. F.; CAPPOZZO, H. L. Reproductive aspects of male franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) off Argentina. **Animal. Reproduction Science**, doi: 10.1016/j. anireprosci.2012.02.005, 2012.

PINEDO, M. C.; PRADERI, R.; BROWNELL, R. L. Review of the biology and status of the franciscana *Pontoporia blainvillei*. In: W.F. Perrin, R.L. Brownell, Z. Kaiya & L. JIankang (eds.). *Biology and conservation of the river dolphins*. **Occas. Papers IUCN SSC**, 3: 46-51, 1989.

PINEDO, M. C. Impact of incidental fishery mortality on the age structure of *Pontoporia blainvillei* in southern Brazil and Uruguay. **Reports of the International Whaling Commission**, 15: 261-264, 1994.

ROSAS, F. C. W.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; OLIVEIRA, M. R. Incidental catches of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) on the southern coast of São Paulo state and the coast of Paraná state, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 1 (1): 161-168, 2002.

SANTOS, M. C. O.; OSHIMA, J. E. F.; PACÍFICO, E. S.; SILVA, E. Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in the Paranaguá

Estuarine Complex: insights on the use of área based on the photo-identification technique. **Zoologia** 27(3):324-330, 2010.

SECCHI, E. R.; ZERBINI, A. N.; BASSOI, M.; ROSA, L. D.; MOLLER, L. M.; ROCHA-CAMPOS, C. C. Mortality of franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, in coastal gillnets in Southern Brazil: 1994-1995. **Reports of the International Whaling Commission**, Cambridge, v. 47, p. 653-658, 1997.

SECCHI, E. R.; OTT, P. H.; CRESPO, E. A.; KINAS, P. G.; PEDRAZA, S. N.; BORDINO, P. A first estimate of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) abundance off southern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management** 3: 95-100, 2001.

SECCHI, E. R.; KINAS, P. G.; MUELBERT, M. Incidental catches of franciscana in coastal gillnet fisheries in the franciscana management area III: period 1999-2000. **Journal of Cetacean Research and Management**, Cambridge, v. 3, n. 1, p. 61-68, 2004.

SEIXAS, T. G.; KEHRIG, H. A.; FILLMANN, G.; DI BENEDITTO, A. P. M.; SOUZA, C. M. M.; SECCHI, E. R.; MOREIRAM I.; MALM, O. Ecological and biological determinants of trace elements accumulation in liver and kidney of *Pontoporia blainvillei*. **Science of the Total Environment**. 385.208-220, 2007.

SEIXAS, T. G.; KEHRIG, H. A.; COSTA, M.; FILLMANN, G.; DI BENEDITTO, A. P. M.; SECCHI, E. R.; SOUZA, C. M. M.; MALM, O.; MOREIRAS, I. Total Mercury, organic Mercury and selenium in liver and kidney of a South American coastal dolphin. **Environmental Pollution**. 154.98-106, 2008.

SICILIANO, S. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. Pages 241-250 in Perrin, W.F., Donavan, G.P. and Barlow, J. (Eds) Cetaceans and gillnets. **Reports of the International Whaling Commission** (Special Issue 15), Cambridge, 1994.

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** 16:1017-1024, 1999.

YOGUI, G. T.; SANTOS, M. C. O.; BERTOZZI, C. P.; MONTONE, R. C. Levels of persistente organic pollutants and residual patterns of DDTs in small cetaceans from the coast of São Paulo, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**. 60.1862-1867, 2010.

WEISKEL, H. W.; BORDINO, P.; ARIAS, A. M. Gillnets and conservation of the franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in Argentina: a policy perspective. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 1(1):175-182, Special Issue 1, 2002.

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

WILLIAMS, R. & THOMAS, L. Cost-effective abundance estimation of rare animals: Testing performance of small-boat surveys for killer whales in British Columbia. **Biological Conservation**, 142:1542-1547, 2009.

WILSON, B.; ARNOLD, H.; BEARZI, G.; FORTUNA, C. M.; GASPAR, R.; INGRAM, S.; LIRET, C.; PRIBANIC, S.; READ, A. J.; RIDOUX, V.; SCHNEIDER, K.; URIAN, K. W.; WELLS, R. S.; WOOD, C.; THOMPSON, P. M.; HAMMOND, P. S. Epidermal diseases in bottlenose dolphins: impacts of natural and antropogenic factors. **Proceedings of the Royal Society**. 266:1077-1083, 1999.

WÜRSIG, B. & JEFFERSON, G. Methods of photoidentification for small cetaceans. **Reports of the International Whaling Commision**. 12:43-52, 1990.

CAPÍTULO 1

Fotoidentificação de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) na Baía da Babitonga,
Santa Catarina, Brasil.

RESUMO

A fotoidentificação é uma técnica que permite identificar um indivíduo na natureza através de suas marcas. Esta técnica foi primeiramente desenvolvida para populações de mamíferos terrestres e posteriormente adaptada com sucesso para os mamíferos aquáticos. A toninha (*Pontoporia blainvillei*) é um cetáceo endêmico do Atlântico Sul, ameaçado de extinção, e que habita águas costeiras desde o Espírito Santo até a província de Chubut, Argentina. Na Baía da Babitonga, um estuário localizado ao norte do estado de Santa Catarina, no Brasil, há uma população de toninhas que habita o local durante o ano todo. O objetivo deste trabalho foi fotoidentificar os indivíduos desta população e caracterizar os tipos de marcas presentes na nadadeira dorsal da espécie. No período de fevereiro de 2011 a agosto de 2013, 172 amostragens foram realizadas. Foram registrados 576 grupos de toninhas; destes, 542 foram fotografados (94,09%), considerando recontagens. Foram obtidas 58.471 fotos, das quais 6.953 foram consideradas como imagens de boa qualidade, o que representou uma taxa de 11,89% de aproveitamento das imagens. Durante todo o período foram identificadas 23 toninhas. Destas, vinte e duas foram identificadas pela presença de marcas na nadadeira dorsal, sendo que os *nicks* foram praticamente o único tipo de marca. Um indivíduo foi identificado pelo formato anômalo de sua nadadeira dorsal. A maioria dos animais apresentou *nicks* na parte posterior da nadadeira dorsal (86,9%), sendo esta considerada uma marca de longa duração. A marca do tipo arranhão foi registrada apenas em um animal e em uma única ocasião. A taxa de avistamento dos animais variou de 5,26% a 78,95%, sendo que 39,13% dos indivíduos tiveram uma taxa de avistamento acima de 50%. Da população que habita a Baía da Babitonga, 46% dos indivíduos foram identificados pela presença de marcas na nadadeira dorsal. O estudo indica que a técnica de fotoidentificação pode ser aplicada em toninhas, o que permite a realização de diferentes estudos com a população. Considerando que esta é uma espécie ameaçada de extinção, a utilização desta técnica se torna ainda mais importante, pois permite gerar subsídios para o monitoramento desta população.

1.INTRODUÇÃO

A toninha (*Pontoporia blainvillei*) é um cetáceo endêmico do Atlântico Sul, habitando águas costeiras desde o Espírito Santo (SICILIANO, 1994) até a província de Chubut, Argentina (CRESPO *et al.*, 1998). É também um dos menores e mais ameaçados golfinhos do mundo. A captura acidental em redes de pesca é o principal problema para a conservação desta espécie (SICILIANO, 1994; BERTOZZI & ZERBINI, 2002; KINAS, 2002; SECCHI *et al.*, 2003). A partir de 2008 passou da classificação “DD” (Dados deficientes) para “VU” (Vulnerável) no livro Vermelho da União Mundial para Conservação da Natureza (IUCN Red Book) (REEVES *et al.*, 2008). Estudos com toninhas em seu habitat natural não são comuns devido a grande dificuldade de observar este animal na natureza (BORDINO *et al.*, 1999; CREMER & SIMÕES-LOPES, 2005). Seu tamanho reduzido, comportamento discreto e coloração semelhante a das águas que habita dificulta a visualização do animal na maioria dos locais de ocorrência (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2005).

A Baía da Babitonga é um estuário que apresenta águas tranquilas e abrigadas. Nesta região, toninhas e botos-cinza (*Sotalia guianensis*) ocorrem em simpatria, apresentando marcada preferência por determinadas áreas (CREMER, 2007). As áreas de preferência das toninhas se localizam nas regiões mais internas da baía, próximo às ilhas (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008). Estas áreas preferenciais estão relacionadas provavelmente a maior disponibilidade de recurso alimentar (CREMER, 2007). A população de toninhas utiliza a área durante o ano todo e foi previamente estimada em 50 indivíduos (IC: 28-89) (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008). Na maior parte das vezes os animais são avistados quando estão se alimentando, o que envolve a perseguição e captura de presas. Durante estas atividades eles se concentram em grupos de 15 a 20 animais, divididos em subgrupos de 2 a 5 indivíduos, sendo raramente avistados sozinhos (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2005; 2008). Filhotes são observados o ano todo na região, porém a primavera é a época do ano em que se observa o maior número de nascimentos (CREMER *et al.*, 2013).

Uma das técnicas para se identificar um indivíduo na natureza é a fotoidentificação, que consiste em fotografar uma parte específica do animal e

identificá-lo individualmente através de marcas, sejam elas naturais ou artificiais. A técnica de fotoidentificação foi desenvolvida inicialmente para a identificação individual de animais terrestres (CALSTROM & EDELSTAM, 1946) e os primeiros estudos que envolveram o reconhecimento de indivíduos de uma população foram realizados utilizando marcas artificiais produzidas nos animais (VON FRICSH, 1962; 1974). Em meados dos anos 50 estas marcas eram consideradas quase como um pré-requisito para a identificação de um animal na natureza. Porém, os estudos com animais de vida longa passaram a mostrar que era possível identificar a maioria dos vertebrados apenas com marcas naturais (FOSTER, 1966; PETERSON, 1972; DOUGLAS-HAMILTON, 1973). Técnicas primeiramente desenvolvidas para populações terrestres posteriormente foram adaptadas com sucesso para o estudo de mamíferos aquáticos (HAMMOND, 1995), tendo sido aplicada inicialmente para *Tursiops truncatus* (IRVINE & WELLS, 1972, WURSIG & WURSIG, 1977). Para que seja possível identificar e acompanhar os animais por um período, suas marcas devem ser reconhecíveis ao longo de todo o tempo de estudo e serem únicas para cada indivíduo (HAMMOND, 1986).

A fotoidentificação é uma técnica que implica em pouco impacto aos animais porque não necessita de contato direto, sendo considerado um método não-invasivo. Além disso, interfere pouco no comportamento, boa parte da população pode ser identificada individualmente e os dados podem ser utilizados para a obtenção de várias informações sobre a história de vida da espécie (HAMMOND *et al.*, 1990; WURSIG & JEFFERSON, 1990). Contudo, é importante ressaltar que, no caso dos cetáceos, os barcos utilizados para se aproximar dos animais podem causar alterações no comportamento (WURSIG & JEFFERSON, 1990). Por isso é necessário à utilização de procedimentos adequados durante a obtenção das fotos, com uma aproximação lenta e que não cause reação por parte dos animais. Além disso, existem dois tipos de erros que podem ocorrer em estudos que utilizam o método da marcação e recaptura, os chamados falso positivo e falso negativo (GUNNLAUGSSON & SIGURJÓNSSON, 1990). Quando dois indivíduos diferentes são identificados como sendo o mesmo indivíduo ocorre o falso positivo, e quando o mesmo indivíduo é identificado em diferentes fotos e contabilizado duas vezes ocorre o falso negativo. Quando estes erros são cometidos, há uma subestimação ou

superestimação da população. Isto ocorre geralmente em grandes populações ou quando a espécie estudada é de difícil identificação; devido à má qualidade das fotografias (STEVICK, *et al.*, 2001); ou pela falta de atenção de quem está analisando as fotos.

No caso dos cetáceos, as marcas utilizadas para o reconhecimento individual são principalmente cicatrizes, arranhões, *nicks* e mutilações, que estão presentes na nadadeira dorsal e dorso dos animais (WÜRSIG & JEFFERSON, 1990). A origem destas marcas pode variar de acordo com o repertório comportamental de cada espécie. Os *nicks* e arranhões, em sua maioria, são causados por mordidas de indivíduos da mesma espécie ou abrasões com o fundo (WÜRSIG & JEFFERSON, 1990, DUFAULT & WHITEHEAD, 1998). As atividades antrópicas também podem ocasionar marcas nos animais, como manchas na pele causadas por doenças devido à contaminação das águas, colisões com embarcações e acidentes com redes de pesca. Em geral, somente uma parte da população estudada possui marcas que permitem individualizar os animais, podendo haver uma grande parcela da população que não possui marcas, incluindo indivíduos adultos e grande parte dos jovens (GOWANS & WHITEHEAD, 2001). As marcas utilizadas para a identificação e acompanhamento dos indivíduos são as de longa duração, os *nicks*, as cicatrizes e mutilações (WÜRSIG & WÜRSIG 1977). Marcas de curta duração como arranhões, podem auxiliar na identificação de forma complementar.

No Brasil, a técnica de fotoidentificação já foi utilizada para estudos com diversas espécies de pequenos cetáceos, incluindo o golfinho-nariz-de-garrafa, *T. truncatus* (DALLA-ROSA, 1999; SIMÕES-LOPES & FABIAN, 1999; CULLOCH, 2004; GENOVES, 2008; FRUET *et al.*, 2011; DAURA-JORGE *et al.*, 2013), o boto-cinza, *Sotalia guianensis* (FLORES, 1999; PIZZORNO, 1999; CAMPOS *et al.*, 2004; ROSSI-SANTOS *et al.*, 2004; ANANIAS, 2006; CEPILE, 2008; PACIFICO, 2008; HARDT *et al.*, 2010; PARO, 2010; SANTOS *et al.*, 2010; CANTOR *et al.*, 2012; SCHULZE, 2012) e o boto-da-Amazônia, *Inia geoffrensis* (GOMEZ-SALAZAR *et al.*, 2011). A quantidade de estudos aplicando esta técnica indica que a fotoidentificação é uma técnica bastante utilizada, o que leva a crer na sua eficácia.

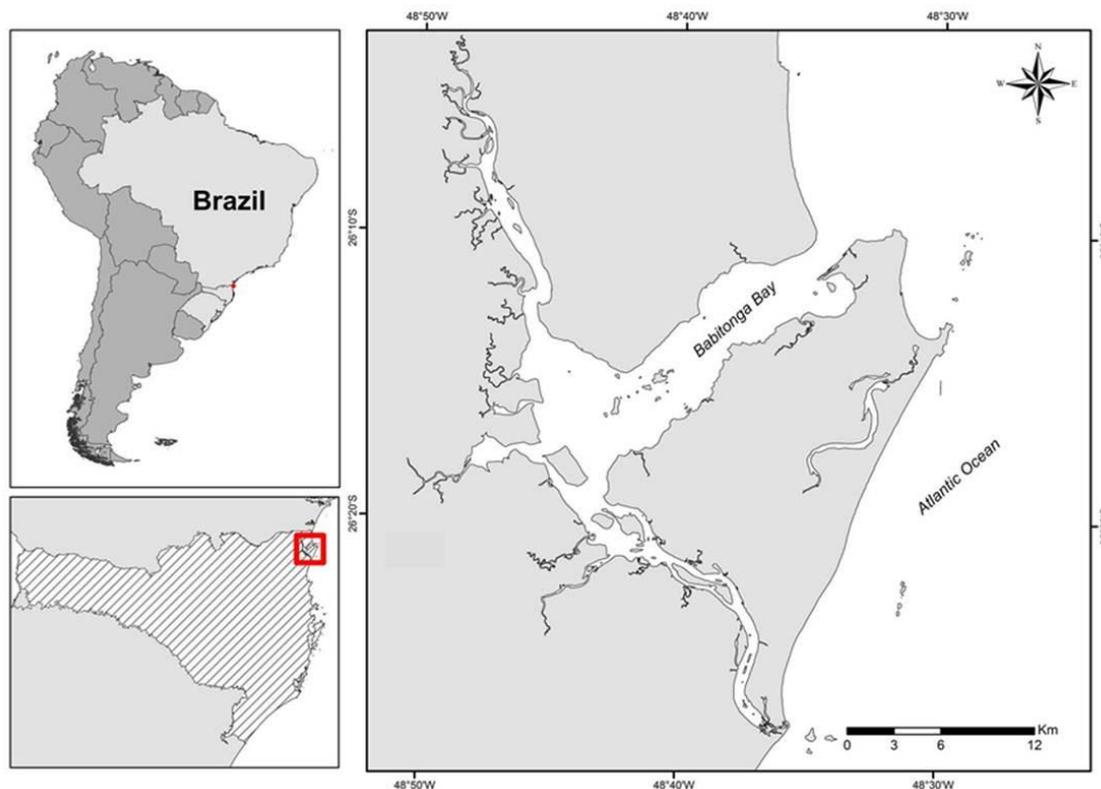
Apesar das dificuldades para estudar toninhas na natureza, seja pelo seu comportamento discreto ou pelo pequeno tamanho de seu corpo, trabalhos recentes comprovaram que é possível identificar os indivíduos por meio de marcas naturais presentes na nadadeira dorsal (SANTOS *et al.*, 2009; HOLZ *et al.*, 2011; PAITACH *et al.*, 2012; SARTORI *et al.*, 2012). Os estudos também indicam que estas marcas são em sua maioria permanentes (HOLZ *et al.*, 2011; PAITACH *et al.*, 2012; SARTORI *et al.*, 2012). O objetivo deste trabalho foi fotoidentificar as toninhas da Baía da Babitonga para a obtenção de informações quanto a: a) caracterização das marcas presente na nadadeira dorsal dos animais; b) estimativa da porcentagem da população que possui marcas; e c) análise da taxa de avistamento dos indivíduos fotoidentificados.

2.METODOLOGIA

2.1.ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo compreende a Baía da Babitonga, um estuário localizado no litoral norte de Santa Catarina, entre as coordenadas 26°02'-26°28'S e 48°28'-48°50'W (Figura 1). Sua área compreende aproximadamente 160 Km², com um comprimento máximo de 20 Km e até 5 Km de largura. As margens exibem variados contrastes, incluindo manguezais, praias arenosas, lodosas e rochas (IBAMA 1998). Em seu interior abriga cerca de 24 ilhas, lajes e planícies de marés. A profundidade média na baía é de 6 metros, atingindo desde 28 metros no canal principal, até áreas muito rasas, que podem ficar aparentes na maré baixa. Seu entorno limita-se com os municípios de São Francisco do Sul, Araquari, Barra do Sul, Itapoá, Garuva e Joinville, e a comunicação da baía com o oceano Atlântico ocorre por meio de um canal de cerca de 1,7 Km de largura (CREMER *et al.* 2006).

Figura 1 - Baía da Babitonga, localizada no litoral norte de Santa Catarina.



Nesta região, o clima é influenciado pela umidade marítima, apresentando altos índices pluviométricos, com uma grande amplitude térmica anual. Os ventos são predominantemente nordeste, porém atingem maiores intensidades quando vem da região sul (GAPLAN, 1986). O regime de marés nesta região é caracterizado como de micromarés, sendo semidiurnas, e tendo domínio de maré enchente com amplificação da altura da maré nas áreas mais interiores (TRUCCOLO & SCHETTINI, 1999). O local também recebe grande influência das águas doces oriundas dos rios localizados nos municípios do entorno, principalmente a região norte da Babiçonga (VIEIRA *et al.*, 2008).

Devido a sua localização, a Baía da Babiçonga é um local afetado diretamente pelas atividades antrópicas, tais como o despejo de efluentes industriais e residenciais, a movimentação portuária, o turismo, o comércio e a pesca local. A grande carga de sedimentos carreados para o interior da baía também gera alterações no ambiente, podendo alterar os canais preferenciais de circulação de água e causar assoreamentos (VIEIRA *et al.*, 2008). Como boa parte do sedimento desta área é de característica lodosa, sendo composto por partículas muito pequenas, o aporte e retenção de poluentes ocorrem mais

facilmente (VIEIRA *et al.*, 2008). A falta de gestão ambiental na região, também contribui para que as ações antrópicas interfiram negativamente. Deste modo, são várias as ameaças diretas e indiretas às populações de cetáceos que vivem na baía (CREMER, 2000).

2.2. COLETA DE DADOS

A técnica de fotoidentificação foi utilizada seguindo as orientações de HAMMOND *et al.* (1990). As fotos foram obtidas a partir de embarcações. Para tanto, foram utilizados dois barcos, sendo um de alumínio com 5,5 metros de comprimento e motor de popa de 60 hp, e um inflável de casco rígido de 6,2 metros de comprimento e motor de popa de 200 hp. Ambos estavam equipados com máquinas fotográficas digitais, uma Canon EOS 7D com lente zomm de 100-300 mm e uma Canon EOS 7D com lente zoom de 100-400 mm, respectivamente; binoculares 7 x 50 e protocolos de campo. As amostragens foram realizadas com a presença de dois a três pesquisadores, sendo um piloto, um fotógrafo e um anotador (quando necessário o piloto assumiu a função de anotador).

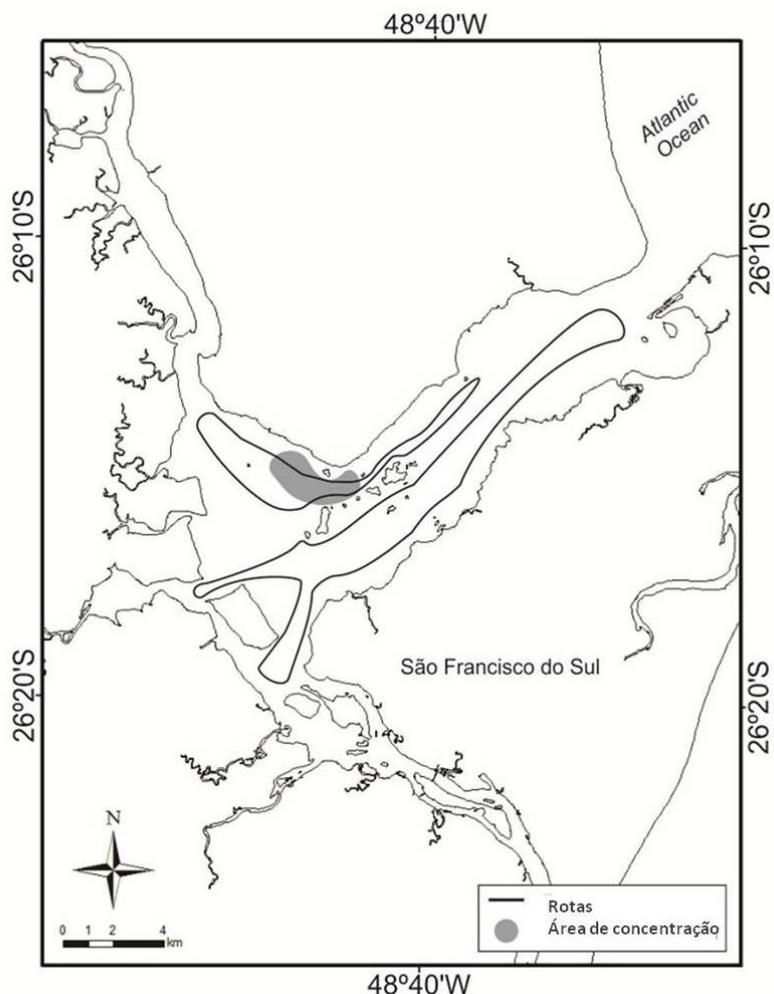
As amostragens ocorreram em intervalos variáveis no período de fevereiro a maio de 2011 e em intervalos regulares entre setembro de 2011 e agosto de 2013. Para a localização das toninhas foram utilizadas duas estratégias: a busca na área de concentração, realizada entre fevereiro de 2011 e agosto de 2013, e as varreduras em rotas pré-estabelecidas, realizadas entre maio de 2012 e agosto de 2013. As estratégias foram intercaladas, ocorrendo quinzenalmente cada uma. As amostragens foram realizadas apenas em boas condições do mar (Beaufort entre 0 e 1, e sem chuva), geralmente no período da manhã, sendo interrompidas caso estas se modificassem.

Para as buscas nas áreas de concentração, quando um grupo de toninhas foi localizado, o barco se aproximou em baixa velocidade. Para cada grupo amostrado foi registrado o tempo de acompanhamento, o número de indivíduos no grupo e a presença de filhotes. Os animais foram acompanhados em baixa velocidade, evitando interceptar o grupo e mantendo uma posição perpendicular em relação aos animais, de acordo com as recomendações de

Wursig & Jefferson (1990) e Defran *et al.* (1990). Durante o acompanhamento foram tomados os cuidados para que todos os indivíduos do grupo fossem fotografados, sem favorecer nenhum animal, e para que o barco interferisse da menor forma possível no comportamento. O fotógrafo se manteve, sempre que possível, num ângulo de 90° em relação ao grupo e em posição favorável a luz do sol, evitando assim o reflexo da água. O grupo foi acompanhado até que todos os indivíduos fossem fotografados ou, por no máximo, 20 minutos. Este tempo foi estipulado buscando um equilíbrio entre a necessidade de fotografar todos os animais e a preocupação de não estressá-los, com base no conhecimento prévio sobre a população da região. Após este período o barco passou a procurar um novo grupo.

No caso das varreduras, foram percorridas simultaneamente duas rotas (Figura 2). Os barcos iniciavam a rota em sentidos contrários. Durante o percurso foi mantida uma velocidade constante de cerca de 20 km/h. Quando um grupo de toninhas foi avistado, foi realizado o mesmo procedimento descrito acima. Após todos os indivíduos terem sido fotografados ou acompanhados por 20 minutos, a rota foi retomada. Quando houve mudança nas condições ambientais ao longo do percurso, a rota foi interrompida e reiniciada no dia subsequente em que as condições do mar fossem favoráveis.

Figura 2 - Locais amostrados para a realização de fotoidentificação de toninhas na Baía da Babitonga. As linhas correspondem às rotas pré-definidas para a realização de varreduras e o polígono cinza corresponde a área de concentração de toninhas.



2.3. ANÁLISE DOS DADOS

Em laboratório as imagens foram triadas, quantificadas e analisadas. A triagem das fotos foi feita por apenas um pesquisador, que separou em duas categorias: fotos de boa qualidade e fotos de baixa qualidade. Imagens com foco, nitidez e ângulo de 90° em relação ao fotógrafo, foram consideradas de boa qualidade, permitindo a análise da nadadeira dorsal. Além da presença de marcas, o formato da nadadeira dorsal também foi analisado, considerando a possibilidade de utilizar esta informação como uma característica secundária para a identificação individual. As imagens de boa qualidade foram então divididas em duas subcategorias: animais com marcas na nadadeira dorsal e animais sem marcas. O número de fotos de cada subcategoria foi quantificado.

A análise das imagens de indivíduos que possuíam marcas foi feita por dois pesquisadores independentes.

Numa segunda etapa, os dois pesquisadores fizeram a comparação das nadadeiras analisadas. Caso não houvesse consenso sobre a identificação de um indivíduo, a foto passou a ser incluída em uma terceira subcategoria, a de marcas insuficientes, quando o animal não possuía marcas suficientes para uma identificação segura. No caso de animais com a presença de uma marca nova, sua confirmação só foi feita após um segundo avistamento do indivíduo. A partir das fotos de animais com a presença de marcas, foi criado um catálogo das nadadeiras dorsais das toninhas identificadas na Baía da Babitonga. Para este catálogo foi feito o contorno das nadadeiras no programa Corel Draw X6. Este catálogo foi atualizado toda vez que um novo indivíduo foi identificado.

Neste trabalho buscou-se utilizar apenas fotos de boa qualidade. Porém, devido à dificuldade de se fotografar toninhas na natureza, mesmo algumas fotos que não apresentaram ângulo nem foco ideais, mas que permitiram a identificação segura do indivíduo foram utilizadas.

A análise das marcas presentes na nadadeira dorsal, incluindo a posição das marcas na nadadeira, assim como o número de marcas por indivíduo, foi realizada apenas para os indivíduos fotoidentificados.

Para estimar a porcentagem da população que possui marcas foi considerada a estimativa de abundância de toninhas na Baía da Babitonga (= 50 indivíduos) realizada por Cremer & Simões-Lopes (2008). A fórmula utilizada foi: número de indivíduos identificados / 50 * 100.

Para avaliar a suficiência amostral, foi produzida uma Curva de Rarefação no programa EstimateS 9.1.0, seguindo as indicações de Colwell & Coddington (1994) *apud* MAGURRAM (1988), o que permitiu avaliar a necessidade ou não de mais esforço para a identificação de toda a população.

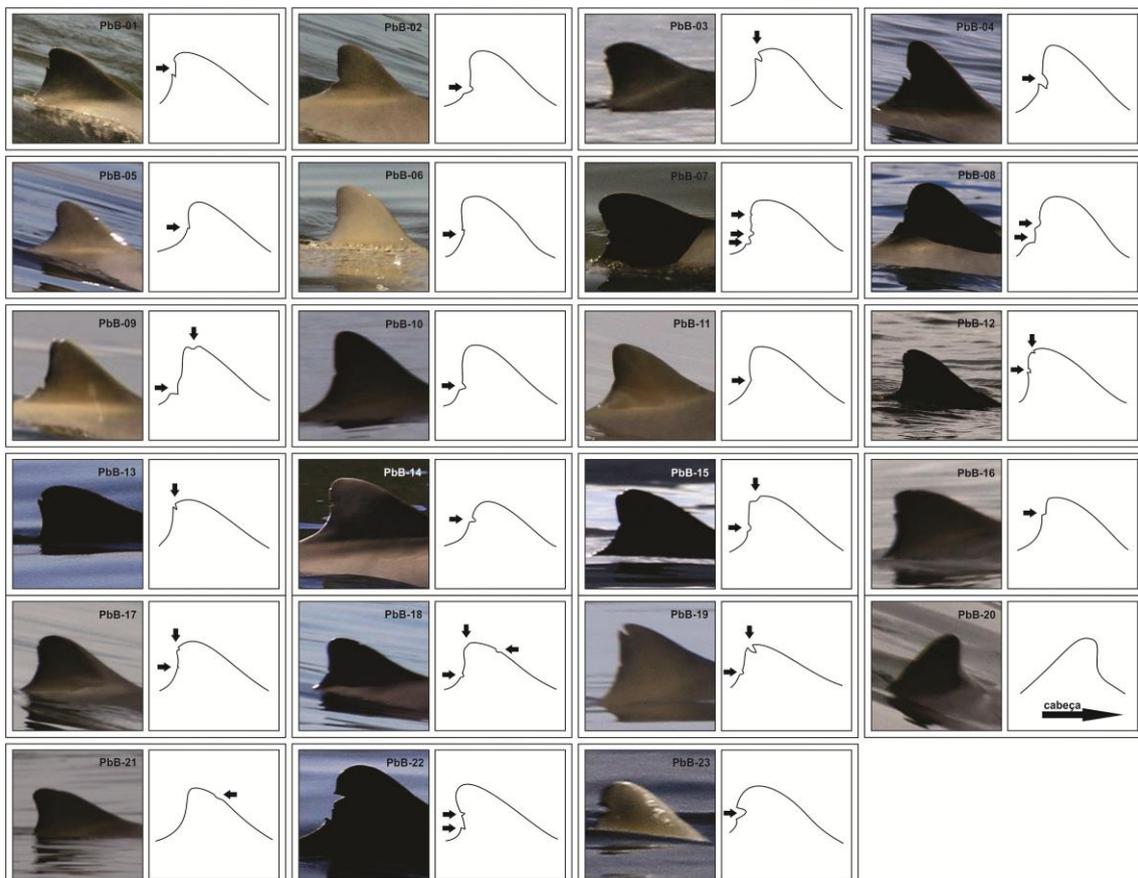
A taxa de avistamento foi calculada adaptando-se o cálculo proposto por Simões-Lopes & Fabian (1999) para taxa de residência. Neste trabalho utilizamos o termo “taxa de avistamento” porque os dados obtidos até o momento indicam que esta população não realiza movimentos de entrada e saída da Baía da Babitonga, permanecendo o ano todo nesta área (CREMER *et al.*, 2012). Foi elaborada uma tabela de presença e ausência dos animais por mês de amostragem. A taxa de avistamento dos indivíduos foi calculada

dividindo-se o número de meses em que um animal identificado foi avistado ao longo do período de estudo pelo número de meses de amostragem. Os resultados foram expressos em percentagem (%).

3.RESULTADOS

No período de fevereiro de 2011 a agosto de 2013, 172 amostragens foram realizadas. Destas, 162 foram realizadas em intervalos regulares, das quais 123 foram feitas na área de concentração dos animais e 48 utilizando as rotas pré-definidas. O esforço de campo totalizou 458 horas e 22 minutos. Foram registrados 576 grupos de toninhas e 542 foram fotografados (94,09%). Foram obtidas 58.471 fotos, das quais 6.953 foram consideradas como imagens de boa qualidade, o que representou uma taxa de 11,89% de utilização. Durante todo o período foram identificadas 23 toninhas (Figura 3).

Figura 3 - Catálogo com a nadadeira dorsal e indicação das marcas utilizadas para a identificação das 23 toninhas (*Pontoporia blainvillei*) fotoidentificadas na Baía da Babitonga.



Vinte e duas toninhas foram identificadas pela presença de *nicks* na nadadeira dorsal. Treze toninhas possuíam apenas um *nick* (56,5%), 7 possuíam 2 *nicks* (30,4%) e 2 possuíam 3 *nicks* (8,6%) (Tabela 1).

Tabela 1 - Número de *nicks* presentes na nadadeira dorsal das toninhas fotoidentificadas na Baía da Babitonga, número de indivíduos, porcentagem de indivíduos e a indicação dos indivíduos correspondentes.

Nº de <i>nicks</i>	Nº de indivíduos	% de indivíduos	Indivíduos correspondentes
0	1	4,3	PbB-20
1	13	56,5	PbB-01; PbB-02; PbB-03; PbB-04; PbB-05; PbB-06; PbB-10; PbB-11; PbB-13; PbB-14; PbB-16; PbB-21; PbB-23
2	7	30,4	PbB-08; PbB-09; PbB-12; PbB-15; PbB-17; PbB-19; PbB-22
3	2	8,6	PbB-07; PbB-18

Durante o período de estudo apenas o indivíduo PbB-12 adquiriu um novo *nick*. Este indivíduo possuía apenas um *nick* na parte posterior da nadadeira dorsal e, após 14 meses de acompanhamento, adquiriu um novo *nick* no topo da nadadeira dorsal.

A maioria dos animais (20 indivíduos) apresentou *nicks* na margem posterior da nadadeira dorsal (86,9%). Nove animais apresentaram *nicks* no ápice da nadadeira dorsal (39,1%) e dois animais apresentaram *nicks* na margem anterior da nadadeira (8,6%). Seis animais (26,08%) apresentaram *nicks* em diferentes partes da nadadeira dorsal (PbB-09, PbB-12, PbB-15, PbB-17, PbB-18 e PbB-19).

O formato da nadadeira dorsal das toninhas apresentou variações entre os indivíduos, mas não o suficiente para ser utilizado isoladamente na identificação. Foram observados três formatos de nadadeira dorsal: falcado, arredondado e triangular. Para alguns indivíduos, cujas marcas foram muito

semelhantes (PbB-03 e PbB-13; PbB-10 e PbB-14), a identificação foi confirmada pelo formato da nadadeira dorsal.

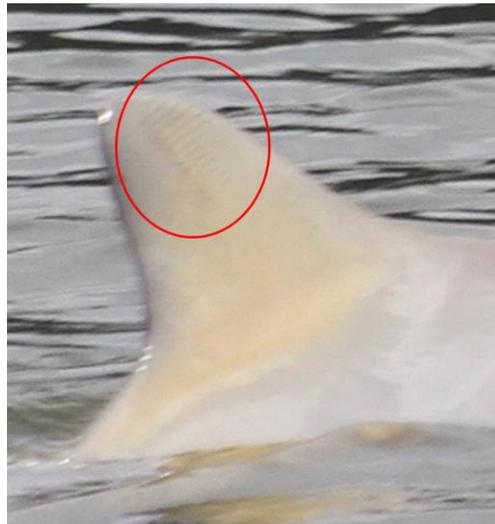
Um indivíduo (PbB-20) foi identificado apenas pelo formato anômalo de sua nadadeira dorsal, embora as fotos utilizadas na identificação deste animal não apresentassem os critérios de qualidade adotados inicialmente para análise (ângulo correto em relação ao fotógrafo e definição de imagem). Contudo, a forma invertida da nadadeira, identificada por meio de sequências de fotos da imersão do animal, não deixou dúvidas quanto a sua identificação (Figura 4). O indivíduo era adulto e não apresentou nenhuma marca na nadadeira dorsal. Considerando que esta provavelmente seja uma característica muito rara, a identificação foi considerada positiva.

Figura 4 - Região dorsal do indivíduo PbB-20, com seta indicando a localização do orifício respiratório. Indivíduo identificado unicamente pelo formato invertido da nadadeira.



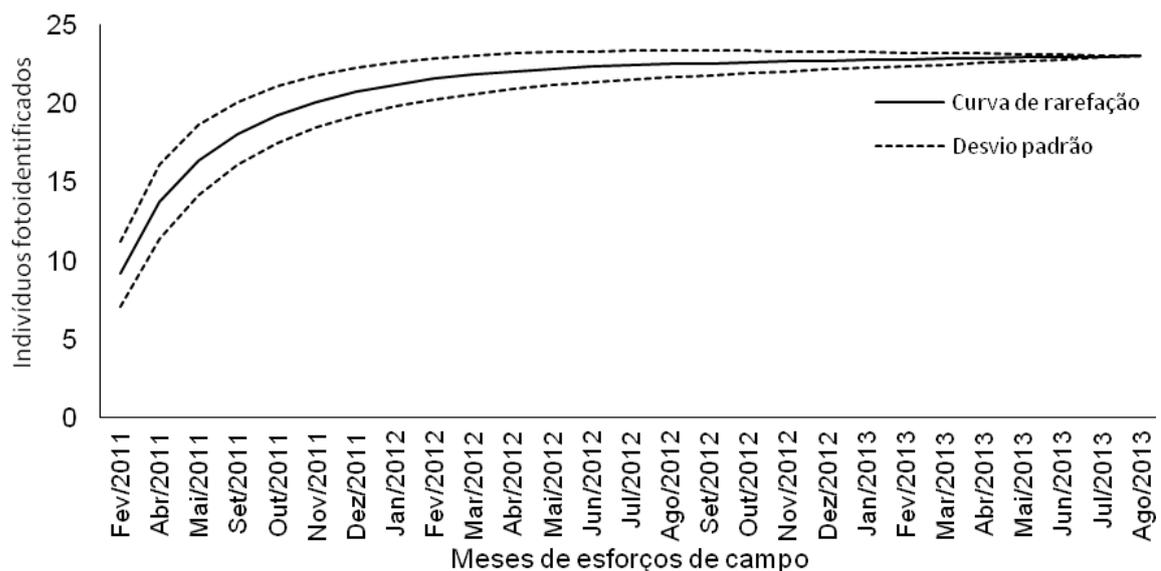
A presença de marca do tipo arranhão foi registrada apenas em um indivíduo e em apenas uma ocasião. Esta marca estava próxima ao topo da nadadeira dorsal (Figura 5). O arranhão, caracterizado por uma sequência de linhas paralelas e próximas, provavelmente foi produzido pela dentição de outro indivíduo adulto. Porém, como este indivíduo não possuía nenhuma outra marca que possibilitasse o seu monitoramento, não foi possível avaliar a duração desta marca.

Figura 5. Nadadeira dorsal de uma toninha (*Pontoporia blainvillei*) com a presença de arranhão.



Os dados indicam que 46% da população possuem características para identificação. A Curva de Rarefação mostra que a assíntota quase foi alcançada (Figura 6), sugerindo que o número de indivíduos da população que possui marcas está se estabilizando, pois mesmo que alguns indivíduos morram novos indivíduos vão adquirindo marcas.

Figura 6. Curva de Rarefação (e desvio padrão), que apresenta o número de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) fotoidentificadas em cada mês de amostragem na Baía da Babitonga.



No total foram amostrados 19 meses. A taxa de avistamento dos animais variou de 5,26% (1 mês de avistamento, no caso de um indivíduo que foi

identificado no último mês da coleta de dados) a 78,95% (15 meses de avistamento) (Tabela 2), e 39,13% dos indivíduos apresentaram uma taxa de avistamento acima de 50%. O indivíduo PbB-13 apresentou a maior taxa de avistamento (78,95%). O indivíduo PbB-23 não teve recaptura, pois foi registrado apenas no último mês de amostragem.

Tabela 2. Taxa de avistamento, em ordem crescente, sendo o número de meses em que o indivíduo foi avistado, dividido pelo número de meses de amostragem, para cada toninha (*Pontoporia blainvillei*) fotoidentificada na Baía da Babitonga.

Indivíduo	nº meses em que foi avistado	Taxa de avistamento (%)
PbB-23	1	5,26
PbB-2	3	15,79
PbB-16	3	15,79
PbB-17	4	21,05
PbB-20	4	21,05
PbB-22	5	26,32
PbB-8	6	31,58
PbB-18	6	31,58
PbB-19	6	31,58
PbB-1	7	36,84
PbB-5	7	36,84
PbB-15	7	36,84
PbB-21	7	36,84
PbB-12	8	42,11
PbB-6	10	52,63
PbB-9	11	57,89
PbB-14	11	57,89
PbB-4	12	63,16
PbB-11	12	63,16
PbB-7	13	68,42
PbB-10	14	73,68
PbB-3	15	78,95
PbB-13	15	78,95

4.DISSCUSSÃO

Os resultados obtidos neste estudo indicam que a presença de marcas de longa duração na nadadeira dorsal das toninhas permite a utilização da técnica de fotoidentificação para a obtenção de informações sobre a história de vida desta espécie. Estimativas de abundância (HAMMOND, 1986), movimentos de migração/emigração, taxas de natalidade/mortalidade, calculos

de áreas de vida (WELLS *et al.*, 1990), análise de aspectos comportamentais (WELLS, 1986; WELLS *et al.*, 1987) e padrões de residência são alguns exemplos de estudos possíveis a partir desta técnica (WURSIG & JEFFERSON, 1990). As características da área de estudo, com águas protegidas, contribuíram para que o método tenha sido empregado com sucesso no local, criando condições ideais para a observação da espécie.

A marca do tipo *nick*, registrada apenas na nadadeira dorsal, foi praticamente a única presente na espécie e pôde ser utilizada na identificação das toninhas. Os *nicks*, consideradas marcas de longa duração, são as marcas mais comuns utilizadas na identificação de pequenos cetáceos, permitindo o reconhecimento independente do lado do corpo que é fotografado (WURSIG & JEFFERSON, 1990). É provável que a origem destas marcas seja a interação social entre indivíduos da mesma espécie durante atividades de cópula ou perseguição de presas, por exemplo.

Mutilações provavelmente são causadas por colisões com embarcações ou emalhe em redes de pesca, enquanto manchas na pele podem ser atribuídas a doenças (LOCKYER & MORRIS, 1990; WILSON *et al.*, 1999). Mutilações e manchas na pele não foram registradas neste estudo. As mutilações geralmente são associadas a interações com atividades antrópicas ou ao ataque de predadores (WOOD *et al.*, 1970; CORKERON *et al.*, 1987; WELLS *et al.*, 1987; COCKCROFT *et al.*, 1989). Contudo, devido ao tamanho reduzido das toninhas, é provável que elas não sobrevivessem a uma colisão com uma embarcação, cujo tráfego é significativo em determinadas épocas do ano na Baía da Babitonga, ou ao ataque de um predador. Da mesma forma, as toninhas são consideradas uma espécie pouco tolerante a manipulação (M. Cremer, comunicação pessoal), e provavelmente também não sobrevivem a um incidente de captura acidental em rede de pesca. Interações interespecíficas, como aquelas relatadas para *Stenella coerulealba*, *Delphinus delphis* e *Grampus griseus* (FRANTZIS & HERZING, 2002), podem ser as responsáveis pelas marcas encontradas nestas espécies. Porém, este caso não se aplica para toninhas, já que este tipo de interação nunca foi relatada para a espécie.

Apenas um registro de arranhão foi realizado nas toninhas, o que indica que esta é uma marca rara para a espécie. Geralmente arranhões são

causados por contatos intra ou interespecíficos, como mordidas, mas também pela abrasão do corpo no fundo (WURSIG & WURSIG, 1977, 1980; WURSIG & JEFFERSON, 1990; GONZALEZ, 1994; DUFAULT & WHITEHEAD, 1998). Di Benedetto *et al.* (2001) registrou arranhões em 26,6% das toninhas capturadas acidentalmente em redes de pesca no sudeste do Brasil, e considerou que eles foram provavelmente causados por indivíduos da mesma espécie na tentativa de resgatar o animal quando emalhado em uma rede. Cremer *et al.* (2004) registrou uma toninha com evidências de comportamento epimelético através da recuperação de um filhote morto com vários arranhões e marcas de rede no rosto no norte de Santa Catarina, Brasil. Portanto, é provável que os arranhões estejam associados principalmente a indivíduos capturados acidentalmente em redes de pesca e portanto sejam raros ao longo da vida da espécie. Em *Inia geoffrensis*, espécie que apresenta um sistema de acasalamento promíscuo, cicatrizes e arranhões são comuns e se intensificam no decorrer da idade, especialmente em machos sexualmente ativos que competem por fêmeas (MARTIN & DA SILVA, 2006). O golfinho de Risso, *Grampus griseus*, possui o corpo repleto de arranhões causados por animais da mesma espécie ou por lulas, que representam sua principal presa, sendo estas marcas utilizadas para a fotoidentificação (KRUSE *et al.*, 1999). A baixa ocorrência de arranhões em toninhas reforça a hipótese de que a disputa entre machos é muito rara ou inexistente para esta espécie (DANILEWICZ *et al.*, 2004). A análise das gônadas sugere que as toninhas possuem um sistema monogâmico de acasalamento (ROSAS & MONTEIRO-FILHO, 2001), uma característica também evidenciada por estudos genéticos (MENDEZ *et al.*, 2008).

Embora tenham sido identificados três formatos da nadadeira dorsal nas toninhas, esta característica não pôde ser utilizada isoladamente para a identificação. Variação nos padrões de coloração, foi utilizada de forma complementar para *Lagenorhynchus* spp., *Globicephala macrorhynchus* e *Inia geoffrensis* (WURSIG & JEFFERSON 1990, GOMEZ-SALAZAR *et al.* 2011). WURSIG & JEFFERSON (1990) utilizaram o formato da nadadeira dorsal de orcas, *Orcinus orca*, para auxiliar na identificação dos indivíduos. Portanto, a utilização de características secundárias para a identificação individual de pequenos cetáceos vem sendo utilizada como forma de auxílio na identificação

dos indivíduos. Os três padrões na forma da nadadeira dorsal das toninhas identificados neste estudo foram os mesmos descritos por Thompson (2000) em um estudo com toninhas realizado na Argentina. A existência destes padrões leva a crer na possibilidade de uma relação entre o formato da nadadeira dorsal e alguma característica biológica da espécie, como idade, sexo e/ou maturidade sexual (JEFFERSON *et al.*, 2008). Em orcas, a nadadeira dorsal das fêmeas e dos machos juvenis são falcadas e medem no máximo 0,9 metros, enquanto a nadadeira dorsal dos machos adultos é triangular e pode medir até 1,8 metros de altura (HEYNING & DAHLHEIM, 1988). Para os golfinhos rotadores, *Stenella longirostris*, o formato da nadadeira dorsal varia de triangular a falcado, sendo predominantemente triangular em machos adultos (PERRIN, 2002). Entretanto, uma análise comparativa entre o formato da nadadeira dorsal das toninhas e sexo nunca foi realizada. Esta informação poderia contribuir com estudos que utilizam a técnica de fotoidentificação, ampliando a quantidade de informações obtidas a partir de indivíduos fotoidentificados.

O formato incomum da nadadeira dorsal do indivíduo PbB-20 pode ser considerada uma característica totalmente anômala em cetáceos, sem registros na literatura sobre algum caso similar. Esta anomalia poderia ser resultante de má formação fetal causada por problemas de contaminação. Vários efeitos da poluição sobre a saúde dos cetáceos têm sido comprovados, como a redução no potencial reprodutivo e na imunidade dos indivíduos (BORRELL & AGUILAR, 1995). No estuário de St. Lawrence, Canadá, Martineau *et al.* (1999) registrou 15 tumores malignos diferentes em 19% das carcaças de belugas (*Delphinapterus leucas*) analisadas, sugerindo que isto pode estar relacionados aos poluentes químicos presentes na área. Alonso *et al.* (2012) analisou a presença de éter difenilpolibromado (PBDE) em amostras de toninhas ao longo da costa brasileira. A maior concentração foi encontrada nas toninhas da Baía da Babitonga. A exposição à PBDEs em alguns animais causa imunodepressão e efeitos perturbadores endócrinos (KURIYAMA *et al.* 2005, MARSILI *et al.*, 2008). Para o polibromobifenilo (PBB), a maior concentração foi encontrada nas toninhas do estado de São Paulo, seguido da baía da Babitonga (ALONSO *et al.*, 2012). Estes agentes são altamente persistentes no ambiente, são lipofílicos e possuem um alto potencial de

bioacumulação (GHISELLI & JARDIM, 2007). A Baía da Babitonga recebe influência direta dos despejos de efluentes vindos das cidades que se localizam no entorno, principalmente de Joinville, sendo que esta área é utilizada para a reprodução da espécie (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2005), o que torna esta população ainda mais vulnerável aos efeitos da contaminação.

Outra hipótese a se considerar é a supressão por endocruzamento, ou seja, o acasalamento de indivíduos geneticamente próximos, aumentando as chances dos descendentes serem afetados por genes recessivos (JIMÉNEZ *et al.*, 1994). A má formação na nadadeira peitoral de seis toninhas encontradas em Cananéia, estado de São Paulo, foi relacionada ao endocruzamento (RODRIGUES & MONTEIRO-FILHO, 2012). A população de toninhas da Baía da Babitonga é pequena, estimada em 50 indivíduos (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008), e os dados indicam que elas não realizam movimentos de entrada e saída do estuário (CREMER *et al.*, 2012), o que reforça a hipóteses de endocruzamento.

Os dados indicam que 46% das toninhas da Baía da Babitonga apresentam características para identificação, baseando-se na estimativa de 50 indivíduos realizada por Cremer & Simões-Lopes (2008). Na Argentina, Thompson (2000) estimou que menos de 20% das toninhas da Baía Anegada são identificáveis por marcas naturais na nadadeira dorsal. É possível que esta diferença esteja associada ao avanço na qualidade das imagens das câmeras digitais, que têm expandido a capacidade de gerar resultados, em comparação com o antigo equipamento analógico. Entretanto, não podemos descartar a possibilidade de variações na frequência de indivíduos marcados entre populações de toninhas. Shane & McSweeney (1990) descreveram a variação no número de indivíduos com marcas entre populações de *Globicephala macrorhynchus* no Hawaii (45%) e na Catalina (34%), demonstrando haver existência de variações, sem, contudo indicarem as causas desta variação. Em golfinhos do gênero *Stenella*, o número de indivíduos com marcas foi menor que 20%, considerado um limitante para o uso da fotoidentificação com esta espécie (NORRIS & DOHL 1980). A porcentagem dos indivíduos da população que possuem marcas pode variar bastante entre as espécies. Para *Inia geoffrensis*, 55% da população da Amazônia Colombiana e rio Orinoco foi identificada (GOMEZ-SALAZAR *et al.*, 2011), enquanto para *Monodon*

monocerus 84% da população de Koluktoo, Canadá, foi identificada (AUGER-MÈTHEË *et al.*, 2010), e para *Hyperoodon ampullatus* 33,6% da população de Gully, Canadá, foi identificada (GOWANS & WHITEHEAD 2001). Para a população de *Sotalia guianensis*, simpátrica a população de toninhas na Baía da Babitonga, 37% foi identificada (SCHULZE, 2012). Sendo assim, constata-se que a porcentagem da população de toninhas marcadas da Baía da Babitonga é considerada próxima a porcentagem de outras populações.

Variações no comportamento dos indivíduos podem influenciar na frequência em que o indivíduo é avistado, porque alguns podem se aproximar mais dos barcos enquanto outros se afastam (WURSIG & JEFFERSON, 1990). 39,13% das toninhas da Baía da Babitonga apresentaram taxa de avistamento superior a 50%, o que reforça a hipótese de Cremer & Simões-Lopes (2005; 2008) de que as toninhas são residentes nesta área. Há outras espécies de cetáceos que também apresentam algumas particularidades que podem dificultar o uso da técnica de fotoidentificação. Para *Phocoena sinus* foram identificados 6 indivíduos com marcas naturais, sendo que apenas 2 tinham arranhões e 4 tinham a presença de *nicks*. Apesar do alto número de fotos de boa qualidade, acredita-se que apenas de 35% a 46% da população possui marcas que possibilitam sua identificação (JEFFERSON *et al.*, 2009). Um estudo realizado em Monterey Bay, Califórnia, relatou dificuldades em se obter fotos de *Phocoenoides dalli*. Os animais possuem a ponta da nadadeira dorsal clara, sem muitos arranhões e *nicks*, sendo fotografadas apenas quando estão nadando mais lentamente e próximas a embarcação, o que é raro. Além disto, esta espécie passa pouco tempo na superfície e, pelo fato de seus dentes serem pequenos, provavelmente não causam tantas marcas como em outras espécies de odontocetos (JEFFERSON, 1991). Miller (1990) relatou que o pequeno tamanho destes animais e de sua nadadeira dorsal, aliado ao comportamento, dificulta a utilização da fotoidentificação para esta espécie. Embora tentativas tenham sido feitas para se aplicar a fotoidentificação em animais do gênero *Phocoena*, poucos foram realizados com êxito (JEFFERSON, 1991). Para *Lipotes vexillifer*, o golfinho mais ameaçado de todo mundo (REEVES *et al.*, 2010), o tamanho reduzido do animal também dificultou a utilização da técnica de fotoidentificação devido, ao pouco tempo que permanece na superfície e ao seu comportamento discreto (YUANYU *et al.*,

1990). A ausência de estudos utilizando a técnica de fotoidentificação com toninhas está associada à dificuldade em observar esta espécie na natureza. Mesmo em condições favoráveis, como na Baía da Babitonga, as características da espécie, como coloração críptica, tamanho reduzido e comportamento discreto, dificultam a obtenção de boas imagens. Apesar da atenção e cuidado tomados durante a análise das fotos, não se descarta a possibilidade de ter ocorrido o erro do falso positivo no caso de animais com marcas muito semelhantes. Por esta razão, o número de indivíduos identificados pode estar subestimado, sendo necessária a continuação deste trabalho para a obtenção de dados mais conclusivos.

A fotoidentificação gera muitas possibilidades para ampliar o conhecimento sobre a história de vida das toninhas. Tamanho da área de vida, padrões de residência e uso do hábitat são algumas dessas possibilidades, bem como o comportamento da espécie, que ainda é bastante desconhecido. Em nível local, estas informações serão muito importantes para contribuir com a conservação desta população, considerando as ameaças que vem sofrendo devido ao crescimento econômico em torno da Baía da Babitonga. Portanto, o acompanhamento e a continuidade do trabalho de fotoidentificação desta população são altamente recomendados.

5.CONCLUSÕES

- A técnica de fotoidentificação pode ser aplicada com sucesso para estudos com a toninha, sendo os *nicks* as principais marcas encontradas, e o formato da nadadeira dorsal utilizado para auxiliar na identificação dos indivíduos;
- Considerável parte da população de toninhas da Baía da Babitonga possuem marcas que permitem identificar os indivíduos, sendo que a alta taxa de avistamento dos indivíduos possibilita o acompanhamento dos animais ao longo do tempo.

6.REFERÊNCIAS

ALONSO, M. B.; ELJARRAT, E.; GORGA, M.; SECCHI, E. R.; MASSOI, M.; BARBOSA, L.; BERTOZZI, C. P.; MARIGO, J.; CREMER, M. J.; DOMIT, C.; AZEVEDO, A. F.; DORNELES, P. R.; TORRES, J. P. M.; LAILSON-BRITO, J.; MALM, O.; BARCELÓ, D. Natural and antropogenically-produced brominated compounds in endemic dolphins from Western South Atlantic: another risk to a vulnerable species. **Environmental Pollution**, Amherst, v. 170, p. 152-160, 2012.

ANANIAS, S. M. A. Fidelidade à área e padrão de associação em *Sotalia guianensis*, baseado na técnica de foto-identificação. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2006.

AUGER-MÉTHÉ, M.; MARCOUX, M.; WHITEHEAD, H. Nicks and notches of the dorsal ridge: Promising mark types for the photo-identification of narwhals. **Marine Mammal Science**. 26:663-678, 2010.

BERTOZZI, C. P.; ZERBINI, A. N. Incidental mortality of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the artisanal fishery of Praia Grande, São Paulo state, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 1 (1): 153-160, 2002.

BORDINO, P., THOMPSON, G.; IÑÍGUEZ, M. Ecology and behaviour of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Argentina. **J. Cetacean Research Management**. 1(2):213-22, 1999.

CAMPOS, P. G.; FERNANDES, M. F.; MARQUES, V. C. L. & SIMÃO, S. M. Estimativa populacional de *Sotalia fluviatilis* (GERVAIS, 1853) da Baía de Sepetiba (RJ). **Revista Universidade Rural**, 24:175-180, 2004.

CANTOR, M.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS, M. R.; SIMÕES-LOPES, P. C. Assessing population parameters and trends of guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): An eight-year Mark-recapture study. **Marine Mammal Science**. 28(1): 63-83, 2012.

CARLSTROM D. & EDELSTAM, C. Methods of marking reptiles for identification after recapture. **Nature**. 158:748-749, 1946.

CEPILE, A. R. Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrão de atividade do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal de Juiz de Fora, 2008.

COCKCROFT, V. G. CLIFF, G. & ROSS, G. J. Shark predation on Indian Ocean bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* off Natal, South Africa. **South African Journal of Zoology**, 24:305-310, 1989.

CORCKERON, P.J.; MORRIS, R. J.; BRYDEN, M. M. A note on healing of large wounds in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. **Aquatic Mammals**, 13(3), 96-98, 1987.

CREMER, M. J. Ecologia e conservação de *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal de São Carlos. 226p, 2000.

CREMER, M. J.; SIMÕES-LOPES, P. C.; PIRES, J. S. R. Interações entre aves marinhas e *Sotalia guianensis* (P.J. Van Bénédén, 1864) na Baía da Babitonga, sul do Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**. Juiz de Fora, 6(1), 103-114, 2004.

CREMER, M. J. & SIMÕES-LOPES, P. C. The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 22:717-723, 2005.

CREMER, M. J.; HARDT, F. A. S.; TONELLO JR., A. J. T. Evidence of epimeletic behavior involving a *Pontoporia blainvillei* calf (Cetacea, Pontoporiidae). **Biotemas**. 19(2):83-86, 2006.

CREMER, M. J. Ecologia e conservação de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino no sul do Brasil. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal do Paraná, 2007.

CREMER, M. J. & SIMÕES-LOPES, P. C. Distribution, abundance and density estimates of Franciscanas, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), in Babitonga Bay, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 25, 397e402, 2008.

CREMER, M. J.; PINHEIRO, P. C.; SIMÕES-LOPES, P. C. Prey consumed by Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) and Franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine environment in southern Brazil. **Iheringia** (Série Zoologia), 102(2): 131-137, 2012.

CREMER, M. J.; SARTORI, C. M.; HOLZ, A. C.; SCHULZE, B.; SANTOS, N. Z.; ALVES, A. K. M.; PAITACH, R. L. Franciscana strandings on the north coast of Santa Catarina State and insights into birth period. **Biotemas**, 26 (4): 133-139, 2013.

CRESPO, E. A.; HARRIS, G.; GONZÁLEZ, R. Group size and distributional range of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. **Marine Mammal Science**. 14: 845-849, 1998.

CULLOCH, R. M. Mark recapture abundance estimates and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) using the southern coastline of the outer Moray Firth, NE Scotland. **Dissertação de Mestrado**, School of Biological Sciences University of Wales, Bangor, 95 p, 2004.

DALLA-ROSA, L. Estimativa do tamanho da população de botos, *Tursiops truncatus*, do estuário da Lagoa dos Patos, RS, a partir da fotoidentificação de indivíduos com marcas naturais e da aplicação de modelos de marcação-recaptura. **Dissertação de Pós-Graduação**, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, 115 p, 1999.

DANILEWICZ, D.; CLAVER, J. A.; PEREZ CARRERA, A. L.; SECCHI, E. R.; FONTOURA, N. F. Reproductive biology of male Franciscanas (*Pontoporia blainvillei*) (Mammalia: Cetacea) from Rio Grande do Sul, southern Brazil. **Fishery Bulletin** 102, 581 e 592, 2004.

DAURA-JORGE, F.; INGRAM, S.; 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**, 29(2): 293-311, 2013.

DEFTRAN, R. H.; SHULTZ, G. M.; WELLER, D. W. A technique for the photographic identification and cataloging of dorsal fins of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). **Reports of the Int Whaling Commission** (Special Issue 12): 53-55, 1990.

DI BENEDITTO, A. P. M.; RAMOS, R. M. A.; LIMA, N. R. W. Sightings of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844) and *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea) in South-eastern Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, 44: 291-296, 2001.

DOUGLAS-HAMILTON, I. On the ecology and behavior of the Lake Manyara elephants. **African Journal of Ecology**. 11:401-3, 1973.

DUFAULT, S. & WHITEHEAD, H. Regional and group-level differences in fluke markings and notches of sperm whale. **Journal of Mammalogy** 79:514-20, 1998.

FLORES, P. A. C. Preliminary results of a photoidentification study of the marine tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) in southern Brazil. **Marine Mammal Science** 15 (3): 840-847, 1999.

FOSTER, J. B. The giraffe of Nairobi National Park: Home range, sex ratios, the herd, and food. **African Journal of Ecology**. 4:139-48, 1966.

FRANTZIS, A. & HERZING, D. Mixed-species associations of striped dolphins (*Stenella coeruleoalba*), short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*), and Risso's dolphins (*Grampus griseus*) in the Gulf on Corinth (Greece, Mediterranean Sea). **Aquatic Mammals**, 28(2):188-197, 2002.

FRUET, P.; SECCHI, E. R.; DI TULLIO, J. C.; KINAS, P. G. Abundance of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, inhabiting the Patos Lagoon estuary, southern Brazil: Implication for conservation. **Zoologia** 28:23–30, 2011.

GAPLAN. Atlas de Santa Catarina. Subchefia de Estatística, Geografia e Informática. Rio de Janeiro: **Aerofoto Cruzeiro**, 173p, 1986.

GENOVES, R. C. Padrões de associação do boto, *Tursiops truncatus*, no estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. **Monografia**, Universidade Federal do Rio Grande, 38p, 2008.

GHISELLI, G. & JARDIM, F. J. Interferentes endócrinos no meio ambiente. **Química Nova**. 30(3):695-706, 2007.

GOMEZ-SALAZAR, C.; TRUJILLO, F. & WHITEHEAD, H. Photo-Identification: a reliable and noninvasive tool for studying pink river dolphins (*Inia geoffrensis*). **Aquatic Mammals**, 37(4), 2011.

GONZALEZ, F. T. The use of photoidentification to study the Amazon river dolphin, *Inia geoffrensis*, in the Colombian Amazon. **Marine Mammal Science** 10: 348-353, 1994.

GOWANS, S. & WHITEHEAD, H. Photographic identification of northern bottlenose whales (*Hyperoodon ampullatus*): Sources of heterogeneity from natural marks. **Marine Mammal Science** 17: 76-93, 2001.

HAMMOND, P. S. Line transect sampling of dolphins populations. In Research on Dolphins, Editado por M.M. BRYDEN & R. HARRISON. **Clarendon Press**, Oxford, 1986.

HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A.; DONVAN, G. P. Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. **Reports of the International Whaling Commission** (Special Issue) 12, 1990.

HAMMOND, P. S. Estimating the abundance of marine mammals: a North Atlantic perspective. **Elsevier Science B.V.** 3-12, 1995.

HARDT, F. A. S.; CREMER, M. J.; TONELLO JR, A. J. & SIMÕES-LOPES, P, C. A. Residence patterns of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis* in Babitonga Bay, Southern coast of Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**. 8(1-2):117-121, 2010.

HEYNING, J. E. & DALHEIM, M. E. *Orcinus orca*. **American Society of Mammalogists**, 304:1-9, 1988.

HOLZ, A. C.; SCHULZE, B.; DURÃO, K. K. & CREMER, M. J. 2011. Foto-identificação de toninhas, *Pontoporia blainvillei*, na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. **Resumo apresentado no XIV Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar – XIV COLACMAR**, 2011.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Proteção e Controle de Ecossistemas Costeiros: manguezal da Baía de Babitonga. **Coleção Meio Ambiente: Série Estudos – Pesca**. Brasília, Edições IBAMA, 146p, 1998.

IRVINE, A. B. & WELLS, R. S. Results of attempts to tag Atlantic bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). **Cetology** 13:1-5, 1972.

JEFFERSON, T. A. Observations on the distribution and behavior of Dall's porpoise (*Phocoenoides dalli*) in Monterey Bay, California. **Aquatic Mammals**, 17(1):12-19, 1991.

JEFFERSON, T.; WEBBER, M. & PITMAN, R. **Marine Mammals of the World: a comprehensive guide to their identification**, 573p, 2008.

JEFFERSON, T. A.; OLSON, P. A.; KIECKHEFER, T. R.; ROJAS-BRACHO, L. Photo-identification of the vaquita (*Phocoena sinus*): the world's most endangered cetacean. **Latin American Journal of Aquatic Mammals** 7(1-2):53-56, 2009.

JIMÉNEZ, J. A.; HUGHES, K. A.; ALAKS, G.; GRAHAM, L.; LACY, R. C. An experimental study of inbreeding depression in a natural habitat. **Science**. 266(5183):271-273, 1994.

KINAS, P. G. The impact of incidental kills by gill nets on the franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in southern Brazil. **Bulletin of Marine Science**, Miami, v. 70, n. 2, p. 409-421, 2002.

KRUSE, S.; CALDWELL, D. K.; CALDWELL, M. C. Risso's dolphin *Grampus griseus* (G. Cuvier, 1812). p. 183-212. In: S.H. RIDGWAY & R. HARRISON, Handbook of Marine Mammals, Volume 6: **The Second Book of Dolphins and the Porpoises**. Academic Press, 1999.

KURIYAMA, S. N.; TALSNESS, C. E.; GROTE, K.; CHAHOUD, I. Developmental exposure to low-dose PBDE-99: effects on male fertility and neurobehavior in rat offspring. **Environmental Health Perspectives** 113, 149 e 154, 2005.

LOCKYER, C.H. & MORRIS, R. J. Some observations on wound healing and persistence of scars in *Tursiops truncatus*. **Reports of the International Whaling Commission**. 12:113-118, 1990.

MAGURRAN, A. **Ecological diversity and its measurement**. Croom-Helm, London. 1988.

MARSILLI, L.; CASINI, S.; BUCALOSSI, D. P.; MALTESE, S.; FOSSI, M.C. Use of immunofluorescence technique in cultured fibroblasts from Mediterranean cetaceans as new "in vitro" tool to investigate effects of environmental contaminants. **Marine Environmental Research** 66, 151 e 153, 2008.

MARTIM, A. R & DA SILVA, V. M. F. Sexual dimorphism and body scarring in the boto (amazona river dolphin) *Inia geoffrensis*. **Marine Mammal Science**. 22(1):25-33, 2006.

MARTINEAU, D.; LAIR, S.; DE GUISE, S.; LIPSCOMB, T. P.; BÉLAND, P. Cancer in beluga whales from the St Lawrence Estuary, Quebec, Canada: A potential biomarker on environmental contamination. **Journal Cetacean Research Management**. Especial Issue 1:249-265, 1999.

MENDEZ, M.; ROSEMBAUM, H. C.; BORDINO, P. Conservation genetics of the franciscana dolphin in Northern Argentina: population structure, bycatch impacts and management implications. **Conservation Genetics**. 9:419–435, 2008.

MILLER, E. Photo-identification techniques applied to Dall's porpoise, (*Phocoenoides dalli*), in Puget Sound, Washington. Paper SC/A88/P13, 1990.

NORRIS, K. S. & DOHL, T. P. The structure and functions of cetacean schools. In – **Cetacean behavior: mechanisms and functions**, ed. L.M. Herman. John Wiley and Sons, New York, pp. 211- 261, 1980.

PACIFICO, E. S. Estimativa de abundância do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no complexo estuarino-lagunar de Cananéia (SP): gerando subsídios para a carta SAO. **Monografia**, Universidade Estadual Paulista Jílio de Mesquita Filho, 72p, 2008.

PAITACH, R. L.; SARTORI, C. M.; CREMER, M. J. Área de vida de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) na Baía da Babitonga, sul do Brasil. In: **Libro De Resúmenes 15ª Reunión de Trabajo de Expertos en Mamíferos Acuáticos de América del Sur**. Puerto Madryn, Argentina, 2012.

PERRIN, W. F. *Stenella frontalis*. **Mammalian Species** 702:1-6, 2002.

PETERSON, J. C. B. An identification system for zebra (*Equus burchelli*. Gray). **African Journal of Ecology**, 10:59-63, 1972.

PIZZORNO, J. L. A. Estimativa populacional do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis*, na Baía de Guanabara, por meio de catálogo de fotoidentificação. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, 1999.

REEVES, R. R.; SMITH, B. D.; CRESPO, E. A.; NORTABARTOLO, G. D. Dolphins, Whales and Porpoises: 2004 e 2010 **Conservation Action Plan for the World's Cetaceans**, Gland, Switzerland and Cambridge, 2008.

RODRIGUES, A. S. & MONTEIRO-FILHO, E. Malformação em nadadeira peitoral de *Pontoporia blainvillei* (Gervais & D'Orbigny, 1844) (Cetacea-Potoporiidae). In: **Libro De Resumenes 15ª Reunión de Trabajo de Expertos en Mamíferos Acuáticos de América del Sur. Puerto Madryn, 2012.**

ROSAS, F. C. W.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Reproductive parameters of *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae), on the coast of São Paulo and Paraná states, Brazil. **Mammalia**, Paris, v. 66, n. 2, p. 231-245, 2001.

ROSSI-SANTOS, M. R.; RONDINELLI, S. & WEDEKIN, L. L. Uso da fotoidentificação para o estudo do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na região do extremo sul do estado da Bahia, com considerações sobre o movimento de indivíduos ao longo da costa. **Workshop de Pesquisa e Conservação de Sotalia fluviatilis no nordeste**, 16-18 de abril, 2004.

SANTOS, M. C. O.; OSHIMA, J. E. F. & SILVA, E. Sightings of franciscana dolphins (*Pontopora blainvillei*): the Discovery of a population in the Paranaguá estuarine complex, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 57(1):57-63,2009.

SANTOS, M. C. O.; OSHIMA, J. E. F.; PACÍFICO, E. S.; SILVA, E. Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in the Paranaguá Estuarine Complex: insights on the use of area based on the photo-identification technique. **Zoologia** 27(3):324-330, 2010.

SARTORI, C. M.; PAITACH, R. L.; CREMER, J. C. Fotoidentificação de *Pontoporia blainvillei*: aplicabilidade do método e padrões de residência. In: **Libro De Resumenes 15ª Reunión de Trabajo de Expertos en Mamíferos Acuáticos de América del Sur. Puerto Madryn, 2012.**

SECCHI, E. R.; OTT, P. H.; DANILEWICZ, D. Effects of fishing by catch and the conservation status of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. In: GALES, N.; HINDELL, M., and KIRKWOOD, R. (eds.), **Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues**. Collingwood, Australia, CSIRO Publishing, pp. 174-191, 2003.

SCHULZE, B. Estimativa populacional e área de vida do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. **Dissertação Mestrado**, Universidade Federal de Santa Catarina, 121 p, 2012.

SHANE, S. H. & MCSWEENEY, D. Using photo-identification to study pilot whale social organization. **Report of the International Whaling Commission** (Special Issue 12):259–263, 1990.

SICILIANO, S. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. Pages 241-250 in Perrin, W.F., Donovan, G.P. and Barlow, J. (Eds) Cetaceans and gillnets. **Report International Whaling Commission** (Special Issue 15), Cambridge, 1994.

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** 16:1017–1024, 1999.

THOMPSON, G. A. Fotoidentificación de un ejemplar de franciscana (*Pontoporia blainvillei*) y observaciones preliminares sobre la morfología externa de su aleta dorsal. p. 40-42. In: **Report of the 3o Workshop for Coordinated Research and Conservation of the Franciscana Dolphin in the Southwestern Atlantic**, Convention on Migratory Species, 2000.

TRUCCOLO, E. C. & SCHETTINI, C. A. F. Marés astronômicas na Baía da Babitonga, SC. **Notas Técnicas Facimar**. 3:57-66, 1999.

VIEIRA, C. V.; HORN-FILHO, N. O.; BONETTI, C. V. D. H. C. & BONETTI, J. Caracterização Morfosedimentar e Setorização do Complexo Estuarino da Baía da Babitonga/SC. **Boletim Paranaense de Geociências**. 62-63:85-105. Editora UFPR, 2008.

VON FRISCH, K. Dialects in the language of the bees. **Scientific American**, 207:78-87, 1962.

VON FRISCH, K. Decoding the language of the bees. **Science**, 185:663-8, 1974.

WELLS, R. S. Structural aspects of dolphin societies. **PhD Dissertation**. Univ. of California at Santa Cruz. 234pp, 1986.

WELLS, R. S., SCOTT, M. D.; IRVINE A. B. The social structure of free-ranging bottlenose dolphins, pp.247-305 In: H. Genoways (ed.) **Current Mammalogy**, Vol. 1. 519pp, 1987.

WELLS, R. S.; HANSEN, L. J.; BALDRIDGE, A. B.; DOHL, T. P.; KELLY, D. L.; DEFRAN, R. H. Northward extension on the range of bottlenose dolphins along California coast. Pp. 421-31. *In*: S. Leatherwood and R. R. Reeves (eds.), **The Bottlenose Dolphin**. Academic Press, San Diego. 653pp, 1990.

WILSON, B.; ARNOLD, H.; BEARZI, G.; FORTUNA, C. M.; GASPAR, R.; INGRAN, S.; LIRET, C.; PRIBANIC, S.; READ, A. J.; RIDOUX, V.; SCHNEIDER, K.; URIAN, K. W.; WELLS, R. S.; WOOD, C.; THOMPSON, P. M. & HAMMOND, P. S. Epidermal diseases in bottlenose dolphins: impacts of natural and anthropogenic factors. **Proceedings of the Royal Society of London**, 266:1077-1083, 1999.

WOOD, F. G. JR.; CALDWELL, D. K.; CALDWELL, M. C. Behavioral interactions between porpoises and sharks. **Investigations on Cetacea** 2:264-277, 1970.

WÜRSIG, B. & WÜRSIG, M. The photographic determination of group size, composition and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). **Science**. 198:755-756, 1977.

WÜRSIG, B. & JEFFERSON, G. Methods of photoidentification for small cetaceans. **Reports of the International Whaling Commission**. 12:43-52, 1990.

YUANYU, H.; XIANFENG, Z.; ZHUO, W.; XIAOGIANG, W. A note on the feasibility of using photo-identification techniques to study the Baiji (*Lipotes vexillifer*). **Paper SC/A88/P25**, 1990.

CAPÍTULO 2

Parâmetros populacionais e área de vida de toninhas, *Pontoporia blainvillei*, na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil.

RESUMO

A toninha é um pequeno cetáceo que se caracteriza por apresentar uma coloração críptica, tamanho reduzido e comportamento discreto. O uso da técnica de fotoidentificação combinado com a marcação-recaptura permite estimar a abundância e a área de vida dos indivíduos de uma população através do reconhecimento individual. O objetivo deste trabalho foi estimar os parâmetros populacionais e a área de vida das toninhas da Baía da Babitonga utilizando o modelo de marcação e recaptura por meio da técnica de fotoidentificação. Das fotos analisadas, apenas as que possuíam foco, nitidez, ângulo de 90° em relação ao fotógrafo e que o animal apresentou marcas naturais, foram consideradas de boa qualidade. Entre abril de 2011 e agosto de 2013 foram realizadas 171 saídas de barco. Os dados foram coletados nas áreas de concentração dos animais e em varreduras para fotoidentificação. Todos os dados coletados foram utilizados para a construção do histórico de captura para se calcular os parâmetros populacionais. Para as estimativas de área de vida, apenas os dados coletados durante as varreduras foram utilizados, totalizando 48 saídas de barco. Para o cálculo dos parâmetros populacionais, 11,87% das fotos analisadas foram consideradas como de boa qualidade. Utilizando o Desenho Robusto de Pollock, o modelo que mais se ajustou aos dados foi aquele que considerou a sobrevivência constante e a emigração/retorno e a probabilidade de captura/recaptura variando com o tempo, entre as estações. As estimativas de sobrevivência (Φ) foram consideradas constantes entre as estações e iguais a 0,96 ($\pm 0,017$; IC: 0,90-0,99). A mortalidade sazonal foi estimada em 0,04, a probabilidade de emigração temporária (y'') foi de 0,08 ($\pm 0,04$; IC: 0,03-0,21), a probabilidade de retorno dos emigrantes ($1-y'$) foi de 0,92 e a probabilidade de captura (p) variou de 0,06 a 0,29. A estimativa de abundância para cada estação do ano variou de 52 a 82 indivíduos. A área de vida dos indivíduos variou de 0,023 a 9,53 Km² (média = 2,13 Km²) (Mínimo Polígono Convexo), 3,91 a 18,04 Km² (média = 8,45 Km²) (Kernel 95%) e 0,76 a 3,91 Km² (média = 1,68 Km²) (Kernel 50%). A estimativa de abundância corrobora com trabalhos anteriores, indicando que o tamanho desta população permaneceu constante ao longo dos anos. As áreas de vida demonstram a fragilidade desta população, já que foram muito

reduzidas, sendo provavelmente as menores já estimadas para uma espécie de cetáceo. Estes resultados indicam que o acompanhamento desta população é de extrema importância para que se consiga detectar mudanças no tamanho populacional e na área de vida dos indivíduos.

1.INTRODUÇÃO

A toninha é o pequeno cetáceo mais ameaçado em todo Atlântico Sul Ocidental (SECCHI *et al.*, 2003). Por possuir distribuição costeira (PINEDO, 1994) encontra-se mais vulnerável as atividades antrópicas. A captura acidental em redes de pesca é um dos principais causadores de mortalidade para esta espécie (PRADERI *et al.*, 1989; CORCUERA, 1994; PINEDO, 1994). A toninha caracteriza-se por apresentar uma coloração críptica, tamanho reduzido e comportamento discreto, sendo poucas as informações disponíveis sobre a espécie em seu ambiente natural (CREMER, 2007).

Na Baía da Babitonga, esta espécie ocorre ao longo de todo ano, sendo possível visualizar os animais. Estudos comprovam que esta população não se distribui uniformemente no local, possuindo áreas preferenciais dentro do estuário. Não há registros de toninhas no canal de acesso e em áreas muito próximas aos rios (CREMER & SIMÕES-LOPES 2008).

Os vertebrados podem usualmente ser identificados por marcas naturais ou artificiais, fazendo da identificação individual uma das principais ferramentas das pesquisas de campo (WURSIG & JEFFERSON, 1990; SLOOTEN & DOWSON, 1992; WILLIAMS *et al.*, 1993; SIMÕES-LOPES & FABIAN, 1999; INGRAM & ROGAM, 2002; KREB, 2004; AUGER-M'ETH'E & WHITEHEAD, 2007; WILLIAN & THOMAS, 2009; HARDT *et al.*, 2010; SANTOS *et al.*, 2010; FRUET *et al.*, 2011; GOMEZ-SALAZAR *et al.*, 2011; CANTOR *et al.*, 2012; DAURA-JORGE *et al.*, 2013). O método de marcação-recaptura combinado com a fotoidentificação pode ser utilizado para estimar a abundância populacional e área de vida dos animais, pois através das marcas os indivíduos podem ser reconhecidos ao longo do tempo. Cada animal possui marcas únicas, havendo uma probabilidade de ser reavistado (WURSIG & JEFFERSON, 1990). A probabilidade de captura (no caso da fotoidentificação) é a chance do animal ser fotografado, e isto pode variar de indivíduo para indivíduo. Assim, a probabilidade de captura pode oscilar de acordo com a idade, o sexo, o tipo de marca e o “status social”, entre outros fatores (POLLOCK, 1981).

Para a obtenção de estimativas populacionais duas abordagens podem ser adotadas: o modelo de populações fechadas, onde se assume que o

tamanho da população permanece constante ao longo do período de estudo, sem nascimentos e migrações e sem mortes e emigrações; e o modelo de populações abertas, onde algum ou todos estes acontecimentos podem ocorrer (SEBER, 1982). Já no Desenho Robusto de Pollock estes dois modelos são combinados (POLLOCK, 1982). Nele, a estimativa de abundância e a probabilidade de captura são tratadas como sendo de populações fechadas e as estimativas de sobrevivência e probabilidades de emigração e migração são tratadas como sendo de populações abertas (FERNANDEZ, 1995).

Em estudos que utilizam o método da marcação e recaptura, podem ocorrer dois tipos de erros, chamados falso positivo e falso negativo (GUNNLAUGSSON & SIGURJÓNSSON, 1990). O falso positivo é quando dois indivíduos diferentes são identificados como sendo o mesmo indivíduo. Quando este erro é cometido, há uma subestimação da população. Isto ocorre geralmente em grandes populações ou quando a espécie estudada é de difícil identificação, como é o caso das toninhas. Já o falso negativo ocorre quando o mesmo indivíduo é identificado em diferentes fotos e contabilizado duas vezes. Quando este erro é cometido, há uma superestimação da população. Estes erros podem acontecer devido à má qualidade das fotografias, condições desfavoráveis em campo (pouca luminosidade, ventos), heterogeneidade da amostra, devido ao uso de marcas não permanentes (STEVICK, *et al.*, 2001) ou até mesmo pela falta de atenção de quem está analisando as fotos.

No Brasil, a marcação-recaptura através da fotoidentificação já foi utilizada para a realização de estimativas de abundância do golfinho-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus* (DALLA-ROSA, 1999; SIMÕES-LOPES & FABIAN, 1999; CULLOCH, 2004; FRUET *et al.*, 2011; DAURA-JORGE *et al.*, 2013) e do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (CAMPOS *et al.*, 2004; ROSSI-SANTOS *et al.*, 2004; CEPILE, 2008; PACIFICO, 2008; HARDT *et al.*, 2010; PARO, 2010; SANTOS *et al.*, 2010; CANTOR *et al.*, 2012; SCHULZE, 2012). A maior parte dos estudos foi realizada em locais protegidos, como estuários e baías. Por haverem poucos trabalhos que utilizam este método para toninhas (SANTOS *et al.*, 2009; HOLZ *et al.*, 2011; PAITACH *et al.*, 2012; SARTORI *et al.*, 2012), a literatura utilizada para a discussão dos resultados deste trabalho baseia-se em estudos realizados com estas duas espécies de cetáceos.

Outros métodos também podem ser aplicados para se obter estimativas populacionais. Transecções lineares com amostragem de distância é um método amplamente utilizado para este tipo de estudo, e pode ser realizado a partir de embarcações ou aeronaves (SECCHI *et al.*, 2001; ZERBINI *et al.*, 2006; CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008; FLACH *et al.*, 2008). Este é um método que apresenta diferenças quando comparado com a marcação-recaptura. Um estudo comparando os dois métodos foi realizado em Laguna, sul do Brasil, estudando o boto-da-tainha (*Tursiops truncatus*). Os dados indicaram que o método de marcação-recaptura foi consideravelmente mais preciso, apresentando um menor coeficiente de variação e menor intervalo de confiança do que o método de transecções lineares. Já em relação ao custo, o método de marcação-recaptura mostrou-se mais caro se realizado em um trabalho de curta duração (DAURA-JORGE, 2011).

Estimativas de abundância de toninhas já foram realizadas através de sobrevoos na costa sul do Rio Grande do Sul (SECCHI *et al.*, 2001) e na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. Na Babitonga as estimativas foram realizadas também através de transecções lineares com amostragem de distâncias, tendo sido a população estimada em 50 indivíduos (IC: 28-89) (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008).

A partir de ambos os métodos podemos obter informações sobre a distribuição dos animais, porém, como através do método de marcação-recaptura pode-se acompanhar os indivíduos ao longo do tempo, é possível saber a área de vida que cada animal utiliza. A área de vida de um animal é considerada a área necessária para que este realize suas atividades vitais, como alimentação, reprodução, cuidados com os filhotes e descanso. Esta área não é necessariamente a mesma que o animal utiliza ao longo de toda sua vida, pois esta pode se modificar de acordo com suas necessidades. O tamanho desta área pode variar de acordo com o sexo, a idade e a distribuição sazonal dos indivíduos (BURT, 1943). A distribuição dos animais ocorre na maioria das vezes de forma heterogênea, já que depende de diversos fatores, como tamanho corporal, necessidades metabólicas, nível na categoria trófica, estrutura social, densidade populacional e produtividade do hábitat (BERGALLO, 1990).

Para se estimar a área de vida, diferentes métodos podem ser utilizados. O Mínimo Polígono Convexo (MPC) é um método simples, que considera a área ligada pelos pontos mais externos de avistagem do indivíduo, formando assim um polígono (POWELL, 2000). Embora este seja o método mais utilizado e de fácil comparação entre estudos, ele não leva em consideração a densidade da distribuição, ficando em maior evidência os pontos mais externos, o que nem sempre representa a área de maior concentração dos animais. Já o estimador de densidade de Kernel leva em consideração a concentração dos pontos de avistagens, mostrando as áreas onde se tem 95% de chances de se encontrar um indivíduo (excluindo as possíveis saídas exploratórias), e as áreas nucleares, através do Kernel 50%, que é a parte mais frequentada da área de vida, onde muito provavelmente ocorrem as áreas de descanso, alimentação e refúgio (BERGALLO, 1990).

No caso das toninhas, estudos sobre a área de vida já foram realizados na Baía da Babitonga (CREMER, 2007; PAITACH *et al.*, 2012), na Baía San Blas e Baía Samborombon, Argentina (BORDINO *et al.*, 2008). Diferentes métodos foram utilizados, transecções lineares, marcação-recaptura e transmissores satelitais, mostrando diferentes tamanhos de áreas de vida.

Conhecer e acompanhar a área de vida destes animais é de extrema importância, pois permite reconhecer mudanças geradas ao longo do tempo, já que o método de marcação-recaptura fornece informações não só da população, mas também dos indivíduos. Este trabalho teve como objetivo estimar os parâmetros populacionais como abundância, probabilidade de captura/recaptura e sobrevivência/mortalidade da população de toninhas na Baía da Babitonga e calcular a área de vida dos indivíduos fotoidentificados.

2.METODOLOGIA

2.1.ÁREA DE ESTUDO

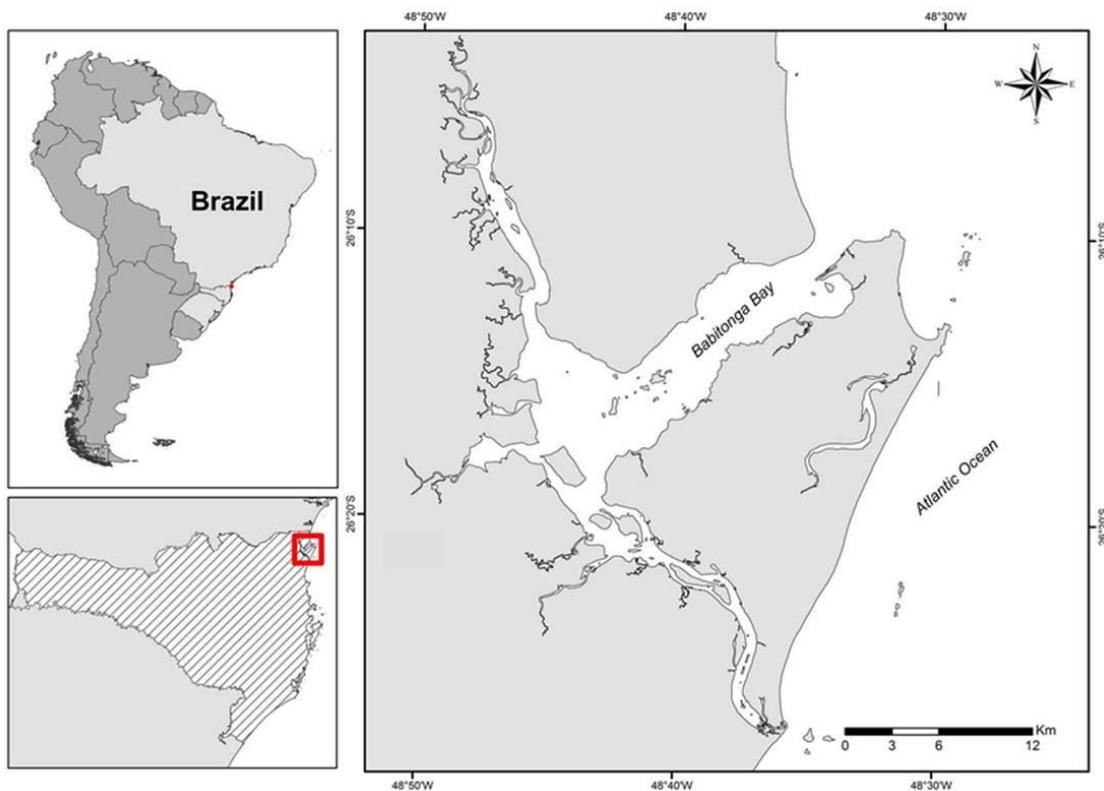
A Baía da Babitonga comporta a última grande formação de manguezal do Hemifério Sul, localizada no litoral norte de Santa Catarina, entre as coordenadas 26°02'-26°28'S e 48°28'-48°50'W (Figura 1). Possui uma extensão de 160 Km² de lâmina d'água, tendo 20 Km e 5 Km de comprimento e

largura máximas, respectivamente. Possui em seu interior ilhas, praias arenosas, lodosas e rochas. O clima da região é considerado mesotérmico úmido, com uma precipitação média anual variando entorno dos 2265 mm e temperatura média anual de 20,5°C (GOLÇALVES *et al.*, 2006).

No entorno da Baía da Babilonga localizam-se seis municípios, Joinville caracterizado como maior pólo industrial do estado; São Francisco do Sul e Itapoá, possuindo um terminal portuário cada um, desenvolvendo atividades turísticas e pesqueiras; Balneário Barra do Sul, que tem sua economia voltada para o turismo e pesca local; Araquarí, que possui um crescente número de empresas instaladas em seu território; e Garuva, caracterizada pelo comércio e agricultura local (DEMORI, 2008).

Em consequência das várias atividades que ocorrem na Baía da Babilonga e em seu entorno, como o despejo de efluentes, tanto industrial quanto doméstico, o tráfego de embarcações, a intensa atividade de pesca e a ocupação irregular das margens (IBAMA, 1998), a área torna-se frágil e demanda a criação de estratégias de conservação.

Figura 1. Baía da Babilonga, localizada no litoral norte de Santa Catarina.



2.2. COLETA DE DADOS

A técnica de fotoidentificação foi utilizada seguindo as orientações de HAMMOND *et al.* (1990). As fotos foram obtidas a partir de embarcações. Para tanto, foram utilizados dois barcos, sendo um de alumínio com 5,5 metros de comprimento e motor de popa de 60 hp, e um inflável de casco rígido de 6,2 metros de comprimento e motor de popa de 200 hp. Ambos estavam equipados com máquinas fotográficas digitais, uma Canon EOS 7D com lente zomm de 100-300 mm e uma Canon EOS 7D com lente zoom de 100-400 mm, respectivamente; binoculares 7 x 50 e protocolos de campo. As amostragens foram realizadas com a presença de dois a três pesquisadores, sendo um piloto, um fotógrafo e um anotador (quando necessário o piloto assumiu a função de anotador).

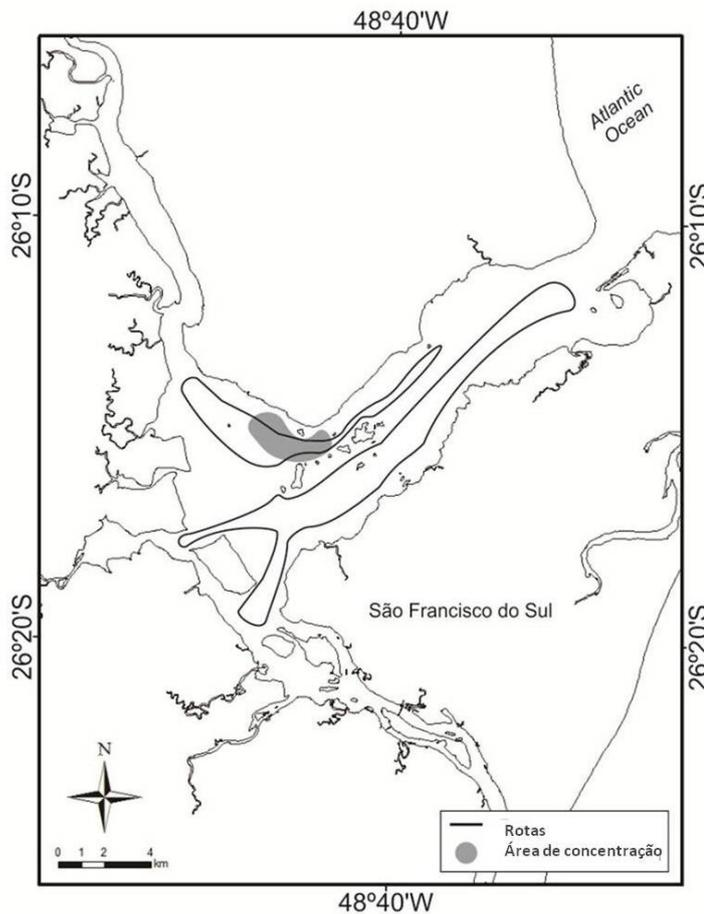
As amostragens ocorreram em intervalos variados no período de fevereiro a maio de 2011 e em intervalos regulares entre setembro de 2011 e agosto de 2013. Para a localização das toninhas foram utilizadas duas estratégias: a busca na área de concentração, realizada entre fevereiro de 2011 e agosto de 2013, e as varreduras em rotas pré-estabelecidas, realizadas entre maio de 2012 e agosto de 2013. As estratégias foram intercaladas, ocorrendo quinzenalmente cada uma. As amostragens foram realizadas apenas em boas condições do mar (Beaufort entre 0 e 1, e sem chuva), geralmente no período da manhã, sendo interrompidas caso estas se modificassem.

Para as buscas nas áreas de concentração, quando um grupo de toninhas foi localizado, o barco se aproximou em baixa velocidade. Para cada grupo amostrado foi registrado o tempo de acompanhamento, o número de indivíduos no grupo e a presença de filhotes. Os animais foram acompanhados em baixa velocidade, evitando interceptar o grupo e mantendo uma posição perpendicular em relação aos animais, de acordo com as recomendações de Wursig & Jefferson (1990) e Defran *et al.* (1990). Durante o acompanhamento foram tomados os cuidados para que todos os indivíduos do grupo fossem fotografados, sem favorecer nenhum animal, e para que o barco interferisse da menor forma possível no comportamento. O fotógrafo se manteve, sempre que possível, num ângulo de 90° em relação ao grupo e em posição favorável a luz do sol, evitando assim o reflexo da água. O grupo foi acompanhado até que

todos os indivíduos fossem fotografados ou, por no máximo, 20 minutos. Este tempo foi estipulado buscando um equilíbrio entre a necessidade de fotografar todos os animais e a preocupação de não estressá-los, com base no conhecimento prévio sobre a população da região. Após este período o barco passou a procurar um novo grupo.

No caso das varreduras, foram percorridas simultaneamente duas rotas (Figura 2). Os barcos iniciavam a rota em sentidos contrários. Durante o percurso foi mantida uma velocidade constante de cerca de 20 km/h. Quando um grupo de toninhas foi avistado, foi realizado o mesmo procedimento descrito acima. Após todos os indivíduos terem sido fotografados ou acompanhados por 20 minutos, a rota foi retomada. Quando houve mudança nas condições ambientais ao longo do percurso, a rota foi interrompida e reiniciada no dia subsequente em que as condições do mar fossem favoráveis.

Figura 2. Locais amostrados para a realização de fotoidentificação de toninhas na Baía da Babitonga. As linhas correspondem às rotas pré-definidas para a realização de varreduras e o polígono cinza corresponde à área de concentração de toninhas.



2.3. ANÁLISES DOS DADOS

Em laboratório as imagens foram triadas, quantificadas e analisadas. A triagem das fotos foi feita por apenas um pesquisador, que separou em duas categorias: fotos de boa qualidade e fotos de baixa qualidade. Imagens com foco, nitidez e ângulo de 90° em relação ao fotógrafo, foram consideradas de boa qualidade, permitindo a análise da nadadeira dorsal. Além da presença de marcas, o formato da nadadeira dorsal também foi analisado, considerando a possibilidade de utilizar esta informação como uma característica secundária para a identificação individual. As imagens de boa qualidade foram então divididas em duas subcategorias: animais com marcas na nadadeira dorsal e animais sem marcas. O número de fotos de cada subcategoria foi quantificado. A análise das imagens de indivíduos que possuíam marcas foi feita por dois pesquisadores independentes.

Numa segunda etapa, os dois pesquisadores fizeram a comparação das nadadeiras analisadas. Caso não houvesse consenso sobre a identificação de um indivíduo, a foto passou a ser incluída em uma terceira subcategoria, a de marcas insuficientes, quando o animal não possuía marcas suficientes para uma identificação segura. No caso de animais com a presença de uma marca nova, sua confirmação só foi feita após um segundo avistamento do indivíduo.

Neste trabalho buscou-se utilizar apenas fotos de boa qualidade. Porém, devido à dificuldade de se fotografar toninhas na natureza, mesmo algumas fotos que não apresentaram ângulo nem foco ideais, mas que permitiram a identificação segura do indivíduo foram utilizadas.

A análise das marcas presentes na nadadeira dorsal, incluindo a posição das marcas na nadadeira, assim como o número de marcas por indivíduo, foi realizada apenas para os indivíduos fotoidentificados.

Para as estimativas de abundância, probabilidade de captura/recaptura, sobrevivência/mortalidade e emigração/retorno, foram utilizados todos os dados coletados, excluindo-se apenas as estações de verão e inverno de 2011 devido ao baixo número de saídas de campo nestes períodos. Foi utilizado o Desenho Robusto de Pollock (POLLOCK, 1982) para a análise do histórico de capturas. As análises foram feitas por estação do ano, sendo excluídos os meses de março, junho, setembro e dezembro por serem os meses de transição entre as estações. Esta exclusão foi feita para analisar se há

mudanças na população de acordo com a sazonalidade. Os dados coletados em cada estação do ano foram considerados uma ocasião primária, e os dias dentro de cada estação foram considerados ocasiões secundárias (as ocasiões secundárias variam dentro de cada ocasião primária). Foi utilizado o método AIC (Akaike Information Criteria) (ANDERSON *et al.*, 1994) para escolher o modelo que mais se ajustou aos dados (modelo mais parcimonioso). Este método faz o balanço entre a falta de ajuste e o número de parâmetros estimados.

A abundância de indivíduos marcados foi corrigida pela proporção θ , que é a proporção de indivíduos marcados em cada grupo amostrado. Esta proporção é calculada como o número de indivíduos marcados no grupo/total de indivíduos do grupo. O número total de indivíduos do grupo incluiu os filhotes (SILVA *et al.*, 1999). Para estimar o valor de θ foram considerados apenas os grupos em que todos os indivíduos foram fotografados. Estes grupos tinham geralmente 5 indivíduos ou menos. Os modelos e os parâmetros foram construídos e estimados através do programa MARK 7.1 (WHITE & BURNHAM, 1999).

Para estimar a área de vida de cada indivíduo, foram utilizados apenas os dados coletados em saídas de barco realizadas em intervalos regulares a partir das rotas pré-definidas. Este critério foi utilizado partindo-se do princípio de que, para definir a área de vida de um indivíduo, é necessário percorrer todas as regiões onde ele pode ser encontrado. Neste caso, as rotas percorreram toda a extensão da Baía da Babitonga.

Foi utilizado o método do Mínimo Polígono Convexo (MPC) e a densidade de Kernel 95% e 50%, para se estimar as áreas de vida e as áreas nucleares. O MPC foi calculado apenas para os indivíduos que possuíam pelo menos 5 pontos de avistagem. A densidade de Kernel foi calculada apenas para os indivíduos que possuíam pelo menos 10 pontos de avistagem.

3.RESULTADOS

Entre abril de 2011 e agosto de 2013 foram realizadas 171 amostragens, divididas em 09 ocasiões primárias, ou seja, foram coletados dados em 09 estações diferentes, totalizando 455 horas e 58 minutos de coleta de dados

para as estimativas de abundância. Foram analisadas 58.412 fotos, sendo 6.938 de boa qualidade (11,87%) que puderam ser utilizadas para o estudo.

De todos os modelos construídos através do Desenho Robusto de Pollock, o que mais se ajustou aos dados (modelo 1) foi aquele que considerou a sobrevivência constante e a emigração/retorno e a probabilidade de captura/recaptura variando com o tempo, entre as estações (Tabela 1). O modelo 2 também se ajusta aos dados, porém o modelo 1 se apresentou mais parcimonioso.

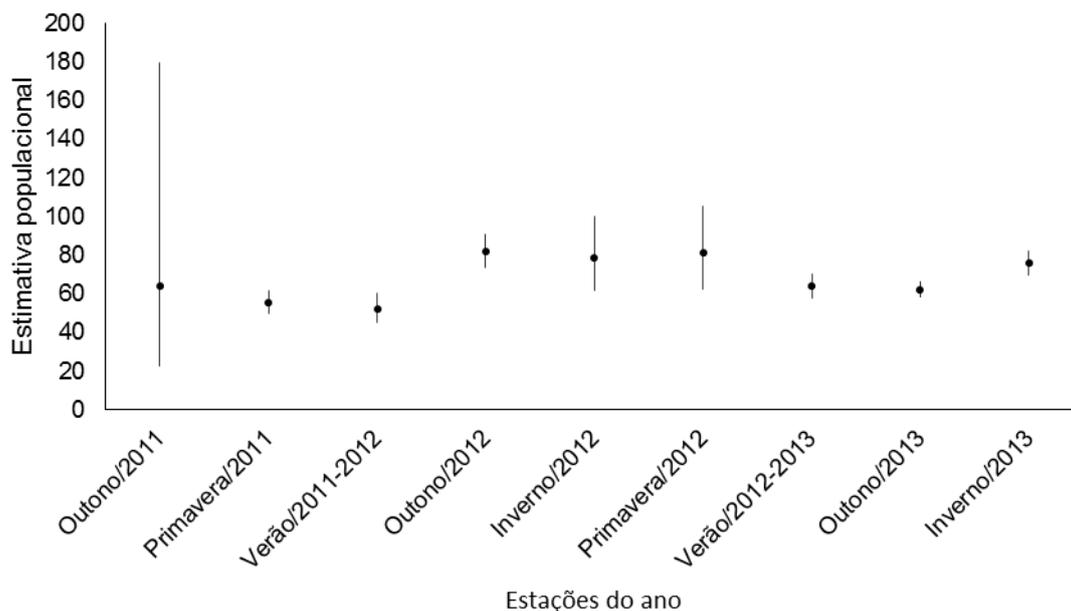
Tabela 1. Seleção de modelos do Desenho Robusto de Pollock para sobrevivência (Φ) e probabilidade de captura (p) de indivíduos marcados. *QAICcWeights* é o peso do modelo selecionado em relação aos demais. *Deviance* é a medida de ajuste dos modelos. *No. Par.* é o número de parâmetros estimados. (.) constante; (t) dependente do tempo; (s) variação dentro de cada estação (t*s) variação entre e dentro de cada estação; (y''=y'=0) sem emigração; (y''=y') emigração ao acaso; (y''y') emigração de *Markovian*.

Modelos	QAICc	Delta QAICc	QAICcWeight	No. Par.	Deviance
1 {Φ(.)y''=y' p(t)=c(t)}	1438,273	0	0,62924	11	1671,983
2 { Φ (.)y''y' p(t)=c(t)}	1439,644	1,3716	0,31694	12	1671,217
3 { Φ (.)y''=y'=0 p(t)=c(t)}	1443,211	4,938	0,05328	10	1679,047
4 { Φ (t)y''=y'=0 p(t)=c(t)}	1453,111	14,838	0,00038	17	1673,808
5 { Φ (.)y''=y'=0 p(.)=c(.)}	1454,71	16,4371	0,00017	2	1707,133
6 { Φ (t)y''=y'=0 p(t*s)=c(t*s)}	1630,417	192,1443	0	132	1472,178

As estimativas de sobrevivência (Φ) foram consideradas constantes entre as estações e iguais a 0,96 ($\pm 0,017$; IC: 0,90-0,99) e a sobrevivência anual foi de 0,85. A probabilidade de emigração temporária (y'') foi de 0,08 ($\pm 0,04$; IC: 0,03-0,21) e a probabilidade de retorno dos emigrantes (1-y') foi de 0,92. A probabilidade de captura (p) variou de 0,06 a 0,29.

A estimativa de abundância da população por estação do ano variou de 52 a 82 indivíduos, com um θ no valor de 0,0144 (Figura 3).

Figura 3. Abundância estimada para a população de toninhas através do Desenho Robusto de Pollock, para cada ocasião primária (estações do ano), entre maio de 2011 e agosto de 2013, na Baía da Babitonga.



Entre maio de 2012 e agosto de 2013 foram realizadas 48 saídas de barco percorrendo as rotas pré-definidas, totalizando 98 horas e 23 minutos de esforço de campo.

As áreas de vida foram calculadas para 14 indivíduos, sendo que para 7 destes foi possível utilizar o MPC, o Kernel 95% e 50%, e para os outros 7 apenas o MPC. Através do MPC, as áreas de vida variaram de 0,023 a 9,53 Km² (média = 2,13 Km²). Utilizando o método Kernel 95%, as áreas de vida variaram de 3,91 a 18,04 Km² (média = 8,45 Km²) e as áreas nucleares, estimadas pelo Kernel 50%, variaram de 0,76 a 3,91 Km² (média = 1,68 Km²) (Tabela 2). Todas as áreas de vida foram calculadas excluindo-se as áreas de terra.

Tabela 2. Tamanho da área de vida dos animais fotoidentificados na Baía da Babitonga entre maio de 2012 e agosto de 2013, através dos métodos Mínimo Polígono Convexo (MPC), Kernel 95% e 50%.

Indivíduo	n° de registros	MPC (Km²)	Kernel 95% (Km²)	Kernel 50% (Km²)
PbB-03	19	1,82	4,25	1,22
PbB-04	6	1,15	–	–
PbB-07	5	0,47	–	–
PbB-09	7	3,21	–	–
PbB-10	15	2,09	3,91	1,08
PbB-11	12	5,35	15,25	1,95
PbB-12	11	1,14	6,04	1,47
PbB-13	14	9,53	18,04	3,91
PbB-14	11	1,69	5,87	1,41
PbB-18	5	0,023	–	–
PbB-19	6	0,048	–	–
PbB-20	6	1,08	–	–
PbB-21	14	1,69	5,82	0,76
PbB-22	6	0,61	–	–
média	9,79	2,14	8,45	1,69

Para cada animal fotoidentificado foi gerado um mapa com a localização da área de vida (Figuras 4 a 17). A área de vida da maior parte dos animais esteve próxima à região das ilhas, no interior da Baía da Babitonga. Foram observadas duas regiões de concentração para 66,6% dos indivíduos que tiveram a área de vida calculada através do Kernel 95%. No caso do Kernel 50%, 57% dos indivíduos tinham duas áreas nucleares. As menores áreas de vida estimadas foram para dois indivíduos (PbB-18 e PbB-19), que eram sempre avistados juntos e na mesma região.

Figura 4. Mapa com as áreas de vida estimadas através do MPC (1,82 Km²) e Kernel 50% (1,22 Km²) e 95% (4,25 Km²) para o indivíduo PbB-03, fotoidentificado na Baía da Babitonga.

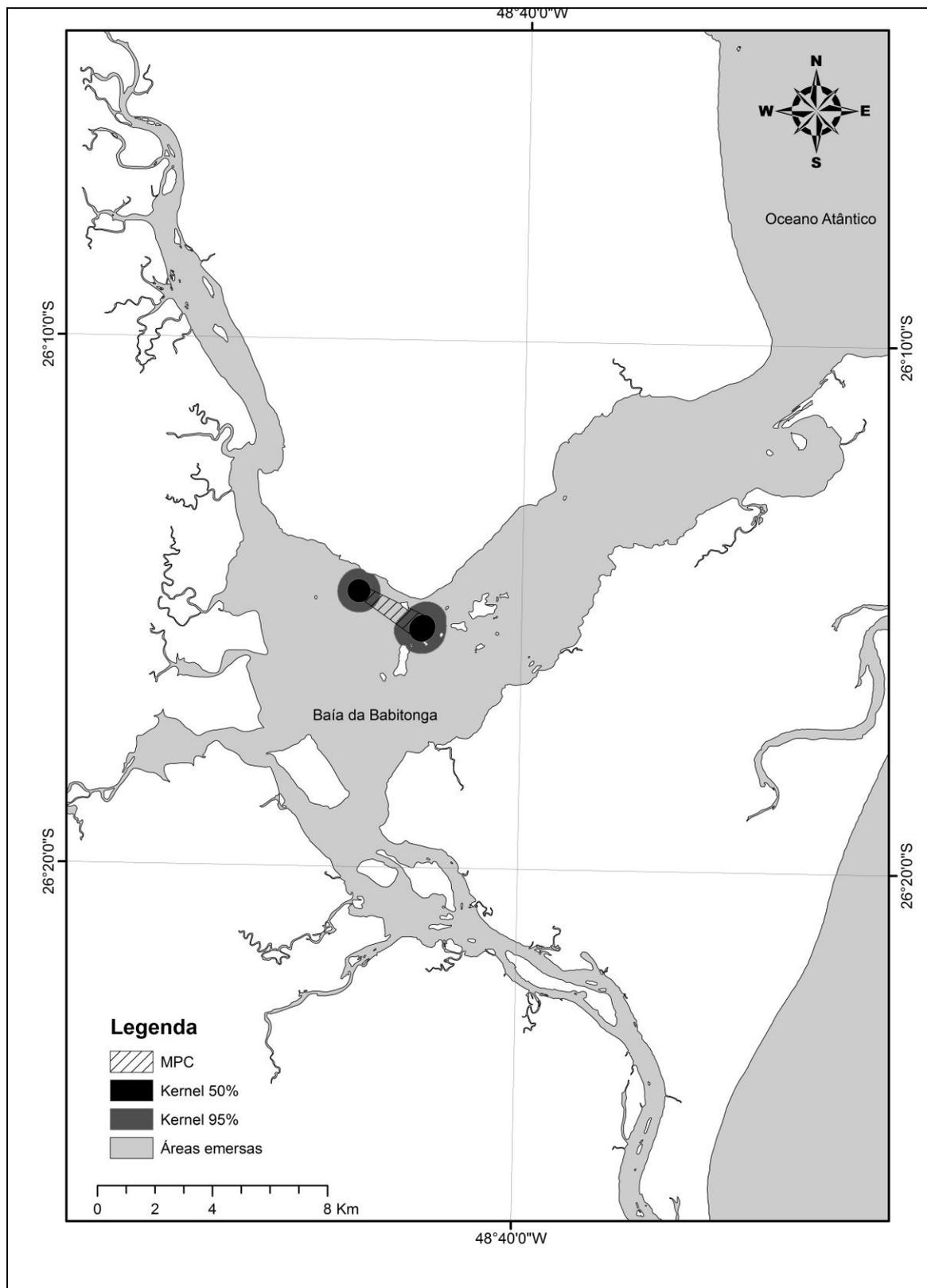


Figura 5. Mapa com a área de vida estimada através do MPC (1,15 Km²) para o indivíduo PbB-04, fotoidentificado na Baía da Babitonga.

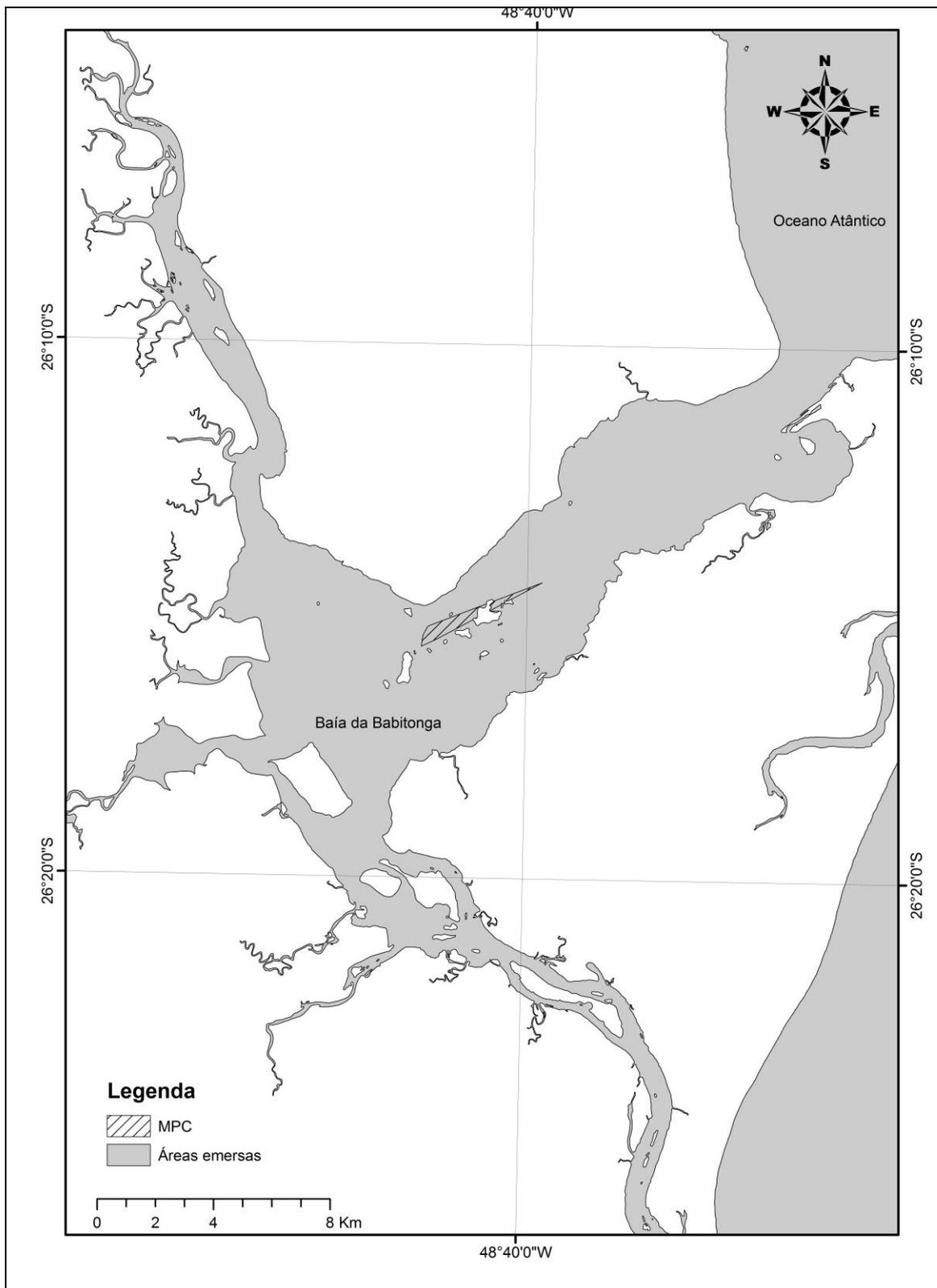


Figura 6. Mapa com a área de vida estimada através do MPC (0,47 Km²) para o indivíduo PbB-07, fotoidentificado na Baía da Babitonga.

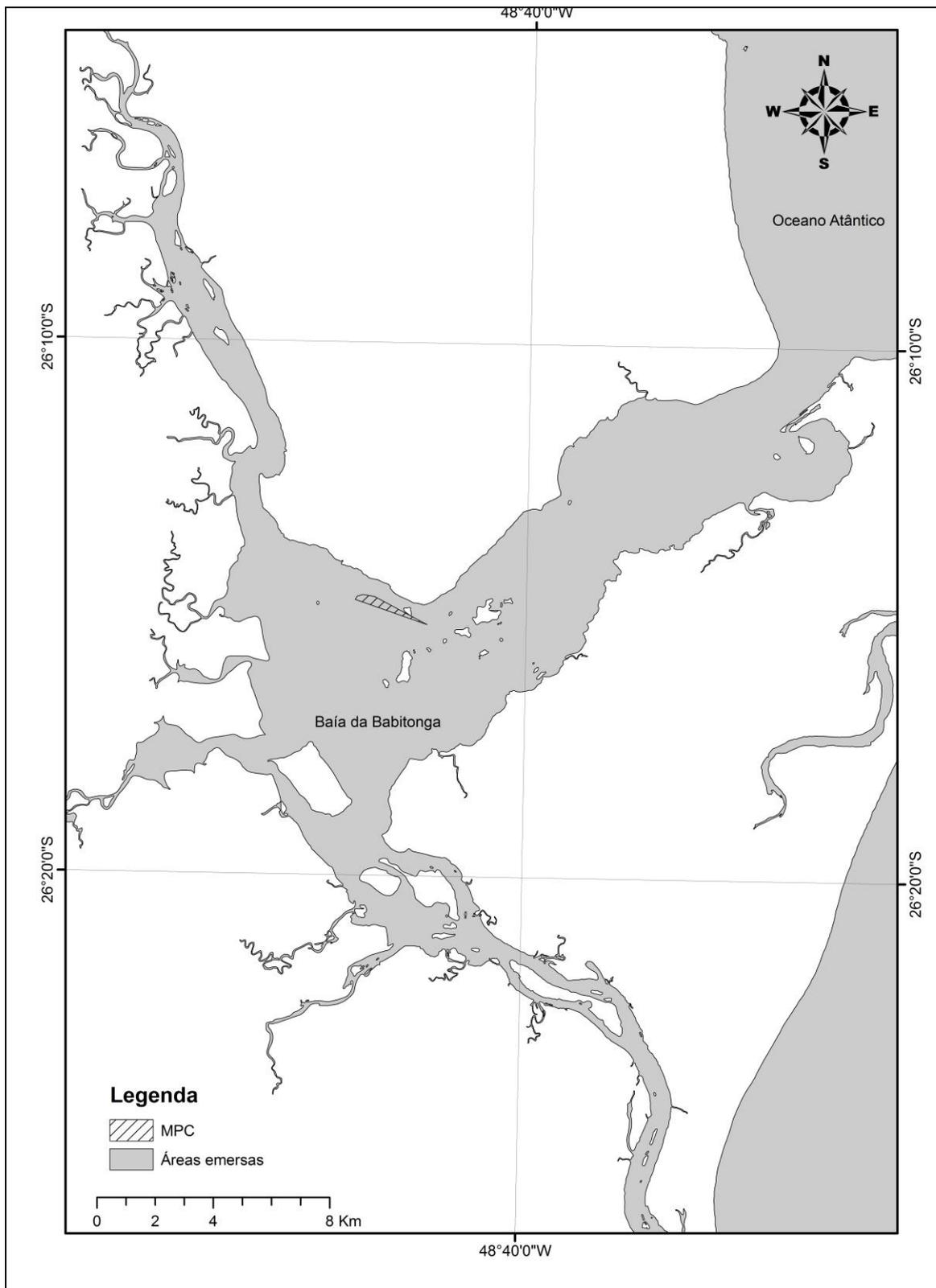


Figura 7. Mapa com a área de vida estimada através do MPC (3,21 Km²) para o indivíduo PbB-09, fotoidentificado na Baía da Babitonga.

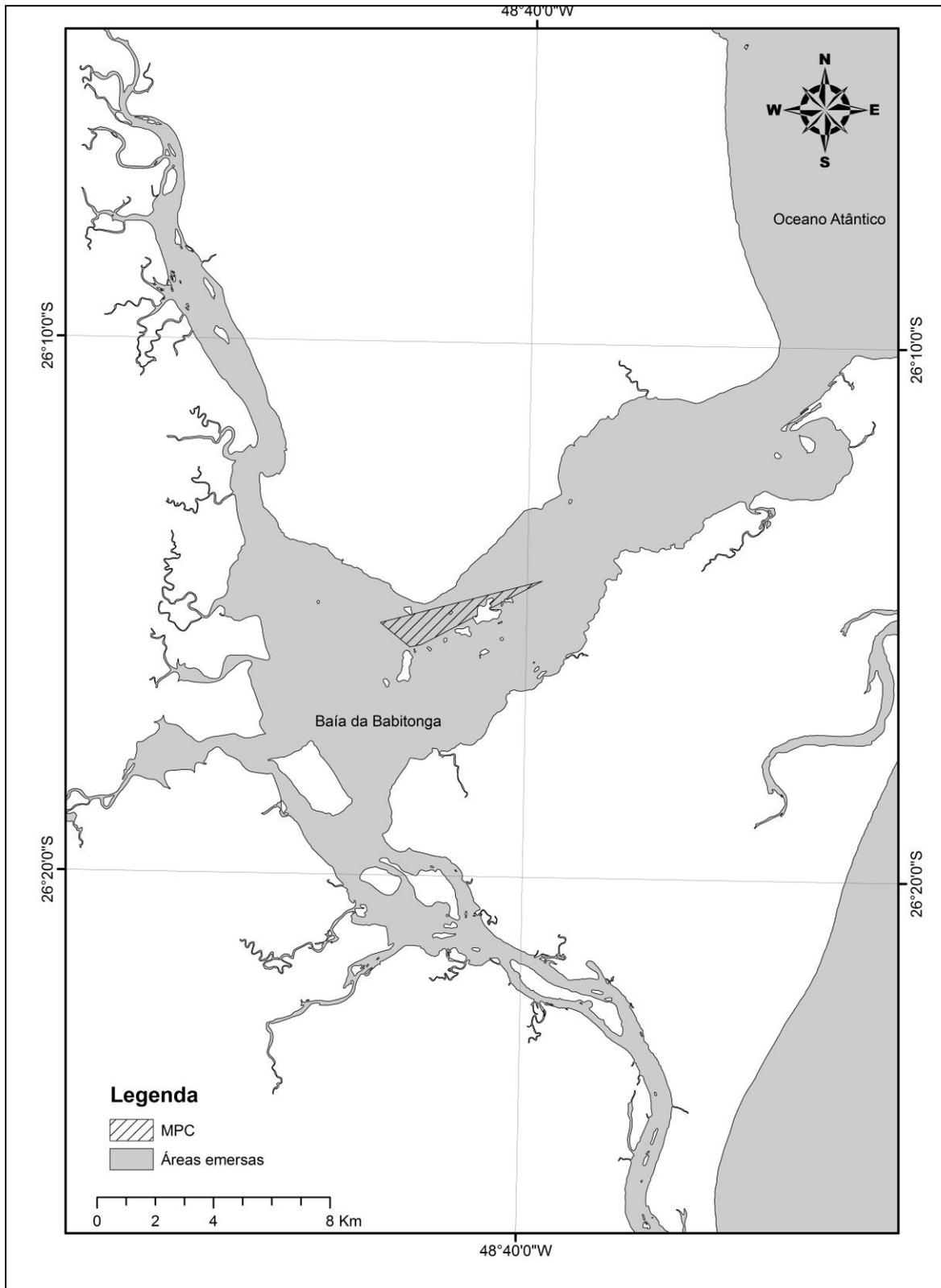


Figura 8. Mapa com as áreas de vida estimadas através do MPC (2,09 Km²) e Kernel 50% (1,08 Km²) e 95% (3,91 Km²) para o indivíduo PbB-10, fotoidentificado na Baía da Babitonga.

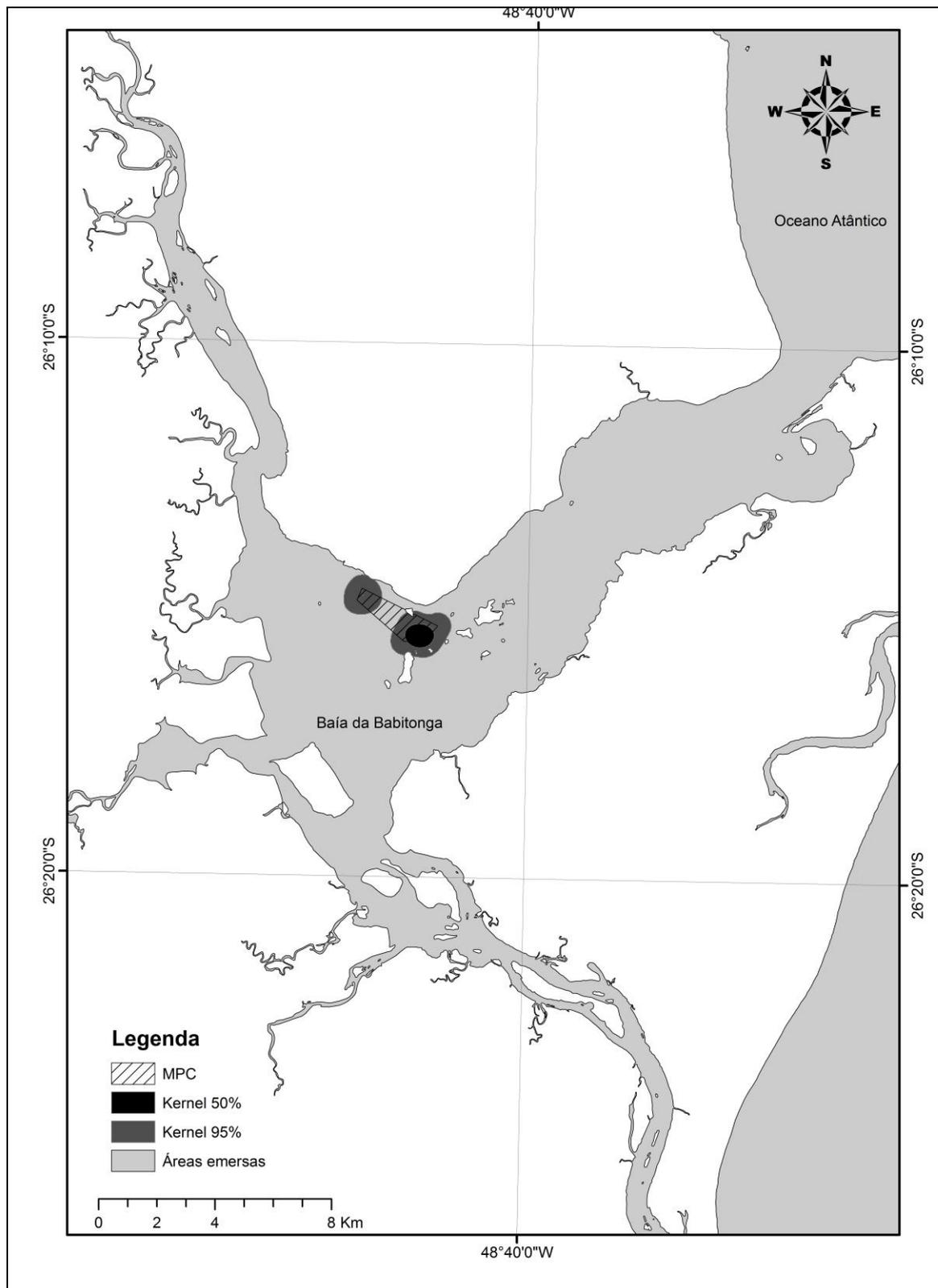


Figura 9. Mapa com as áreas de vida estimadas através do MPC (5,35 Km²) e Kernel 50% (1,95 Km²) e 95% (15,25 Km²) para o indivíduo PbB-11, fotoidentificado na Baía da Babitonga.

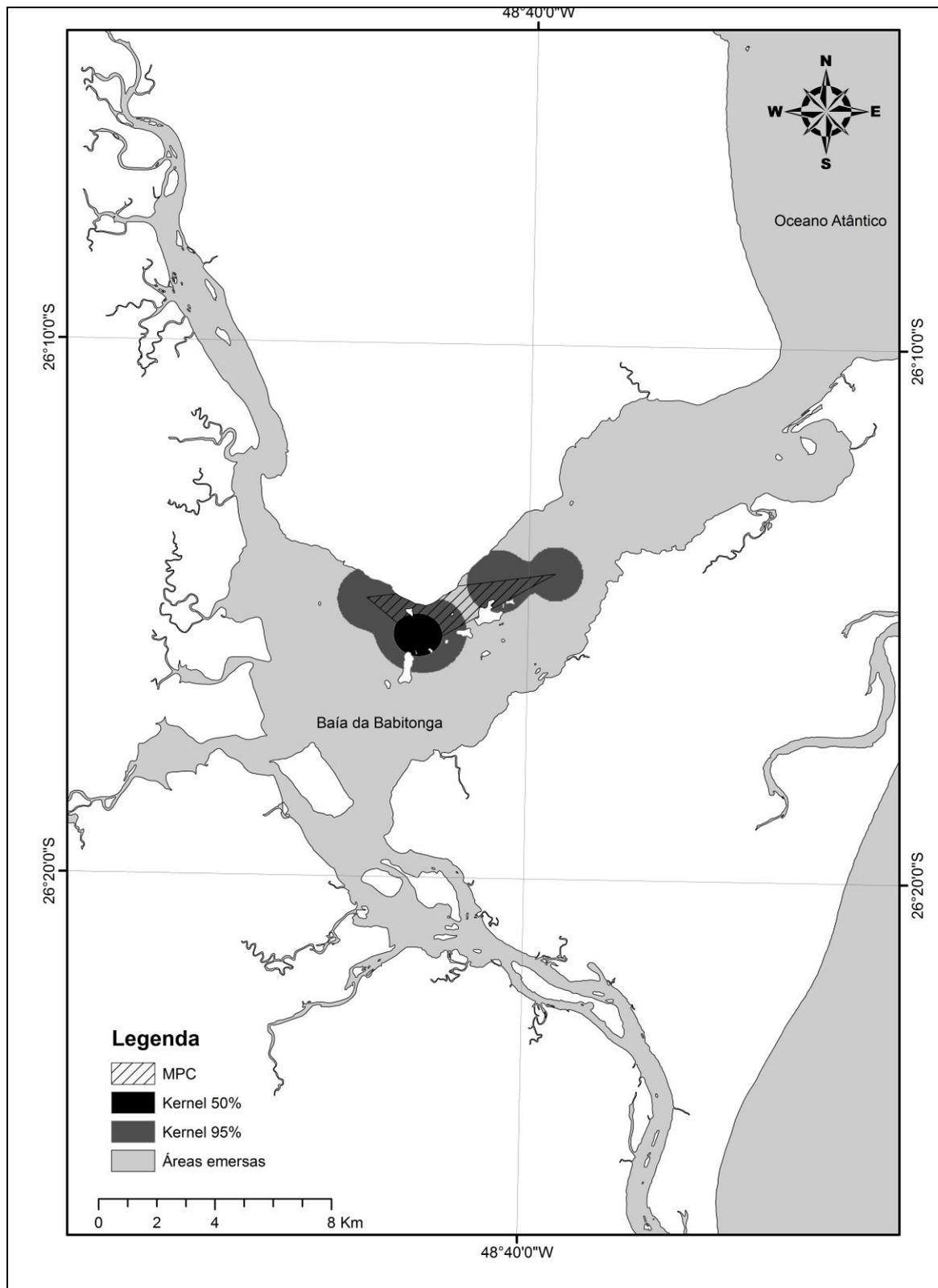


Figura 10. Mapa com as áreas de vida estimadas através do MPC (1,14 Km²) e Kernel 50% (1,47 Km²) e 95% (6,04 Km²) para o indivíduo PbB-12, fotoidentificado na Baía da Babitonga.

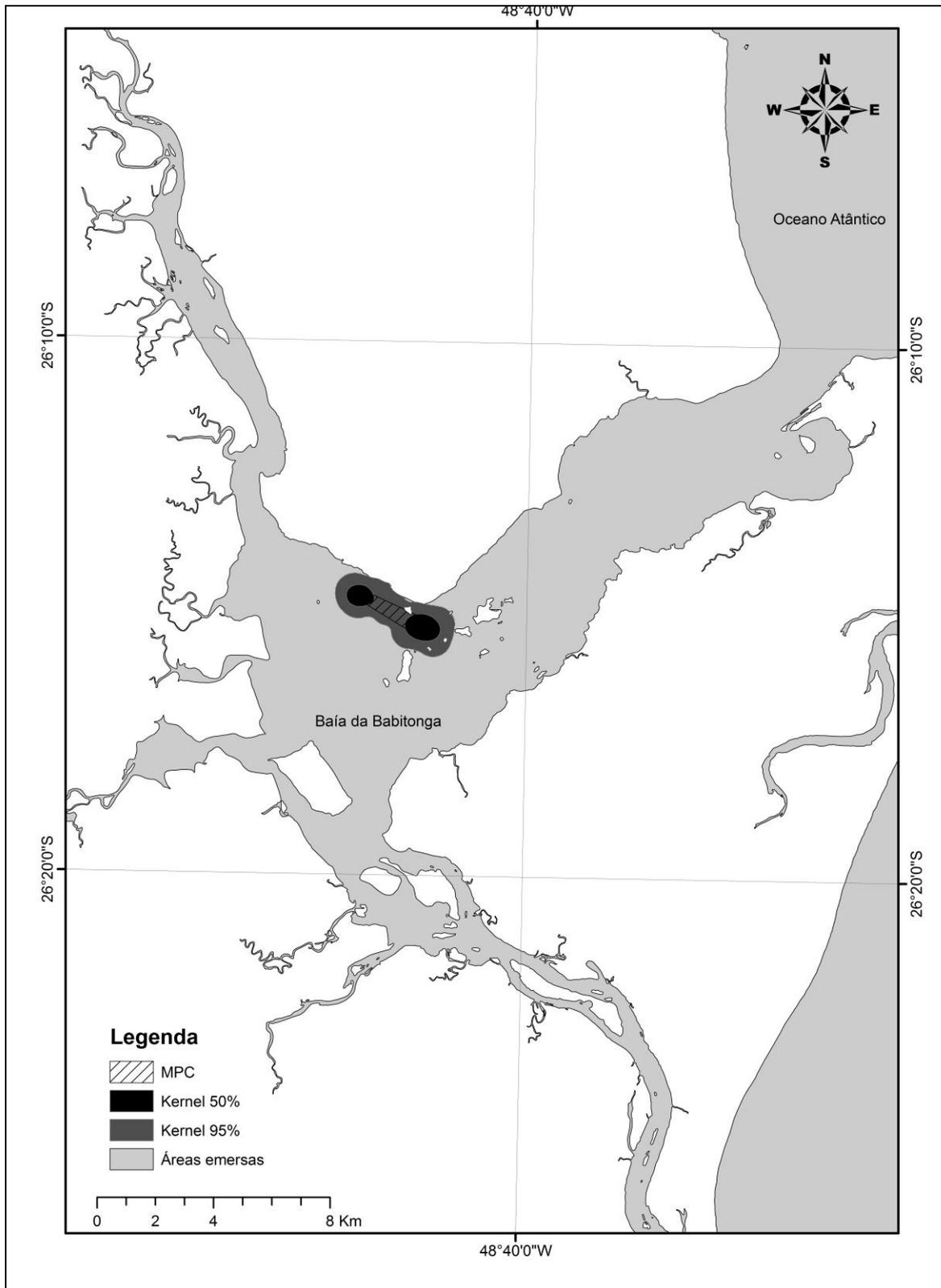


Figura 11. Mapa com as áreas de vida estimadas através do MPC (9,53 Km²) e Kernel 50% (3,91 Km²) e 95% (18,04 Km²) para o indivíduo PbB-13, fotoidentificado na Baía da Babitonga.

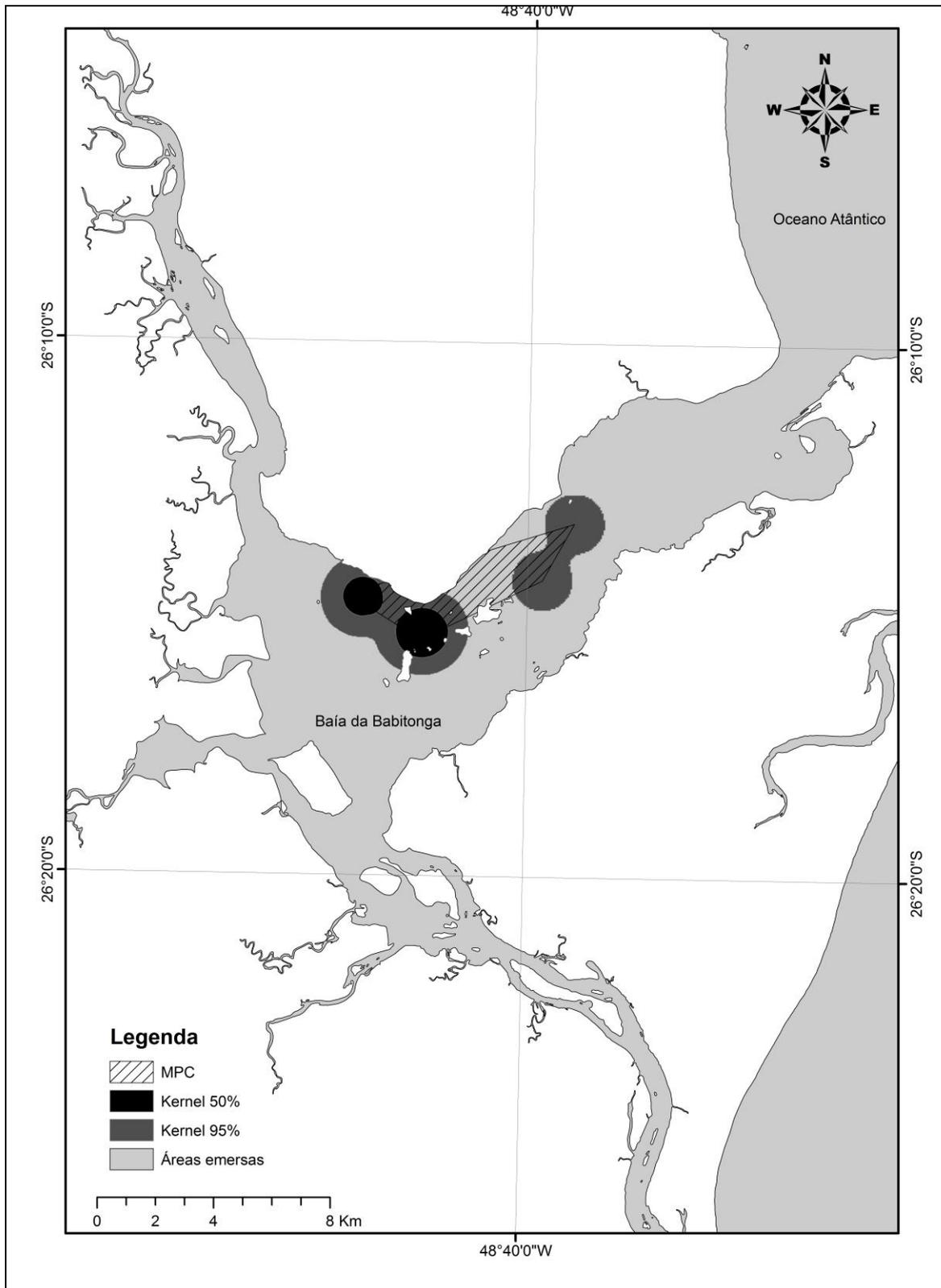


Figura 12. Mapa com as áreas de vida estimadas através do MPC (1,69 Km²) e Kernel 50% (1,41 Km²) e 95% (5,87 Km²) para o indivíduo PbB-14, fotoidentificado na Baía da Babitonga.

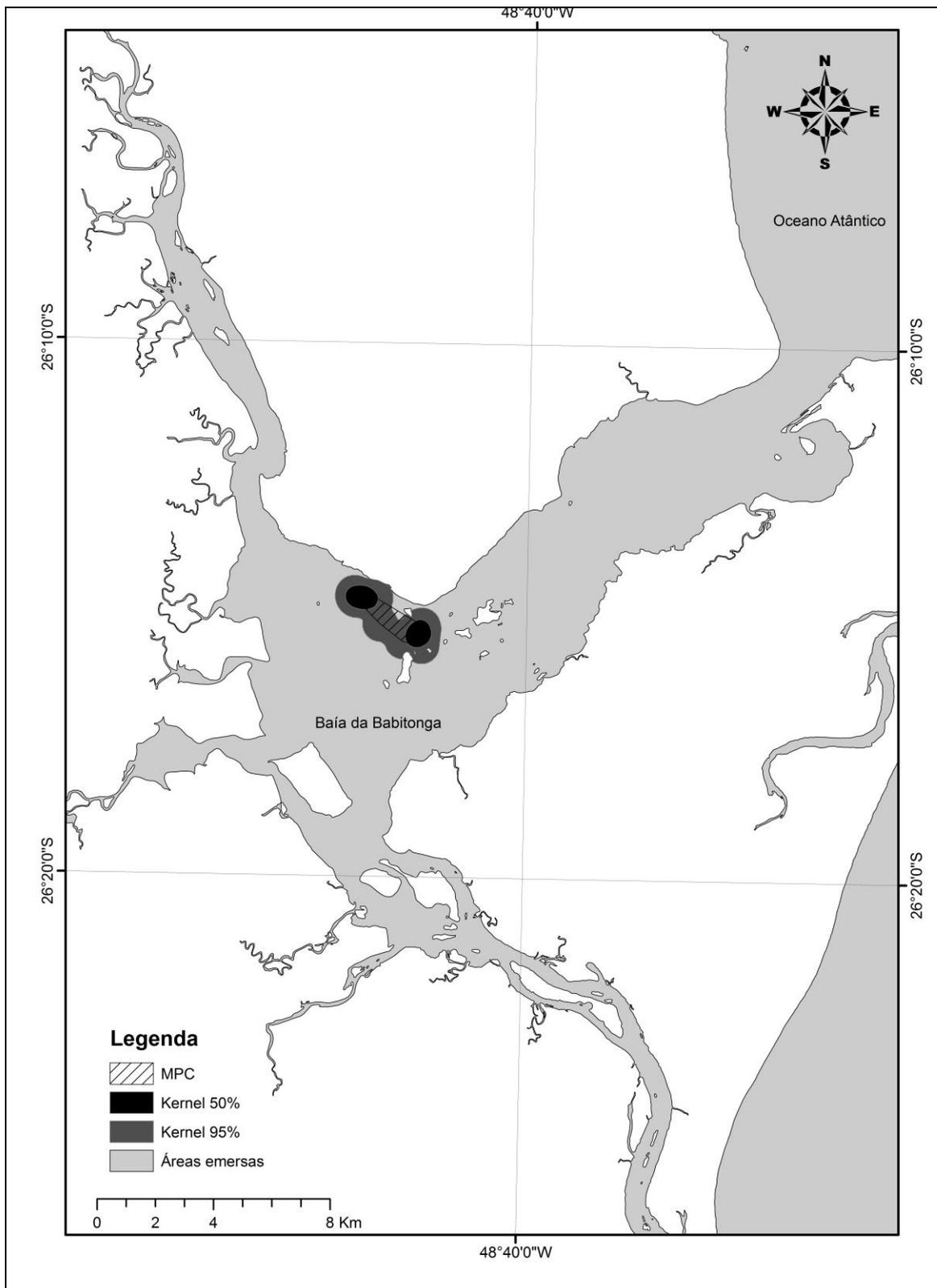


Figura 13. Mapa com a área de vida estimada através do MPC (0,023 Km²) para o indivíduo PbB-18, fotoidentificado na Baía da Babitonga.

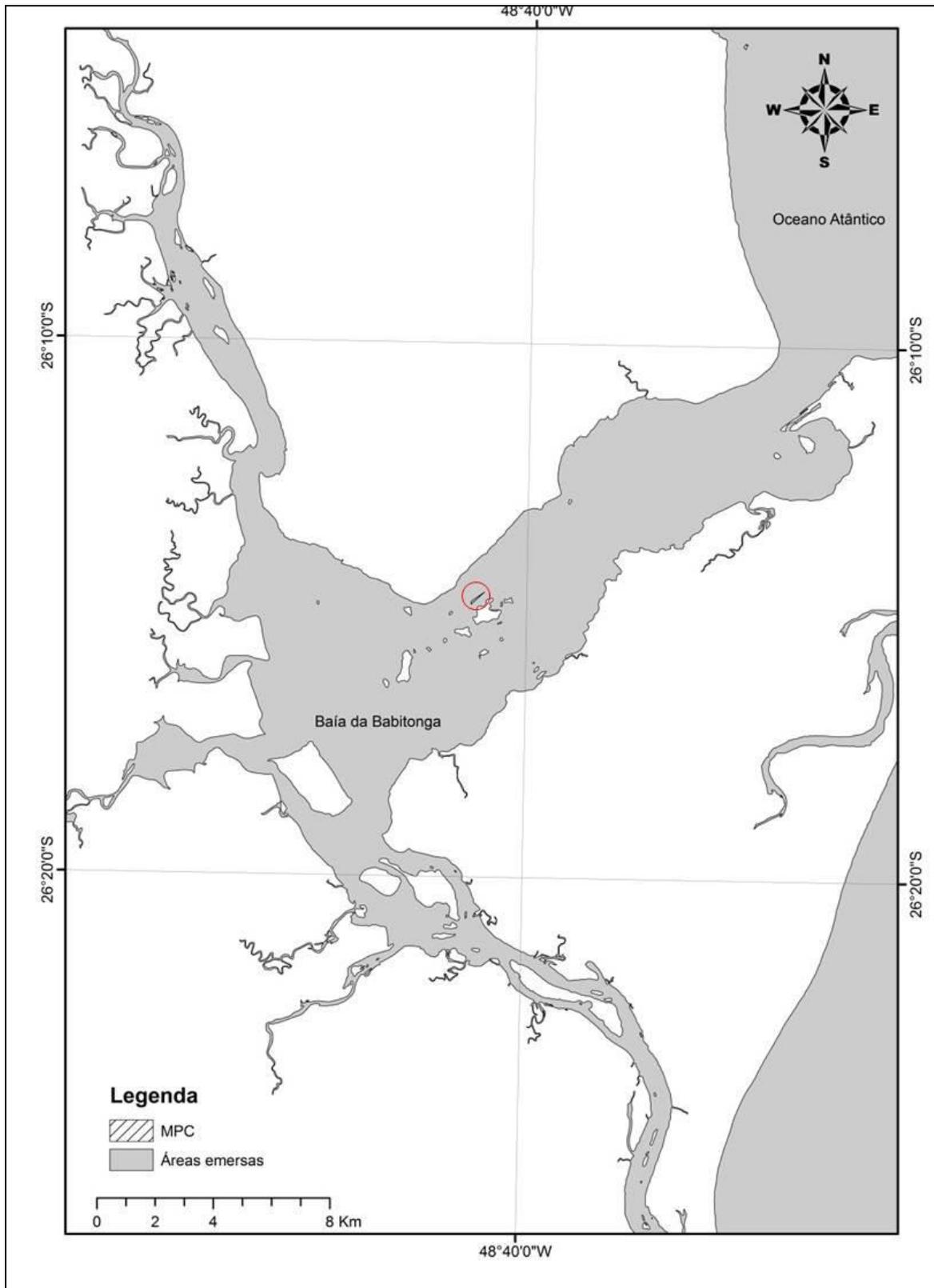


Figura 14. Mapa com a área de vida estimada através do MPC (0,048 Km²) para o indivíduo PbB-19, fotoidentificado na Baía da Babitonga.

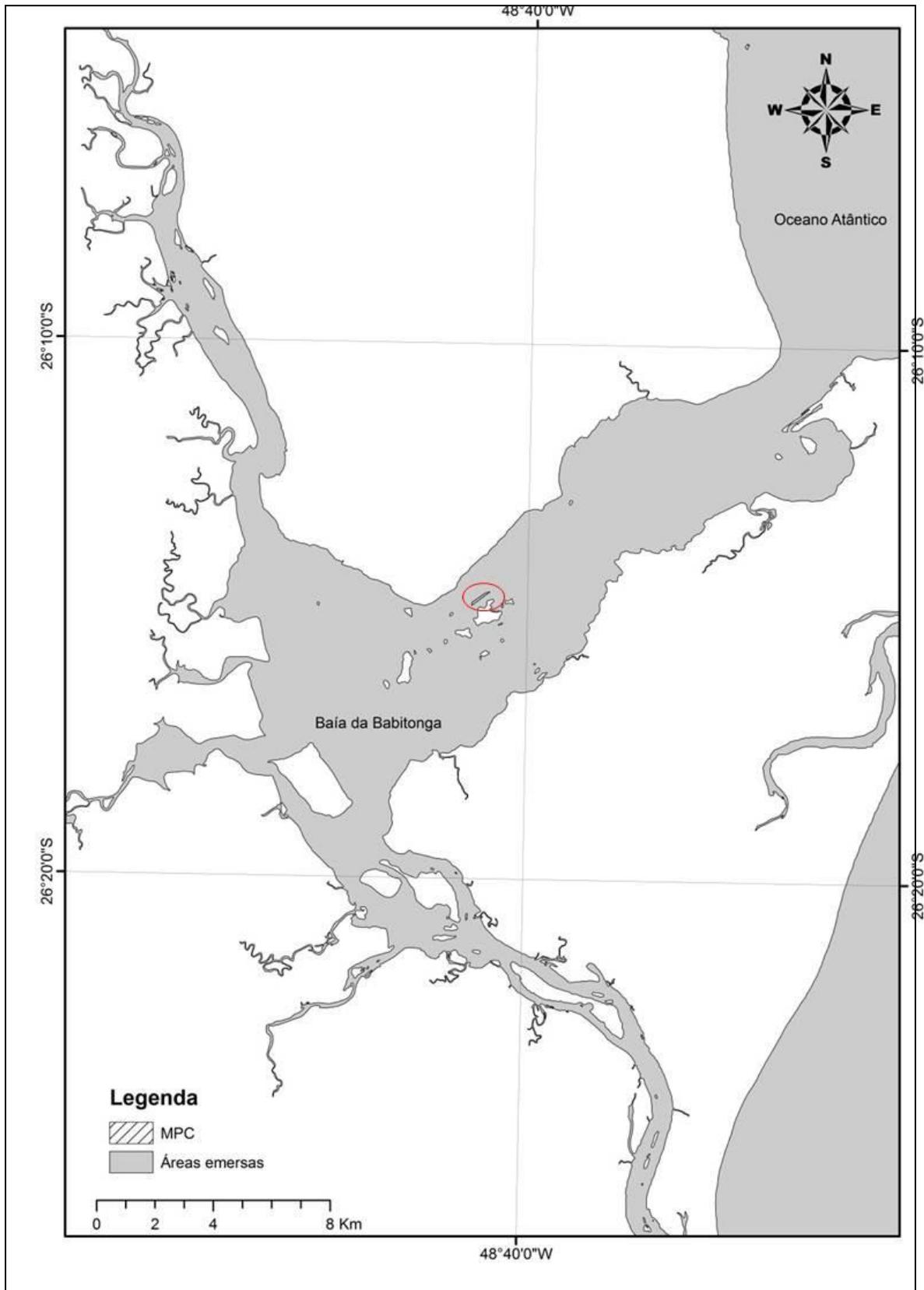


Figura 15. Mapa com a área de vida estimada através do MPC (1,08 Km²) para o indivíduo PbB-20, fotoidentificado na Baía da Babitonga.

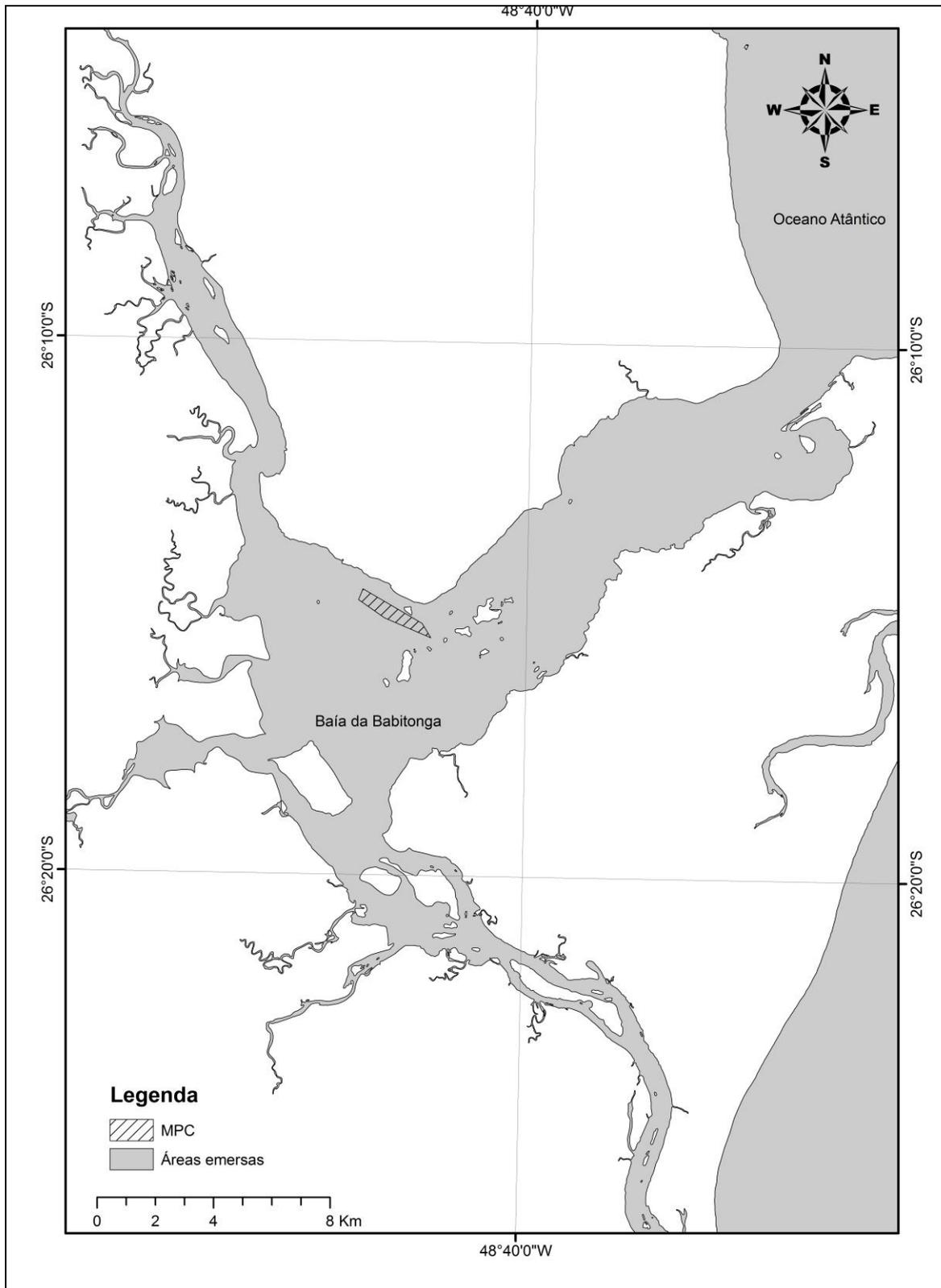


Figura 16. Mapa com as áreas de vida estimadas através do MPC (1,69 Km²) e Kernel 50% (0,76 Km²) e 95% (5,82 Km²) para o indivíduo PbB-21, fotoidentificado na Baía da Babitonga.

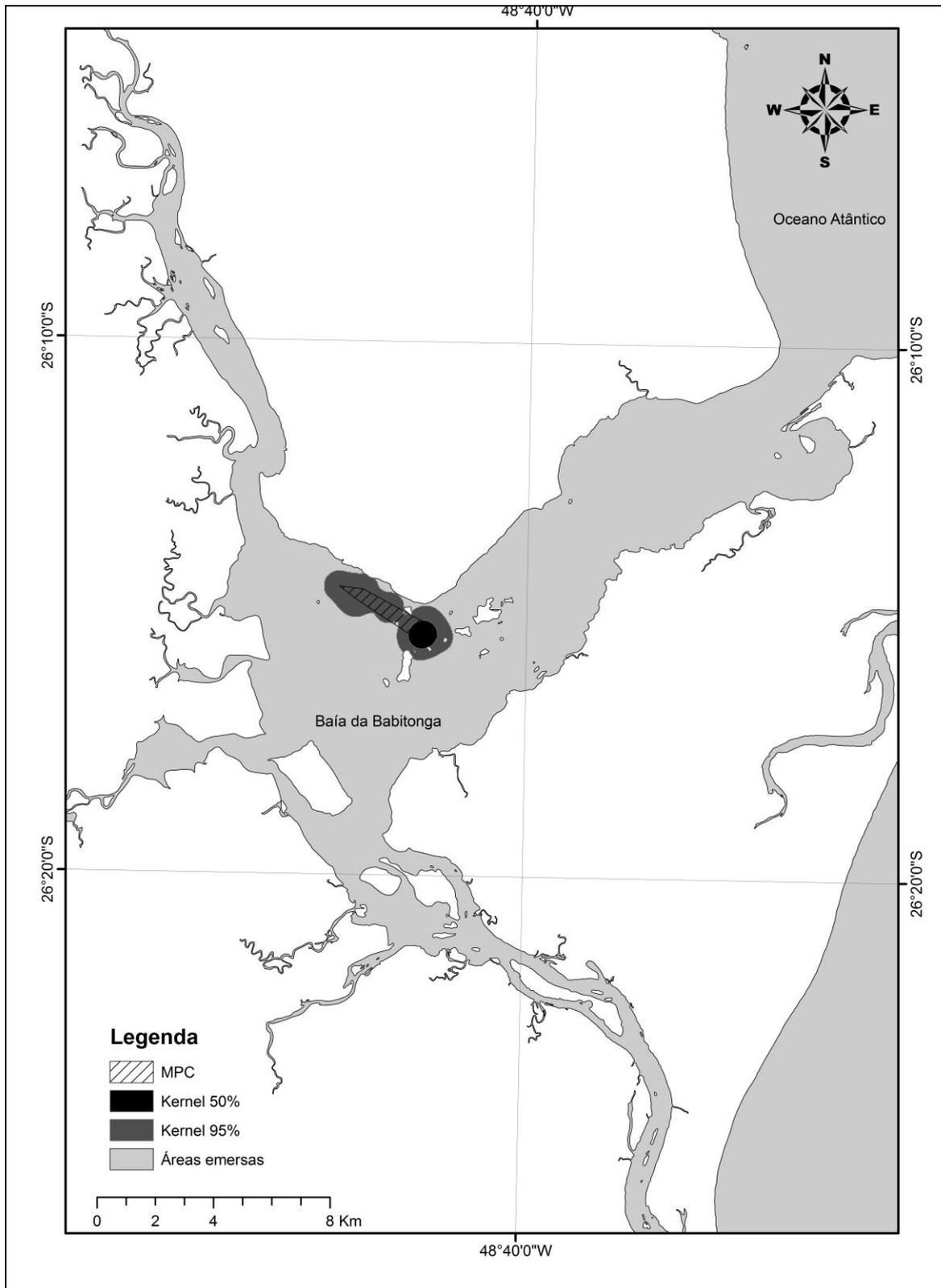
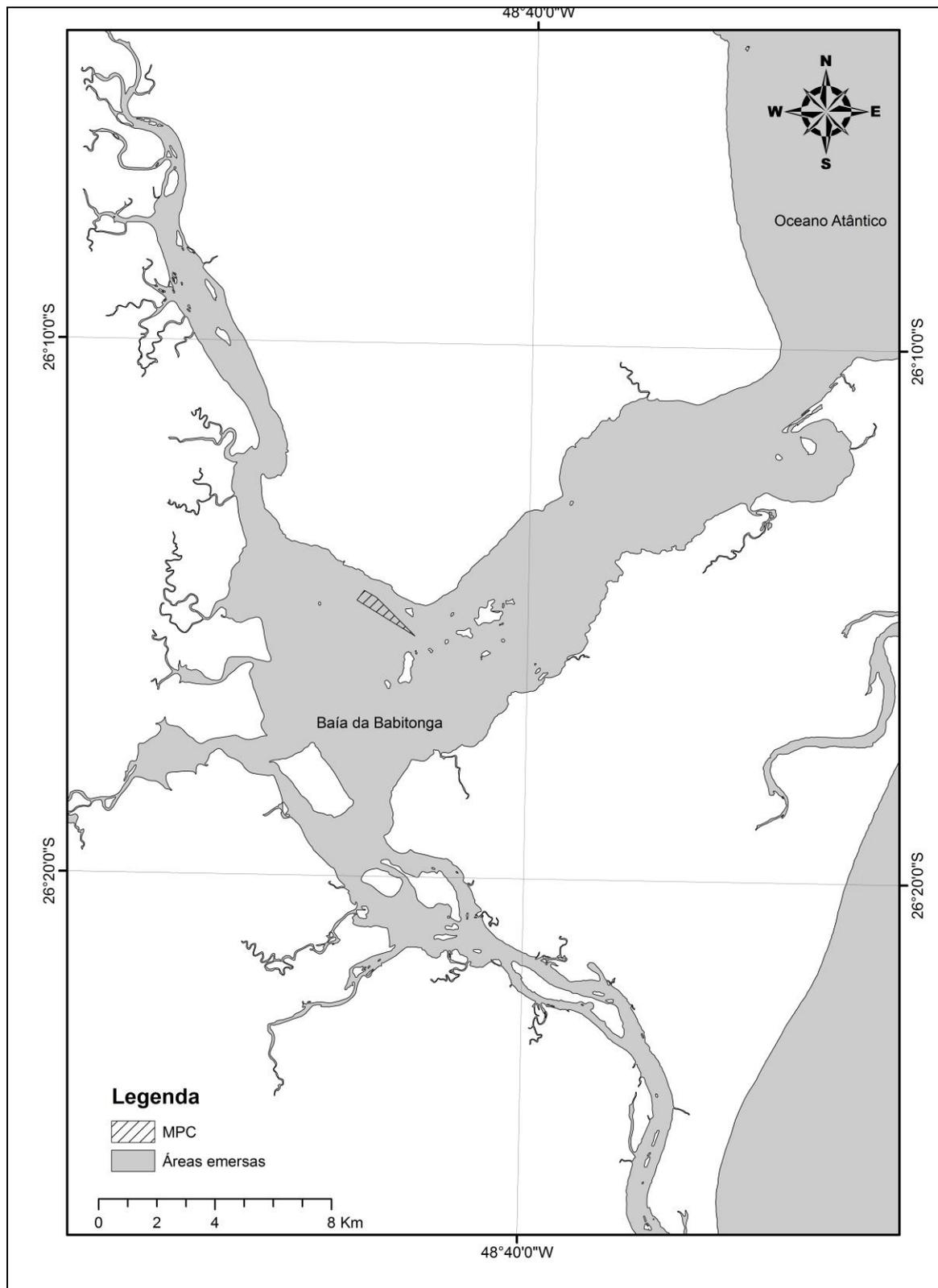


Figura 17. Mapa com a área de vida estimada através do MPC (0,61 Km²) para o indivíduo PbB-22, fotoidentificado na Baía da Babitonga.



4.DISSCUSSÃO

As estimativas de abundância obtidas no presente estudo foram um pouco distintas das estimativas obtidas entre os anos de 2000 e 2003, quando a população de toninhas da Baía da Babitonga foi estimada em 50 indivíduos (IC: 28-89) por meio de transecções lineares com amostragem de distância (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008). No presente estudo, os intervalos de confiança foram menores em relação ao trabalho de 2008, exceto pelo outono de 2011 que apresentou um alto intervalo de confiança (IC: 22,73-179,90). Acredita-se que esta população esteja mantendo-se relativamente estável ao longo dos anos, apesar da captura acidental em redes de pesca ocorrer no local (PINHEIRO & CREMER, 2003), o número de nascimentos também é considerável, já que a Babitonga é um local onde esta espécie se reproduz (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2005), o que corrobora com a estimativa de sobrevivência, que foi considerada constante entre as estações.

Em relação à sazonalidade, houve variação na abundância entre as estações, porém, não houve um padrão sazonal claro. Entre o verão de 2011-2012 e o outono de 2012 houve um aumento no tamanho da população, e entre a primavera de 2012 e o verão de 2012-2013 houve uma diminuição no tamanho da população. Apesar desta população ser considerada residente no local (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008), é possível que alguns indivíduos façam movimentos de entrada e saída do estuário, o que explicaria estas diferenças na abundância. Esta hipótese também é sustentada pelo modelo selecionado, que apresentou uma probabilidade de emigração temporária dos indivíduos de 8% com uma taxa de retorno dos emigrantes de 92%, ou seja, alguns indivíduos podem deixar a área, mas a maioria retorna, o que sugere uma flutuação sazonal na abundância. Estes movimentos de entrada e saída poderiam estar relacionados à abundância de presas, que pode se modificar ao longo das estações, como já evidenciado para *Sotalia guianensis* na mesma área (SCHULZE, 2012). O mesmo foi constatado na Baía de Paraty, Rio de Janeiro, onde no inverno há uma maior escassez de alimento, sendo o período onde os botos ficam mais dispersos (LODI, 2003). Porém, no presente estudo o que os dados indicam foi um aumento da população entre o verão e o outono. Outra hipótese a se considerar é a de que como nem todos os indivíduos são fotografados em todas as saídas a campo, isto poderia gerar uma variação no

tamanho populacional entre as estações. Os dados do presente estudo mostram que da primavera para o verão há um decréscimo da população. Uma hipótese para este decréscimo seria uma baixa capturabilidade de indivíduos nesta época. Como a primavera é o período de maior nascimento de filhotes (DANILEWICZ, 2003; CREMER *et al.*, 2013), as fêmeas poderiam ficar mais ariscas à aproximação de barcos. Apesar de se conseguir registrar fêmeas com filhotes neste período, esta é uma hipótese a se considerar. Secchi *et al.*, (2007) encontraram diferenças nas profundidades em que machos e fêmeas foram capturados em redes de pesca, sugerindo que fêmeas podem utilizar águas mais rasas, enquanto machos podem utilizar águas mais profundas. Rosas *et al.*, (2002) sugere que pode haver um certo grau de segregação espacial, onde indivíduos jovens poderiam utilizar águas mais rasas do que indivíduos adultos. Outro fator a se considerar são as variações nas condições climáticas na região entre as estações do ano, sendo que em alguns períodos a presença de ventos é maior, podendo comprometer a coleta de dados.

As áreas de vida das toninhas estimadas neste estudo são pequenas e restritas a certas regiões. A comparação destas áreas com outros trabalhos se torna um pouco limitada, já que a maior parte dos estudos estimam as áreas de vida da população e não dos indivíduos. Em 2007, a população de toninhas da Baía da Babitonga teve sua área de vida estimada em 26 km², através do MPC (CREMER, 2007) e em 2012 em 17,2 km² (MPC), 4,1 km² (Kernel 95%) e 0,8 km² (Kernel 50%) (PAITACH, 2012). Na Argentina, as áreas de vida foram estimadas utilizando transmissores satelitais instalados em alguns indivíduos. Na Baía San Blas a média da área de vida dos indivíduos foi de 150 km², e na Baía Samborombon foi de 345 km² (BORDINO *et al.*, 2008). Apesar da população da Argentina apresentar certa fidelidade a área, há uma grande diferença no tamanho das áreas de vida dos indivíduos quando comparados com o presente estudo. Acredita-se que esta diferença possa estar relacionada às características da área em que estes indivíduos estão. Na Argentina os estudos foram realizados em lugares onde o acesso ao oceano é mais próximo, não havendo tantas ações antrópicas, quando comparado com a Baía da Babitonga. No presente estudo, o estuário apresenta regiões altamente impactadas, com a presença de portos no canal de conexão com o oceano, podendo este ser um fator que limite a saída dos animais do estuário e a

própria circulação dentro da Babitonga. Além disto, a alta disponibilidade de alimento e a ausência de predadores no interior do estuário fornece uma área propícia à concentração dos animais (CREMER & SIMÕES-LOPES, 2008).

Quando comparada com outras espécies, as toninhas da Baía da Babitonga utilizam uma área menor ainda para a realização de suas atividades, o que aumenta a vulnerabilidade desta população, já que impactos nestas áreas afetariam os locais de uso da espécie. No caso de populações de *T. truncatus* que também vivem em ambientes estuarinos foram observadas áreas de vida maiores. Em Laguna, Santa Catarina, o tamanho médio da área de vida dos indivíduos de uma população de 50 animais de foi de 27,6 km² através do Kernel 95%, e 25,5 km² através do MPC (DAURA-JORGE, 2011). Na Irlanda, para uma população de 113 indivíduos que vivem em região estuarina, a área de vida da população foi estimada em 47,7 km² (INGRAN & ROGAN, 2002), enquanto na Carolina do Sul, EUA, a área de vida estimada para a população foi de 40,8 km² (GUBBINS, 2002). A área de vida média da população de 208 indivíduos de botos-cinza, *Sotalia guianensis*, na Baía da Babitonga, foi de 26,13 km², estimada através do Kernel 95%, e de 16,15 km² através do MPC (SCHULZE, 2012). Para uma população de botos-cinza na Baía Norte, sul do Brasil, a área de vida foi de 13,38 km² através do MPC e 15,22 km² através do Kernel 95% (FLORES & BAZZALO, 2004). Segundo McNab (1963) o tamanho da área de vida também está relacionado ao tamanho dos indivíduos e ao tamanho da população. Isto explicaria o reduzido tamanho da área de vida das toninhas na Babitonga, principalmente quando comparado com outras espécies, já que esta é uma das menores espécies de cetáceos do mundo e sua população é considerada pequena, tendo sido estimada entre 52 a 82 indivíduos nesta área.

Para a maioria dos trabalhos, incluindo o presente estudo, a média da área de vida calculada através do Kernel 95% foi maior do que pelo MPC. Isto se justifica devido ao fato de que o Kernel 95% calcula as áreas de concentração dos animais levando em consideração a densidade dos pontos de avistagem e não apenas o ponto onde o animal foi avistado, como feito pelo MPC. As áreas de concentração dos animais foram semelhantes ao observado por Cremer & Simões-Lopes (2008), sendo as mais internas e próximas às ilhas. Acredita-se que o uso destas áreas esteja relacionado principalmente às

atividades de alimentação e também a distância das ações antrópicas. Como constatado também por Cremer & Simões-Lopes (2008) a área de preferência destes animais se localiza em uma região onde o tráfego que ocorre é de embarcações pequenas, sendo distante dos portos. Assim, os animais podem estar habituados ao tipo de ruído das pequenas embarcações, por exemplo, (HILDEBRAND, 2005). Outros fatores que podem estar relacionadas à distribuição das toninhas na Babitonga são a topografia de fundo, a distância da costa, a profundidade e as variações da maré. Alguns destes fatores já foram constatados como relevantes na distribuição das toninhas. Bordino *et al.*, (1999) constataram um maior número de registros dos animais durante a maré enchente, uma relação com a temperatura da superfície da água e entre a distância da costa e as estações do ano. Estudos relatam que estes fatores estão relacionados à distribuição de presas, o que acaba relacionando indiretamente com a distribuição dos cetáceos (WELLS *et al.*, 1980; HASTIE *et al.*, 2004) Sendo assim, a análise destes fatores é de extrema importância para se entender o pequeno tamanho da área utilizada pelos animais.

Para a maior parte dos indivíduos foram observadas duas áreas de concentração, para 66,6% dos que tiveram a área de vida calculada através do Kernel 95% e 57% para dos que tiveram a área de vida calculada através do Kernel 50%. O mesmo foi observado para o boto-cinza na Baía da Babitonga (SCHULZE, 2012) e na Baía Norte (FLORES & BAZZALO, 2004). O fato de algumas destas áreas não estarem interligadas, poderia representar uma subestimativa da área de vida. Porém, como foram percorridas rotas pré-estabelecidas, que varreram toda a área de estudo, não se acredita nessa possibilidade. Estas áreas de concentração poderiam ser explicadas pela distribuição das presas dentro do estuário (CREMER *et al.*, 2012), sendo que os locais onde não foram incluídos como área de vida, foram considerados apenas como de passagem dos animais. Outra hipótese é a de que algumas áreas facilitam a detecção dos indivíduos, devido às características de alguns locais. Sendo ainda, que para alguns indivíduos poderia haver preferência entre estas áreas, como no caso dos indivíduos PbB-18 e PbB-19, que foram avistados apenas na região mais externa as ilhas.

As análises dos parâmetros populacionais como abundância e área de vida, são de extrema importância para a criação de artifícios capazes de ajudar

na conservação das espécies. Sendo a Baía da Babitonga um local que além de abrigar uma população residente de toninhas, possui características que propiciam trabalhos inéditos com esta espécie, estes artifícios se tornam ainda mais necessários. Sendo assim, a continuidade deste trabalho é fortemente sugerida, a fim de se acompanhar esta população e detectar possíveis mudanças ao longo do tempo.

5.CONCLUSÕES

- A população de toninhas da Baía da Babitonga foi estimada entre 52 a 82 indivíduos, o que se distingue da estimativa populacional anterior, sendo necessário o acompanhamento desta população a fim de detectar possíveis mudanças;
- As áreas de vida dos indivíduos apresentaram um tamanho relativamente pequeno para os animais realizarem suas atividades diárias, o que indica a fragilidade desta população.

6.REFERENCIAS

ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; WHITE, G. C. AIC model selection in overdispersed capture-recapture data. **Ecology**. 75:1780-1793, 1994.

AUGER-MÉTHÉ, M. & WHITEHEAD, H. The use of natural markings in studies of long-finned pilot whales (*Globicephala melas*). **Marine Mammal Science**, 23(1):77-93, 2007.

BERGALLO, H.G. Fatores determinantes do tamanho da área de vida em mamíferos. **Ciência e Cultura** 42 (12): 1067-1072, 1990.

BORDINO, P., THOMPSON, G.; IÑÍGUEZ, M. Ecology and behaviour of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Bahía Anegada, Argentina. **J. Cetacean Research Management**. 1(2):213-22, 1999.

BORDINO, P.; WELLS, R.; STAMPER, M. A. Satellite Tracking of Franciscana Dolphins, *Pontoporia blainvillei*, in Argentina: Preliminary Information on

Ranging, Diving and Social Patterns, **International Whaling Commission** 60, 14 pp, 2008.

BURT, W. H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of Mammalogy** 24: 346-352, 1943.

CANTOR, M.; WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; ROSSI-SANTOS, M. R.; SIMÕES-LOPES, P. C. Assessing population parameters and trends of guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): Na eight-year Mark-recapture study. **Marine Mammal Science**. 28(1): 63-83, 2012.

CAMPOS, P. G.; FERNANDES, M. F.; MARQUES, V. C. L. & SIMÃO, S. M. Estimativa populacional de *Sotalia fluviatilis* (GERVAIS, 1853) da Baía de Sepetiba (RJ). **Revista Universidade Rural**, 24:175-180, 2004.

CEPILE, A.R. Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrão de atividade do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal de Juiz de Fora, 2008.

CORCUERA, J. Mortality of *Pontoporia blainvillei* in northern Buenos Aires Province: The threat of small fishing camps. Pages 291-294 in Perrin, W.F, Donovan, G.P. and Barlow, J. (Eds) Gillnets and cetaceans. **Reports of the International Whaling Commission** (Special Issue) 15, Cambridge, 1994.

CREMER, M. J. & SIMÕES-LOPES, P. C. The occurrence of *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny) (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine area in southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 22:717-723, 2005.

CREMER, M. J. Ecologia e conservação de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino no sul do Brasil. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal do Paraná, 2007.

CREMER, M. J. & SIMÕES-LOPES, P. C., Distribution, abundance and density estimates of Franciscanas, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), in Babitonga Bay, southern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia** 25, 397 e 402, 2008.

CREMER, M. J.; PINHEIRO, P. C.; SIMÕES-LOPES, P. C. Prey consumed by Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) and Franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine

environment in southern Brazil. **Iheringia** (Série Zoologia), 102(2): 131-137, 2012.

CREMER, M. J.; SARTORI, C. M.; HOLZ, A. C.; SCHULZE, B.; SANTOS, N. Z.; ALVES, R. L. & PAITACH, R. L. Franciscana strandings on the north coast of Santa Catarina State and insights into birth period. **Biotemas**, 26(4):133-139, 2013.

CULLOCH, R. M. Mark recapture abundance estimates and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) using the southern coastline of the outer Moray Firth, NE Scotland. **Dissertação de Mestrado**, School of Biological Sciences University of Wales, Bangor, 95 p, 2004.

DALLA-ROSA, L. Estimativa do tamanho da população de botos, *Tursiops truncatus*, do estuário da Lagoa dos Patos, RS, a partir da fotoidentificação de indivíduos com marcas naturais e da aplicação de modelos de marcação-recaptura. **Dissertação de Pós-Graduação**, Fundação Universidade Federal do Rio Grande, 115 p, 1999.

DANILEWICZ, D. Reproduction off emale franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in Rio Grande do Sul, southern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 2(2):67-78,2003.

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. **Tese de Doutorado**. Universidade Federal do Paraná, 2011.

DAURA-JORGE, F.; INGRAM, S.; 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**, 29(2): 293-311, 2013.

DEFRAN, R. H.; SHULTZ, G. M.; WELLER, D. W. A technique for the photographic identification and cataloging of dorsal fins of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). **Reports of the International Whaling Commission** (Special Issue 12): 53-55, 1990.

DEMORI, J. Análise histórica da contaminação por metais pesados na Baía da Babitonga, Santa Catarina. **Dissertação de Mestrado**. Universidade do Vale do Itajaí, 2008.

FERNANDEZ, F. A. S. Métodos para estimativas de parâmetros populacionais por captura, marcação e recaptura. In: Peres-Neto, P. R.; Vallentin, J. L.;

Fernandez, F. A. S. 1995. **Oecologia Brasiliensis**. Volume II: Tópicos em Tratamento de Dados Biológicos. 01-26, 1995.

FLACH, L.; FLACH, P. A. & CHIARELLO, A. G. Density, abundance and distribution of the Guiana dolphin, (*Sotalia guianensis* van Benéden, 1864) in Sepetiba Bay, Southeast Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, 10(1):31-36, 2008.

FLORES, P. A. C. & BAZZALO, M. Home ranges and movement patterns of the marine tucuxi dolphin, *Sotalia fluviatilis*, in Baía Norte, Southern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 3(1):37-52, 2004.

FRUET, P.; SECCHI, E. R.; DI TULLIO, J. C.; KINAS, P. G. Abundance of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, inhabiting the Patos Lagoon estuary, southern Brazil: Implication for conservation. **Zoologia** 28:23–30, 2011.

GOMEZ-SALAZAR, C.; TRUJILLO, F. & WHITEHEAD, H. Photo-Identification: a reliable and noninvasive tool for studying pink river dolphins (*Inia geoffrensis*). **Aquatic Mammals**, 37(4), 2011.

GONÇALVES, M. L.; ZANOTELLI, C. T.; OLIVEIRA, F. A.. Diagnóstico e prognóstico das disponibilidades e demandas hídricas do Rio Cubatão do Norte – Joinville – Santa Catarina. Joinville, SC: **UNIVILLE**. 92 p. 2006.

GUBBINS, C. Use of home ranges by resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a South Carolina estuary. **Journal of Mammalogy** 83:178–187, 2002.

GUNNLAUGSSON, T. & SIGURJÓNSSON, J. *A Note on the problem of False Positives in the Use of Natural Marking Data for Abundance Estimation*, In: **Reports of the International Whaling Commission**, Special Issue 12, Hammond, P. S., Mizroch, S. A.; Donovan, G.P. (eds.) Cambridge International Whaling Commission. pp. 143-145. 1990.

HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A.; DONVAN, G. P. Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters. **Reports of the International Whaling Commission** (Special Issue) 12, 1990.

HARDT, F. A. S; CREMER, M. J.; TONELLO JR, A. J.; SIMÕES-LOPES, P. C. A. Residence patterns of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis* in Babitonga

Bay, Southern coast of Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 8(1-2):117-121, 2010.

HASTIE, G. D.; WILSON, L. J.; PARSONS, K. M. & THOMPSON, P. M. Functional mechanisms underlying cetacean distribution patterns: hotspots for bottlenose dolphins are linked to foraging. **Marine Biology**, 144:397-403, 2004.

HILDEBRAND, J. Impacts of antropogenic sound. In: Marine Mamal Research: conservation beyond crisis. Baltimore, The Johns Hopkins University Press, p.223, 2005.

HOLZ, A. C.; SCHULZE, B.; DURÃO, K. K. & CREMER, M. J. Foto-identificação de toninhas, *Pontoporia blainvillei*, na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. **XIV Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar**, Balneário Camburiú (SC/Brasil), 30 de outubro a 04 de novembro, 2011.

INGRAN, S. N. & ROGAN, E. Identifying critical áreas and habitat preferences of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. **Marine Ecology Progress Series**, 244: 247-255, 2002.

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA). Proteção e Controle de Ecossistemas Costeiros: manguezal da Baía de Babitonga. **Coleção Meio Ambiente: Série Estudos – Pesca**. Brasília, Edições IBAMA, 146p, 1998.

KREB, D. Abundance of freshwater Irrawaddy dolphins in the Mahakam River in East Kalimantan, Indonesia, based on mark-recapture analysis of photo-identified individuals. **Journal of Cetaceans Research and Management**, 6(3): 269-277, 2004.

LODI, L. Tamanho e composição de grupos dos botos-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Rio de Janeiro, Brasil. **Atlântica**, 25(2):135-146, 2003.

McNAB, B. K. Bioenergetics and the determination of home ranges sizes. **The American Naturalist**, 133-140, 1963.

PACIFICO, E. S. Estimativa de abundância do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no complexo estuarino-lagunar de Cananéia (SP): gerando subsídios para a carta SAO. **Monografia**, Universidade Estadual Paulista Jílio de Mesquita Filho, 72p, 2008.

PAITACH, R. L. Utilização do método de fotoidentificação para o estudo de padrões de residência e área de vida de toninhas, *Pontoporia blainvillei* (GERVAIS & d'Orbigny, 1844) (PONTOPORIIDAE). **Monografia**, Universidade da Região de Joinville, 63p, 2012.

PAITACH, R. L.; SARTORI, C. M.; CREMER, M. J. Área de vida de toninhas (*Pontoporia blainvillei*) na Baía da Babitonga, sul do Brasil. In: **Libro De Resúmenes 15ª Reunión de Trabajo de Expertos en Mamíferos Acuáticos de América del Sur**. Puerto Madryn, Argentina, 2012.

PARO, A. D. Estimativa populacional e uso do hábitat do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no litoral sul do Rio Grande do Norte. **Dissertação de Mestrado**. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 116p, 2010.

PINEDO, M. C. Impact of incidental fishery mortality on the age structure of *Pontoporia blainvillei* in southern Brazil and Uruguay. **Reports of the International Whaling Commission**, 15: 261-264, 1994.

PINHEIRO, L. & CREMER, M. J. Etnoecologia e captura acidental de golfinhos (Cetacea: Pontoporidae e Delphinidae) na Baía da Babitonga, Santa Catarina. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, 8:69-75, 2003.

POLLOCK, K. H. A capture–recapture design robust to unequal probability of capture. **Journal of Wildlife Management** 46:757–760, 1982.

POWELL, R. A. Animal home ranges and territories and home range estimators. In: Boitani, L.; Fuller, T. K. (ed.). **Research and Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences**. Columbia University Press, New York. 45p, 2000.

PRADERI, R.; PINEDO, M. C.; CRESPO, E. A. Conservation and management of *Pontoporia blainvillei* in Uruguay, Brazil and Argentina. In: Perrin, W. F.; Brownell Jr., R. L.; Kaya, Z. & Jiankang, L. (eds). *Biology and Conservation of the River Dolphins*. **IUCN/Species Survival Commission**, Gland, Switzerland, p.52-56, 1989.

ROSAS, F. C. W.; MONTEIRO-FILHO, E. L.A. & OLIVEIRA, M. R. Incidental catches of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) on the southern coast of São Paulo state and the coast of Paraná state, Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 1:161-167, 2002.

ROSSI-SANTOS, M. R.; RONDINELLI, S. & WEDEKIN, L. L. Uso da fotoidentificação para o estudo do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, na região do extremo sul do estado da Bahia, com considerações sobre o movimento de indivíduos ao longo da costa. **Workshop de Pesquisa e Conservação de *Sotalia fluviatilis* no nordeste**, 16-18 de abril, 2004.

SANTOS, M. C. O.; OSHIMA, J. E. F. & SILVA, E. Sightings of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*): the Discovery of a population in the Paranaguá estuarine complex, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Oceanography**, 57(1):57-63,2009.

SANTOS, M. C. O.; OSHIMA, J. E. F.; PACÍFICO, E. S.; SILVA, E. Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in the Paranaguá Estuarine Complex: insights on the use of área based on the photo-identification technique. **Zoologia** 27(3):324-330, 2010.

SARTORI, C. M.; PAITACH, R. L.; CREMER, J. C. Fotoidentificação de *Pontoporia blainvillei*: aplicabilidade do método e padrões de residência. In: **Libro De Resumenes 15ª Reunión de Trabajo de Expertos en Mamíferos Acuáticos de América del Sur**. Puerto Madryn, 2012.

SEBER, G. A. F. The estimation of animal abundance and related parameters. Second edition. **Charles Griffin and Company Ltd.**, London, UK, 1982.

SECCHI, E. R.; OTT, P. H.; CRESPO, E. A.; KINAS, P. G.; PEDRAZA, S. N.; BORDINO, P. A first estimate of franciscana (*Pontoporia blainvillei*) abundance off southern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management** 3: 95-100, 2001.

SECCHI, E. R.; OTT, P. H.; DANILEWICZ, D. Effects of fishing by catch and the conservation status of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. In: GALES, N.; HINDELL, M., and KIRKWOOD, R. (eds.), **Marine Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues**. Collingwood, Australia, CSIRO Publishing, pp. 174-191, 2003.

SECCHI, E. R.; ZERBINI, A. N.; BASSOI, M.; DALLA ROSA, L.; MOLLER, L. M. & ROCHA-CAMPOS, C. C. Mortality of franciscanas, *Pontoporia blainvillei*, in coastal gillnetting in Southern Brazil. **Report of the International Whaling Commission**, 47,653-658, 1997.

SCHULZE, B. Estimativa populacional e área de vida do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Babitonga, Santa Catarina,

Brasil. **Dissertação de Mestrado**, Universidade Federal de Santa Catarina, 121 p, 2012.

SILVA, M. A.; MAGALHÃES, S.; PRIETO, R.; SANTOS, R. S.; HAMMOND, P. S. Estimating survival and abundance in a bottlenose dolphin population taking into account transience and temporary emigration. **Marine Ecology Progress Series**. 392:263-276, 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** 16:1017–1024, 1999.

SLOTEN, E. & DAWSON, S. M. Survival rates of photographically identified Hector's Dolphins from 1984 to 1988. **Marine Mammal Science**, 8(4):327-343, 1992.

STEVICK, P. T.; PALSBOELL, P. J.; SMITH, T. D.; BRAVINGTON, M. V.; HAMMOND, P. S. Errors in identification using natural markings: rates, sources, and effects on capture-recapture estimates of abundance. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 58: 1861–1870, 2001.

WELLS, R. S.; IRVINE, A. B. & SCOTT, M. D. The social ecology of inshore odontocetes. In: HERMAN, L. M. Cetacean behavior: mechanisms and functions. New York: John Wiley & Son, p. 263-317, 1980.

WHITE, G. C.; BURNHAM, K. P. Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. **Bird Study** 46:120–138, 1999.

WILLIAMS, J. A.; SLOOTEN, S. M. & SLOOTEN, E. The abundance and distribution of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Doubtful Sound, New Zealand. **Canadian journal of Zoology**, 71:2080-2088, 1993.

WILLIAMS, R. & THOMAS, L. Cost-effective abundance estimation of rare animals: testing performance of small-boat surveys for killer whales in British Columbia. **Biological Conservation**, 142:1542-1547, 2009.

WÜRSIG, B. & G. JEFFERSON. Methods of photoidentification for small cetaceans. **Reports of the International Whaling Commission**. 12:43-52, 1990.

ZERBINI, A. N.; ANDRIOLO, A.; HEIDE-JORGENSEN, M. P.; PIZZORNO, J. L.; MAIA, Y. G.; VANBLARICOM, G. R.; DEMASTER, D. P.; SIMÕES-LOPES, P. C.; MOREIRA, S. & BETHLEM, C. Satellite-monitored movements of humpback whales *Megaptera novaeangliae* in the Southwest Atlantic Ocean. **Marine Ecology Progress Series**, 313:295-304, 2006.