

JÚLIA EMI DE FARIA OSHIMA

**IDENTIFICAÇÃO E ANÁLISE DAS ÁREAS DOMICILIARES DO
BOTO-CINZA, *SOTALIA GUIANENSIS* (VAN BÉNÉDEN, 1864), NO
ESTUÁRIO DE CANANÉIA, SÃO PAULO**

Dissertação apresentada ao Instituto de
Biociências do Campus de Rio Claro,
Universidade Estadual Paulista Júlio de
Mesquita Filho, como parte dos requisitos
para obtenção do título de Mestre em
Ciências Biológicas (Zoologia).

Orientador: Prof. Dr. Marcos César de Oliveira Santos

Rio Claro
2011

CERTIFICADO DE APROVAÇÃO

TÍTULO: Identificação e análise das áreas domiciliares do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864), no Estuário de Cananéia, São Paulo

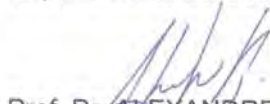
AUTORA: JULIA EMI DE FARIA OSHIMA

ORIENTADOR: Prof. Dr. MARCOS CESAR DE OLIVEIRA SANTOS

Aprovada como parte das exigências para obtenção do Título de MESTRE EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS (ZOOLOGIA) , pela Comissão Examinadora:



Prof. Dr. MARCOS CESAR DE OLIVEIRA SANTOS
Departamento de Oceanografia Biológica / Instituto Oceanográfico da USP



Prof. Dr. ALEXANDRE DE FREITAS AZEVEDO
Faculdade de Oceanografia / Universidade do Estado do Rio de Janeiro



Profa. Dra. KATIA MARIA PASCHOALETTO MICCHI DE BARROS FERRAZ
Departamento de Ciências Florestais / ESALQ-USP

Data da realização: 11 de agosto de 2011.

Oshima, Júlia Emi de Faria

Identificação e análise das áreas domiciliares do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864), no estuário de Cananéia, São Paulo / Júlia Emi de Faria Oshima.

- Rio Claro : [s.n.], 2011

126 f. : il., figs., tabs.

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Instituto de Biociências de Rio Claro

Orientador: Marcos César de Oliveira Santos

1. Cetáceo. 2. Ecologia de mamíferos marinhos. 3. análise espacial. 4. Área de vida. 5. Kernel. 6. Mínimo polígono convexo. I. Título.

Ficha Catalográfica elaborada pela STATI - Biblioteca da UNESP
Campus de Rio Claro/SP

DEDICATÓRIA

Para vovô Geraldo, vovô João e vovó Fussaie (in memoriam), pelas preces atendidas.

E para vovó Teresinha, pela inspiração e alegria.

AGRADECIMENTOS

Este trabalho contou com a ajuda de muitas pessoas, portanto ficam aqui meus agradecimentos sinceros a todos que de alguma forma contribuíram para que eu pudesse realizá-lo.

Primeiramente gostaria de agradecer meu orientador, Professor Marcos César de Oliveira Santos, pela oportunidade de realizar o mestrado com os botos que tanto gosto, pelos ensinamentos e puxões de orelha, pela confiança e pela amizade. Obrigada por se preocupar com meus anseios na busca do caminho profissional certo, por exercer sua profissão com paixão e competência, por cobrar a responsabilidade nos atos e palavras, e por sempre estimular seus alunos a serem mais dedicados. Esses quatro anos desenvolvendo pesquisas no Lagamar foram essenciais para que eu pudesse me tornar uma profissional melhor, obrigada por tudo!

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) agradeço a bolsa de mestrado concedida (processo 2008/56543-4) e os auxílios financeiros fornecidos no passado através dos processos 05-59439-5 e 05-54149-9, que foram primordiais para que eu pudesse executar os esforços de campo e as análises de uso de área. Agradeço ainda as instituições *Earthwatch Institute*, *Cetacean Society International* e *Whale & Dolphin Conservation Society* pelos financiamentos logísticos e financeiros que possibilitaram a execução deste projeto. Um agradecimento especial a William Rossiter da *Cetacean Society International* pela ajuda concedida para que eu pudesse participar da XIII RT em Montevideo em 2008, e da *18th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals* em 2009.

A todos os funcionários da base do Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo em Cananéia, agradeço pela recepção sempre animadora, pelas conversas sobre o mar e os peixes, pelos ensinamentos sobre as embarcações e principalmente pela ajuda para colocar e retirar o bote na água durante as chegadas e saídas para campo. Um agradecimento especial ao Sebastião Amauri por toda amizade, pelas risadas e pizzas partilhadas com sua família maravilhosa e por me ajudar em tudo que foi preciso resolver na última hora.

Fico grata aos queridos amigos que estiveram em campo ao meu lado, ajudando nas coletas de dados e sendo agradáveis companhias: a Marcos Santos agradeço pelas aulas de foto-id e dicas para pegar a foto do boto na hora certa! Dudú Pacífico que esteve comigo no campo e na batalha para analisar as fotos em 2007 e 2008, você faz muita falta! Agradeço de coração as minhas amigas Débora Freitas da Silva e Xênia Moreira Lopes com as quais tenho uma dívida enorme por toda ajuda, pela amizade e pela alegria que me proporcionaram,

obrigada meninas, foi muito bom poder compartilhar idéias, rir e contar com o apoio de vocês nos campos, aulas e congressos! Ao Charles agradeço os jantares divertidos no Pirão e as aulas sobre aves! E ainda Laurinha, Maurício, Patrícia, Lígia, Rodrigo (da Dé) e Pedro, muito obrigada pelo empenho, por encararem com seriedade e empolgação o trabalho em campo.

Ao amigo biólogo Ednílson da Silva (Nanukka), agradeço todo esforço investido em pilotar a embarcação em diversas saídas de campo no passado, e nesta fase do mestrado pela companhia divertida nos campos em Cananéia e na RT em Florianópolis.

Agradeço também os pilotos Marcos, Ricardo das Neves e especialmente ao Daniel das Neves por ser o piloto mais paciente do mundo, muito obrigada pela dedicação em campo, pelo cuidado tanto conosco quanto com os botos e por toda ajuda para que tivéssemos boas fotos e o motor funcionando. Fico grata também ao Aroldo Xavier por toda ajuda, e por ter arranjado bons barcos e bons pilotos sempre que precisei.

A todos na Pousada Bom Abrigo, Dona Antônia, Valter, Eduardo, Juliene e Nete, obrigada por me receberem sempre tão bem.

Agradeço ainda o doutor Fábio Ferreira pela ajuda com as análises estatísticas.

Aos amigos do departamento de Zoologia da UNESP de Rio Claro, agradeço pela convivência tão divertida nestes dois anos: Dé, Xê, Charles (Pássaro), Celso, Olguinha, Gabi, Giu, Alberto, Mari, Cris, Cascão, Ursulla, César, Spock, Guilherme, Ivan, Sunao, agradeço também as secretárias Cinara e Adriana e os técnicos Fernando, Nice, Cris e Jaime.

Aos professores com que tive a oportunidade de conviver e aos que desde a graduação foram grandes exemplos e pelos quais tenho enorme admiração: Beto, Chico, Goitein, Sulene, Cláudio, Abe, Galetti, Marco e Leandro, muito obrigada pelas conversas e pelos conselhos.

Agradeço minha família querida, meu pai Hissao, minha mãe Wânia, minha irmã Lígia, meu irmão Victor e minha tia Vera, por todo o amor, apoio e confiança, vocês são a base de tudo! E a todos os Farias e Oshimas que em meio a almoços e risadas me fazem sempre lembrar porque é tão bom ter uma família grande! Agradeço também a minha mais recente família, Dalva e Gilberto Pupim pela preocupação e por sempre acreditarem em mim!

Aos meus amigos de república e de faculdade que torceram pela conquista do mestrado, e com quem eu sempre compartilhava as novidades e desabafos: Soraya Sidou, Ana Pavão, Juliano Coelho (Morsa) e Victor Mizuki (Gay-cha). Obrigada!

E finalmente agradeço Fabiano do Nascimento Pupim por todo companheirismo e carinho. Obrigada por me apoiar, por me ouvir e por entender. Você é fundamental e viver esta etapa ao seu lado foi maravilhoso.

RESUMO

O conceito de área domiciliar, ou *home range*, foi definido como “a área utilizada por um indivíduo em suas atividades normais de forrageamento, reprodução e cuidado da prole”. O estudo sobre o uso de área pode fornecer informações sobre padrões de reprodução, organização e interações sociais, recursos limitantes e componentes importantes do habitat. É escasso o conhecimento sobre as características relacionadas à forma com que o boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), usa seu habitat. O objetivo deste estudo foi identificar e analisar as áreas domiciliares de *S. guianensis* no estuário de Cananéia (~25°03’S; 47°55’W), litoral sul de São Paulo. Os esforços para coleta de dados foram realizados entre os anos de 2000 e 2010 com o uso da técnica de foto-identificação. A referida técnica permite aos investigadores identificar indivíduos de uma população ao longo do tempo e do espaço. De 135.918 fotografias batidas, 34.086 (25%) foram consideradas úteis para identificações individuais. Duzentos e cinco indivíduos foram catalogados através das marcas identificadas em suas nadadeiras dorsais. Utilizando os pontos de localização dos indivíduos identificados foi possível estimar o tamanho das áreas domiciliares de 31 indivíduos que apresentaram 20 ou mais avistagens em dias distintos. Quatro métodos foram testados com a extensão *Home Range Tools* para o ArcGIS 9.2 para analisar e comparar as áreas domiciliares estimadas: Mínimo polígono convexo (MPC), kernel adaptativo com validação cruzada de quadrados mínimos (LSCV), kernel fixo com largura de referência (href) e kernel fixo com LSCV. Os tamanhos das áreas domiciliares geradas variaram entre 2,2 e 43,8 km² (média = 17,5 km²) com o uso do MPC, 0,8 e 82,5 km² (média = 15,6 km²) com o uso do kernel adaptativo e do LSCV, 3,9 e 244 km² (média = 72,4 km²) com o uso do kernel fixo e do href, e de 0,6 a 70,6 km² (média = 13,5 km²) com o uso do kernel fixo e do LSCV. Foram detectadas diferenças significativas entre as estimativas produzidas pelos quatro métodos testados (Teste de Friedman: $\chi^2 = 69,38$; gl = 3; p < 0,0001), influenciadas principalmente pelas áreas superestimadas do kernel fixo com href. Toda a extensão da área investigada foi utilizada, porém as áreas nucleares concentraram-se principalmente em três pontos: na Barra de Cananéia, na região próxima ao Morro São João, e no setor entre as Ilhas do Pai Matos e Juruvaúva. Distintos métodos de estimação de áreas domiciliares mostraram resultados significativamente diferentes entre si, no tamanho e formato das áreas geradas, por isso deve-se ter cautela nas suas interpretações, principalmente quando houver escolha de apenas um deles.

Palavras-chave: Boto-cinza, *Sotalia guianensis*, área domiciliar, mínimo polígono convexo, kernel

ABSTRACT

The concept of home range was described elsewhere as “the area traversed by the individual in its normal activities of food gathering, mating and caring of young”. Home range studies provide significant insights on mating patterns, social organization and interactions, limiting resources and important components of the habitat. Knowledge about habitat use by Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), is still scarce. The aim of this study was to identify and analyze homes ranges of Guiana dolphins in the Cananéia estuary (~25°03’S; 47°55’W), southern São Paulo state. Photo-identification efforts were conducted between 2000 and 2010. This technique allows investigators to identify individuals in a population through time and space. From a total 135,918 pictures taken, 34,086 (25%) were good quality pictures useful for individual identification. Two hundred and five individuals were catalogued based on permanent notches in their dorsal fins. Using the locations of the identified individuals, it was possible to estimate home range sizes of 31 individuals which had 20 or more sightings in distinct days. Four methods were tested with the Home Range Tools extension for ArcGIS 9.2, to analyze and compare the estimated home ranges: minimum convex polygon (MCP), adaptative kernel with least squares cross-validation (LSCV), fixed kernel with reference bandwidth (href) and fixed kernel with LSCV. The sizes of the home ranges varied between 2.2 and 43.8 km² (mean = 17.5 km²) with MCP, 0.8 and 82.5 km² (mean = 15.6 km²) with adaptative kernel and LSCV, 3.9 and 244 km² (mean = 72.4 km²) with fixed kernel with href and 0.6 to 70.6 km² (mean = 13.5 km²) with fixed kernel with LSCV. Significant differences were detected between the estimates produced by the four tested methods (Friedman’s test: $\chi^2 = 69.38$; df = 3; p < 0.0001), mainly influenced by the overestimated areas of the fixed kernel with href. All the investigated area was used by the dolphins but cores areas were mainly concentrated in three sites: one at Barra de Cananéia that is the main entrance of the estuary, another one close to Morro São João and the last one between Ilhas do Pai Matos and Juruvaúva. Distinct methods to estimate home ranges showed statistically different results in size and shape of the generated areas, therefore caution must be taken in the interpretation of the results, especially when choosing just one of them.

Keywords: Guiana dolphins, *Sotalia guianensis*, home range, minimum convex polygon, kernel

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Espécie-alvo do presente estudo: boto-cinza, <i>Sotalia guianensis</i> , no estuário de Cananéia, São Paulo.....	72
Figura 2. Mapa de distribuição do boto-cinza, <i>Sotalia guianensis</i> , adaptado de Reeves <i>et al.</i> 2002.	73
Figura 3. Mapa representando o complexo estuarino-lagunar do Lagamar.	73
Figura 4. Mapa indicando a área de estudo que se encontra inserida no estuário de Cananéia, localizado no litoral sul do estado de São Paulo. Destacam-se os referenciais geográficos importantes na delimitação das áreas investigadas.	74
Figura 5. Mapa indicando a área de estudo e suas delimitações. A0, A1-A4 e A5 são sub-setores que foram amostrados em dias distintos. Os pontos pretos indicam os limites de cada sub-setor.....	74
Figura 6. Exemplo de fotografia tomada do boto-cinza em trabalho de campo no estuário de Cananéia, sul do estado de São Paulo, cuja qualidade é 0.	75
Figura 7. Exemplo de fotografia tomada do boto-cinza em trabalho de campo no estuário de Cananéia, sul do estado de São Paulo, cuja qualidade é 1.	75
Figura 8. Exemplo de fotografia tomada do boto-cinza em trabalho de campo no estuário de Cananéia, sul do estado de São Paulo, cuja qualidade é 2S.....	76
Figura 9. Exemplo de fotografia tomada do boto-cinza em trabalho de campo no estuário de Cananéia, sul do estado de São Paulo, cuja qualidade é 2C.....	76
Figura 10. Exemplo de como foram gerados os polígonos no delineamento das áreas domiciliares. À esquerda o mapa mostra a área originalmente estimada. Neste caso foi utilizado o kernel fixo com LSCV. À direita mostra-se o polígono cortado onde foram excluídas as porções de terra englobadas na estimativa.	77
Figura 11. Esforços de observação de campo realizados entre os anos de 2000 e 2010 no estudo do boto-cinza no estuário de Cananéia, litoral sul do estado de São Paulo, representados em total de minutos investidos na foto-identificação individual e no total de fotografias obtidas.	77
Figura 12. Distribuição dos esforços de campo em cada sub-setor investigado no estudo do boto-cinza no estuário de Cananéia entre 2000 e 2010. As barras representam o número de dias e horas investidos, assim como a quantidade de grupos que foi encontrado por sub-setor A1-A4, A5 e A0 conforme mostrado no texto.....	78
Figura 13. Curva de descobrimento representando o número de novas identificações individuais de <i>Sotalia guianensis</i> feitas de 2001 e 2010 no estuário de Cananéia, litoral sul do estado de São Paulo	78
Figura 14. Indivíduos foto-identificados no estuário de Cananéia em 2009 e 2010 e inseridos no catálogo dos botos que vêm sendo monitorados ao longo do tempo e no espaço por meio de marcas naturais.	79

- Figura 15. Indivíduos catalogados entre os anos de 2000 e 2010 agrupados em categorias de tempo para mostrar em quantos, dos 11 anos de monitoramento, os botos-cinza foram foto-identificados no estuário de Cananéia, sul do estado de São Paulo..... 80
- Figura 16. Número de avistagens individuais, em dias distintos, de botos-cinza foto-identificados no estuário de Cananéia, litoral sul do estado de São Paulo, entre 2000 e 2010..... 80
- Figura 17. Indivíduos catalogados divididos em categorias relativas ao número de avistagens realizadas em dias distintos entre 2000 e 2010. 81
- Figura 18. Distribuição dos pontos de localização de 31 botos-cinza que possuíam 20 ou mais avistagens, e cujos dados foram utilizados nas estimativas de áreas domiciliares..... 81
- Figura 19. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #15 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #15 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #15, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #15 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #15 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #15 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #15 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 82
- Figura 20. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #19 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #19 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #19, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #19 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #19 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #19 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #19 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 83
- Figura 21. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #30 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #30 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #30, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #30 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #30 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #30 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #30 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 84
- Figura 22. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #43 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #43 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #43, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #43 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #43 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #43 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #43 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 85

Figura 23. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #51 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #51 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #51, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #51 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #51 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #51 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #51 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 86

Figura 24. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #75 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #75 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #75, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #75 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #75 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #75 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #75 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 87

Figura 25. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #83 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #83 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #83, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #83 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #83 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #83 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #83 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 88

Figura 26. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #86 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #86 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #86, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #86 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #86 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #86 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #86 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 89

Figura 27. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #88 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #88 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #88, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #88 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #88 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #88 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #88 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 90

Figura 28. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #97 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #97 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #97, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #97 estimada através do MPC. (D) Área

domiciliar do indivíduo KN #97 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #97 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #97 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 91

Figura 29. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #98 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #98 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #98, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #98 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #98 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #98 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #98 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 92

Figura 30. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #147 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #147 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #147, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #147 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #147 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #147 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #147 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 93

Figura 31. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #154 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #154 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #154, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #154 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #154 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #154 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #154 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 94

Figura 32. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #155 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #155 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #155, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #155 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #155 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #155 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #155 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 95

Figura 33. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #157 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #157 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #157, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #157 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #157 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #157 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #157 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 96

Figura 34. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #160 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #160 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #160, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #160 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #160 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #160 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #160 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 97

Figura 35. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #178 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #178 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #178, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #178 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #178 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #178 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #178 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 98

Figura 36. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #179 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #179 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #179, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #179 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #179 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #179 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #179 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 99

Figura 37. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #186 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #186 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #186, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #186 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #186 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #186 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #186 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 100

Figura 38. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #193 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #193 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #193, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #193 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #193 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #193 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #193 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 101

Figura 39. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #197 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #197 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #197, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #197 estimada através do MPC. (D)

Área domiciliar do indivíduo KN #197 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #197 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #197 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 102

Figura 40. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #198 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #198 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #198, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #198 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #198 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #198 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #198 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 103

Figura 41. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #215 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #215 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #215, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #215 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #215 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #215 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #215 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 104

Figura 42. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #230 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #230 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #230, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #230 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #230 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #230 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #230 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 105

Figura 43. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #231 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #231 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #231, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #231 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #231 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #231 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #231 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 106

Figura 44. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #236 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #236 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #236, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #236 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #236 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #236 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #236 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 107

Figura 45. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #244 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #244 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #244, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #244 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #244 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #244 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #244 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 108

Figura 46. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #277 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #277 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #277, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #277 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #277 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #277 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #277 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 109

Figura 47. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #283 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #283 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #283, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #283 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #283 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #283 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #283 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 110

Figura 48. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #285 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #285 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #285, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #285 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #285 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #285 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #285 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 111

Figura 49. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #304 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #304 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #304, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #304 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #304 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #304 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #304 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV. 112

Figura 50. Valores mínimos, máximos, medianas e quartis (em km²) obtidos com o MPC, kernel adaptativo com LSCV, kernel fixo com href e kernel fixo com LSCV, os quais foram testados para o cálculo das áreas domiciliares dos botos-cinza (*S. guianensis*) identificados entre 2000 e 2010 em Cananéia. 113

- Figura 51. Médias, desvios-padrões e erros padrões (em km²) obtidos com o MPC, kernel adaptativo com LSCV, kernel fixo com href e kernel fixo com LSCV para o cálculo das áreas domiciliares dos botos-cinza (*S. guianensis*) identificados entre 2000 e 2010 em Cananéia..... 113
- Figura 52. Valores mínimos, máximos, medianas e quartis (em km²) obtidos com o MPC, kernel adaptativo com LSCV e kernel fixo com LSCV, os quais foram testados para o cálculo das áreas domiciliares dos botos-cinza (*S. guianensis*) identificados entre 2000 e 2010 em Cananéia..... 114
- Figura 53. Médias, desvios-padrões e erros padrões obtidos (em km²) com o MPC, kernel adaptativo com LSCV e kernel fixo com LSCV para o cálculo das áreas domiciliares dos botos-cinza (*S. guianensis*) identificados entre 2000 e 2010 em Cananéia. 114
- Figura 54. Mapa indicando as áreas onde podem vir a ser implantados empreendimentos para aqüicultura no estuário de Cananéia, localizado no litoral sul do estado de São Paulo, e cujos protocolos estão sendo atualmente analisados para o processo de licenciamento ambiental. Os dados foram extraídos do Sistema de Informação das Autorizações de Uso das Águas de Domínio da União para fins de Aqüicultura (SINAU) do Ministério da Pesca e Aqüicultura. 115

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Esforços de observação para foto-identificação de *Sotalia guianensis* em Cananéia entre os anos de 2000 e 2010. Estão representados: o total de dias e de minutos investidos em observação, o total de grupos de botos fotografados, o total de fotos obtidas em campo e a porcentagem dessas fotos que possuíam qualidade adequada para identificações individuais..... 116
- Tabela 2. Histórico de avistagens dos indivíduos de *Sotalia guianensis* foto-identificados entre 2000 e 2010 no estuário de Cananéia, sul do estado de São Paulo. 116
- Tabela 3. Taxas de descobrimento de novos indivíduos obtidas através do monitoramento de *S. guianensis* no estuário de Cananéia entre 2000 e 2010. A porcentagem de indivíduos novos representa a proporção de indivíduos recém descobertos, dividida pelo número total de indivíduos catalogados até aquele momento. 121
- Tabela 4. Tamanhos das áreas domiciliares (em km²) de *Sotalia guianensis* estimadas através de quatro métodos, com base em dados coletados entre 2000 e 2010 no estuário de Cananéia. Está representado o número de avistagens (N), assim como as estimativas segundo os diferentes modelos, a saber: Mínimo Polígono Convexo (MPC), kernel adaptativo com validação cruzada de quadrados mínimos (LSCV), kernel fixo com largura de referência (href) e kernel fixo com LSCV. 122
- Tabela 5. Porcentagens que representam as partes que restaram das áreas domiciliares originais (em km²) de *Sotalia guianensis*, com base em dados coletados entre 2000 e 2010 no estuário de Cananéia, após exclusão das porções de terra para formar os polígonos cortados. Esses polígonos foram recalculados para obtenção das áreas domiciliares dos indivíduos com 20 ou mais reavistagens. As áreas foram estimadas através de quatro métodos, a saber: Mínimo Polígono Convexo (MPC), kernel adaptativo (KA) com validação cruzada de quadrados mínimos (LSCV), kernel fixo (KF) com largura de referência (href) e kernel fixo com LSCV..... 123

Tabela 6. Tamanhos das áreas nucleares (em km²) de *Sotalia guianensis* estimadas através de três métodos, com base em dados coletados entre 2000 e 2010 no estuário de Cananéia. Está representado o número de avistagens (N), assim como as estimativas segundo os diferentes modelos, a saber: kernel adaptativo com validação cruzada de quadrados mínimos (LSCV), kernel fixo com largura de referência (href) e kernel fixo com LSCV..... 124

Tabela 7. Porcentagens que representam as partes que restaram das áreas nucleares originais (em km²) de *Sotalia guianensis*, com base em dados coletados entre 2000 e 2010 no estuário de Cananéia, após exclusão das porções de terra para formar os polígonos cortados. Esses polígonos foram recalculados para obtenção das áreas domiciliares dos indivíduos com 20 ou mais reavistagens. As áreas foram estimadas através de quatro métodos, a saber: kernel adaptativo (KA) com validação cruzada de quadrados mínimos (LSCV), kernel fixo (KF) com largura de referência (href) e kernel fixo com LSCV..... 125

Tabela 8. Trabalhos que exploraram o uso de área de *Sotalia guianensis* em diferentes regiões do Brasil. Apresentam-se informações a respeito da autoria e ano da publicação, do local onde o trabalho foi desenvolvido, a técnica utilizada para coleta de dados, o número de indivíduos para os quais as áreas domiciliares foram estimadas, o número de pontos de localizações que foram utilizados nas estimativas, os métodos utilizados para estimar as áreas domiciliares e os tamanhos das áreas geradas, os valores obtidos estão representados em km². Os métodos utilizados foram: Mínimo Polígono Convexo (MPC), kernel adaptativo (KA), kernel fixo (KF) e para determinação da largura do kernel foi usada a validação cruzada de quadrados mínimos (LSCV) ou largura de referência (href)..... 126

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	18
1.1. <i>O boto-cinza (Sotalia guianensis)</i>	18
1.2. <i>A técnica de foto-identificação</i>	21
1.3. <i>Uso de área: conceitos e quantificação.</i>	23
1.4. <i>Uso de área de Sotalia guianensis</i>	26
2. OBJETIVO.....	28
3. MATERIAL E MÉTODOS	29
3.1. <i>Área de estudo</i>	29
3.2. <i>Esforços de observação</i>	30
3.3. <i>Análise das fotografias</i>	32
3.4. <i>Análise espacial dos dados de localizações</i>	33
4. RESULTADOS	37
5. DISCUSSÃO.....	40
6. CONCLUSÃO	55
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	56
8. ANEXOS.....	72
8.1. <i>Anexo 1 – Figuras</i>	72
8.2. <i>Anexo 2 - Tabelas</i>	116

1. INTRODUÇÃO

1.1. *O boto-cinza (Sotalia guianensis)*

Os cetáceos (Ordem Cetartiodactyla) são vertebrados pertencentes à classe Mammalia (GATESY, 2009). O nome Cetacea é originado da palavra grega *ketos* que significa “baleia” e este táxon inclui as baleias, golfinhos e botos. Os primeiros registros de cetáceos datam do Eoceno, há aproximadamente 53 milhões de anos (BERTA *et al.*, 2006). Atualmente compõem o grupo mais diverso de mamíferos adaptados ao ambiente aquático, habitando todos os mares do planeta, amplas áreas estuarinas e importantes bacias dulcícolas na Ásia e na América do Sul (REEVES *et al.*, 2003). São conhecidas ao menos 89 espécies de cetáceos (BERTA *et al.*, 2006; FORDYCE, 2009). São reconhecidos dois grandes grupos: Mysticeti ou misticetos e Odontoceti ou odontocetos. Os misticetos são os cetáceos com cerdas bucais ou barbatanas na boca, estruturas queratinizadas utilizadas para filtrar e apreender o alimento, e que possuem dois orifícios respiratórios. Os odontocetos são os cetáceos com dentes na boca para apreender alimento e que possuem apenas um orifício respiratório.

No Brasil foram registradas 46 espécies de cetáceos (ver IBAMA, 2001; PINEDO *et al.*, 2001; PINEDO *et al.*, 2002; SANTOS *et al.*, 2003a; SICILIANO & SANTOS, 2003; SOUZA *et al.*, 2005; CABALLERO *et al.*, 2007), dentre elas o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) um odontoceto da família Delphinidae (**Figura 1**). Anteriormente denominada *Sotalia fluviatilis*, esta pequena espécie de odontoceto foi foco de recentes estudos morfológicos e genéticos que concluíram que os ecótipos marinho e fluvial do gênero *Sotalia* eram duas espécies (ver MONTEIRO-FILHO *et al.*, 2001; CUNHA *et al.*, 2005; CABALLERO *et al.*, 2007). Com base em critérios de prioridade, o nome de *Sotalia guianensis* (VAN BÉNÉDEN, 1864) foi atribuído aos animais marinhos que ficaram com a nomenclatura de boto-cinza, enquanto o nome mais antigo da espécie, *Sotalia fluviatilis* (GERVAIS, 1853), foi atribuído aos animais que ocupam as áreas dos tributários da Bacia do Amazonas/Solimões, conhecidos como botos-tucuxi (FLORES & DA SILVA, 2009).

A área de distribuição de *S. guianensis* abrange uma extensa porção costeira (**Figura 2**), possivelmente contínua, entre o norte de Santa Catarina (27°S) na América do Sul, avançando por toda a costa brasileira até Honduras (15°N) na América Central (BOROBIA, 1989; DA SILVA & BEST, 1994; 1996; FLORES & DA SILVA, 2009). Trata-se de uma espécie que habita águas rasas costeiras e estuários, podendo ser encontrada em desembocaduras de rios

(DA SILVA & BEST, 1996). O limite sul da distribuição de *S. guianensis* está associado à zona de confluência das correntes do Brasil e das Malvinas, onde a temperatura superficial da água é baixa, o que pode representar uma barreira biogeográfica para a espécie (SIMÕES-LOPES, 1988; BOROBIA *et al.* 1991).

O boto-cinza apresenta coloração acinzentada no dorso e o ventre pode variar entre tons de rosa e branco. A nadadeira dorsal é triangular tendo em alguns casos a porção posterior ligeiramente curvada, e possui porte relativamente pequeno quando comparada a outros odontocetos com nadadeira dorsal (DA SILVA & BEST, 1996). Possui um rostro de tamanho moderado e apresenta entre 26 e 36 dentes de mesmo tamanho em cada ramo mandibular e maxilar (DA SILVA & BEST, 1994, 1996; FLORES & DA SILVA, 2009). Chega a atingir dois metros de comprimento (DA SILVA & BEST, 1996) e pesa em média 80 kg na idade adulta (FLORES & DA SILVA, 2009). Seu tamanho ao nascer pode variar entre 91 e 106 cm e a maturidade física pode ocorrer por volta dos seis ou sete anos de idade (ver RAMOS *et al.*, 2000; ROSAS, 2000; SANTOS *et al.*, 2003b). O período de gestação estimado é de 11 a 12 meses (RAMOS *et al.*, 2000). As estimativas de idade, baseadas em leitura grupos de camadas de crescimento presentes nos dentes de indivíduos mortos, apontam que indivíduos da espécie podem atingir os 30 anos de idade (ver RAMOS *et al.*, 2000; ROSAS, 2000; SANTOS *et al.*, 2003b). Estudos sobre os hábitos alimentares de *S. guianensis* indicam que indivíduos da espécie alimentam-se de peixes, moluscos e crustáceos, entretanto a base de sua alimentação se concentra principalmente em peixes teleósteos, com espécies variando entre regiões distintas (e.g. CARVALHO, 1963; SCHMIEGELOW, 1990; ZANELATTO, 2001; SANTOS *et al.*, 2002; GURJÃO *et al.*, 2003; DI BENEDITTO & RAMOS, 2004; DI BENEDITTO & SICILIANO, 2007; LOPES, 2009). As espécies consumidas são geralmente as mais abundantes nas regiões de estudo. Por essa razão, acredita-se que o boto-cinza não seja seletivo em termos de dieta. As presas registradas possuem hábitos demersal, pelágico ou pelágico-demersal, indicando que o boto-cinza se alimenta em diferentes profundidades e capturando presas de diversos tamanhos (ver BOROBIA & BARROS, 1989; ZANELATTO, 2001; SANTOS *et al.*, 2002; DI BENEDITTO & RAMOS, 2004; DI BENEDITTO & SICILIANO, 2007; LOPES, 2009)

De acordo com Flores e da Silva (2009), *S. guianensis* apresenta hábitos gregários formando grupos geralmente coesos e engajados nas mesmas atividades. É comum a observação de grupos com 50 a 60 indivíduos (SANTOS & ROSSO, 2007; FLORES & DA SILVA, 2009) e há registros de grupos de *S. guianensis* com até 200 indivíduos na Baía de

Sepetiba (SIMÃO & SICILIANO, 1994), e de agregações com até 450 indivíduos na Baía de Ilha Grande (LODI & HETZEL, 1998), ambas as baías localizadas no estado do Rio de Janeiro.

As maiores dificuldades inerentes ao estudo *in situ* de *S. guianensis* estão ligadas à ausência de dimorfismo sexual aparente, ao comportamento arredio quando na presença de embarcações, e ao porte da espécie, relativamente pequeno quando comparado com o porte de outras espécies de cetáceos (SANTOS *et al.*, 2000). Entretanto, desde a década de 1990 um aumento considerável do conhecimento vem sendo detectado em função da aplicação de técnicas de pesquisa dotadas de inovações tecnológicas mais acessíveis a países em desenvolvimento onde a espécie é encontrada.

Grande parte do conhecimento atual sobre a ecologia de *S. guianensis* está baseada em estudos focando principalmente populações encontradas em baías e estuários onde as águas são abrigadas (*e.g.* SIMÃO *et al.*, 2000; AZEVEDO *et al.*, 2004; FLORES & BAZZALO, 2004; HARDT, 2005; CREMER, 2007; ROSSI-SANTOS *et al.*, 2007; SANTOS & ROSSO, 2007; BATISTA, 2008). Tais locais facilitam a observação destes animais, porém a investigação fica limitada a áreas restritas, o que impede, por exemplo, que se saiba qual o potencial de deslocamento dos indivíduos ao longo costa.

No estuário de Cananéia, sul do estado de São Paulo, *S. guianensis* tem sido foco de diversos estudos pois uma população relativamente grande pode ser observada durante todo o ano (GEISE *et al.*, 1999; SANTOS *et al.*, 2001). Trabalhos acadêmicos pioneiros enfocaram aspectos de comportamento, uso de área, bioacústica e estimativa de abundância (GEISE *et al.*, 1999; MONTEIRO-FILHO, 1991). Posteriormente, outros aspectos ecológicos foram investigados como o uso de área (SANTOS *et al.*, 2001; OSHIMA *et al.*, 2010), comportamento (MONTEIRO-FILHO, 1992; 1995; SANTOS *et al.*, 2000; ATEM & MONTEIRO-FILHO, 2006; SANTOS, 2010), bioacústica (MONTEIRO-FILHO & MONTEIRO, 2001; PIVARI & ROSSO, 2005), abundância com uso da técnica de marca-recaptura e da ferramenta da foto-identificação (ACUÑA, 2000; PACÍFICO, 2008), abundância utilizando-se a técnica de distâncias (*e.g.* GEISE *et al.*, 1999; BISI, 2001; ROLLO, 2002), organização social (SANTOS & ROSSO, 2008), hábitos alimentares (SANTOS *et al.*, 2002; LOPES, 2009), determinação de idade (SANTOS *et al.*, 2003b), contaminação química (YOGUI *et al.*, 2003; 2010), tamanho e composição de grupos (SANTOS & ROSSO, 2007), interações inter-específicas (SANTOS & SAZIMA, 2005; SANTOS *et al.*, 2010), dentre outros.

S. guianensis se encontra inserida na categoria “dados deficientes” na lista vermelha de espécies ameaçadas gerenciada pela IUCN - *The World Conservation Union* (SECCHI, 2009). O plano de ação para pesquisa e conservação de cetáceos em águas brasileiras propõe projetos prioritários para o melhor conhecimento do boto-cinza, que incluem estimativas de tamanho populacional, a caracterização dos habitats preferidos pela espécie, e o estudo dos movimentos diários e sazonais para definição de áreas mínimas de conservação e manejo de populações (IBAMA, 2001).

As principais ameaças à conservação de *S. guianensis* estão diretamente ligadas à distribuição costeira da espécie próxima às áreas urbanas e de pesca, aumentando a probabilidade de indivíduos interagirem com artefatos de pesca, embarcações e com a poluição (ver SICILIANO, 1994; DI BENEDITTO *et al.*, 1998; AZEVEDO *et al.*, 2008; NERY *et al.*, 2008). Efeitos diretos e indiretos de ações antrópicas podem causar a morte ou tornarem-se obstáculos à saúde das populações de *S. guianensis* (AZEVEDO *et al.*, 2008). O impacto das capturas acidentais em operações de pesca tem gerado altos níveis de mortalidade de pequenos cetáceos (NORTHRIDGE, 1984; PERRIN *et al.*, 1994). Existem registros de capturas acidentais de *S. guianensis* ao longo de toda sua distribuição pelo litoral brasileiro (e.g. SICILIANO, 1994, DI BENEDITTO, 2003; MOURA *et al.*, 2008, SIDOU, 2008). A poluição por efluentes industriais (e.g. LAILSON-BRITO, 2007; LEGAT & BRITO, 2010), agrotóxicos (YOGUI *et al.*, 2003, 2010), o aumento do tráfego de embarcações, o desenvolvimento urbano nas regiões costeiras, bem como a exploração dos mangues e estuários (e.g. SANTOS & ROSSO, 2007; AZEVEDO *et al.*, 2008) são apontados como os principais fatores que afetam populações de *S. guianensis*.

1.2. A técnica de foto-identificação

A observação sistemática de populações de cetáceos pode fornecer informações importantes sobre seus hábitos, comportamentos, sazonalidade e abundância (MANN, 2000). Para o estudo de cetáceos existem diversos métodos de observação direta em campo. O reconhecimento individual de animais pode ser usado como uma ferramenta para obter uma variedade de informações sobre a história natural dos mesmos. No caso dos cetáceos, provavelmente o uso mais comum seja em função de verificar a composição de grupo e a fidelidade de indivíduos a certo grupo (WÜRSIG & JEFFERSON, 1990).

A identificação individual de cetáceos através de marcas corporais é descrita na literatura há décadas. Em uma revisão apresentada por Würsig e Jefferson (1990) sobre identificações individuais em cetáceos, destaca-se um dos relatos mais antigos do uso de marcas na identificação de cetáceos, o qual ocorreu em Twofold Bay, região de New South Wales na Austrália, onde caçadores de baleias e pescadores eram capazes de identificar orcas (*Orcinus orca*) individualmente, desde o início do século XX. Eles chegaram a identificar pelo menos 27 indivíduos daquela população através da observação de marcas nas nadadeiras dorsais (WELLINGS, 1944). Outro exemplo ocorreu na região de Cedar Key na Flórida, Estados Unidos, em um estudo feito por Caldwell (1955) que possuía registros de avistagens de um golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*). O indivíduo possuía a nadadeira dorsal machucada, portanto era facilmente reconhecível. Aquele estudo tornou-se uma das primeiras inferências sobre uso de área em cetáceos.

Os cetáceos são incomuns em relação à maioria dos mamíferos, devido à falta de pêlos recobrando seus corpos. Como resultado, a pele de cetáceos fica mais exposta e susceptível a cortes e abrasões do que a pele de outros mamíferos (MACLEOD, 1998). Alguns cetáceos possuem o corpo recoberto por cicatrizes que podem ser causadas por uma variedade de lesões. Geralmente são cicatrizes com ou sem perda de tecidos, resultantes de interações sociais intraespecíficas (ex. marcas de dentes de outros indivíduos), interespecíficas (geralmente parasitas e predadores), ou de interações acidentais com embarcações e artefatos de pesca (MCCANN, 1974; WÜRSIG & WÜRSIG, 1977; LOCKYER & MORRIS, 1990). Cada uma destas lesões tem um tipo de cicatriz que é reconhecível (HEYNING, 1984). Pelo fato do tecido da nadadeira dorsal não se regenerar, marcas e cicatrizes de origens diversas, e que perduram ao longo de anos, podem ser observadas em muitos indivíduos (WÜRSIG & WÜRSIG, 1977). Assim, uma técnica fotográfica foi adaptada para identificar e acompanhar indivíduos com marcas naturais. Há cerca de 30 anos esta técnica se tornou uma das principais ferramentas utilizadas em estudos envolvendo cetáceos e é chamada de foto-identificação (WÜRSIG & WÜRSIG, 1977; WÜRSIG & JEFFERSON, 1990). A foto-identificação permite aos investigadores reconhecer indivíduos que pertencem a uma população em diferentes espaços e tempos. Dessa forma, a base das informações acerca de aspectos ecológicos e comportamentais de praticamente todas as espécies de cetáceos pode ser obtida através do uso da técnica mencionada, especialmente quando esta é aplicada de médio a longo prazo e, sempre que possível, aliada a outras técnicas de investigação (WÜRSIG & JEFFERSON, 1990).

Quando se utiliza a foto-identificação em uma área ampla é possível obter informações a respeito de distribuição, padrões de movimentos em curto prazo e migrações. Uma das grandes vantagens de uso desta técnica é a de que a mesma não requer a captura e a manipulação dos exemplares estudados, sendo considerada uma das técnicas menos invasivas de estudo de cetáceos (*Ibid.*).

No Brasil os primeiros estudos de foto-identificação datam da década de 1980 tendo como objetivo o melhor entendimento sobre as rotas migratórias da baleia-franca (*Eubalaena australis*) em Santa Catarina (27°S) e da baleia-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) em Abrolhos (17°S) na Bahia (ver BEST *et al.*, 1993; SICILIANO, 1997). Com o tempo, a técnica mencionada passou a ser aplicada para estudos do golfinho-nariz-de-garrafa (*T. truncatus*) (ver ROLLO, 1996; DALLA ROSA, 1999; SIMÕES-LOPES & FABIÁN, 1999) e para o boto-cinza (*S. guianensis*) (ver FLORES, 1999; PIZZORNO, 1999; SANTOS, 1999; SIMÃO *et al.*, 2000).

Na década de 1990, estudos passaram a abordar o acompanhamento de populações do boto-cinza *in situ* através da aplicação desta técnica. Desde então, em quatro setores da costa brasileira a mencionada técnica vem sendo aplicada em longo prazo aos estudos populacionais do boto-cinza: Baía Norte em Santa Catarina, desde 1993 (FLORES, 1999; FLORES & BAZZALO, 2004), Baía de Guanabara no Rio de Janeiro, desde 1995 (PIZZORNO, 1999; AZEVEDO *et al.*, 2004), Baía de Sepetiba no Rio de Janeiro, desde 1996 (SIMÃO *et al.*, 2000; NERY *et al.*, 2008), e no estuário de Cananéia em São Paulo, desde 1996 (SANTOS, 1999; SANTOS & ROSSO, 2008). Mais recentemente, o empenho no emprego da referida ferramenta tem se expandido por toda a distribuição da espécie (*e.g.* HARDT, 2005; ANANIAS, 2006; ROSSI-SANTOS *et al.*, 2007; BATISTA, 2008; CEPILÉ, 2008).

1.3. *Uso de área: conceitos e quantificação.*

O conceito de uso de área, área domiciliar ou *home range* na língua inglesa, foi definido por Burt (1943) como sendo “a área utilizada por um indivíduo em suas atividades normais de forrageamento, reprodução e cuidado da prole”. O autor ressaltou que “saídas ocasionais para fora da área, talvez exploratórias em sua natureza, não deveriam ser incluídas na área domiciliar”.

Apesar de amplamente aceita e conceitualmente clara, a definição de Burt não é operacional. Esta definição envolve um alto grau de subjetividade a respeito do que são “atividades normais” e “saídas ocasionais” (FERNANDEZ, 1995).

A operacionalização do conceito de área domiciliar passou a surgir com a estruturação de métodos para mapear e estimar seu tamanho. A descrição de tais métodos iniciou-se em meados do século XX e teve como ponto de partida a utilização de pontos de localização dos animais-alvo ao longo do tempo e do espaço.

As localizações dos animais podem ser obtidas de diversas formas como, por exemplo, por meio de observações diretas dos mesmos no campo, de armadilhas para efetuar capturas e recapturas dos mesmos, de rádio-rastreamento de indivíduos-alvo, de rastreamento com uso de transmissores de sinais via satélite (POWELL, 2000), assim como por meio da utilização de técnicas pouco invasivas como a foto-identificação (WÜRSIG & JEFFERSON, 1990).

Posteriormente à obtenção das localizações, aplicam-se estimadores para quantificar as áreas domiciliares. Burt (1943) sugeriu que um estimador de uso de área deve delimitar o espaço onde um indivíduo pode ser encontrado com algum nível de previsão, e quantificar a probabilidade dele estar em diferentes locais destacando a importância de cada região da área domiciliar para o indivíduo.

Desde o surgimento das primeiras inquisições relacionadas ao trabalho de Burt (1943), uma série de métodos para estimar áreas domiciliares vem sendo proposta. O método não probabilístico mais antigo, e mais comumente usado para mapear a área de vida de um indivíduo, consiste em traçar o menor polígono convexo possível abrangendo todas as localizações conhecidas dele. Um polígono se caracteriza por ser convexo ao apresentar ângulos internos obtusos. O método ficou conhecido como mínimo polígono convexo, abreviado como MPC em língua portuguesa, e MCP em língua inglesa (HAYNE, 1949).

Apesar de ser um método conceitualmente simples e de fácil execução, e por isso muito utilizado, o mapeamento gerado pelo MPC presume que o indivíduo utiliza a área de vida uniformemente. Por ser extremamente sensível aos pontos externos coletados, pode superestimar o tamanho da área domiciliar. O MPC ignora toda a informação proveniente dos pontos internos de localização, os quais formam as estruturas e tendências centrais das áreas domiciliares que seriam mais estáveis e importantes para a compreensão do uso de área (POWELL, 2000).

Os dados utilizados para estimar as áreas domiciliares são localizações sequenciais de um mesmo indivíduo, por isso podem não representar observações independentes umas das

outras. Assim, dificilmente se encaixam nos pressupostos de aplicação de métodos paramétricos de análise (ver WORTON, 1989 e SEAMAN *et al.*, 1999). Com o tempo, o uso de métodos probabilísticos não paramétricos ganhou espaço nas análises das áreas domiciliares.

Dentre os métodos probabilísticos, o estimador de densidade kernel é considerado um dos melhores métodos para determinar áreas domiciliares (ver WORTON, 1989, SEAMAN & POWELL, 1996, SEAMAN *et al.*, 1999, POWELL, 2000, OWEN *et al.*, 2002). Trata-se de um método não paramétrico que foi introduzido aos ecologistas por Worton (1989), adaptado dos modelos propostos por Silverman (1986). Este estimador é baseado em uma função bi ou tri-dimensional que é aplicada sobre os eventos gerando uma superfície cujo valor será proporcional à intensidade de amostras por unidade de área (CARVALHO & CÂMARA, 2002).

Os kernels são funções de probabilidade de densidade que podem ser representadas graficamente por morros arredondados associados a cada uma das localizações amostradas. Todo kernel possui um volume igual a 1, porém sua forma e largura da base são definidos pelo pesquisador. A largura do kernel, também chamada de parâmetro de suavização, é representada geralmente pela variável h (WORTON, 1989) e determina o grau de detalhamento da estimativa de densidade. Kernels de bases estreitas enfatizam os centros de atividade e o detalhamento de seu uso, porém são mais sensíveis a erros nas estimativas, tendendo a formar conjuntos disjuntos. Kernels mais largos enfatizam o contorno geral da distribuição, mas tendem a suprimir detalhes da distribuição de densidade (ver POWELL, 2000; JACOB & RUDRAN, 2003).

No contexto das áreas domiciliares, a densidade dos pontos de localização em qualquer local da área investigada é uma estimativa do período de tempo gasto ali pelo indivíduo (SEAMAN & POWELL, 1996). Algumas espécies possuem mapas cognitivos que seriam compostos por áreas que o animal conhece e que mantém em sua memória por possuírem algum valor, tal como recursos alimentares, locais protegidos para fuga, rotas para tráfegar e áreas domiciliares de indivíduos do sexo oposto (PETERS, 1978; POWELL, 2000). Quantificar a área domiciliar é um ato de usar dados sobre o uso do espaço para tentar deduzir ou obter pistas sobre o mapa cognitivo de um indivíduo (POWELL, 2000). Estas informações são essenciais para as investigações de aspectos ecológicos e determinação de áreas importantes para conservação de espécies.

É importante ressaltar que as áreas domiciliares não são estáticas, portanto há que se considerar o fator tempo nas estimativas de uso de área. Indivíduos podem abandonar a antiga área em que viviam e mover-se para outra (BURT, 1943). Estas mudanças podem estar ligadas à disponibilidade de recursos (POWELL, 2000), já que as condições benéficas (recursos) em uma área domiciliar devem ser maiores do que os custos para que um indivíduo permaneça nela (STAMPS, 1995). Portanto, a definição de escalas espaciais e temporais é imprescindível para que seja possível compreender melhor a distribuição dos animais em seu ambiente (ACEVEDO-GUTIERREZ, 2009) e os processos ligados ao estabelecimento de áreas domiciliares.

No estudo dos cetáceos, as definições das escalas de estudo são mais importantes, pois os organismos em questão possuem grande mobilidade, tendem a cobrir áreas de vida amplas e movem-se em três dimensões espaciais sob a água (*Ibid.*). Existem diversos fatores ambientais, bióticos e abióticos, que podem influenciar a distribuição dos cetáceos. A disponibilidade de presas, a presença de predadores, a competição intra-específica e a influência antrópica podem ser listadas como importantes fatores bióticos. Já fatores abióticos tais como a temperatura, a profundidade, e salinidade da água, assim como a caracterização de correntes, substrato e relevo submarinos são também correlacionáveis com a distribuição dos cetáceos, podendo influenciar tanto no estabelecimento de suas áreas domiciliares, quanto na permanência nelas. E por último, fatores intrínsecos aos próprios organismos, tais como tamanho corpóreo, idade, sexo, a própria variação individual e história de vida destes animais podem ser determinantes nas suas habilidades em explorar certos habitats (*Ibid.*).

1.4. *Uso de área de Sotalia guianensis*

No Brasil, um número reduzido de estudos explorou as áreas domiciliares de *S. guianensis*. Os estimadores escolhidos nos estudos realizados foram o mínimo polígono convexo (FLORES & BAZZALO, 2004; HARDT, 2005; ROSSI-SANTOS *et al.*, 2007; BATISTA, 2008) e o estimador de densidade kernel (FLORES & BAZZALO, 2004; SANTOS, 2004; HARDT, 2005; ROSSI-SANTOS *et al.*, 2006; AZEVEDO *et al.*, 2007; WEDEKIN, *et al.*, 2007; OSHIMA *et al.*, 2010).

O trabalho de Flores & Bazzalo (2004) foi o pioneiro a aplicar métodos de estimativa de tamanhos de áreas de vida para cetáceos no Brasil. Os autores utilizaram estimadores de

densidade kernel e MPC para estimar o tamanho da área de vida de 13 indivíduos de uma população de botos-cinza na Baía Norte (~27°30'S; 48°33'W), Santa Catarina.

Hardt (2005) também utilizou dois estimadores, kernel e MPC, para determinar o tamanho das áreas de vida de cinco indivíduos na Baía da Babitonga (26°10'S, 48°30'W), norte do estado de Santa Catarina.

No estudo de Batista (2008), foram estimadas as áreas domiciliares de 14 indivíduos foto-identificados no rio Paraguaçu (~12°51'S, 38°49'W), Baía de Todos os Santos, estado da Bahia, entre os anos de 2005 e 2007. As áreas foram estimadas utilizando o MPC. No mesmo estado, Rossi-Santos et al. (2007) mapearam as áreas domiciliares de seis botos no estuário de Caravelas (~17°30'S, 39°30'W) utilizando também o MPC.

As primeiras estimativas de uso de área de *S. guianensis* no estuário de Cananéia (25°03'S, 47°55'W) foram baseadas em áreas domiciliares de sete indivíduos, acompanhados entre os anos de 1997 e 2003 (SANTOS, 2004). O estimador de densidade kernel foi escolhido para as análises e foi demonstrado haver um potencial uso diferenciado de áreas por parte dos indivíduos incluídos nas amostragens (OSHIMA *et al.*, 2010).

Sabe-se que o tamanho da área de vida pode variar de acordo com o sexo, possivelmente com a idade e com a estação do ano (BURT, 1943). Porém nos estudos com *S. guianensis* não há conclusões a respeito da influência destes fatores no uso de área. Não se sabe ao certo se machos e fêmeas de *S. guianensis* possuem padrões de uso de área distintos. Na Baía Norte (SC), as fêmeas de *S. guianensis* apresentaram áreas maiores de uso do que os machos, porém esta diferença não foi significativa (FLORES & BAZZALO, 2004). Santos (2004) encontrou áreas de uso aparentemente maiores para machos do que para fêmeas de *S. guianensis* no estuário de Cananéia. No entanto, o autor ressaltou que seriam necessários mais dados para inferir com maior precisão sobre estas possíveis diferenças, pois o número amostral foi considerado pequeno.

Outros estudos sobre estimativas de área de vida, uso e preferência de habitat de *S. guianensis* foram desenvolvidos ao longo de sua distribuição, porém com dados provenientes do monitoramento de agrupamentos de indivíduos e não através do reconhecimento individual (ver ROSSI-SANTOS *et al.*, 2006; AZEVEDO *et al.*, 2007; WEDEKIN *et al.*, 2007). As estimativas de uso de área provenientes da utilização das localizações de grupos, considerando-os unidades homogêneas, são feitas para a população como um todo, e não separadamente para cada indivíduo.

No estudo desenvolvido por Rossi-Santos *et al.* (2006) em Caravelas (~17°30'S, 39°30'W), BA, três espécies de golfinhos a saber, o boto-cinza (*S. guianensis*), o golfinho-dentes-rugosos (*Steno bredanensis*) e o golfinho-nariz-de-garrafa (*Tursiops truncatus*), tiveram seus registros mapeados através do estimador kernel, que revelou uso de habitat diferenciado entre as mesmas. O estimador kernel também foi usado para determinar a área utilizada por *S. guianensis* na Baía de Guanabara (~22°50'S, 43°10'W), Rio de Janeiro (AZEVEDO *et al.*, 2007). Apesar do alto grau de degradação daquela região, uma população de botos pode ser observada ali ao longo de todo ano, e o mapeamento do uso de área revelou que os grupos observados ocuparam 42% da baía. No estudo de Wedekin *et al.* (2007), dois estimadores, kernel e MPC, foram aplicados para mapear as áreas ocupadas por *S. guianensis* na Baía Norte (~27°30'S; 48°33'W), Santa Catarina. Os autores verificaram que existia uma variação sazonal nas áreas mais utilizadas pela população que habita aquela baía.

Em sociedades fluidas de cetáceos, onde geralmente os grupos não tem uma formação fixa, a aplicação de estimadores de densidade para os diferentes indivíduos monitorados pode mostrar aspectos intra-populacionais interessantes, já que indivíduos de uma mesma população podem apresentar padrões de uso de área diversos (DEFTRAN *et al.* 1999). Enquanto um indivíduo apresenta fidelidade a uma determinada área, outro pode realizar movimentos mais amplos, e deslocar-se para áreas distantes do local onde foi identificado primariamente (ver WÜRSIG & WÜRSIG 1979, WELLS *et al.* 1990; WÜRSIG & HARRIS, 1990; BEARZI *et al.* 1997).

O trabalho de Santos & Rosso (2008) apontou para associações fracas entre botos-cinza amostrados no estuário de Cananéia entre 2000 e 2003. As características de estruturação social observadas naquele estudo são as mesmas notadas em outras sociedades de pequenos cetáceos anteriormente investigadas (e.g. WELLS, 1991; HERZING & BRUNNICK, 1997; BRÄGER, 1999; CHILVERS & CORKERON, 2002), reforçando a hipótese do uso diferenciado de área por indivíduos da população. Portanto, seria recomendado priorizar as estimativas de tamanhos de áreas domiciliares utilizando-se indivíduos monitorados ao longo do tempo e do espaço.

2. OBJETIVO

Identificar e analisar as áreas domiciliares individuais do boto-cinza, *S. guianensis*, no estuário de Cananéia (25°03'S, 47°55'W), sul do estado de São Paulo.

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Área de estudo

O estuário de Cananéia (~25°03'S; 47°55'W), situado no litoral sul do estado de São Paulo, integra um longo sistema estuarino conhecido como Lagamar (**Figura 3**), que se estende desde o município de Iguape (~24°40'S; 47°30'W), estado de São Paulo, até Paranaguá (~25°30'S; 48°30'W), estado do Paraná (e.g. BESNARD, 1950; SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990; NOERNBERG *et al.*, 2006). Trata-se do principal complexo estuarino-lagunar da costa paulista, que somado ao baixo vale do Rio Ribeira de Iguape, forma a maior planície costeira do estado de São Paulo (SUGUIO & TESSLER, 1992).

O estuário de Cananéia possui cerca de 110 km de extensão e é composto por quatro ilhas principais (Cananéia, Cardoso, Comprida e Iguape), separadas por quatro corpos d'água lagunares (Baía de Trapandé, Mar de Dentro ou de Cubatão, Mar de Cananéia e Mar Pequeno) (**Figura 4**). Possui duas desembocaduras principais, a Barra de Cananéia ao sul, entre as Ilhas de Cananéia e do Cardoso, e a Barra de Icapara ao norte, entre a Ilha Comprida e Iguape (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990).

Nas áreas alagadas a vegetação é predominantemente de mangue (*Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana*) (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990). Além disso, há grandes áreas preservadas da Floresta Tropical Pluvial Atlântica (FREITAS *et al.*, 2008). Os valores pluviométricos máximos são atingidos entre os meses de janeiro e março, com média mensal de 266,9 mm, e os valores mínimos ocorrem entre julho e agosto com média de 93,5 mm. A precipitação média anual é de 2.300 mm (SILVA, 1989).

As águas são relativamente escuras em função da suspensão contínua de sedimentos e a profundidade pode chegar a 20 m, variando em média entre seis e sete metros (TESSLER, 1982; 1988). A temperatura média da água é de 23,8 °C com variações médias diárias de 7,9 °C. As temperaturas mais altas ocorrem em janeiro (27,7 °C) e as mais baixas em julho (19,8 °C) (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990). A salinidade varia entre 1 a 22 ppm. Valores de salinidade máximos ficam entre 14 e 32 ppm (MISHIMA *et al.* 1985). Dois sistemas opostos de trem de ondas ocorrem na região: um de NE, associado a ventos alísios, e outro de SE, relacionado a frentes frias (TESSLER, 1988). Predominam alturas de onda (90%) entre 0,5 e

2 m (GEOBRÁS, 1966). A amplitude da maré média local varia entre 1,2 m (maré alta) e 0,25 m (maré baixa) (MESQUITA & HARARI, 1983).

O estuário de Cananéia faz parte da Área de Proteção Ambiental (APA) Federal de Cananéia-Iguape-Peruíbe, criada pelo decreto federal de número 90347 de 23/10/1984, e do Mosaico do Jacupiranga, criado com a lei 12.810/2008. Tal mosaico possui uma área de 243.885,78 ha que engloba 14 unidades de conservação, dentre elas os Parques Estaduais da Caverna do Diabo, do Rio do Turvo e do Lagamar de Cananéia (LINO, 2009). A partir do decreto estadual 53.527 de 08 de outubro de 2008, este setor estuarino passou a margear a porção sul da APA Marinha do estado de São Paulo.

A região representa a maior porção contínua de vegetação preservada do território paulista, abrigando diversos ecossistemas de Mata Atlântica. Sua importância foi reconhecida pela UNESCO, estando incluída desde 1992 na Reserva da Biosfera da Mata Atlântica (VIANA & GANEM, 2005).

3.2. Esforços de observação

Os esforços de observação estiveram concentrados nas águas estuarinas circundantes à Ilha de Cananéia até a região do Tombo das Águas, localizada em uma extensão de 12 km em direção ao norte da Ilha. A região investigada possui aproximadamente 132 km² de águas navegáveis e foi dividida em três sub-setores distintos: A0, A1-A4 e A5 (**Figura 5**), que foram cobertos em dias diferentes. Com base no tamanho de cada setor e em condições climáticas e de navegação favoráveis (escala Beaufort ≤ 2), foi possível cobrir um setor por dia. Assim, toda a área de estudo era coberta em três dias distintos. Em algumas ocasiões mais de um sub-setor foi amostrado por dia. Além disso, um sub-setor podia ser amostrado apenas parcialmente nos dias em que as mudanças nas condições climáticas não permitiram o monitoramento completo do mesmo.

O sub-setor A1-A4 possui cerca de 20 km de extensão e 33 km² e é limitado pelas Ilhas do Pai Matos ao norte e pela Ilha da Casca, próxima ao Parque Estadual da Ilha do Cardoso, ao sul. Este setor foi monitorado a partir de 2000 e cobre as águas a partir das Ilhas do Pai Matos, em direção ao Morro São João seguindo até a Ponta da Trincheira, passando pela Barra de Cananéia e toda a Baía de Trapandé até as proximidades da Ilha da Casca. O sub-setor A0 passou a ser monitorado a partir de julho de 2001. Possui cerca de 31 km de extensão e 45 km² e é representado pela porção do Mar de Cananéia, que se inicia no norte das Ilhas

do Pai Matos (limite da área A1), e termina na região do Tombo das Águas, marco na região do Mar Pequeno que denota aproximadamente a metade do caminho entre as Barras de Cananéia e do Icapara. O sub-setor A5 passou a ser monitorado em junho de 2002. Estende-se ao longo de 36 km pelo Mar de Dentro ou mar de Cubatão, ocupa uma área de 54 km², tendo como limite sul a Ilha da Casca, e como limite norte o extremo norte da Ilha de Cananéia. Devido à diferença da época em que cada sub-setor começou a ser monitorado, os esforços investidos no trabalho de campo não foram distribuídos uniformemente ao longo do tempo e do espaço.

Não há barreiras físicas ou biológicas isolando os sub-setores, os quais foram pré-determinados com intuito de que toda a área estuarina onde os botos são encontrados fosse amostrada na menor quantidade de dias de campo possíveis. O limite norte até a região do Tombo das águas foi determinado baseado em incursões para verificar a presença de *S. guianensis* no trecho que vai do Tombo das águas até o Canal do Valo Grande. Tais incursões foram efetuadas entre os anos de 2002 e 2009 (SANTOS, 2004 e presente estudo), mas não foram encontrados grupos naquela região. O canal artificial do Valo Grande foi aberto em 1852, fechado com uma barreira em 1978 e reaberto em 1995 quando a barreira rompeu-se devido a um período de chuvas fortes (ver TELES, 1997). A criação deste canal provocou diversas alterações no sistema estuarino de Cananéia-Iguape (ver NASCIMENTO JR. *et al.*, 2008) aumentando o aporte de água doce e os processos de assoreamento no estuário (ver TESSLER, 1982; FREITAS *et al.*, 2008).

As saídas de campo foram realizadas com embarcações de alumínio de aproximadamente 6 metros de comprimento, com motores de popa cuja potência variou entre 15 e 60 hp. O número de tripulantes variou entre 2 e 5 embarcados durante as saídas de campo, sendo mais comum haver 3 tripulantes: um fotógrafo, um anotador de dados e um piloto. Para garantir uma maior eficiência na busca pelos grupos de botos-cinza, o deslocamento foi executado em movimentos de zig-zag pelo estuário. Esta varredura era necessária para que todos os grupos de *S. guianensis* encontrados no sub-setor investigado fossem amostrados.

Um grupo foi definido como qualquer agregação de botos com dois ou mais indivíduos, incluindo pares de fêmea e filhote, num raio de aproximadamente 50 metros (SANTOS & ROSSO, 2007). Os grupos estão geralmente, mas não necessariamente, engajados em uma mesma atividade. Em função dos problemas ocasionados na distinção da idade em pequenos cetáceos apenas através do comprimento total salientados por HOHN (1980), WELLS (1991),

e SANTOS & ROSSO (2007), foram considerados filhotes os indivíduos com menos da metade do tamanho do corpo dos adultos e em associação coesa com as mães, posicionados lado a lado com as mesmas e executando movimentos repetitivos e geralmente sincronizados. Este posicionamento natural de fêmeas e filhotes em delfínídeos é chamado “*echelon*” (ver detalhes em CONNOR, 2000). Os demais indivíduos foram categorizados como adultos.

Ao localizar um grupo, registrava-se imediatamente a hora e a localização geográfica, neste último caso com o uso de um GPS manual. A aproximação foi efetuada em baixa velocidade. Quando estivesse próximo, a cerca de cinco a dez metros do grupo, o piloto mantinha a embarcação paralela aos botos, acompanhando o sentido do movimento dos mesmos. Tal procedimento foi realizado para posicionar o fotógrafo de forma que este obtivesse uma boa visão da região lateral dos botos para a tomada de fotografias da nadadeira dorsal dos indivíduos.

Máquinas *reflex* analógicas e digitais 35 mm, acopladas com lentes zoom de 75 mm - 300 mm ou 400 mm foram utilizadas para obtenção das fotos. Foram utilizados filmes coloridos, ASA 400, revelados em papel pelo processo C-41 nos primeiros anos da foto-identificação (2000- 2003). As câmeras digitais passaram a ser usadas a partir de 2004. As fotografias foram geralmente feitas com ajustes de granulometria em ASA 400, velocidade do obturador entre 1/500 a 1/1000 segundos e abertura do obturador entre F8 e F16.

A embarcação permaneceu próxima ao grupo por um período de tempo suficiente para que pudessem ser fotografados todos os seus componentes, preferencialmente focalizando os dois lados do corpo de cada indivíduo. Ao finalizar a tomada das fotografias e o registro de dados, continuava-se cobrindo a área de estudo em busca de outros grupos, até que todo o sub-setor fosse explorado.

3.3. *Análise das fotografias*

Os indivíduos foram identificados através da forma da nadadeira dorsal, assim como pela presença de entalhes e marcas na mesma, utilizando a técnica de foto-identificação. As fotografias tomadas em formato de papel, depois de reveladas em tamanho de 9 x 15 cm, foram mantidas organizadas em álbuns seguindo a ordem cronológica e analisadas uma a uma, com o auxílio de lupas manuais de oito e de dez vezes de aumento. As fotografias digitais foram analisadas uma a uma, porém a análise e a classificação foram feitas com uso

do software *Nikon View*[®]. Foram utilizadas quatro categorias de qualidade para classificar as fotos:

- Categoria 0: fotografias tiradas logo após o mergulho de um indivíduo, ou seja, fotografias onde só se observa a água (**Figura 6**);
- Categoria 1: fotografias sem qualidade adequada relacionada ao foco, ao brilho e à distância dos indivíduos focais para identificá-los (**Figura 7**);
- Categoria 2S: fotografias com qualidade para identificar um indivíduo que nesta situação não apresenta marcas naturais (**Figura 8**);
- Categoria 2C: fotografias com qualidade para identificar um indivíduo que nesta situação apresenta marcas naturais (**Figura 9**).

Para facilitar e organizar o trabalho de foto-identificação foi elaborado um catálogo de identificações individuais (ver SANTOS, 2004). O catálogo é composto por fichas com os dados de avistagens dos indivíduos que possuem marcas conspícuas, bem como fotos dos mesmos. As fichas servem como um registro do histórico das localizações contendo a data, local e número da fotografia em que foi feito o reconhecimento, além de informações sobre o formato e quantidade de cicatrizes, e de tamanho e composição do grupo no qual o indivíduo foi fotografado.

As fotos 2C foram comparadas com o catálogo de identificações individuais pré-existente do estuário de Cananéia. Caso um indivíduo fosse reconhecido, e já pertencesse ao catálogo de foto-identificação pré-existente, seus dados foram adicionados à planilha individual que continha os seus registros anteriores. Se um indivíduo fosse fotografado com marcas conspícuas na nadadeira dorsal, e não pertencesse ao catálogo, o mesmo era inserido na sequência numérica dos indivíduos previamente catalogados.

3.4. *Análise espacial dos dados de localizações*

As análises de uso de área foram realizadas em um Sistema de Informação Geográfica (SIG) denominado ArcGIS[®] versão 9.2. Neste programa, planos de informações (*shape files*, em inglês) foram criados para cada boto-cinza catalogado com 20 ou mais pontos de localizações geográficas, registradas no período de 2000 a 2010. Foi utilizada apenas uma avistagem por dia distinto para cada um dos indivíduos, Cabe ainda ressaltar que sempre foi registrada apenas a posição geográfica inicial de cada grupo encontrado, já que neste primeiro ponto o grupo localizado ainda não havia sido acompanhado pela embarcação, evitando assim

a influência da mesma em sua movimentação. Um plano de informação foi criado para cada indivíduo contendo as suas localizações e posteriormente foi utilizado para gerar as estimativas de tamanho de área de uso.

O tamanho da área domiciliar para cada indivíduo foi calculado pelo MPC, pelo método de kernel fixo, no qual a largura de influência aplicada teve valor fixo sobre toda a amostra no plano, e pelo kernel adaptativo, no qual a largura aplicada varia sobre a amostra no plano (ver POWELL, 2000). Para determinar a largura dos kernels (*bandwidth*, em inglês), ou parâmetro de suavização (variável *h*), foi utilizado o processo de “validação cruzada de quadrados mínimos” (*least squares cross-validation*, em inglês), abreviado aqui como LSCV, indicado como um dos mais eficazes para determinar o parâmetro de suavização (SEAMAN & POWELL, 1996; POWELL, 2000), pois no referido processo é selecionada a largura com o mínimo erro estimado. Outro processo também foi testado para determinar a largura dos kernels utilizando a “largura de referência” (*reference bandwidth*, em inglês), abreviada aqui como href, que é uma largura calculada analiticamente assumindo que as localizações amostradas distribuem-se de acordo com padrão bivariado normal, e produz boas estimativas em simulações de distribuições unimodais (um centro de atividade) (SEAMAN & POWELL, 1996; POWELL, 2000, JACOB & RUDRAN, 2004). Com isso foram testados ao todo quatro métodos: MPC, kernel adaptativo com LSCV, kernel fixo com href e kernel fixo com LSCV.

Para aplicação desta metodologia foi utilizada uma extensão para o programa ArcGIS® 9.2, chamada *Home Range Tools* (abreviado como HRT em inglês) versão 1.1. (RODGERS *et al.*, 2007). Para determinar o tamanho da área domiciliar estimada pelo MPC foi utilizado o limite de 100% e a opção de média fixa (*fixed mean*, em inglês). No caso do método kernel foi utilizada a isopleta com limite que incorpora 95% da distribuição dos pontos de utilização pelo indivíduo (ver POWELL, 2000). As funções de distribuição de pontos de utilização (*utility distributions*, abreviado como UD em inglês) referem-se à distribuição, geralmente bidimensional, de frequências de posições de um indivíduo. Ao usar tais funções para estimar o uso de área, pode-se pensar na área domiciliar como uma região de confiança ou uma versão bidimensional do intervalo de confiança dentro da qual é possível encontrar uma porcentagem fixa, geralmente 95%, das localizações do indivíduo (ver WORTON, 1989; FERNANDEZ, 1995).

As medidas das áreas utilizadas foram geradas em duas categorias: 95% e 50%. Tais categorias determinam as porcentagens de distribuição de utilização que foram incorporadas para gerar as linhas de contorno que delimitam o(s) centro(s) da área.

A área de 95% é considerada a área domiciliar propriamente dita e, a exclusão de 5% da UD serve para excluir possíveis saídas ocasionais que não devam ser consideradas na estimativa final. As áreas de 50% mostram as chamadas áreas nucleares (*core areas* em inglês), que são as áreas centrais das áreas domiciliares. Elas podem indicar espaços mais críticos e importantes para obtenção de recursos pelo indivíduo (POWELL, 2000).

A entrada dos dados foi feita no HRT selecionando o plano de informação de pontos criado anteriormente para cada indivíduo. Cada plano de informação continha todas as localizações do indivíduo registradas durante os onze anos de monitoramento. Os planos de informação foram transformados para Projeção Universal Transversal de Mercator (UTM), já que apenas o sistema de coordenadas métricas é reconhecido pelo programa HRT (RODGERS & KIE, 2007).

Para determinar o arquivo de saída a ser gerado, seguiram-se os valores padrões do programa HRT. Para tamanho de célula (*raster cell size*, em inglês) usou-se 50 m e para o fator de escala ou multiplicador (*scaling factor*, em inglês) foi mantido o valor de 1.000.000 de vezes (ver RODGERS & KIE, 2007). Apesar destes valores influenciarem principalmente a representação *raster* gerada, e em menor escala o arquivo vetorial que foi utilizado neste estudo, optou-se por expor os valores escolhidos para que seja possível realizar comparações futuras com outros estudos. Foi utilizada a opção minimizar a extensão de cada UD (*minimize the extent of each UD*, em inglês), a fim de garantir que o mapeamento gerado delimitasse as UDs dentro da distribuição dos pontos de localização utilizados na estimativa (*Ibid.*).

Após executar as análises no HRT, é possível obter dados em formato *raster* e vetorial. A representação *raster* ou matricial é aquela feita através do uso de uma malha quadriculada regular sobre a qual se constrói célula a célula o elemento que está sendo representado, no caso pixel a pixel já que a análise é feita em um SIG em formato digital. A representação vetorial utiliza elementos ou objetos numa reprodução mais exata possível. Geralmente são usadas três formas básicas neste formato: pontos, linhas e polígonos. No programa HRT, as áreas domiciliares são geradas em forma de linhas e polígonos. As linhas fornecem apenas informações sobre o perímetro (em metros), enquanto os polígonos geram dados sobre perímetro e área (em metros quadrados) (RODGERS & KIE, 2007). Cabe ao pesquisador escolher o tipo de dado que responderá melhor à sua pergunta. Neste estudo optou-se pelo uso dos produtos vetoriais, ou seja, os polígonos, para a identificação das áreas domiciliares de *S. guianensis*.

Quando os polígonos gerados pelo HRT englobavam porções de terra, estas eram excluídas usando a função *Erase* das ferramentas de análise (*Analysis Tools*, em inglês) disponíveis no ArcGIS®. O polígono “cortado” foi recalculado para obtenção da área domiciliar final (**Figura 10**). O novo cálculo foi feito através da função de *Calculate Areas* das ferramentas para análises estatísticas espaciais (*Spatial Statistics Tools*, em inglês) também disponíveis no SIG.

Utilizando as ferramentas de edição do programa ArcGIS® 9.2, uma base cartográfica foi criada por edição vetorial manual através de imagens de satélite ETM+/Landsat-7, órbita 220/77, de 26 de setembro de 1999 em formato digital e sistema de coordenadas WGS 84, 22S. As mesmas foram obtidas no endereço eletrônico <<http://imagens.dgi.inpe.br>>. Nesta base, toda a área de estudo foi digitalizada, sendo posteriormente utilizada para gerar os mapas finais do estudo.

Foi gerado um gráfico para cada um dos indivíduos com 20 ou mais avistagens. Os gráficos foram criados a partir de estimativas usando o MPC para avaliar o aumento do tamanho das áreas domiciliares conforme se acumulavam mais registros de cada indivíduo ao longo do tempo. Também foi elaborado um conjunto com quatro mapas. Os conjuntos de mapas foram compostos por quatro estimativas diferentes. O primeiro mapa mostra a área domiciliar gerada pelo MPC. O segundo mapa mostra a área gerada pelo kernel adaptativo e com o LSCV para determinar a largura do kernel. O terceiro mapa mostra a área gerada pelo kernel fixo com largura determinada por href. O quarto mapa mostra a área gerada pelo kernel fixo com LSCV para determinar a largura do mesmo. Os mapas foram gerados com intuito de propiciar a visualização da distribuição espacial das áreas estimadas.

Para comparar as diferenças entre os tamanhos das áreas geradas pelos quatro métodos testados primeiramente aplicou-se o teste F para verificar se havia homogeneidade entre as variâncias dos quatro métodos utilizados. Quando os dados não atenderam aos pressupostos de normalidade e homogeneidade de variâncias, foi feita uma análise não paramétrica para comparação dos métodos testados. Utilizou-se o teste de Friedman, uma análise não paramétrica correspondente à análise de variância (ANOVA) dos testes paramétricos. O mesmo critério foi adotado para análise das áreas nucleares.

Posteriormente foi efetuada uma segunda análise das áreas domiciliares, onde se exclui os resultados obtidos com o estimador kernel fixo com href. Testou-se, portanto, se havia diferenças entre os três métodos restantes (MPC, kernel adaptativo com LSCV e kernel fixo com LSCV). Um novo teste F foi aplicado para verificação de homogeneidade de variâncias.

Após uma transformação dos dados por raiz quadrada foi observada homogeneidade entre as variâncias, foi então aplicada uma ANOVA em blocos casualizados (ver ZAR, 2010; VIEIRA, 2006). O teste *post hoc* de Tukey foi utilizado para complementar os resultados obtidos na ANOVA e identificar quais médias, tomadas duas a duas, diferiam significativamente entre si. Testou-se a hipótese nula (H_0) que os quatro, e posteriormente três, estimadores utilizados teriam gerado áreas de tamanhos iguais. As análises foram feitas usando um nível de significância de 5%. As análises estatísticas foram feitas nos programas SYSTAT 11 e STATISTICA 5.0.

4. RESULTADOS

Entre os anos de 2000 e 2010 foram investidos 216 dias de trabalho de campo para a foto-identificação de *S. guianensis* no estuário de Cananéia. Os esforços de observação (**Figura 11**) somaram um total de 39.145 minutos, cerca de 650 horas, de acompanhamento dos 1.076 grupos (**Tabela 1**). No sub-setor A1-A4 foram encontrados 548 grupos de botos. No sub-setor A0, foram encontrados 335 grupos de botos. E por fim, no setor A5 foram observados 193 grupos de botos (**Figura 12**). Nestes onze anos de esforços, 135.918 fotografias foram batidas. Do montante total de fotografias obtidas, 34.086 delas (aproximadamente 25%) apresentaram qualidade adequada para identificar indivíduos.

O catálogo de foto-identificação dos botos-cinza do estuário de Cananéia obtido entre 2000 e 2010 é composto por 205 indivíduos. As identificações individuais realizadas durante os anos de estudo são apresentadas na **Tabela 2**. A taxa de descobrimento de novos indivíduos foi diminuindo ao longo dos anos de monitoramento desta população. Entre 1996 e 2000, 81 indivíduos haviam sido catalogados. No período de 2001 a 2010 as taxas de descobrimento caíram de 32,5% para 2,9%, mas não se observou estabilização da curva de descobrimento (**Figura 13**). Especificamente em 2009 e 2010, doze novos indivíduos foram identificados em Cananéia (**Figura 14**), sendo seis em 2009 e outros seis em 2010. Portanto, naquele período as taxas de descobrimento ficaram praticamente iguais (**Tabela 3**). Esses doze indivíduos catalogados representam 5,8% do total catalogado atualmente.

Ao analisar a ocorrência anual dos indivíduos marcados na área de estudo, foi possível observar que seis deles ou 2,9% do total catalogado, foram fotografados em todos os anos. São eles: KN #15, KN #51, KN #75, KN #86, KN #88 e KN #157. Em contrapartida, 35

indivíduos (17,1%) foram fotografados em apenas um dos anos de monitoramento. A frequência de ocorrência anual dos indivíduos monitorados entre 2000 e 2010 é explorada na **Figura 15**.

O número de vezes em que cada indivíduo foi foto-identificado variou entre 1 e 44 dias distintos (**Figura 16**) ao longo de onze anos. Com a divisão do catálogo em categorias de reavistagem, foi observado que 22 indivíduos (10,7%) foram fotografados em apenas uma ocasião, 98 indivíduos (47,8%) possuem entre duas e nove avistagens, 54 indivíduos (26,3%) possuem entre dez e dezenove avistagens, e apenas 31 (15,1%) dos indivíduos possuem vinte ou mais avistagens (**Figura 17**).

Dos 205 indivíduos catalogados entre 2000 e 2010, 31 apresentaram 20 ou mais avistagens e foram utilizados nas estimativas de tamanho de área utilizada (**Figura 18**). Os indivíduos cujas áreas domiciliares foram estimadas neste estudo foram: KN #15, KN #19, KN #30, KN #43, KN #51, KN #75, KN #83, KN #86, KN #88, KN #97, KN #98, KN #147, KN #154, KN #155, KN #157, KN #160, KN #178, KN #179, KN #186, KN #193, KN #197, KN #198, KN #215, KN # 230, KN # 231, KN #236, KN #244, KN #277, KN #283, KN #286 e KN #304 (**Figuras 19 a 49**). Os gráficos (**Figuras 19B a 49B**) indicaram que houve estabilização do tamanho da área domiciliar de cinco indivíduos: KN #43, KN #88, KN #97, KN #154 e KN #231. Há também um indício de que as áreas domiciliares dos indivíduos KN #198, KN #236 e KN #244 tendam a se estabilizar.

Os tamanhos das áreas domiciliares a 95% variaram entre 2,2 e 43,8 km² (média de 17,5 km² e DP=12,4 km²) com o uso do MPC, 0,8 e 82,5 km² (média de 15,6 km² e DP=15,7 km²) com o uso do kernel adaptativo e do LSCV, 3,9 e 244 km² (média de 72,4 km² e DP=67,7 km²) com o uso do kernel fixo e do href, e de 0,6 a 70,6 km² (média de 13,5 km² e DP=13,8 km²) com o uso do kernel fixo e do LSCV (**Tabela 4**). A menor área estimada foi de 0,6 km² para o KN #160 com kernel fixo e o LSCV, e a maior foi de 244 km² para o KN #283 com kernel fixo e href.

Os polígonos cortados mantiveram proporções variáveis das áreas estimadas originais, dependendo do método utilizado para analisar o uso de área. Com o MPC os polígonos cortados representaram em média 44,1% das áreas estimadas originais. Com o kernel adaptativo e LSCV a proporção foi em média de 68%, com o kernel fixo e href a média foi de 44,2 %, e com kernel fixo e LSCV observou-se a maior proporção de todos os métodos testados, 71,4% (**Tabela 5**).

O kernel fixo com largura determinada pelo href foi o método que produziu áreas claramente maiores do que as estimadas pelos outros métodos (**Figuras 50 e 51**). Em grande parte dos mapas é possível ver que as áreas geradas chegaram a ocupar a área costeira fora do estuário (**Figuras 19E a 49E**). Devido à discrepância entre as estimativas geradas, as variâncias não foram homogêneas (F calculado = 29,7 > F máx = 1). No teste de Friedman, foram detectadas diferenças significativas entre as estimativas produzidas pelos quatro métodos testados (Teste de Friedman: $\chi^2 = 69,38$; $gl = 3$; $p < 0,0001$).

Em uma segunda análise, os resultados produzidos pelo kernel fixo com o href foram excluídos por serem muito discrepantes daqueles produzidos pelos demais estimadores. Assim, para testar as diferenças entre as áreas geradas pelos três estimadores restantes (MPC, kernel adaptativo com LSCV e kernel fixo com LSCV) (**Figuras 52 e 53**), foi feita uma transformação usando a raiz quadrada dos dados. Com a transformação dos dados verificou-se homogeneidade entre as variâncias dos mesmos (F calculado=1,27 < F máx=1,85). A análise de resíduos mostrou normalidade na distribuição dos dados (SW $p=0,341$). A ANOVA em blocos casualizados indicou que, em média, os estimadores geraram áreas de tamanhos estatisticamente diferentes ($F_{2,60}= 5,6$; $p=0,006$), a um nível de significância de 5%. O teste de Tukey para comparação de médias apontou que a diferença existe pois a média das áreas produzidas pelo MPC foi maior que a média das áreas produzidas pelo kernel fixo com LSCV. No entanto, as áreas domiciliares produzidas pelo kernel fixo e adaptativo, ambos com LSCV, não foram significativamente diferentes em média.

A análise de variância indicou a existência de dois *outliers* representados pelas áreas domiciliares dos indivíduos KN #98 e KN #283, estimadas através do MPC.

Os tamanhos das áreas nucleares a 50% variaram entre 0,1 e 18,1 km² (média de 3,6 km² e DP=3,8 km²) com o uso do kernel adaptativo e do LSCV, entre 0,9 e 53,1 km² (média de 15,5 km² e DP=13,8 km²) com o uso do kernel fixo e do href, e entre 0,1 e 19,1 km² (média de 4,1 km² e DP=4,2 km²) com o uso do kernel fixo e do LSCV (**Tabela 6**). As áreas nucleares também foram calculadas a partir dos polígonos cortados. Entretanto, por estarem no centro da distribuição dos pontos, as áreas nucleares perdem menos área no corte do polígono do que as áreas domiciliares totais (**Tabela 7**). O kernel fixo com href foi o estimador que produziu as áreas nucleares maiores, assim como ocorreu para as área domiciliares, e verificou-se que, a um nível de significância de 5%, os métodos testados também produziram áreas nucleares de tamanhos estatisticamente diferentes (Teste de Friedman: $\chi^2 = 59,12$; $gl = 2$; $p < 0,0001$).

5. DISCUSSÃO

Os esforços de campo não foram uniformes ao longo dos anos. A variação da disponibilidade de recursos financeiros, logísticos e a dependência de condições climáticas favoráveis (estado do mar na escala Beaufort ≤ 2 e precipitações atmosféricas) influenciaram a distribuição dos esforços para a foto-identificação de *S. guianensis*. Apesar da falta de uniformidade na coleta de dados, foi possível observar *S. guianensis* em todas as estações do ano, em todos os sub-setores do estuário de Cananéia até o Tombo das Águas, e em todos os anos monitorados, corroborando com as informações previamente demonstradas a respeito da fidelidade de uso desta região por indivíduos da espécie (e.g. GEISE *et al.*, 1999; SANTOS *et al.*, 2001).

Mesmo após onze anos de estudos voltados para a foto-identificação do boto-cinza no estuário de Cananéia, novos indivíduos continuam sendo identificados. A curva de descobrimento não mostrou estabilização por completo, apesar das taxas de descobrimento terem sido bastante semelhantes nos dois últimos anos. Na Baía de Sepetiba, Nery (2008) catalogou 382 indivíduos em um ano e não encontrou estabilização da curva de descobrimento. No estudo de Rossi-Santos *et al.* (2007), a curva de descobrimento estabilizou após o primeiro ano de coleta dados. Naquele estudo, 58 indivíduos foram catalogados em três anos. Na Baía da Babitonga em Santa Catarina foram catalogados 50 indivíduos através de foto-identificação em dois anos e meio de estudo (HARDT, 2005). Já no estuário do rio Paraguaçu na Bahia, 30 indivíduos foram catalogados em dois anos de estudo (BATISTA, 2008). Em ambas as áreas, os pesquisadores encontraram estabilização na curva de descobrimento naqueles locais. As diferenças encontradas entre as curvas de descobrimento das áreas mencionadas podem ser resultantes das diferenças entre os períodos de amostragem, e da diferença entre os tamanhos das populações de *S. guianensis* das áreas de estudo, assim como dos critérios adotados por cada grupo de pesquisas para catalogar indivíduos marcados na população. As populações que utilizam o estuário de Cananéia e a Baía de Sepetiba possuem tamanhos expressivos, com cerca de 400 a 700 indivíduos em Cananéia (GEISE, 1999; PACÍFICO, 2008), e de 1.000 a 1.200 indivíduos em Sepetiba (FLACH *et al.*, 2008; NERY, 2008). Na Baía da Babitonga as estimativas de abundância indicam que há cerca de 200 indivíduos naquela população (CREMER, 2007). Não estão disponíveis dados sobre abundância de *S. guianensis* no estuário do rio Paraguaçu. Novos descobrimentos podem ser causados por diferentes fatores, como por exemplo: pela imigração de novos indivíduos para a área de estudo, pela identificação de indivíduos com marcas que já viviam na área mas não

havia sido fotografados, ou por indivíduos que adquiriram marcas durante o estudo (e.g. WELLS, 1991; MAZE & WÜRSIG, 1999).

Os valores de porcentagens de fotos úteis são interessantes quando utilizados para comparar a acessibilidade a bons resultados com o uso da foto-identificação aplicada a diferentes espécies. Por exemplo, o sucesso de 25% na obtenção de fotografias de qualidade poderia ser considerado baixo quando comparado ao obtido para outras espécies de maior porte como *T. truncatus* (e.g. DALLA ROSA, 1999; READ *et al.*, 2003; FRUET, 2008), para a qual o sucesso atingido pode ultrapassar 70% do total de fotografias obtidas. Porém é importante ressaltar que existem algumas dificuldades inerentes à aplicação da foto-identificação para o estudo de *S. guianensis* devido ao comportamento arredio, pequeno porte e coloração críptica da espécie (SANTOS *et al.*, 2000). O aproveitamento obtido neste estudo assemelha-se aos aproveitamentos obtidos para *S. guianensis* em outras regiões. O sucesso na obtenção de fotografias de boa qualidade foi de 17% na Baía de Guanabara (PIZZORNO, 1999), 30% na Baía Norte (FLORES, 1999), 29% na Baía de Sepetiba (NERY, 2008), 13% na Baía da Babitonga (HARDT, 2005) e 19% no Rio Paraguaçu (BATISTA, 2008). Convém ressaltar que as diferenças nos critérios adotados para qualificar fotografias e na escolha dos equipamentos utilizados para fotografia, podem gerar ruídos ao comparar sucesso na obtenção de fotografias de boa qualidade para identificação individual em cetáceos.

Alguns indivíduos apresentaram mudanças em suas marcas ao longo dos anos. Foram observados 33 indivíduos, 16,1% do total, com alterações na quantidade ou no formato dos entalhes em suas nadadeiras dorsais. Tais alterações foram geralmente pequenas possibilitando o acompanhamento dos indivíduos mesmo após as mudanças. Portanto, acredita-se que as alterações não tenham interferido na probabilidade de recaptura dos indivíduos ao longo do estudo. Tal fato reforça a importância da escolha criteriosa das marcas que levam indivíduos a compor catálogos de identificações. Além disso, o catálogo deve ser constantemente checado, e se possível por mais de um pesquisador, para evitar erros de identificação que são comuns quando se trabalha com grandes populações (ver WÜRSIG & JEFFERSON, 1990).

A numeração usada para catalogar os botos foi contínua e determinada de acordo com a descoberta de novos indivíduos ao longo do tempo. No entanto, os critérios para inclusão de novos indivíduos marcados no catálogo tiveram que ser aperfeiçoados ao longo do tempo. Desde o princípio da construção deste catálogo em 1996 (SANTOS, 1999) até os dias atuais, os critérios passaram a ser mais rígidos no que concerne a decisão de catalogar ou não um

indivíduo, pois indivíduos com marcas sutis e arranhões superficiais podiam ser facilmente confundidos com alguns de seus congêneres. Indivíduos que haviam sido catalogados, mas que possuíam poucas e/ou pequenas marcas, passíveis de serem confundidas, foram excluídos do catálogo e sua numeração não foi reutilizada para outros indivíduos (ver SANTOS, 2004). Por isso, apesar de haver 205 indivíduos catalogados, a numeração foi até 372.

Para as análises de uso de área optou-se por utilizar apenas uma localização obtida por dia para evitar a auto-correlação entre os dados. A frequência de reavistagens variou entre os indivíduos catalogados, que apresentaram de 1 a 44 avistagens durante o período de estudo. A variação da frequência de reavistagens é esperada em grandes populações. No caso de Cananéia, onde a área de estudo é ampla e a abundância é grande, é de se esperar que haja um número de reavistamentos individuais menor do que aquele observado em estudos realizados em áreas menores, e com populações cuja abundância seja menor. Ou seja, em uma população com menos indivíduos e em uma área de estudo pequena certamente o número de reavistagens seria maior.

Além disso, existe a possibilidade que os diversos indivíduos monitorados estejam gastando tempos diferentes dentro da área de estudo, o que geraria probabilidades variadas de serem reavistados e intervalos entre reavistagens distintos (ZOLMAN, 2002). No estuário do rio Caravelas e na Baía de Sepetiba, o padrão de reavistagens foi semelhante ao observado em Cananéia, com poucos indivíduos sendo constantemente registrados e um grande número de indivíduos com poucas reavistagens (ROSSI-SANTOS *et al.*, 2007; NERY, 2008). Möller *et al.* (2002) observaram padrão semelhante estudando *Tursiops aduncus* em Jervis Bay, no sudeste da Austrália. Nos estudos de populações de *T. truncatus*, este padrão foi observado na Escócia, em Moray Firth (WILSON *et al.*, 1997) e nos Estados Unidos, no estuário do rio Stono, Carolina do Sul (ZOLMAN, 2002).

Não existe um consenso sobre qual o número exato de localizações que deve ser utilizado nas estimativas de áreas domiciliares. Mares *et al.* (1980) e Schoener (1981) indicam que um número mínimo de 20-25 localizações por indivíduo seria importante para garantir a independência entre o tamanho amostral utilizado e a área domiciliar estimada. Em outro estudo que utilizou o estimador kernel em simulações, sugere-se o número mínimo de 30 pontos e ideal de 50 pontos ou mais para realização das estimativas de uso de área (SEAMAN *et al.*, 1999). Urian (2002) recomendou um mínimo de 100 pontos de localizações para estudo de uso de área de *T. truncatus* na Baía de Sarasota, Flórida, Estados Unidos. De maneira geral, espera-se que quanto maior for o número de localizações utilizadas nos cálculos

envolvendo o método dos estimadores de densidade kernel, mais precisa será a área de vida estimada (SEAMAN *et al.*, 1999; OWEN *et al.*, 2002). Os estudos de uso de área realizados com *S. guianensis* apresentaram estimativas baseadas em números mínimos de localizações por indivíduo que variaram de 10 (HARDT, 2005; BATISTA, 2008) a 33 (FLORES & BAZZALO, 2004), e os números máximos que variaram de 18 (BATISTA, 2008) a 53 (FLORES & BAZZALO, 2004). Neste estudo, optou-se por utilizar no mínimo 20 localizações por indivíduo nas estimativas. Assim foi possível analisar as áreas domiciliares de 31 indivíduos que possuíam entre 20 a 44 reavistagens em um universo amostral de 205 indivíduos do catálogo.

À medida que se acumulam capturas de um mesmo indivíduo, a área de vida estimada tende a aumentar cada vez mais até alcançar uma assíntota. O valor desta assíntota é uma estimativa confiável da área de vida (HARRIS *et al.*, 1990; FERNANDEZ, 1995). Para testar se esta assíntota havia sido atingida, curvas cumulativas foram geradas para analisar a evolução do tamanho das áreas domiciliares geradas a partir do MPC. A assíntota foi atingida para as áreas domiciliares de cinco indivíduos: KN #43, KN #88, KN #97, KN #154 e KN #231. Houve um indício de que as áreas domiciliares dos indivíduos KN #198, KN #236 e KN #244 estiveram próximas da estabilização. O indivíduo KN #88 foi o único cuja curva atingiu a assíntota e que havia sido registrado em todos os anos entre 2000 e 2010. Nas 23 áreas domiciliares restantes, as curvas produzidas não atingiram uma assíntota, o que indica que nestes casos provavelmente não foram geradas estimativas definitivas das áreas domiciliares dos indivíduos monitorados dentro do estuário. Talvez haja a necessidade de incluir mais reavistagens para determinar com maior confiança o tamanho real das áreas utilizadas por aqueles botos.

Os tamanhos das áreas domiciliares variaram entre 2,2 e 43,8 km² com o uso do MPC, entre 0,8 e 82,5 km² com o uso do kernel adaptativo e do LSCV, entre 3,9 e 244 km² com o uso do kernel fixo e do href, e entre 0,6 a 70,6 km² com o uso do kernel fixo e do LSCV. Os resultados obtidos são um pouco diferentes daqueles obtidos em outros estudos (**Tabela 8**). Na Baía Norte, as áreas domiciliares de *S. guianensis* variaram de 5,4 a 21,5 km² com uso do MPC, e de 12,6 a 19,6 km² com o kernel fixo e LSCV (FLORES & BAZZALO, 2004). Na Baía da Babitonga (26°S), as áreas domiciliares de *S. guianensis* variaram de 1,6 a 25,7 km² com o MPC, e de 4,3 a 91,5 km² com o kernel fixo e LSCV (HARDT, 2005). Batista (2008) encontrou uma variação de 1 a 8,7 km² usando o MPC para avaliar as áreas domiciliares dos botos-cinza encontrados no Rio Paraguaçu (12°S). O distinto número de pontos de avistagens

envolvido nas análises, assim como características do hábitat e dos parâmetros populacionais do boto-cinza nas áreas estudadas podem ter sido responsáveis pelas diferenças observadas. O formato das baías e estuários que foram explorados nos estudos de uso de área de *S. guianensis*, podem ter influenciado no formato e tamanho das áreas domiciliares estimadas nas distintas regiões. Tanto o estuário de Cananéia, como o estuário do Rio Paraguaçu, são compostos por feições longilíneas e canais estreitos. Já a Baía Norte e a Baía da Babitonga apresentam formatos mais arredondados e são largas. Esses diferentes formatos podem implicar em vieses na comparação dos mapas das áreas domiciliares.

A distribuição das áreas domiciliares não foi homogênea dentro da área de estudo, bem como ocorreu também na Baía Norte, na Baía da Babitonga e no rio Paraguaçu (FLORES & BAZZALO, 2004; WEDEKIN *et al.*, 2007; HARDT, 2005; BATISTA, 2008). O uso heterogêneo do espaço é comum entre populações de pequenos cetáceos costeiros e pode estar ligado à heterogeneidade do próprio habitat (GUBBINS, 2002; WEDEKIN *et al.*, 2007).

As áreas domiciliares dos indivíduos estudados ficaram concentradas no Mar de Cananéia. Houve sobreposição entre elas indicando o compartilhamento pelos indivíduos no uso das mesmas regiões do estuário. Apesar da diferença entre os esforços aplicados nos sub-setores, com ênfase no setor A1-A4, seis indivíduos (KN #15, KN #51, KN #154, KN #244, KN #283 e KN #285) tiveram partes de suas áreas domiciliares no setor A5, que foi o setor com menor número de dias de amostragem.

Observa-se que, além da variação individual nos tamanhos das áreas domiciliares geradas, houve também variação no tamanho da área de um mesmo indivíduo dependendo do método utilizado para estimar sua área domiciliar. Apenas o indivíduo KN #30 apresentou estimativas muito semelhantes com os quatro métodos utilizados, muito provavelmente em função dos seus pontos de avistagens terem ocorrido em uma área relativamente pequena. Os gráficos das **Figuras 55 e 56** mostram que o intervalo de variação foi maior nos dados gerados pelo kernel fixo com href, e que esse foi o estimador cujos resultados foram diferentes dos demais.

As estimativas produzidas pelo kernel fixo com LSCV e pelo kernel adaptativo com LSCV não foram significativamente diferentes entre si. Porém, a diferença entre os dois métodos ocorre pois no kernel fixo a mesma largura (h) é aplicada em toda extensão dos pontos, e no kernel adaptativo essa largura varia, sendo maior nas bordas e menor no centro da distribuição das localizações (POWELL, 2000). O efeito geral que pôde ser observado com a aplicação do kernel adaptativo, em relação ao fixo, foi de áreas domiciliares (linhas de 95%)

ligeiramente maiores, com o benefício de redução da fragmentação, e áreas nucleares (linhas de 50%) ligeiramente menores. As estimativas geradas através destes dois estimadores parecem representar bem as áreas domiciliares dos indivíduos KN #15, KN #19, KN #75, KN #83, KN #154, KN #155, KN #179, KN #186, KN #197, KN #230, KN #244, KN #277, KN #285 e KN #304, já que nestes casos os contornos foram contínuos e os núcleos ficaram melhor definidos, e apenas os pontos mais externos formaram áreas circulares disjuntas. Em outros casos, estes estimadores não produziram áreas bem definidas, pois houve fragmentação excessiva das mesmas. Esta fragmentação ocorreu em maior escala nas áreas domiciliares dos indivíduos KN #51, KN #86, KN #88, KN #97, KN #98, KN #157, KN #231 e em menor escala nas áreas dos indivíduos KN #160, KN #178, KN #198, KN #215, KN #236.

Quando as estimativas produzem áreas domiciliares formadas por vários contornos desunidos e espaçados, apesar de estar excluindo áreas raramente usadas, podem falhar em indicar corredores importantes pelos quais o indivíduo se desloca (KIE *et al.*, 2010). Neste aspecto, as áreas geradas pelo MPC ilustram melhor a conexão entre centros de uso mais importantes para os botos. Nos casos dos indivíduos KN #51, KN #86, KN #88, KN #97, KN #98, KN #157 e KN #231, as estimativas feitas através do MPC parecem representar melhor a realidade do que as estimativas produzidas pelos outros três métodos.

Os efeitos resultantes da escolha entre o kernel fixo e o adaptativo foram muito sutis se comparados aos efeitos resultantes da escolha entre os parâmetros de suavização LSCV e href para determinação da largura do kernel fixo, corroborando com as conclusões de Worton (1995). Wand e Jones (1995) afirmam que “escolher o parâmetro apropriado para determinar a largura do kernel é o passo mais importante neste tipo de análise”. Não existe o meio mais adequado de escolher um parâmetro para determinar a largura do kernel *a priori* (WORTON, 1989). De maneira geral, o uso de href provocou a superestimação das áreas domiciliares, o que é previsto na literatura sobre uso de área. Worton (*op cit*) explica que “se o pesquisador assumir que as localizações obtidas estão distribuídas normalmente em um espaço bivariado, uma largura de referência (href) pode ser calculada, mas se as localizações estão agregadas, o que é bastante comum, a largura calculada por href será muito grande, e a área gerada ficará superestimada, com excesso de espaço entre os pontos mais externos”.

O que mais chama atenção nas estimativas com href é o fato de que regiões fora da área de estudo, e sub-setores em que o animal não foi visto foram incluídos nas áreas geradas (**Figuras 19E a 49E**). Muitas áreas domiciliares ficaram maiores que a própria área de estudo. A largura gerada foi maior quando o indivíduo apresentava localizações muito distantes umas

das outras. Entretanto, em casos onde havia uma distribuição mais homogênea entre as localizações, as estimativas geradas com o uso de href foram satisfatórias ou até melhores do que aquelas geradas pelos outros três processos, pois houve formação de áreas (contornos de 95%) e núcleos (contornos de 50%) bem definidos. É o caso das áreas dos indivíduos KN #43, KN #83, KN #147, KN #160, KN #178, KN #193, KN #198, KN #215 e KN #236.

Concluir que o kernel fixo com href é um método ruim para estimar o uso de área seria uma atitude precipitada. Um estudo com lontras (*Lontra canadensis*) em Prince William Sound, Alaska (60°N) indicou que o kernel fixo com href pode ser utilizado para determinar áreas domiciliares que possuem padrões lineares, geralmente determinados pelas feições geográficas do ambiente em que o animal vive, tais como rios e linhas de costa (BLUNDELL *et al.*, 2001). Os autores daquele estudo fizeram simulações, a partir de dados de telemetria e modelos de comportamento, para determinar qual o kernel seria mais preciso e acurado na determinação das áreas domiciliares das lontras. As medidas obtidas com o kernel fixo e com href foram consideradas as melhores na definição das áreas domiciliares. O kernel fixo com LSCV gerou, em muitos casos, resultados inconsistentes nas áreas de 95% devido à fragmentação excessiva e, por isso, as áreas ficaram subestimadas. Por outro lado, nas estimativas das áreas nucleares delimitadas pelos contornos de 50%, o kernel fixo com LSCV produziu os melhores resultados.

Apesar de Seaman *et al.* (1999) ter promovido o LSCV como um bom método para determinação da largura do kernel, ele reconheceu que o uso deste método para estimativas com menos de 50 localizações pode resultar em análises ruins. Alguns autores sugerem que a alternativa para chegar a um meio termo seria utilizar a proporção 70% (BERTRAND *et al.*, 2006) ou 80% de href para determinar uma nova largura a ser utilizada com o kernel fixo (ver KIE *et al.*, 2010). Outra técnica proposta em Rodgers & Kie (2010) é a validação cruzada parcial ou BCV (*biased cross-validation*, em inglês), que produziria larguras intermediárias entre as obtidas com o LSCV e href (SAIN *et al.*, 1994). No entanto, o BCV não foi investigado no contexto das áreas domiciliares e pode falhar em determinar a largura se houver muito pontos próximos uns aos outros, já que a distância entre os pares de pontos seria próxima a zero, e a equação não poderia ser calculada (RODGERS & KIE, 2010).

O uso concomitante de mais de um método para a análise das áreas domiciliares de *S. guianensis* permitiu observar quão discrepantes as estimativas podem ser, e como é importante relatar como o parâmetro de suavização (h), ou largura, foi determinado. Em linhas gerais, o MPC indicou a delimitação externa das áreas domiciliares, e o kernel permitiu

o refinamento no delineamento da região interna das áreas domiciliares, baseado na maior ou menor densidade de pontos. Sendo assim, no estudo ora apresentado estes estimadores produziram resultados complementares. KIE *et al* (2010) reforçaram que é essencial descrever detalhes sobre os métodos utilizados para que os estudos sejam replicados. LAVER & KELLY (2008) destacam ainda que se um programa computacional for utilizado para as análises, todas as opções escolhidas para a programação do mesmo devem ser reportadas.

O fato de remover áreas de terra que são adicionadas pelos contornos de 95% devido à existência de localizações muito próximas às margens, representou a retirada de em média 56% da área original estimada nos casos do MPC e do kernel fixo com href. Portanto, toda a interpretação feita nesta discussão só faz sentido quando este fato é considerado. Se o polígono inteiro fosse usado haveria perda do significado biológico, pois os limites de movimentação dos indivíduos (neste caso somente em locais onde havia água), não seriam considerados. O kernel fixo com LSCV, apesar de gerar fragmentação em algumas estimativas, foi o método no qual menores proporções da área original foram subtraídas para formar os polígonos cortados, já que este método gera áreas originais mais estreitas.

Novas alternativas para o cálculo das áreas domiciliares estão sendo testadas (ver revisão em KIE *et al.*, 2010) e vêm apresentando resultados interessantes por incorporarem a modelos as informações sobre a distribuição dos recursos e aspectos do comportamento de movimentação dos animais estudados (*mechanistic models*, em inglês). Essas alternativas permitem a previsão do uso do espaço, caso haja alterações no habitat ou na população em que vivem (MITCHELL & POWELL, 2004; SMOUSE *et al.*, 2010), além de aperfeiçoamentos dos estimadores já existentes, como kernels temporais (*time kernel*, em inglês) (KATAJISTO & MOILANEN, 2006) e do MPC através do estimador *locoh* (*local nearest-neighbor convex-hull*, em inglês) (GETZ & WILMERS, 2004).

Ao mesmo tempo em que surgiram avanços nas análises, as tecnologias para coleta das localizações envolvendo GPS e aparelhos de telemetria satelital tornaram-se mais acessíveis aos pesquisadores e permitem avanços significativos, tais como a obtenção de dados durante o período noturno e em condições climáticas desfavoráveis à observação em campo, além da possibilidade de obter uma amostragem uniformemente distribuída durante dias e estações distintas, mesmo no caso dos animais que se movem em longas distâncias ou que vivem em ambientes de difícil acompanhamento, como em habitats fossoriais e marinhos (KIE *et al*, 2010). Também existem limitações no uso desta técnica, principalmente relacionados ao tempo de duração da bateria, ao peso dos equipamentos que não devem

interferir na mobilidade dos animais estudados, e é claro por ser mais invasiva do que a simples observação em campo.

As áreas nucleares observadas nesse estudo estiveram localizadas principalmente em três pontos: na Barra de Cananéia, na região próxima ao Morro São João em frente à cidade de Cananéia, e no setor entre as Ilhas do Pai Matos e Juruvaúva. Dezoito indivíduos tiveram a área nuclear dividida e treze apresentaram apenas uma área nuclear. Através da observação dos mapas gerados, nota-se que a Barra de Cananéia conteve as áreas nucleares de 26 indivíduos, sendo a área nuclear total para 11 indivíduos, e parcial para 15 indivíduos. Na região entre o Morro São João até arredores da Ilhas do Pai Matos e Juruvaúva foram observadas partes das áreas nucleares de 15 indivíduos, e áreas nucleares totais de dois indivíduos (KN #230 e KN #231). Apenas o indivíduo KN #285 teve parte de sua área nuclear no sub-setor A5. O indivíduo KN #283 apresentou uma área nuclear extensa e contínua entre as Ilhas do Pai Matos até o norte da Ilha de Cananéia, próximo a Pedrinhas.

Os tamanhos das áreas nucleares gerados pelos três estimadores (kernel adaptativo com LSCV, kernel fixo com LSCV e kernel fixo com href) também variaram significativamente. Da mesma forma que ocorreu com as áreas domiciliares, as áreas nucleares geradas pelo kernel fixo com href foram maiores que as áreas geradas pelos outros estimadores. Opostamente ao que aconteceu nas áreas domiciliares, as áreas nucleares geradas pelo kernel fixo com LSCV foram maiores do que as áreas geradas pelos kernel adaptativo com LSCV, pois a largura (h) aplicada no centro das distribuições é menor quando se usa o kernel adaptativo.

As localizações das áreas nucleares podem ter sido influenciadas pelos esforços mais concentrados no sub-setor A1-A4 e A0. Entretanto, a Barra de Cananéia possui águas mais profundas (em média 12 m, com valores máximo de 23 m) do que o interior do estuário (SANTOS, 2004, SANTOS & ROSSO, 2007), e em estudos passados foram relatadas grandes agregações de botos-cinza engajados em atividades de alimentação naquele setor (e.g. GEISE, 1999; ROLLO, 2002; SANTOS E ROSSO, 2007). Batista (2008) observou maiores concentrações dos botos na região da Barra do rio Paraguaçu, onde a profundidade varia em torno de 10 a 20 metros. Di Tullio (2009) verificou que na Lagoa dos Patos (32°S), *T. truncatus* apresentou preferência pela entrada da barra e por maiores declividades. Outros estudos verificaram a preferência de *T. truncatus* por habitats de canais profundos, ligando estuários ao oceano e onde há formação de correntes mais fortes, que tendem a agir como gargalos concentrando as presas, o que facilita a captura das mesmas e reduz os custos

energéticos do forrageamento (e.g. BALLANCE, 1992; WILSON *et al.*, 1997; MAZE & WÜRSIG, 1999; INGRAM & ROGAM, 2002).

Além da influência de fatores ambientais (bióticos e abióticos) na determinação das áreas utilizadas pelos indivíduos, fatores intrínsecos aos próprios organismos, tais como tamanho corpóreo, idade e sexo podem gerar variações individuais nas áreas domiciliares (e.g. BURT, 1943; ACEVEDO-GUTIÉRREZ, 2009). Um exemplo interessante, de como tais fatores podem afetar o uso de área é o caso do indivíduo KN #157, que é cria do indivíduo KN #147. Uma parte de seus pontos de localização está associada aos pontos de localização da mãe. A partir de outubro de 2002 os dois indivíduos passam a ser observados em localizações distintas em certas ocasiões, e juntos no mesmo grupo em outras. Isso pode indicar que com o passar dos anos e com a chegada da fase adulta, o indivíduo KN #157 tenha passado a explorar áreas diferentes das que costumava ocupar ao lado da mãe.

O tamanho corpóreo afeta diretamente as taxas metabólicas e os custos reprodutivos dos mamíferos e, quando as taxas metabólicas são altas, uma grande área de vida tem que ser mantida para que eles possam encontrar toda energia que necessitam (MCNAB, 1963). Espécies de cetáceos que possuem grande tamanho corporal e uma quantidade expressiva de gordura acumulada são capazes de deslocamento em longas distâncias, podendo assim explorar recursos que estão distribuídos de forma esparsa e desigual pelo ambiente em que vivem (ACEVEDO-GUTIÉRREZ, 2009). O oposto ocorreria com espécies de menor porte.

Os valores das áreas domiciliares de *S. guianensis* obtidos com o MPC e com kernel fixo com LSCV são semelhantes àqueles observados por Fury & Harrison (2008) no estudo de *T. aduncus* em Clarence river e Richmond river, estuários situados no norte de New South Wales, Austrália. Na maioria dos estudos de áreas domiciliares individuais de *T. truncatus* que utilizaram MPC e os kernels fixo e adaptativo com o LSCV, as áreas calculadas para aquela espécie foram maiores em média (e.g. WELLS, 1991; WÜRSIG & LYNN, 1996; GUBBINS, 2002; INGRAM & ROGAM, 2002; SILVA *et al.*, 2008) do que as áreas calculadas para *S. guianensis* (e.g. FLORES & BAZZALO, 2004; SANTOS, 2004; HARDT, 2005; BATISTA, 2008; OSHIMA *et al.*, 2010 e presente estudo). Tais variações podem ser resultantes das diferenças entre o porte das duas espécies. *T. truncatus* é maior que *S. guianensis* e são relatadas movimentações de longas distâncias chegando a cerca de 300 km para aquela espécie (e.g. WELLS *et al.*, 1990; WÜRSIG & HARRIS, 1994; WILSON *et al.*, 1997; SIMÕES-LOPES & FABIAN, 1999; SILVA *et al.*, 2008).

As áreas domiciliares (95%) e nucleares (50%) dos indivíduos KN #30, KN #43, KN #83, KN #147, KN #157, KN #160, KN #178, KN #193, KN #198, KN #215 e KN #236 ficaram concentradas na Barra de Cananéia. Estas áreas são bastante restritas e algumas são muito pequenas, às vezes menores que 3,0 km². Seriam estas áreas representações reais das áreas domiciliares daqueles indivíduos? O tamanho das mesmas seria suficiente para abrigar todos os recursos necessários para aqueles indivíduos? Apesar do sistema estuarino-lagunar de Cananéia ser um habitat extremamente produtivo, outras informações levam a crer que deve haver cautela em se considerar estas estimativas como as áreas domiciliares utilizadas pelos indivíduos citados. Estudos com *S. guianensis* indicam que indivíduos são capazes de se mover por mais de 25 km em um dia (ver FLORES & BAZZALO, 2004; AZEVEDO *et al.*, 2007), com médias de movimentação de 5,4 km por dia na Baía Norte e 18,5 km por dia na Baía de Guanabara. Com uma capacidade de movimentação relativamente ampla, seria no mínimo questionável que tais botos ficassem limitados em uma área significativamente restrita.

Outra possibilidade é que talvez as áreas domiciliares estejam sendo observadas em escala limitada. Davis (1953) alertou para o fato de que “seria improvável que uma área domiciliar individual coincidissem com os limites de uma área de estudo escolhidos arbitrariamente pelo pesquisador”. A área de estudo pode estar em uma das extremidades da área domiciliar do indivíduo, e neste caso apenas uma parte da área domiciliar seria visualizada, dando a impressão de ser menor do que realmente é. E se a área domiciliar for ampla, a frequência de revistagens do indivíduo será menor em seu extremo do que na área central (ZOLMAN, 2002). Geise *et al.* (1999) propuseram a existência de movimentações diárias dos botos para dentro e para fora do estuário em Cananéia. Na Baía de Guanabara e na Baía Norte, o mesmo tipo de movimentação também foi sugerido (GEISE, 1991; WEDEKIN *et al.*, 2007). Em levantamentos na região costeira, Santos (informação verbal) verificou nas proximidades da Ilha do Bom Abrigo, que fica há cerca de 8 km da Barra, a presença de indivíduos que já haviam sido foto-identificados dentro do estuário de Cananéia¹. Assim, novos esforços devem ser dirigidos para verificar o possível uso das áreas costeiras.

As áreas nucleares de 26 indivíduos localizaram-se na Barra de Cananéia, denotando que este local seja importante no fornecimento recursos para a população local. Onze indivíduos mostraram uso de área restrito àquela região que é a mais utilizada por turistas e com maior tráfego de embarcações já que conecta o interior do estuário com o oceano. Do final da década de 1990 em diante, os passeios náuticos no estuário de Cananéia passaram a

¹ Informação obtida com o pesquisador Dr. Marcos César de Oliveira Santos, do Instituto Oceanográfico localizado na Praça do Oceanográfico número 191, Universidade de São Paulo.

englobar visitas à Ponta da Trincheira para observação dos botos (ver SANTOS, 2010), incursões pela Barra de Cananéia para observação dos botos, e ancoragem na praia do Itacuruçá, no Parque Estadual da Ilha do Cardoso. A presença cada vez menor dos botos na Barra tem se tornado um motivo de preocupação decorrente da falta de regulamentação específica para observação dos mesmos naquele estuário, além da falta de fiscalização das leis já existentes (Lei Federal n.º 7.643, de 18 de dezembro de 1987; Portaria nº 117, de 26 de dezembro de 1996; Decreto n.º 6.698, de 17 de dezembro de 2008). A aplicação e constante fiscalização do cumprimento destas leis devem ser realizadas para a condução correta do turismo de observação de botos em Cananéia.

Os dados de uso de área podem ser usados como ferramentas para o planejamento de ações para a conservação de *S. guianensis*, principalmente porque delimitam com alguma precisão as regiões mais utilizadas pelos indivíduos para obtenção dos recursos essenciais para sua sobrevivência. As estimativas realizadas fornecem dados sobre o tamanho e a localização das áreas domiciliares, e essas informações são importantes para melhor conhecimento da espécie que ainda é classificada como insuficientemente conhecida devido à falta de dados sobre a ecologia da mesma.

Os onze anos de identificação individual mostraram um uso do estuário quase como um todo até a região do Tombo das Águas. Apesar das áreas domiciliares dos indivíduos analisados se concentrarem no Mar de Cananéia, a continuidade do monitoramento desta população e a ampliação da área investigada para as águas costeiras são necessárias para acompanhar o uso de área destes e de mais indivíduos, pois as áreas domiciliares não são estáticas e podem mudar ao longo do tempo e do espaço (POWELL, 2000). Toda a região onde os grupos foram encontrados deve ser protegida da mesma forma e intensidade. Apenas uma parcela da população foi analisada neste estudo que acompanhou os indivíduos marcados, os quais representam cerca de 30% da população total que habitat o estuário de Cananéia. Mais dados são necessários para entender o uso de área de *S. guianensis* no Mar de Dentro (sub-setor A5), já que a quantidade de grupos encontrados lá foi proporcionalmente semelhante à quantidade de grupos observada nos outros sub-setores que foram monitorados por um período de tempo maior.

A distribuição espacial das áreas domiciliares mostra que as mesmas estão inseridas dentro dos limites da APA de Cananéia-Iguape-Peruíbe. Segundo a Lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – “Lei do SNUC” – a APA (Área de Proteção Ambiental) é “uma área em geral extensa, com certo grau de ocupação humana, dotada de

atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais especialmente importantes para a qualidade de vida e o bem-estar das populações humanas, e tem como objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais” (*caput* do art. 15 da Lei nº 9.985, de 2000). A APA Marinha do litoral sul é também mais um instrumento que promove a proteção desta população, pois determina as regras para o ordenamento das atividades turísticas, de pesquisa e de pesca em águas costeiras adjacentes à Barra de Cananéia. Essas duas unidades de conservação cumprem um papel importante para conservação de *S. guianensis*, pois seus limites são complementares e garantem a proteção de indivíduos da população nas águas internas do estuário e na região costeira. Sendo assim, é primordial a realização de campanhas educativas para reforçar a divulgação da existência destas APAS e efetivar a fiscalização para o cumprimento das regras de uso estabelecidas para as mesmas.

Especial atenção deve ser dada também ao aumento no número de empreendimentos aquícolas que podem se estabelecer na região. Segundo os dados fornecidos pelo Ministério de Pesca e Aquicultura (MPA), através Sistema de Informação das Autorizações de Uso das Águas de Domínio da União para fins de Aqüicultura (SINAU, 2011), há atualmente 23 protocolos em análise para instalação de áreas aquícolas licenciadas desde Iguape até a Ilha do Cardoso. Todos os projetos estão inseridos dentro dos limites da APA de Cananéia-Iguape-Peruíbe. As áreas que podem ser ocupadas por esses empreendimentos estão espalhadas por todo estuário (**Figura 54**) e sobrepõem-se com a distribuição das áreas domiciliares dos botos. Atualmente quaisquer áreas ou parques aquícolas necessitam de licenças para serem instalados. Os empreendimentos devem obedecer às normas estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 413/2009, que trata do licenciamento ambiental da aquíicultura e a Resolução CONAMA nº 312/2002, que trata mais especificamente sobre o licenciamento ambiental dos empreendimentos de carcinicultura na zona costeira.

O histórico da aquíicultura no estuário da Cananéia mostra que houve descaso em relação à adequação às leis ambientais no passado. O produtor Josef Siffert mantém tanques de carcinicultura na ilha do Aceiro Grande, uma área de manguezal dentro dos limites da APA de Cananéia-Iguape-Peruíbe. Em 1984, Siffert obteve licença da Superintendência do Desenvolvimento da Pesca (SUDEPE), sucedida pelo IBAMA, para a criação de camarões das espécies *Litopenaeus schimitti* e *Farfantepenaeus paulensis*, ambas da fauna nativa local. Contrariando a licença, que inclusive já expirara, Josef Siffert passou a utilizar a ilha do Aceiro Grande para a criação comercial de camarão da espécie *Litopenaeus vannamei*,

conhecido como camarão-branco do Pacífico, exótica no ecossistema da ilha. A criação era feita mesmo sem que Siffert tivesse obtido qualquer autorização ou licença dos órgãos ambientais competentes. A produção era vendida para ser usada como isca-viva na prática pesqueira esportiva, mas após ação civil pública ambiental movida pelo Ministério Público estadual, a justiça determinou em 2009 que o Siffert não produzisse mais o camarão exótico (ÚLTIMA INSTÂNCIA, 2009).

O camarão *L. vannamei* (BOONE, 1931), nativo do Pacífico leste foi trazido ao Brasil primeiramente para o Rio Grande do Norte em 1981 para fins de cultivo em viveiros (TAVARES & MENDONÇA, 1996). O cultivo de camarões é a modalidade mais expressiva de maricultura praticada no litoral brasileiro com uma produção estimada de 65 mil toneladas em 2006 (IBAMA, 2008). A atividade tem afetado diretamente os ambientes costeiros, transformando habitats estuarinos em fazendas de cultivo, sendo que entre os principais impactos destaca-se a destruição de manguezais e a introdução de espécies exóticas (ver ROSS & KELLY, 1994; FREITAS *et al.*, 2009). Seja acidental ou proposital a introdução de espécies exóticas podem trazer patógenos para outras espécies, competição pelo mesmo habitat ou recurso com as espécies nativas, além da contaminação genética, impactando desta forma todo o ecossistema envolvido (TAVARES, 2003).

No complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape-Ilha Comprida, o cultivo de *L. vannamei* em viveiros escavados existiu até 6 de setembro de 2005 (BARBIERI & MELO, 2006). Em 2006 a espécie já se encontrava bastante disseminada no interior do estuário, embora fosse encontrado um número reduzido de indivíduos de *L. vannamei* quando comparado aos números de indivíduos de outras espécies (BARBIERI & MELO, *op. cit.*). Os camarões *L. vannamei*, assim como os de outras espécies, são cometidos por várias doenças de origem viral. Em 1995 mais de 95% dos estoques do sul do Texas foram dizimados pelo vírus TSV (*Taura Syndrome Virus*) (JSA, 1997). No Brasil, em fevereiro de 2005, várias fazendas em Santa Catarina que cultivavam o *L. vannamei* foram afetadas pelo vírus da Mancha Branca (*White Spot Syndrome Virus*) (BARBIERI & MELO, *op. cit.*).

Já é amplamente conhecida a expansão de doenças infecciosas emergentes (DIE) em mamíferos marinhos em praticamente todas as bacias oceânicas, induzindo à mortalidade em massa de alguns estoques (VAN BRESSEM *et al.*, 2009a). São definidas como DIE aquelas que foram recentemente reconhecidas, estão em evolução e expansão geográfica, estão se movendo de uma espécie-hospedeira à outra, têm impacto ou severidade ampliados ou que tenham passado por uma alteração em sua ação patogênica recentemente (BENGIS *et al.*,

2004). Dentre as origens de tais expansões, ações antropogênicas encabeçam as principais causas e através de contaminações ambientais pelas mais diversas fontes que incluem atividades de maricultura mal gerenciadas (VAN BRESSEM *et al.*, 2009a). No final dos anos 2000 foi detectada uma doença de pele semelhante à lobomicose (*lobomycosis like disease*, em inglês) em 17% dos indivíduos da população dos botos-cinza encontrada no complexo estuarino de Paranaguá, no Lagamar, monitorados por foto-identificação (VAN BRESSEM *et al.*, 2009b). Não se sabe ao certo a origem causadora dessa patologia que deve ser monitorada no tempo e no espaço. A proximidade da mencionada área estuarina é uma causa de preocupação para a expansão e disseminação da patologia detectada para a população encontrada no estuário de Cananéia-Iguape.

Além do aumento à suscetibilidade a doenças, outros impactos diretos são causados aos cetáceos devido às interações entre as populações e a maricultura. Os efeitos desses impactos ainda são pouco conhecidos pois foram pouco explorados, principalmente na América do Sul (KEMPER *et al.*, 2003). Um estudo na Itália indicou que a presença de criações de peixes em cativeiro atraía os peixes selvagens que viviam nos locais onde as criações haviam sido instaladas devido ao acúmulo de nutrientes próximo às gaiolas onde eram criadas as espécies comerciais. Essa concentração de peixes atraiu também os cetáceos, pois acabou alterando a distribuição e a disponibilidade de presas fazendo com que os cetáceos passassem a utilizar áreas que antes não eram exploradas (DÍAZ LÓPEZ *et al.*, 2001). Na Austrália e Chile, algumas criações de peixes possuem redes anti-predadores instaladas para evitar que os cetáceos se aproximem das gaiolas, porém estas redes quando mal instaladas acabam por capturar e matar cetáceos que tentam atravessá-las (ver KEMPER *et al.*, 2003). Em Admiralty Bay, na Nova Zelândia, as criações de mexilhão funcionam como barreiras físicas para *Lagenorhynchus obscurus*, provocando perda e degradação de habitat (MARKOWITZ *et al.*, 2004). Watson-Capps & Mann (2005) também verificaram que houve mudança no uso de área de *T. truncatus* após a instalação de criações de ostras em Shark Bay, Austrália, sendo que os indivíduos passaram a evitar as áreas onde estavam as criações. Esses são apenas alguns exemplos de como a implantação de áreas aquícolas podem atingir populações de cetáceos e afetar o habitat em que vivem. Com o crescimento da aquíicultura no país há que se atentar para o fato de que há desafios para atingir a implantação da aquíicultura com menor impacto. E para tanto, o cumprimento das leis, o monitoramento constante e o desenvolvimento de pesquisas serão ferramentas fundamentais para a sustentabilidade dessa atividade (COELHO-JUNIOR & SCHAEFFER-NOVELLI, 2000). Pelo estudo ora

apresentado, fica latente a necessidade de tais licitações obrigatoriamente considerarem as populações de cetáceos residentes nas áreas escolhidas para o estabelecimento de empreendimentos de aquíicultura/maricultura.

6. CONCLUSÃO

O boto-cinza em águas interiores do estuário de Cananéia apresentou áreas domiciliares de tamanhos variáveis. A distribuição espacial das áreas observadas não foi homogênea, mas houve extensa sobreposição entre as mesmas. Distintos métodos de estimação de áreas domiciliares mostraram resultados significativamente diferentes entre si, no tamanho e formato das áreas geradas, por isso deve-se ter cautela na escolha de apenas um deles e nas suas interpretações. Pela forma com que as regiões costeiras e oceânicas estão sendo pleiteadas para o desenvolvimento e a expansão de empreendimentos de exploração de recursos naturais, é notória a necessidade da expansão e do refinamento dos estudos de uso de área pelos cetáceos em águas brasileiras.

7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ACEVEDO-GUTIERREZ, A. Habitat use. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (eds.) *Encyclopedia of Marine Mammals*. 2nd edition. Academic Press, San Diego, CA. 2009. p. 525 - 529.
- ACUÑA, L. B. *Estimativa do tamanho da população do boto-tucuxi marinho, Sotalia fluviatilis (Cetacea, Delphinidae) na região do estuário de Cananéia, São Paulo, por meio de catálogo de foto-identificação para a espécie*. 2002. 73 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 2002.
- ANANIAS, S. M. A. *Fidelidade de área e padrão de associação em Sotalia guianensis, baseado na técnica de foto-identificação*. 2006. 37 f. Dissertação (Mestrado em Psicobiologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Rio Grande do Norte, 2006.
- ATEM, A. C. G.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Nocturnal activity of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) (Cetacea, Delphinidae) in the region of Cananéia, São Paulo state, Brazil. *Aquatic Mammals*, n. 32(2), p. 236 - 241, 2006.
- AZEVEDO, A. F.; LAILSON-BRITO JR., J.; CUNHA, H. A.; VAN SLUYS, M. Site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. *Journal of Cetacean Research and Management*, n. 6, p. 265 - 268, 2004.
- AZEVEDO, A. F.; OLIVEIRA, A. M.; VIANA, S. C.; SLUYS, M. V. Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, n. 87, p. 201 - 205, 2007.
- AZEVEDO, A. F.; LAILSON-BRITO, J. Jr.; DORNELES, P. R.; VAN SLUYS, M.; CUNHA, H. A.; FRAGOSO, A. B. L. Human-induced injuries to marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Brazil. *JMBA2 - Biodiversity Records*, 6191. Disponível em <<http://www.mba.ac.uk/jmba/jmba2biodiversityrecords.php>> 2008.
- BALLANCE, L. T. Habitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, Mexico. *Marine Mammal Science*, n. 8(3), p. 262 - 274, 1992.
- BARBIERI, E.; MELO, G. A. S. Biodiversidade: ocorrência da espécie exótica *Litopenaeus vannamei* (Boone, 1931) no Complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape-Ilha Comprida. *O Mundo da Saúde (CUSC. Impresso)*, n. 30(4), p. 654 - 659, 2006.
- BATISTA, R. L. G. *Uso de área e associação entre os botos-cinza Sotalia guianensis (Van Benédén, 1864) do estuário do Rio Paraguaçu - BA*. 2008. 74 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Santa Cruz, Ilhéus, BA, 2008.
- BEARZI, G.; NOTARBARTOLO-DI-SCIARA, G.; POLITI, E. Social ecology of bottlenose dolphins in Kvarneric (northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science*, n. 13(4), p. 650 - 668, 1997.

- BENGIS, R. G.; LEIGHTON, F.; FISCHER, J. R.; ARTOIS, M.; MÖRNER, T.; TATE, C. M. The role of wildlife in emerging and re-emerging zoonoses. *Revue Scientifique et Technique - Office International des Epizooties*, n. 23(2), p. 497 - 511, 2004.
- BERTA, A.; SUMICH, J. L.; KOVACS, K. M. *Marine Mammals Evolutionary Biology* 2. ed. San Diego: Academic Press, 2006. 547p. + 16pl.
- BERTRAND, M. R.; DENICOLA, A. J.; BEISSINGER, S. R.; SWIHART, R. K. Effects on parturition on home ranges and social affiliations of female white-tailed deer. *Journal of Wildlife Management*, n. 60, p. 899 - 909, 1996.
- BESNARD, W. Considerações gerais em torno da região lagunar de Cananéia-Iguape. *Boletim do Instituto Paulista de Oceanografia*, n. 1, p. 9 - 26, 1950.
- BEST, P. B.; PAYNE, R.; ROWNTREE, V.; PALAZZO, J. T.; BOTH, M. C. Long range movements of South Atlantic right whales *Eubalaena australis*. *Marine Mammal Science*, n. 9, p. 227 - 234, 1993.
- BISI, T. L. *Estimativa da densidade populacional do boto cinza Sotalia guianensis (CETACEA, DELPHINIDAE) na região estuarina lagunar de Cananéia, SP*. 2001. 35 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Biologia) - Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, SP. 2001.
- BLUNDELL, G. M.; MAIER, J. A. K.; DEBEVEC, E. M. Linear home ranges: effects of smoothing, sample size, and autocorrelation on kernel estimates. *Ecological Monographs*, n. 71(3), p.469 - 489, 2001.
- BOROBIA, M. *Distribution and morphometrics of South American dolphins of the genus Sotalia*. 1989. 81f. Master of Science Dissertation, McGill University, Montreal, Canadá, 1989.
- BOROBIA, M.; BARROS, N.B. Notes on the diet of marine *Sotalia fluviatilis*. *Marine Mammal Science*, n. 5(4), p. 395-399. 1989.
- BOROBIA, M.; SICILIANO, S.; LODI, L.; HOEK, W. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. *Canadian Journal of Zoology*, n. 69, p. 1025 - 1039, 1991.
- BRÄGER, S. Association patterns in three populations of Hector’s dolphin, *Cephalorhynchus hectori*. *Canadian Journal of Zoology*, n. 77, p. 13 - 18, 1999.
- BURT, W. H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. *Journal of Mammalogy*, n. 24, p. 346 - 352, 1943.
- CABALLERO, S.; TRUJILLO, F.; VIANNA, J. V.; BARRIOS-GARRIDO, H.; MONTIEL, M. G.; BELTRÁN-PEDREROS, S.; MARMONTEL, M.; SANTOS, M. C. DE O.; ROSSI-SANTOS, M.; SANTOS, F.R.; BAKER, S.C. Taxonomic status of the genus *Sotalia*: species level ranking for “tucuxi” (*Sotalia fluviatilis*) and “costero” (*Sotalia guianensis*) dolphins. *Marine Mammal Science*, n. 23, p. 358 - 386, 2007.

- CALDWELL, D. K. Evidence of home range of an Atlantic Bottlenose dolphin. *Journal of Mammalogy*, n. 36 (2), p. 304 - 305, 1955.
- CARVALHO, C. T. Sobre um boto comum no litoral do Brasil (Cetacea, Delphinidae). *Revista Brasileira de Biologia*, n. 23(3), p. 263 - 276, 1963.
- CARVALHO, M. S.; CÂMARA, G. Análise de Eventos Pontuais (Cap. 2). In: DRUCK, S.; CARVALHO, M. S.; CÂMARA, G.; MONTEIRO, A. M. V. (Org.). *Análise Espacial de Dados Geográficos*. 2. ed. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), Brasil, 2002. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br>>. Acesso em dez/2007.
- CEPILE, A. R. *Estimativa populacional por marcação-recaptura e padrão de atividade do boto cinza, Sotalia guianensis (Cetacea, Delphinidae) em Regência, ES*. 2008. 79 f. Dissertação (Mestrado em Comportamento e Biologia Animal) - Universidade de Juiz de Fora, Minas Gerais, 2008.
- CHILVERS, L.; CORKERON, P. J. Association patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) off Point Lookout, Queensland, Australia. *Canadian Journal of Zoology*, n. 80, p. 973 - 979, 2002.
- COELHO JUNIOR, C.; SCHAEFFER-NOVELLI, Y. Considerações Teóricas e Práticas sobre o Impacto da Carcinicultura nos Ecossistemas Costeiros, com ênfase no Ecossistema manguezal. p. 1 - 8, 2000.
- CONNOR, R. C. Group living in whales and dolphins. In: MANN, J.; CONNOR, R. C.; TYACK, P. L.; WHITEHEAD, H. (eds.). *Cetacean Societies: Field studies of Dolphins and Whales*. University of Chicago Press, Chicago, IL, USA, 2000. p. 199 - 218.
- CREMER, M. J Ecologia e conservação de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino no sul do Brasil. 2007. 232 f. Tese (Doutorado em Zoologia), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007.
- CUNHA, H. A.; DA SILVA, V. M. F.; LAILSON-BRITO, J.; SANTOS, M. C. DE O.; FLORES, P. A. C.; MARTIN, A. R.; AZEVEDO, A. F.; FRAGOSO, A. B. L.; ZANELATTO, R. C.; SOLÉ-CAVA, A. M. Riverine and marine ecotypes of *Sotalia* dolphins are different species. *Marine Biology*, n. 148, p. 449 - 457, 2005.
- DALLA ROSA, L. *Estimativa do tamanho da população de botos, Tursiops truncatus, do estuário da Lagoa dos Patos, RS, a partir da foto-identificação de indivíduos com marcas naturais e da aplicação de modelos de marcação-recaptura*. 1999. 104 p. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) - Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande do Sul, 1999.
- DA SILVA, V. M. F.; BEST, R. C. Tucuxi *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853). In: RIDGWAY, S. H.; HARRISSON, R. (Org.). *Handbook of marine mammals: the first book of dolphins*. Academic Press, London, 1994. p. 43 - 49.
- DA SILVA, V. M. F.; BEST, R. C. *Sotalia fluviatilis*. *Mammalian Species*, n. 527, p. 1 - 7, 1996.

- DAVIS, D. E. Analysis of home range from recapture data. *Journal of Mammalogy*, n. 34, p. 352 - 358, 1953.
- DEFRAN, R. H.; WELLER, D. W.; KELLY, D. L.; ESPINOSA, M. A. Range characteristics of Pacific coast bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Southern California Bight. *Marine Mammal Science*, n. 15(2), p. 381 - 393, 1999.
- DÍAZ LÓPEZ, B.; MARINI, L.; POLO, F. The Impact of a fish farm on a Bottlenose dolphin population in the Mediterranean Sea. *Thalassas International Journal of Marine Sciences*, n. 21(1), p. 53 - 58, 2005.
- DI BENEDITTO, A. P. M. Interactions between gillnets fisheries and small cetaceans in Northern Rio de Janeiro, Brazil: 2001-2002. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*. n. 2(2), p. 79 - 86, 2003.
- DI BENEDITTO, A. P. M.; RAMOS, R. M. A. Biology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in South-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, n. 4, p. 1245 - 1250, 2004.
- DI BENEDITTO, A. P. M.; SICILIANO, S. Stomach contents of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) from Rio de Janeiro, south-eastern Brazil. *Journal of Marine Biological Association of the United Kingdom*, n. 87, p. 253 - 254, 2007.
- DI BENEDITTO, A. P. M.; RAMOS, R. M. A.; LIMA, N. R. W. Fishing activity in Northern Rio de Janeiro State (Brazil) and its relation with small cetaceans. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, Curitiba, n. 41(3), p. 296 - 302, 1998.
- DI TULLIO, J. C. *Uso do habitat do boto, Tursiops truncatus, no estuário da lagoa dos Patos e águas costeiras adjacentes, RS, Brasil*. 2009. 89f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica), Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Rio Grande, 2009.
- FERNANDEZ, F. A. S. Métodos Para Estimativa de Parâmetros Populacionais Por Captura-Marcação-Recaptura. In: NETO, P. P.; VALENTIN, J. L.; FERNANDEZ, F. A. S. (Org.). *Oecologia Brasiliensis-Tópicos em tratamentos de dados biológicos*. 1. ed. Rio de Janeiro. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 1995, n. 2, 26 p.
- 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*, n. 10(1), p. 31-36, 2008.
- FLORES, P. A. C. Preliminary results of a photoidentification study of the marine tucuxi *Sotalia fluviatilis* in southern Brazil. *Marine Mammal Science*, n. 15, p. 840 - 847, 1999.
- 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*, n. 3(1), p. 37 - 52, 2004.

- FLORES, P. A. C.; DA SILVA, V. M. F. Tucuxi and Guiana dolphin. *Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis*. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (eds.) *Encyclopedia of Marine Mammals*. 2. ed. Academic Press, San Diego, CA, 2009. p. 1188 - 1192.
- FORDYCE, R. W. Neoceti. In: PERRIN, W. F.; WÜRSIG, B.; THEWISSEN, J. G. M. (eds.) *Encyclopedia of Marine Mammals*. 2. ed. Academic Press, San Diego, CA. 2009. p. 758 - 763.
- FREITAS, R. C.; BARCELLOS, R. L.; PISETTA, M.; RODRIGUES, M.; FURTADO, V. V. O Canal do Valo Grande e o assoreamento no sistema estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, Estado de São Paulo, Brasil. In: BRAGA, E. DE S. (Org.). *Oceanografia e Mudanças Globais*. 1 ed. São Paulo: IOUSP, 2008, n. 1, p. 771 - 784.
- FREITAS, R. R.; COSTA, K. G.; SILVESTRI, F. Maricultura e Meio Ambiente: tecnologias, impactos e sustentabilidade. *Revista Brasileira de Agroecologia*, n. 4(3), p. 107 - 113, 2009.
- FRUET, P. F. *Abundância, mortalidade em atividades pesqueiras e viabilidade da população de botos (Tursiops truncatus) do estuário da Lagoa dos Patos, RS, Brasil*. 2008. 179f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica), Universidade Federal do Rio Grande – FURG, Rio Grande, 2008.
- FURY, C. A.; HARRISON, P. L. Abundance, site fidelity and range patterns of Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) in two Australian subtropical estuaries. *Marine and Freshwater Research*, n. 59, p. 1015 - 1027, 2008.
- GATESY, J. Whales and even toed ungulates (Cetartiodactyla). In: HEDGES, S. B.; KUMAR, S. *The timetree of life*. Oxford. 2009, p. 511 - 515.
- GEISE, L. *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) population in the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *Mammalia*, n. 55(3), p. 371 - 379, 1991.
- GEISE, L.; GOMES, N.; CERQUEIRA, R. Behavior, habitat use and population size of *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea, Delphinidae) in the Cananéia estuary region, São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Biologia*, n. 59(2), p. 183 - 194, 1999.
- GEOBRÁS. Complexo Valo Grande - Mar Pequeno - Rio Ribeira de Iguape. *Relatório para o serviço do Vale do Ribeira - DAEE*, São Paulo, 1966. 2vols.
- GETZ, W. M.; WILMERS, C. C. A local nearest-neighbor convex-hull construction of home ranges and utilization distributions. *Ecography*, n. 27, p. 489 - 505, 2004.
- GUBBINS, C., Use of home ranges by resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a South Carolina estuary. *Journal of Mammalogy*, n. 83(1) p. 178- 187, 2002.
- GURJÃO, L. M.; NETO, M. A. A. F.; SANTOS, R. A.; CASCON, P. Feeding habits of marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, at Ceará state, northeastern Brazil. *The Latin American Journal of Aquatic Mammals*, n. 2(2), p. 117 - 122, 2003.

- HARDT, F. A. S. *Padrões de residência do golfinho Sotalia guianensis (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Brasil*. 2005. 120 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2005.
- HARRIS, S.; CRESSWELL, W. J.; FORDE, P. G.; TREWHELLA, W. J.; WOOLARD, T.; WRAY, S. Home range analysis using radio-tracking data - a review of problems and techniques. *Mammal Review*, n. 20, p. 97 - 123, 1990.
- HAYNE, D. W. Calculation of size of home range. *Journal of Mammalogy*, n. 30, p. 1 - 18, 1949.
- HEYNING, J. E. Functional morphology involved in intraspecific fighting of the beaked whales, *Mesoplodon carlhubbsi*. *Canadian Journal of Zoology*, n. 62, p. 1645 - 1654, 1984.
- HERZING, D. L.; BRUNNICK, B. J. Coefficients of association of reproductively active female Atlantic spotted dolphins, *Stenella frontalis*. *Aquatic Mammals*, n. 23, p. 155 - 162, 1997.
- HOHN, A. Age determination and age related factors in teeth of western north Atlantic bottlenose dolphins. *Scientific Reports of the Whales Research Institute*, n. 32, p.39 - 66, 1980.
- IBAMA. *Mamíferos Aquáticos do Brasil: Plano de Ação*. Versão II. Edições Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Brasília, 2001, 96 p.
- IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Estatística da pesca 2006 Brasil: grandes regiões e unidades da federação*. Brasília: Ibama, 2008, 174 p.
- INGRAM, S. N.; ROGAN, E. Identifying critical areas and habitat preference of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus*. *Marine Ecology Progress Series*, n. 244(4), p. 247 - 255, 2002.
- JACOB, A. A.; RUDRAN, R. Radiotelemetria em estudos populacionais. In: CULLEN JR., L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA C. (Ed.) *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba: Ed. da UFPR; Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 2003. 667 p.
- JSA *An Evaluation of potential shrimp virus impacts on cultured shrimp and wild shrimp populations in the Gulf of Mexico and Southeastern U. S. Atlantic coastal waters*. A report to the Joint Subcommittee on Aquaculture (JSA), 1997, 65 p.
- KATAJISTO, J.; MOILANEN, A. Kernel-based home range method for data with irregular sampling intervals. *Ecological Modelling*, n. 194, p. 405 - 413, 2006.
- KEMPER, C. M.; PEMBERTON, D.; CAWTHORN, M.; HEINRICH, S.; MANN, J.; WÜRSIG, B.; SHAUGHNESSY, P.; GALES, R. Aquaculture and marine mammals: co-existence of conflict? In: GALES, N.; HINDELL, M.; KIRKWOOD, R. (Eds.), *Marine*

- Mammals: Fisheries, Tourism and Management Issues. CSIRO Publishing, Collingwood, Vic., Australia, 2003. p. 208 - 225.
- KIE, J. G.; MATTHIOPOULOS, J.; FIEBERG, J.; POWELL, R. A.; CAGNACCI, F.; MITCHELL, M.S.; GAILLARD, J. M.; MOORCROFT, P. R. The home range concept: are traditional estimators still relevant with modern telemetry technology? *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, n. 365, p. 2221 - 2231, 2010.
- LAILSON-BRITO, J. Jr. *Bioacumulação de mercúrio, selênio e organoclorados (DDT, PCB e HCB) em cetáceos (Mammalia, Cetacea) da costa Sudeste e Sul do Brasil*. 2007, 260 f. Tese (Doutorado no Instituto de Biofísica Carlos Chagas Filho), Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2007.
- LAVER, P. N.; KELLY, M. J. A critical review of home range studies. *Journal of Wildlife Management*, n. 72, p. 290 - 298, 2008.
- LEGAT, L. N. A; LAILSON-BRITO, J. Jr. O mercúrio em cetáceos (Mammalia, Cetacea): uma revisão. *Oecologia australis*, n. 14(4), p. 1021 - 1035, 2010.
- LINO, C. F. Mosaico de unidades de conservação do Jacupiranga. In: *Cadernos da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, série 1. Conservação e Áreas Protegidas; 34*. Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, São Paulo. 2009 76 p.
- LOCKYER, C. H.; MORRIS, R. J. (1990). Some observations on wound healing and persistence of scars in *Tursiops truncatus*. In: HAMMOND, P. S.; MIZROCH, S. A.; DONOVAN, G. P. (Eds) *Report of the International Whaling Commission Special Issue 12: Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters*. Cambridge: International Whaling Commission, 1990, p. 113 - 118.
- LODI, L.; HETZEL, B. Grandes agregações do boto-cinza (*Sotalia fluviatilis*) na Baía da Ilha Grande, Rio de Janeiro. *Revista Bioikos*, n. 12(2), p. 26 - 30, 1998.
- LOPES, X. M. *Hábitos alimentares de pequenos cetáceos odontocetos (Cetacea, Delphinidae) encontrados mortos no sul e sudeste do Brasil*. 2009. 88 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Biologia) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 2009.
- MACLEOD, C. D. Intraspecific scarring in odontocete cetaceans: an indicator of male “quality” in aggressive social interactions? *Journal of Zoology, London*, n. 244, p. 71 - 77, 1998.
- MANN, J. Unraveling the dynamics of social life: long-term studies and observational methods. In: MANN, J.; CONNOR, R. C.; TYACK P. L.; WHITEHEAD, H. (Org.). *Cetacean Societies: Field Studies of Dolphins and Whales*, Chicago University Press, 2000. p. 45 - 64.

- MARKOWITZ, T. M.; HARLIN, A. D.; WÜRSIG, B.; MCFADDEN, C. J. Dusky dolphin foraging habitat: overlap with aquaculture in New Zealand. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, n. 14, p. 133 - 149, 2004.
- MARES M. A.; WILLIG M. R.; BITAR N. A. Home range size in eastern chipmunks, *Tamias stratus*, as a function of number of captures: statistical biases of inadequate sampling. *Journal of Mammalogy* n. 61(4), p. 661 - 669, 1980.
- MAZE, K. S.; WÜRSIG, B. Bottlenose dolphins of San Luis Pass, Texas: Occurrence patterns, site fidelity, and habitat use. *Aquatic Mammals*, n. 25.2, p. 91 - 103, 1999.
- MCCANN, C. Body scarring on Cetacea - Odontocetes. *Scientific Reports of Whales Research Institute*, n. 26, p. 145 - 155, 1974.
- MCNAB B. K. Bioenergetics and the determination of home range size. *American Naturalist*, n. 97(894), p. 133 - 140, 1963.
- MESQUITA, A. R.; HARARI, J. Tides and tide gauges of Cananéia and Ubatuba - Brazil (Lat. 24°). *Relatório interno do Instituto Oceanográfico, USP*, n. 11, p. 1 - 12, 1983.
- MISHIMA, M.; YAMANAKA, N.; PEREIRA, M.; SOARES, F. DAS C.; SINQUE, C.; AKABOSHI, S.; AND JACOBSEN. O. Hidrografia do complexo estuarino-lagunar de Cananéia (25°S - 48°W), São Paulo, Brasil. I-Salinidade e temperatura (1973 a 1980). *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, n. 12, p.109 - 121, 1985.
- MITCHELL, M. S.; POWELL, R. A. A mechanistic home range model for optimal use of spatially distributed resources. *Ecological Modelling*, n. 177, p. 209 - 232, 2004.
- MÖLLER, L. M.; ALLEN, S. J.; HARCOURT, R.G. Group characteristics, site fidelity and seasonal abundance of bottlenose dolphins *Tursiops aduncus* in Jervis Bay and Port Stephens, southeastern Australia. *Australian Mammalogy*, n. 24, p. 11 - 21, 2002.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A.. Comportamento de caça e repertório sonoro do golfinho *Sotalia brasiliensis* (Cetacea: Delphinidae) na região de Cananéia, Estado de São Paulo. 1991. 99 f. Tese (Doutorado em Ecologia), Universidade Estadual de Campinas, Campinas 1991.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Pesca associada entre golfinhos e aves marinhas. *Revista Brasileira de Zoologia*, n. 9, p 29 - 37, 1992.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Pesca interativa entre o golfinho *Sotalia fluviatilis guianensis* e a comunidade pesqueira da região de Cananéia. *Boletim do Instituto de Pesca*, São Paulo, n. 22(2), p. 15 - 23, 1995.
- MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; MONTEIRO, K. D. K. A. Low frequency sounds emitted by *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in an estuarine region in southeastern Brazil. *Canadian Journal of Zoology*, n. 79(1), p. 59 - 66, 2001.

- MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; MONTEIRO, L. R.; DOS REIS, S. F. Skull shape and size divergence in dolphins of the genus *Sotalia*: a tridimensional morphometric analysis. *Journal of Mammalogy*, n. 83, p. 125 - 134, 2001.
- MOURA, J. F.; SHOLL, T. G. C.; RODRIGUES, E. S.; HACON, S.; SICILIANO, S. Marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) and its interaction with passive gillnet fisheries along the northern coast of the Rio de Janeiro State, Brazil. *JMBA2 - Biodiversity Records*: 6327. Disponível em < http://www.mba.ac.uk/jmba/jmba2biodiversity_records.php> 2008.
- NASCIMENTO JR., D. R.; GIANNINI, P. C. F.; TANAKA, A. P. B.; GUEDES, C. C. F. Mudanças morfológicas da extremidade NE da Ilha Comprida (SP) nos últimos dois séculos. *Revista do Instituto de Geociências - USP*, n. 8(1), p. 25 - 39, 2008.
- NERY, M. F. *Fidelidade de habitat e Estimativa populacional de Sotalia guianensis (Cetacea, Delphinidae) da Baía de Sepetiba - RJ, por meio da técnica de marcação-recaptura*. 2008. 63 f. Dissertação de Mestrado (Mestre em Ciências) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, RJ. 2008.
- NERY, M. F.; ESPÉCIE, M. A.; SIMÃO, S. M. Marine tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) injuries as a possible indicator of fisheries interaction in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, n. 56(4), p. 313 - 316, 2008.
- NOERNBERG, M. A.; LAUTERT, L. F. C.; ARAÚJO, A. D.; MARONE, E.; ANGELOTTI, R., NETTO Jr., J. P. B.; KRUG, L. A. Remote Sensing and GIS Integration for modelling the Paranaguá Estuarine Complex-Brazil. *Journal of Coastal Research*, n. 39, p. 1627 - 1631, 2006.
- NORTHRIDGE, M. R. World review of interactions between marine mammals and fisheries. *FAO Fisheries Technical Papers*, n. 251, p. 1 - 190, 1984.
- OSHIMA, J. E. F.; SANTOS, M. C. DE O.; BAZZALO, M.; FLORES, P. A. C.; PUPIM, F. N. Home ranges of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in the Cananéia estuary, Brazil. *Journal of the Marine Biological Association*, n. 90(8), p. 1641 - 1647, 2010.
- OWEN, E. C. G.; WELLS, R. S.; HOFMAN, S. Raging and association patterns of paired and unpaired adult male Atlantic bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Sarasota, Florida, provide no evidence for alternative male strategies. *Canadian Journal of Zoology*, n. 80, p. 2072 - 2089, 2002.
- PACÍFICO, E. S. *Estimativa de abundância do boto-cinza, Sotalia guianensis (Cetacea, Delphinidae) no estuário de Cananéia, São Paulo: subsídio para Carta de Sensibilidade ao derramamento de óleo*. 2008. 72 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ecologia) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", SP. 2008.
- PERRIN, W. F.; DONOVAN, G. P.; BARLOW, J. Report of the workshop on mortality of cetaceans in passive fishing nets and traps. *Report of the International Whaling Commission*, n. 15, p 1 - 73, 1994.

- PETERS, R. Communication, cognitive mapping, and strategy in wolves and hominids. In: HALL, R. L.; SHARP, H. S. (Eds) *Wolf and man: evolution in parallel*. Academic Press, New York, 1978. p. 95 - 108.
- PINEDO, M. C.; LAMMARDO, M. P.; BARRETO; A. S. Review of *Ziphius cavirostris*, *Mesoplodon grayi* and *Lagenodelphis hosei* (Cetacea: Ziphiidae and Delphinidae) in Brazilian waters, with new records from southern Brazil. *Atlântica*, n. 23(1), p. 67 - 76, 2001.
- PINEDO, M. C.; BARRETO; A. S.; LAMMARDO, M. P.; ANDRADE, A. L. V.; GERACITANO, L. Northernmost records of the spectacled porpoise, Layard's beaked whale, Commerson's dolphin, and Peale's dolphin in the southwestern Atlantic Ocean. *Aquatic Mammals*, n. 28(1), p. 32 - 37, 2002.
- PIVARI, D.; ROSSO, S. Whistles of small groups of *Sotalia fluviatilis* during foraging behavior in southeastern Brazil. *Journal of the Acoustical Society of America*, n. 118, p. 2725 - 2731, 2005.
- PIZZORNO, J. L. A. *Estimativa populacional do boto-cinza, Sotalia fluviatilis, na Baía de Guanabara, por meio de catálogo de foto-identificação*. 1999. 47 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1999.
- POWELL, R. A. Animal home ranges and territories and home range estimators. In: BOITANI, L.; FULLER, T. K. (Org.). *Research and Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences*. Columbia University Press, New York, 2000. p. 65 - 110.
- RAMOS, R. M. A.; DI BENEDITTO, A. P. M.; & LIMA, N. R. W. Growth parameters of *Pontoporia blainvillei* and *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) in Northern Rio de Janeiro, Brazil. *Aquatic Mammals*, n. 26, p. 65 - 75, 2000.
- READ, A. J.; URIAN, K. W.; WILSON, B.; WAPLES, D. M. Abundance of bottlenose dolphins in the bays, sounds, and estuaries of North Carolina. *Marine Mammal Science*. n. 19 (1), p. 59 - 73, 2003.
- REEVES, R. R.; STEWART, B. S.; CLAPHAM, P. J.; POWELL, J. A. *Guide to Marine Mammals of the World*. 1 ed. National Audubon Society, p. 355, 2002. (528 p.)
- REEVES, R. R.; SMITH, B. D.; CRESPO, E. A.; DI SCIARA, G. N. (Eds.) *Dolphins, Whales and Porpoises: 2002 – 2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans*. The World Conservation Union, IUCN, Gland, Switzerland, 2003. 139p.
- RODGERS, A. R.; KIE, J. G. *User's Manual of the HRT: Home Range Tools for ArcGIS*. Version 1.1 Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada. 2007
- RODGERS, A. R.; CARR, A. P.; BEYER, H. L.; SMITH, L.; KIE, J. G. *HRT: Home Range Tools for ArcGIS*. Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest

- Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada. 2007. Disponível em <<http://flash.lakeheadu.ca/~arodgers/hre/>> Acesso em 28 de junho de 2010.
- ROLLO, M. M, Jr. *Variações Diurnas e Sazonais nos Padrões de Atividade do boto Tursiops truncatus (Montagu, 1821) (Cetacea, Delphinidae) na região de Laguna, estado de Santa Catarina*. 1996. 107 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Universidade de São Paulo, São Paulo. 1996.
- ROLLO, M. M, Jr. *Distribuição espaço-temporal do boto Sotalia guianensis Van Bénéden 1864 (Cetacea, Delphinidae) na região de Cananéia, sul do estado de São Paulo*. 2002. 144 f. Tese (Doutorado em Zoologia), Universidade de São Paulo, São Paulo. 2002.
- ROSAS, F. C. W. *Interações com a pesca, mortalidade, idade, reprodução e crescimento de Sotalia guianensis e Pontoporia blainvillei (Cetacea, Delphinidae e Pontoporiidae) no litoral sul do Estado de São Paulo e litoral do Estado do Paraná, Brasil*. 2000. 145 f. Tese (Doutorado em Zoologia) - Universidade Federal do Paraná, 2000.
- ROSS, L. G; KELLY, L. A. Aquaculture and biodiversity. *Royal Swedish Academic Sciences*, n. 23 (8), p. 497 - 502, 1994.
- ROSSI-SANTOS, M.; WEDEKIN, L. L.; SOUSA-LIMA, R. S. Distribution and habitat use of small cetaceans off Abrolhos Bank, eastern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, n. 5(1), p. 23 - 28, 2006.
- ROSSI-SANTOS, M. R.; WEDEKIN, L. L.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Residence and site fidelity of *Sotalia guianensis* in the Caravelas River Estuary, eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, n. 87(1), p. 207 - 212, 2007.
- SAIN, S. R.; BAGGERLY, K. A.; SCOTT, D. W. Cross-validation of multivariate densities. *Journal of the American Statistical Association*, n. 89, p. 807 - 817, 1994.
- SANTOS, M. C. DE O. *Novas informações sobre cetáceos no litoral sul de São Paulo e norte do Paraná com base em estudos sobre encalhes e na aplicação da técnica de foto-identificação individual de Sotalia fluviatilis (Cetacea, Delphinidae)*. 1999. 114 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1999.
- SANTOS, M. C. DE O. *Uso de área e organização social do boto-tucuxi marinho, Sotalia fluviatilis (Cetacea, Delphinidae), no estuário de Cananéia, SP*. 2004. 256 f. Tese (Doutorado em Ecologia Geral) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.
- SANTOS, M. C. DE O. Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) displaying beach hunting behavior in the Cananéia estuary, Brazil: social context and conservation issues. *Brazilian Journal of Oceanography*, n. 58(2), p.143 - 152, 2010.
- SANTOS, M. C. DE O.; SAZIMA, I. The sharksucker (*Echeneis naucrates*) attached to a tucuxi dolphin (*Sotalia guianensis*) in estuarine waters in south-eastern Brazil. *JMBA2 - Biodiversity Records*: 5074. Disponível em <<http://www.mba.ac.uk/jmba/jmba2biodiversity records.php>> 2005.

- SANTOS, M. C. DE O.; ROSSO, S. Ecological aspects of marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) based on group size and composition in the Cananéia estuary, southeastern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, n. 6(1), p. 71 - 82, 2007.
- SANTOS, M. C. DE O.; ROSSO, S. Social organization of marine tucuxi dolphins, *Sotalia guianensis*, in the Cananéia estuary of southeastern Brazil. *Journal of Mammalogy*, n. 88(2), p. 347 - 355, 2008.
- SANTOS, M. C. DE O.; ROSSO, S.; SICILIANO, S.; ZERBINI, A.; ZAMPIROLI, E.; VICENTE, A.; ALVARENGA, F. Behavioral observations of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in São Paulo estuarine waters, southeastern Brazil. *Aquatic Mammals*, n. 26, p. 260 - 267, 2000.
- SANTOS, M. C. DE O.; ACUÑA, L. B.; ROSSO, S. Insights on site fidelity and calving intervals of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in southeastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, n. 81, p. 1049 - 1052, 2001.
- SANTOS, M. C. DE O.; ROSSO, S.; SANTOS, R. A.; LUCATO, S. H. B.; BASSOI, M. Insights on small cetacean feeding habits in southeastern Brazil. *Aquatic Mammals*, n. 24, p. 35 - 48, 2002.
- SANTOS, M. C. DE O.; ZAMPIROLI, E.; VICENTE, A. F. V.; ALVARENGA, F. A Gervais' beaked whale (*Mesoplodon europaeus*) washed ashore in southeastern Brazil: extra limital record? *Aquatic Mammals*, n. 29(3), p. 404 - 410, 2003a.
- SANTOS, M. C. DE O.; ROSSO, S.; RAMOS, R. M. A. Age estimation of marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, n. 83, p. 233 - 236, 2003b.
- SANTOS, M. C. DE O.; OSHIMA, J. E. F.; PACIFICO, E. S.; SILVA, E. Feeding associations between Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Van Bénèden, 1864) and seabirds in the Lagamar estuary. *Brazilian Journal of Biology*, n. 70(1), p. 9 - 17, 2010.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; MESQUITA, H. S. L.; CINTRÓN-MOLERO, G. The Cananéia lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. *Estuaries*, n. 13, p. 193 - 203, 1990.
- SCHMIGELOW, J. M. M. *Estudo sobre cetáceos odontocetes encontrados em praias da região entre Iguape (SP) e Baía de Paranaguá (PR) (24°42' S - 25°28' S) com especial referência a Sotalia fluviatilis (Gervais, 1853) (Delphinidae)*. 1990. 149f. Dissertação de Mestrado (Ciências), Universidade de São Paulo, São Paulo, 1990.
- SCHOENER T. W. An empirically based estimate of home range. *Theoretical Population Biology* n. 20(3), p. 281 - 325, 1981.
- SEAMAN, D. E.; POWELL, R. A. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. *Ecology*, n. 77(7), p. 2075 - 2085, 1996.

- SEAMAN, D. E.; MILLSPAUGH, J. J.; KERNOHAN, B. J.; BRUNDIGE, G. C.; RAEDEKE, K. J.; GITZEN, R. A. Effects of sample size on kernel home range estimates. *Journal of Wildlife Management*, n. 63, p. 739 - 747, 1999.
- SECCHI, E. *Sotalia guianensis*. 2009. In: IUCN 2010. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2010.4. <www.iucnredlist.org>. Acesso 15 de Janeiro de 2011.
- SICILIANO, S. Review of small cetaceans and Fishery Interactions in Coastal Waters of Brazil. In: PERRIN, W. F.; DONAVAN, G. P.; BARLOW, J. (eds). Gillnets and Cetaceans. Cambridge: Report of the International Whaling Commission, 1994. n. 15, p. 241-250.
- SICILIANO, S. *Características da população de baleia-jubarte (Megaptera novaeangliae) na costa brasileira, com especial referência aos bancos de Abrolhos*. 1997. 113 f. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 1997.
- SICILIANO, S.; SANTOS, M. C. DE O. On the occurrence of the Arnoux's beaked whale (*Berardius arnuxii*) in Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, n. 83(4), p. 887 - 888, 2003.
- SIDOU, S. A. *Capturas acidentais de pequenos cetáceos pela frota pesqueira do porto de Cananéia, SP*. 2008. 116 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ecologia) - Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", São Paulo. 2008.
- SILVA, J. F. Dados Climatológicos de Cananéia e Ubatuba (Estado de São Paulo). *Boletim Climatológico do Instituto Oceanográfico*, São Paulo, n. 6, p. 1 - 21, 1989.
- SILVA, M. A.; PRIETO, R.; MAGALHÃES, S.; SEABRA, M. I.; SANTOS, R. S.; HAMMOND, P. S. Ranging patterns of bottlenose dolphins living in oceanic waters: implications for population structure. *Marine Biology*, n. 156, p. 179 - 192, 2008.
- SILVERMAN, B. W. *Density estimation for statistics and data analysis*. Chapman and Hall, London, UK, 176 p., 1986.
- SIMÃO, S. M.; SICILIANO, S. Estudo preliminar do uso do habitat da Baía de Sepetiba (Rio de Janeiro, Brasil), pelo boto *Sotalia fluviatilis*. In: *VI Reunião de Trabalho de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul*. Florianópolis. Anais, p.119, 1994.
- SIMÃO, S. M.; PIZZORNO, J. L. A.; PERRY, V. N.; SICILIANO, S. Aplicação da técnica de foto-identificação do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) da Baía de Sepetiba. *Floresta e Ambiente*, n. 7, p. 31 - 39, 2000.
- SIMÕES-LOPES, P. C. Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea, Delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, n. 1(1), p. 57 - 62, 1988.

- SIMÕES-LOPES, P. C.; FABIÁN, M. E. Residence patterns and site fidelity in bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Montagu) (Cetacea, Delphinidae) off Southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, n. 16(4), p.1017 - 1024, 1999.
- SINAU *Sistema de Informação das Autorizações de Uso das Águas de Domínio da União para fins de Aquicultura*. Disponível em <http://www.mpa.gov.br/mpa/seap/sinau_web/html2/index_intro.html> Acesso em: 18 jun. 2011.
- SMOUSE, P. E.; FOCARDI, S.; MOORCROFT, P. R.; KIE, J. G.; FORESTER, J. D.; MORALES, J. M. Stochastic modeling of animal movement. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, n. 365, p. 2201 - 2211, 2010.
- SOUZA, S. P.; SICILIANO, S.; CUENCA, S.; SANCTIS, B. A True's beaked whale (*Mesoplodon mirus*) on the coast of Brazil: adding a new beaked whale species to the Western Tropical Atlantic and South America. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, n. 4(2), p. 129 - 136, 2005.
- STAMPS, J. Motor learning and the value of familiar space. *American Naturalist*, n. 146, p. 41 - 58, 1995.
- SUGUIO, K.; TESSLER, M. G. Depósitos quaternários da planície costeira de Cananéia-Iguape. São Paulo. *Publicação Especial do Instituto de Oceanográfico, USP*. n. 9, p. 1 - 33, 1992.
- TAVARES, M.; MENDONÇA JR, J. B. *Charybdis hellerii* (A. Milne-Edwards, 1867) (Brachyura: Portunidae), eighth nonindigenous marine decapod recorded from Brazil. *Crustacean Research*, n. 25, p.151 – 157, 1996.
- TAVARES, M. Espécies exóticas aquáticas e saúde ambiental. *Mundo Saúde*, n. 27(4), p. 530 - 536, 2003.
- TELES, A. P. S. S. *A evolução geológica quaternária e a influência do Valo Grande na dinâmica sedimentar da área de Iguape*, São Paulo. 1997. 98 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1997. 1 n. 1 mapa.
- TESSLER, M. G. *Sedimentação atual na região lagunar de Cananéia-Iguape, Estado de São Paulo*. 1982. 2 n. Dissertação de Mestrado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1982.
- TESSLER, M. G. *Dinâmica sedimentar quaternária no litoral sul paulista*. 1988. 277 f. Tese de Doutorado, Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1988.
- ÚLTIMA INSTÂNCIA MP-SP impede criação de camarão de espécie exótica em Cananéia. Notícia veiculada pelo site em 25/12/2009. Disponível em <<http://ultimainstancia.uol.com.br/conteudo/noticias/44520/mpsp+impede+criacao+de+camama+de+especie+exotica+em+cananea.shtml>> Acesso em 19 jun. 2011.

- URIAN, K. W. Community structure of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Tampa Bay, Florida, USA. 2002. M. Sc. Thesis, University of North Carolina, Wilmington, 2002.
- VAN BRESSEM, M. F.; RAGA, J. A.; DI GUARDO, G.; JEPSON, P. D.; DUIGAN, P. J.; SIEBERT, U.; BARRETT, T.; SANTOS, M. C. DE O.; MORENO, C. A.; SICILIANO, S.; AGUILAR, A.; VAN WAEREBEEK, K. Emerging infectious diseases in cetaceans worldwide and the possible role of environmental stressors. *Diseases of Aquatic Organisms*, n. 86, p. 143 – 157, 2009a.
- VAN BRESSEM, M. F.; SANTOS, M. C. DE O.; OSHIMA, J. E. F. Skin diseases in Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) from the Paranaguá estuary, Brazil: A possible indicator of a compromised marine environment. *Marine Environmental Research*, n. 67, p. 63 - 68, 2009b.
- VIANA, M. B.; GANEM, R. S. APAS Federais no Brasil. Agosto/2005. Disponível em < <http://bd.camara.gov.br/bd/handle/bdcamara/1235> > Acesso 17 dez. 2010
- VIEIRA, S. *Análise de variância*. São Paulo. Editora Atlas. 2006.
- WAND, M. P.; JONES, M. C. *Kernel smoothing*. Monographs on Statistics and Applied Probability, vol. 60, 1995. London, UK. Chapman & Hall
- WATSON-CAPPS, J. J.; MANN, J. The effects of aquaculture on bottlenose dolphin (*Tursiops* sp.) ranging in Shark Bay, Western Australia. *Biological Conservation*, n. 124, p. 519 - 526, 2005.
- WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; PIACENTINI, V. Q.; SIMÕES-LOPES, P. C. Seasonal variations in spatial usage by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Béneden, 1864) (Cetacea; Delphinidae) at its southern limit of distribution. *Brazilian Journal of Biology*, n. 67(1), p. 1 - 8, 2007.
- WELLS, R. S. The role of long-term study in understanding the social structure of a bottlenose dolphin community. In: PRYOR, K.; NORRIS, K. S. (Org). *Dolphin societies: discoveries and puzzles*, University of California Press, Berkeley. 1991. p. 199 - 225.
- WELLS, R. S.; HANSEN, L. J.; BALDRIDGE, A.; DOHL, T. P.; KELLY, D. L.; DEFRAN, R. H. Northward extension of the range of bottlenose dolphins along the California coast. In: LEATHERWOOD, S.; REEVES, R. R. (eds.) *The Bottlenose Dolphin*. Academic Press, San Diego, CA. 1990. p. 421 - 431.
- WELLINGS, C. E. The killer whales of Twofold Bay, N. S. W., Australia, *Grampus orca*. *Australian Zoologist*, n. 10, p. 291 - 294, 1944.
- WILSON, B.; THOMPSON, P. M.; HAMMOND, P. S. Habitat use by bottlenose dolphins: seasonal distribution and stratified movement patterns in the Moray Firth, Scotland. *Journal of Applied Ecology*, n. 34(6), p. 1365 - 1374, 1997.
- WORTON, B. J. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, n. 70(1), p. 164 - 168, 1989.

- WÜRSIG, B.; HARRIS, G. Site and association fidelity in bottlenose dolphins off Argentina. In Leatherwood, S.; Reeves, R. R. (eds) *The Bottlenose Dolphin*. Academic Press, San Diego, CA, 1990, p. 361 - 365.
- WÜRSIG, B.; JEFFERSON, T. A. Methodology of photo-identification for small cetaceans. In: Hammond, P. S.; Mizroch S. A.; Donovan G. P. (Org.). Individual recognition of cetaceans: use of photo-identification and other techniques to estimate population parameters, International Whaling Commission, Special Issue 12, Cambridge, 1990. p. 43 - 52.
- WÜRSIG, B.; LYNN, S. K. Movements, site fidelity, and respiration patterns of bottlenose dolphins on the central Texas coast. *National Oceanic and Atmospheric Administration, Technical Memorandum NMFS-EFSC-383:1* - 111, 1996.
- WÜRSIG, B.; WÜRSIG, M. The photographic determination of group size, composition, and stability of coastal porpoises (*Tursiops truncatus*). *Science*, n. 198, p. 755 - 756, 1977.
- WÜRSIG, B.; WÜRSIG, M. Behavior and ecology of bottlenose porpoises, *Tursiops truncatus*, in the South Atlantic. *Fishery Bulletin*, n. 77(2), p. 399 - 442, 1979.
- YOGUI, G. T.; SANTOS, M. C. DE O.; MONTONE, R. C. Chlorinated pesticides and polychlorinated biphenyls in marine tucuxi dolphins (*Sotalia fluviatilis*) from the Cananéia estuary, southeastern Brazil. *The Science of the Total Environment*, n. 312, p. 67 - 78, 2003.
- YOGUI, G. T.; SANTOS, M. C. O.; BERTOZZI, C. P.; MONTONE, R. C. Levels of persistent organic pollutants and residual pattern of DDTs in small cetaceans from the coast of São Paulo, Brazil. *Marine Pollution Bulletin*, n. 60, p. 1862 - 1867, 2010.
- ZAR, J. H. Biostatistical analysis. 5 ed. New Jersey. Pearson Prentice Hall. 2010
- ZANELATTO, R. C. *Dieta do boto-cinza, Sotalia fluviatilis (Cetacea, Delphinidae), no complexo estuarino da Baía de Paranaguá e sua relação com a ictiofauna estuarina*. 2001. 84 f. Dissertação (Mestrado em Zoologia), Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.
- ZOLMAN, E. S. Residence patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Stono river estuary, Charleston county, South Carolina, U.S.A. *Marine Mammal Science*, n. 18(4), p. 879 - 892, 2002.

8. ANEXOS

8.1. Anexo 1 - Figuras



Figura 1. Espécie-alvo do presente estudo: boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no estuário de Cananéia, São Paulo.



Figura 2. Mapa de distribuição do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, adaptado de Reeves *et al.* 2002.

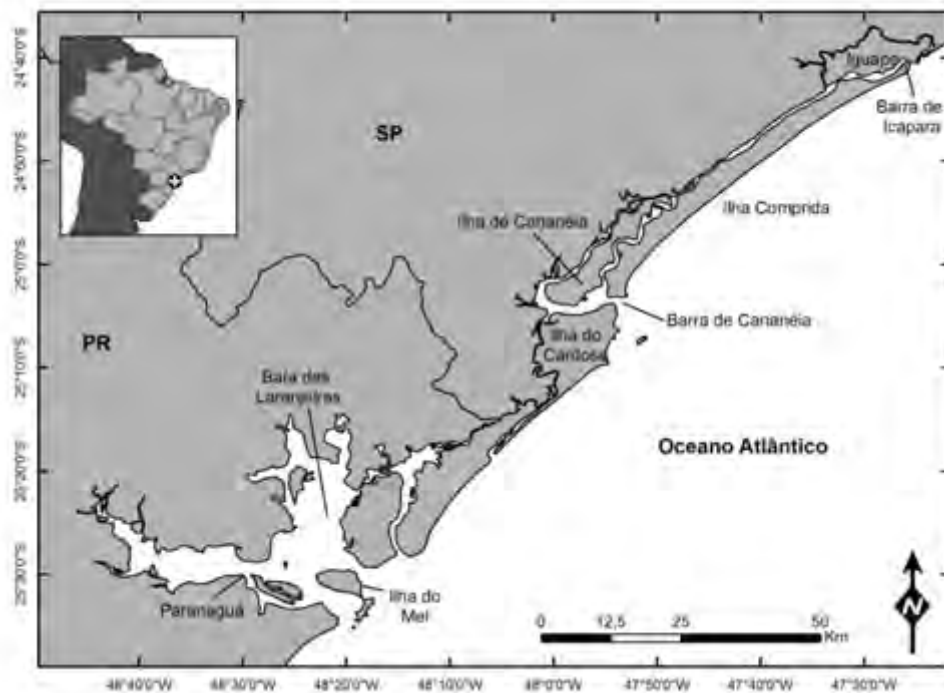


Figura 3. Mapa representando o complexo estuarino-lagunar do Lagamar.



Figura 4. Mapa indicando a área de estudo que se encontra inserida no estuário de Cananéia, localizado no litoral sul do estado de São Paulo. Destacam-se os referenciais geográficos importantes na delimitação das áreas investigadas.

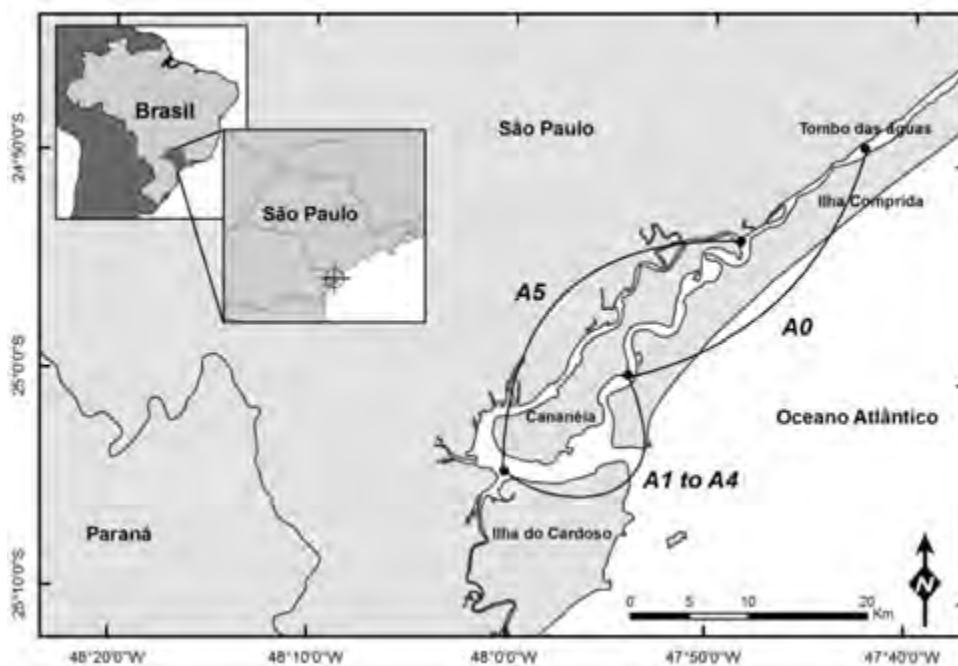


Figura 5. Mapa indicando a área de estudo e suas delimitações. A0, A1-A4 e A5 são sub-setores que foram amostrados em dias distintos. Os pontos pretos indicam os limites de cada sub-setor.



Figura 6. Exemplo de fotografia tomada do boto-cinza em trabalho de campo no estuário de Cananéia, sul do estado de São Paulo, cuja qualidade é 0.



Figura 7. Exemplo de fotografia tomada do boto-cinza em trabalho de campo no estuário de Cananéia, sul do estado de São Paulo, cuja qualidade é 1.



Figura 8. Exemplo de fotografia tomada do boto-cinza em trabalho de campo no estuário de Cananéia, sul do estado de São Paulo, cuja qualidade é 2S.



Figura 9. Exemplo de fotografia tomada do boto-cinza em trabalho de campo no estuário de Cananéia, sul do estado de São Paulo, cuja qualidade é 2C.

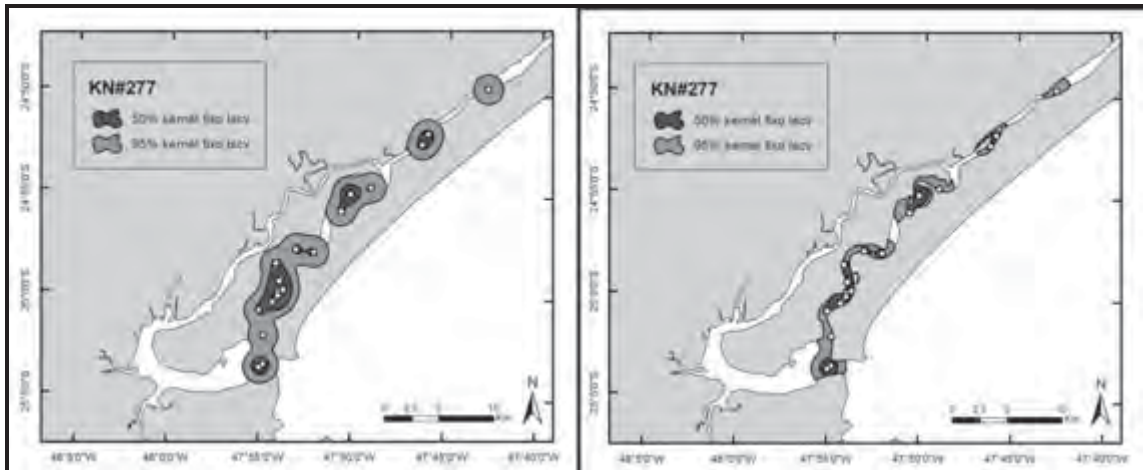


Figura 10. Exemplo de como foram gerados os polígonos no delineamento das áreas domiciliares. À esquerda o mapa mostra a área originalmente estimada. Neste caso foi utilizado o kernel fixo com LSCV. À direita mostra-se o polígono cortado onde foram excluídas as porções de terra englobadas na estimativa.

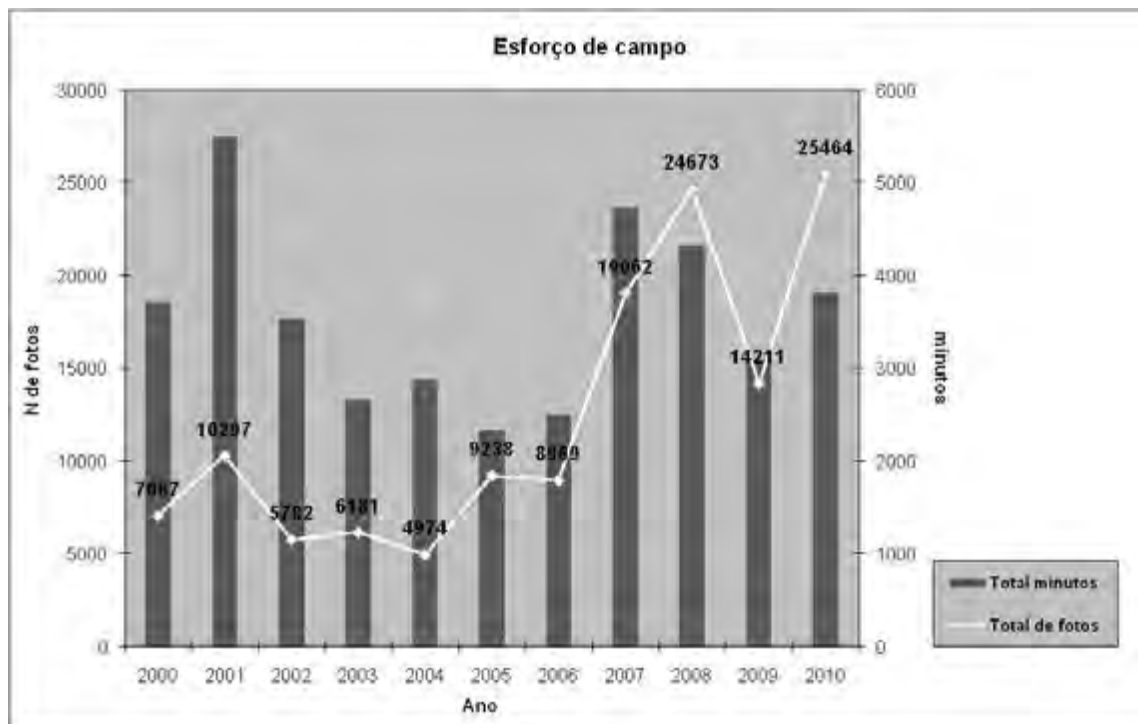


Figura 11. Esforços de observação de campo realizados entre os anos de 2000 e 2010 no estudo do boto-cinza no estuário de Cananéia, litoral sul do estado de São Paulo, representados em total de minutos investidos na foto-identificação individual e no total de fotografias obtidas.

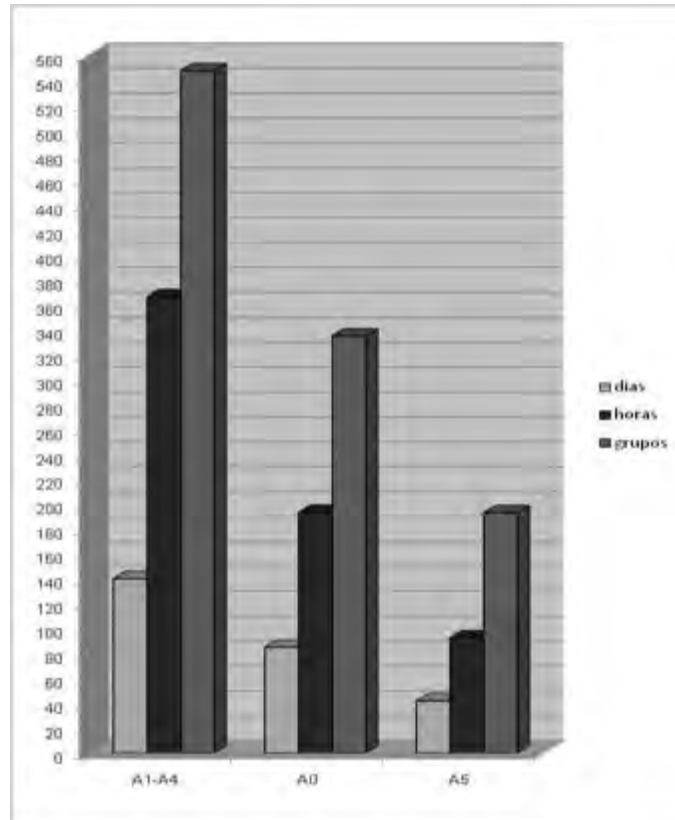


Figura 12. Distribuição dos esforços de campo em cada sub-setor investigado no estudo do boto-cinza no estuário de Cananéia entre 2000 e 2010. As barras representam o número de dias e horas investidos, assim como a quantidade de grupos que foi encontrado por sub-setor A1-A4, A5 e A0 conforme mostrado no texto

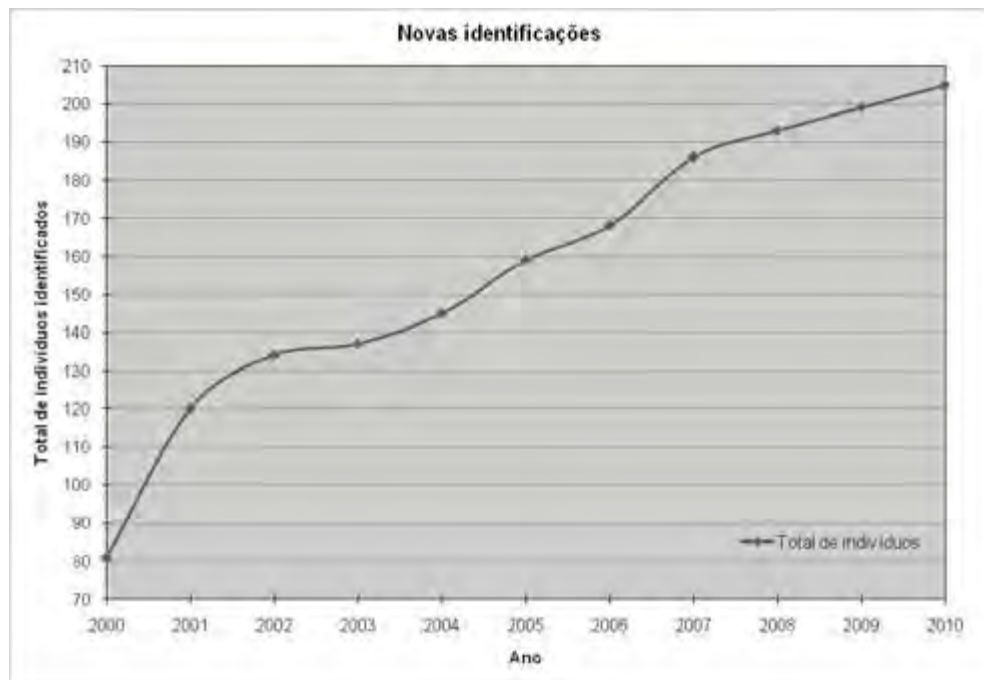


Figura 13. Curva de descobrimento representando o número de novas identificações individuais de *Sotalia guianensis* feitas de 2001 a 2010 no estuário de Cananéia, litoral sul do estado de São Paulo



Figura 14. Indivíduos foto-identificados no estuário de Cananéia em 2009 e 2010 e inseridos no catálogo dos botos que vêm sendo monitorados ao longo do tempo e no espaço por meio de marcas naturais.

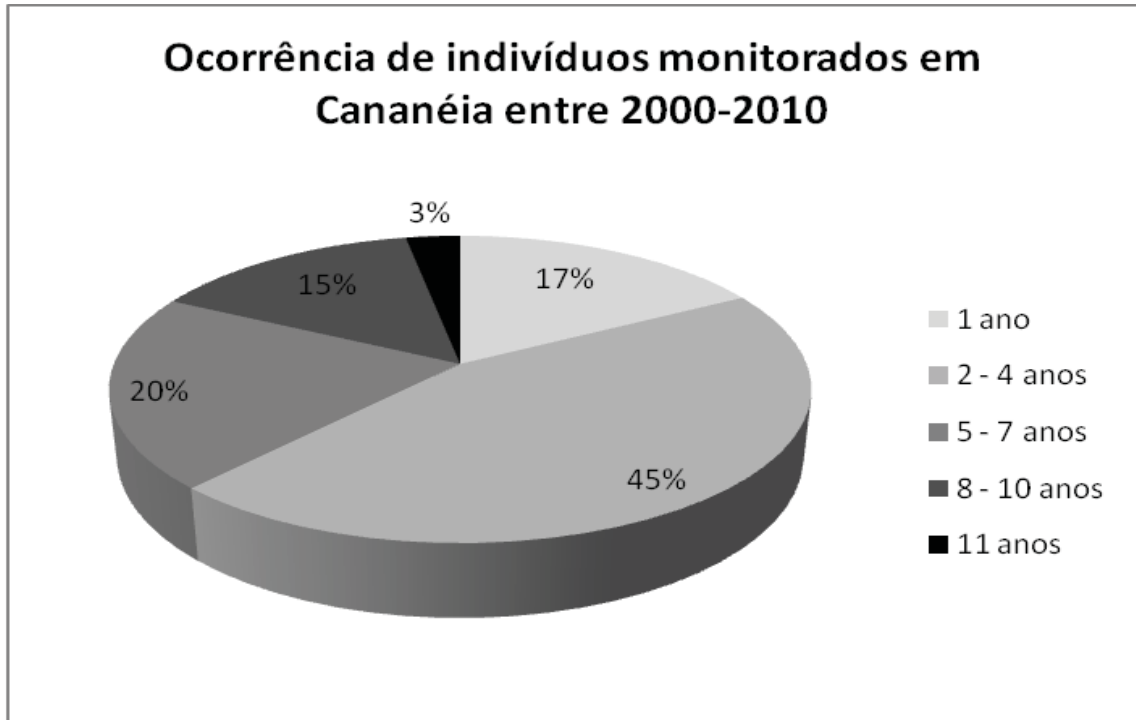


Figura 15. Indivíduos catalogados entre os anos de 2000 e 2010 agrupados em categorias de tempo para mostrar em quantos, dos 11 anos de monitoramento, os botos-cinza foram foto-identificados no estuário de Cananéia, sul do estado de São Paulo.

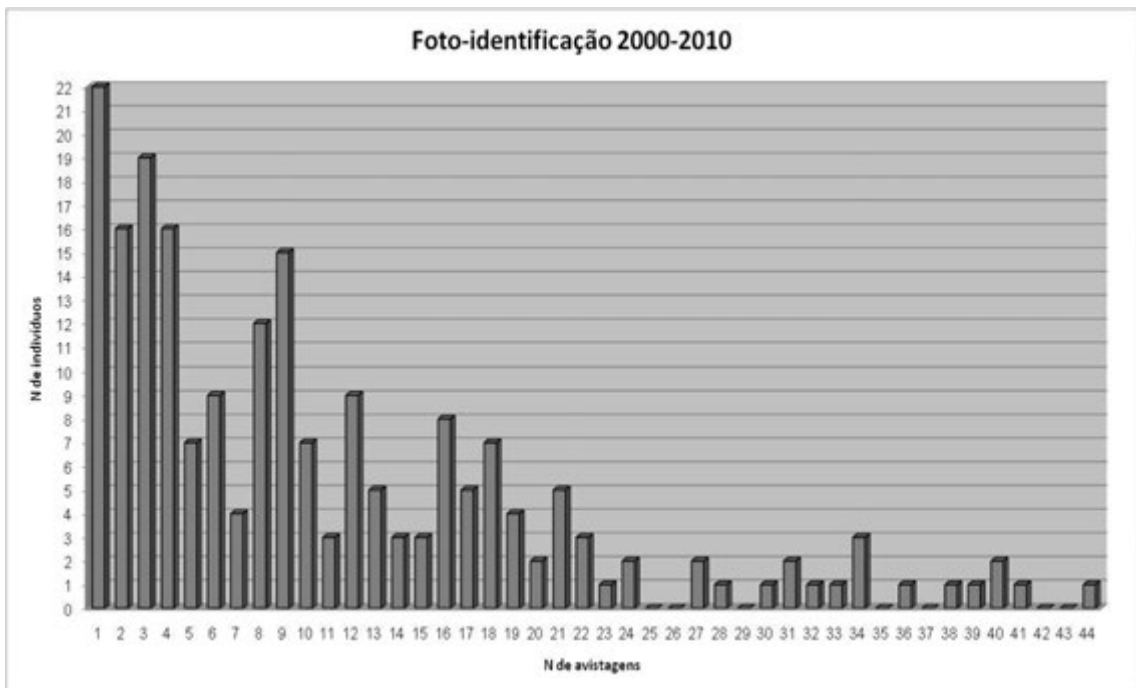


Figura 16. Número de avistagens individuais, em dias distintos, de botos-cinza foto-identificados no estuário de Cananéia, litoral sul do estado de São Paulo, entre 2000 e 2010.

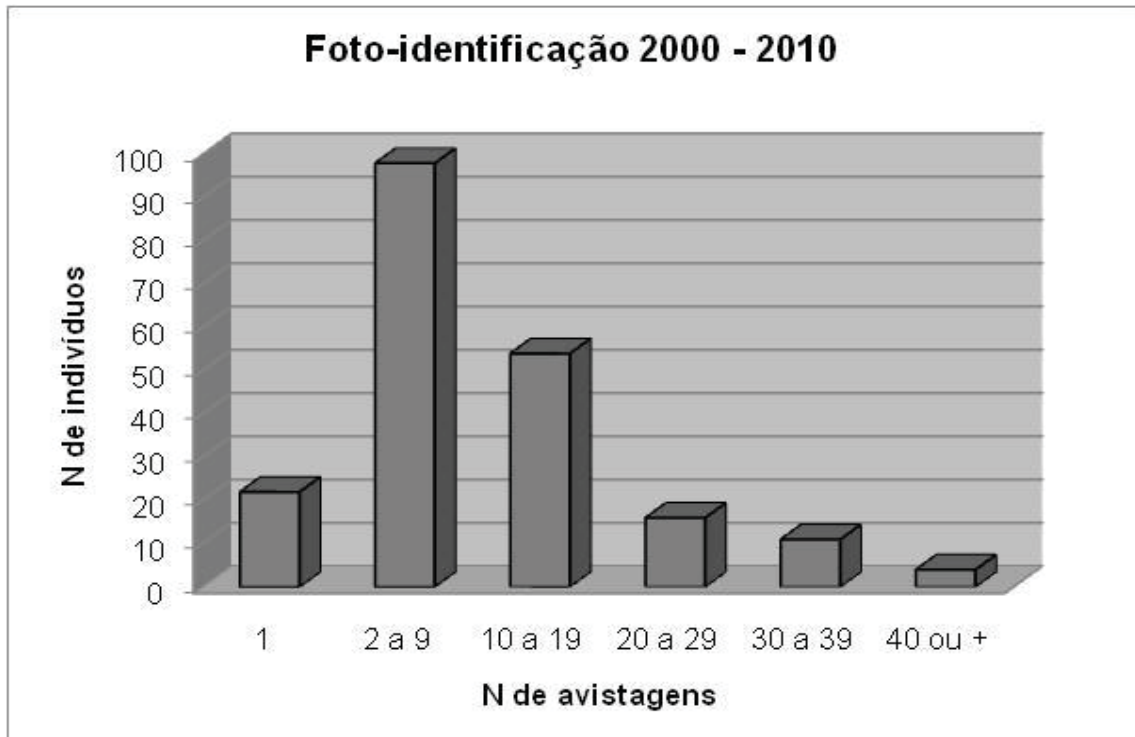


Figura 17. Indivíduos catalogados divididos em categorias relativas ao número de avistagens realizadas em dias distintos entre 2000 e 2010.

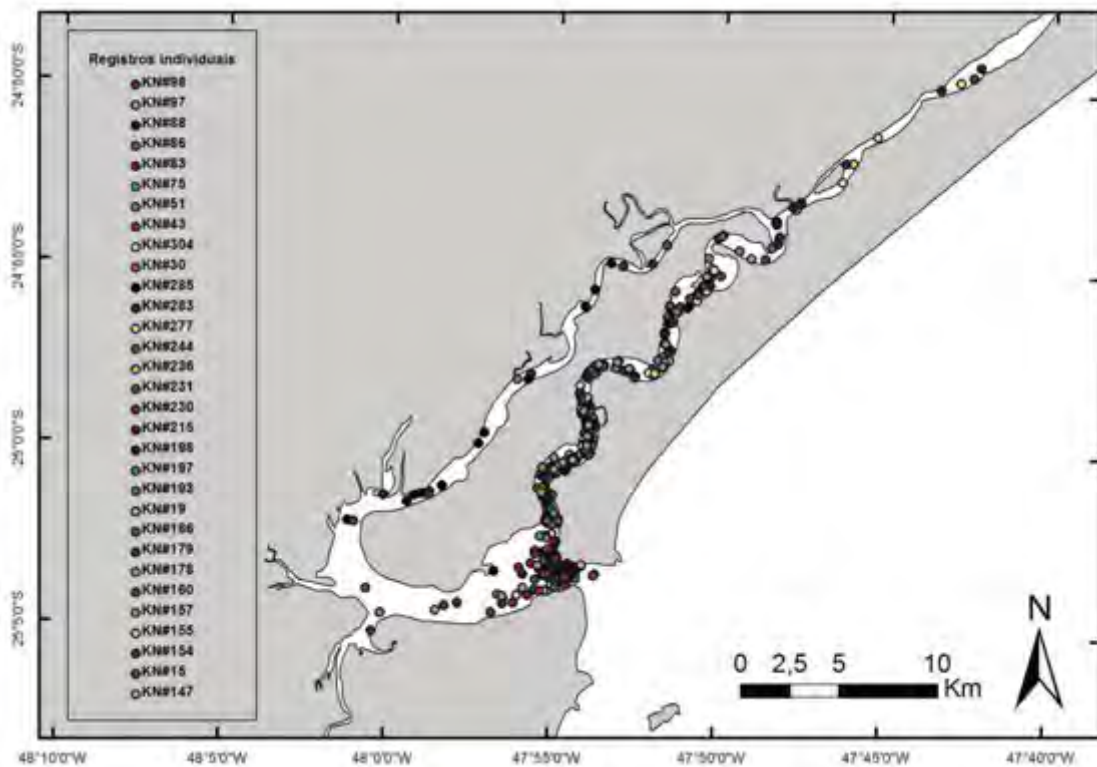


Figura 18. Distribuição dos pontos de localização de 31 botos-cinza que possuíam 20 ou mais avistagens, e cujos dados foram utilizados nas estimativas de áreas domiciliares.

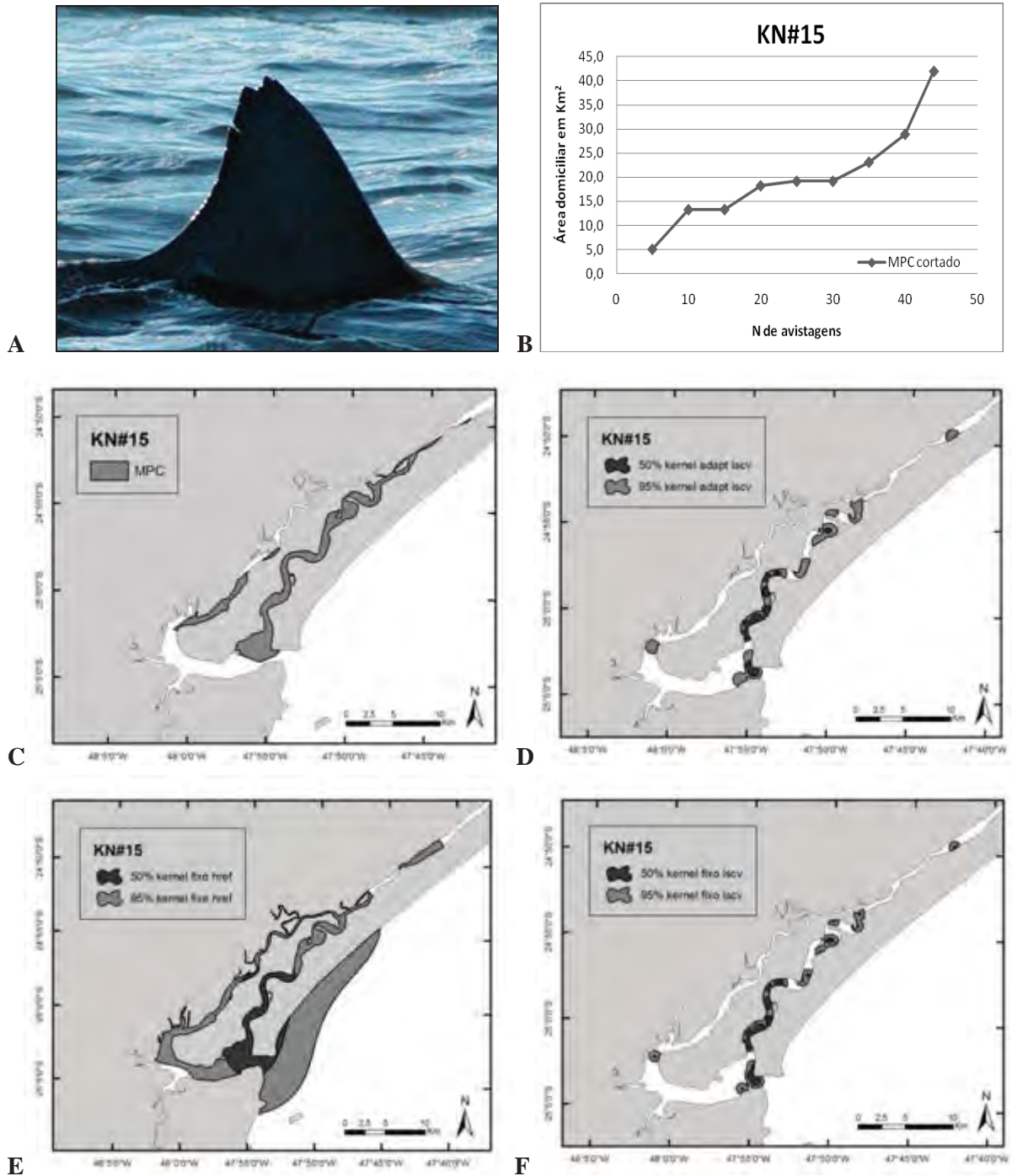


Figura 19. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #15 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #15 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #15, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #15 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #15 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #15 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #15 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

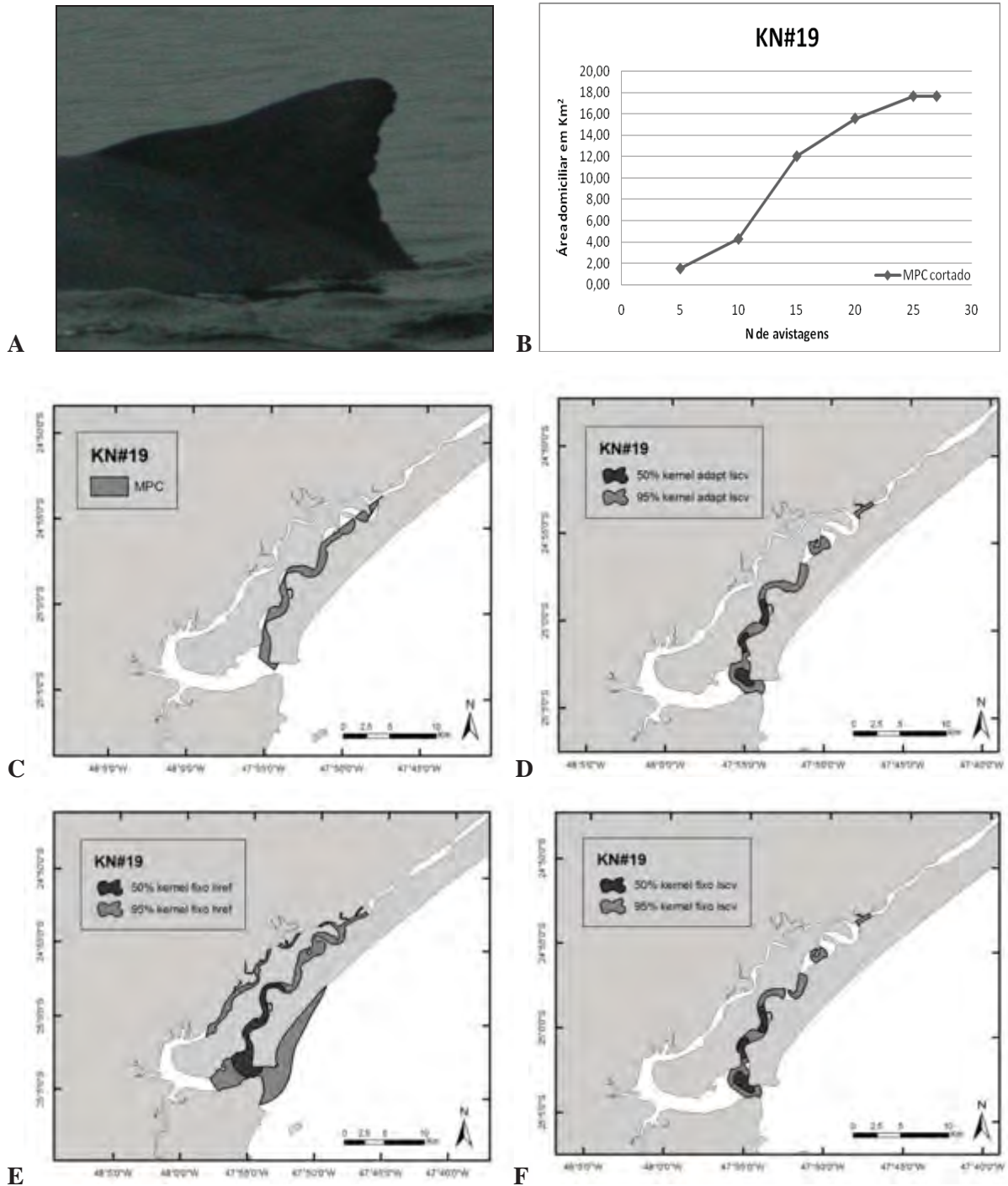


Figura 20. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #19 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #19 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #19, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #19 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #19 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #19 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #19 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

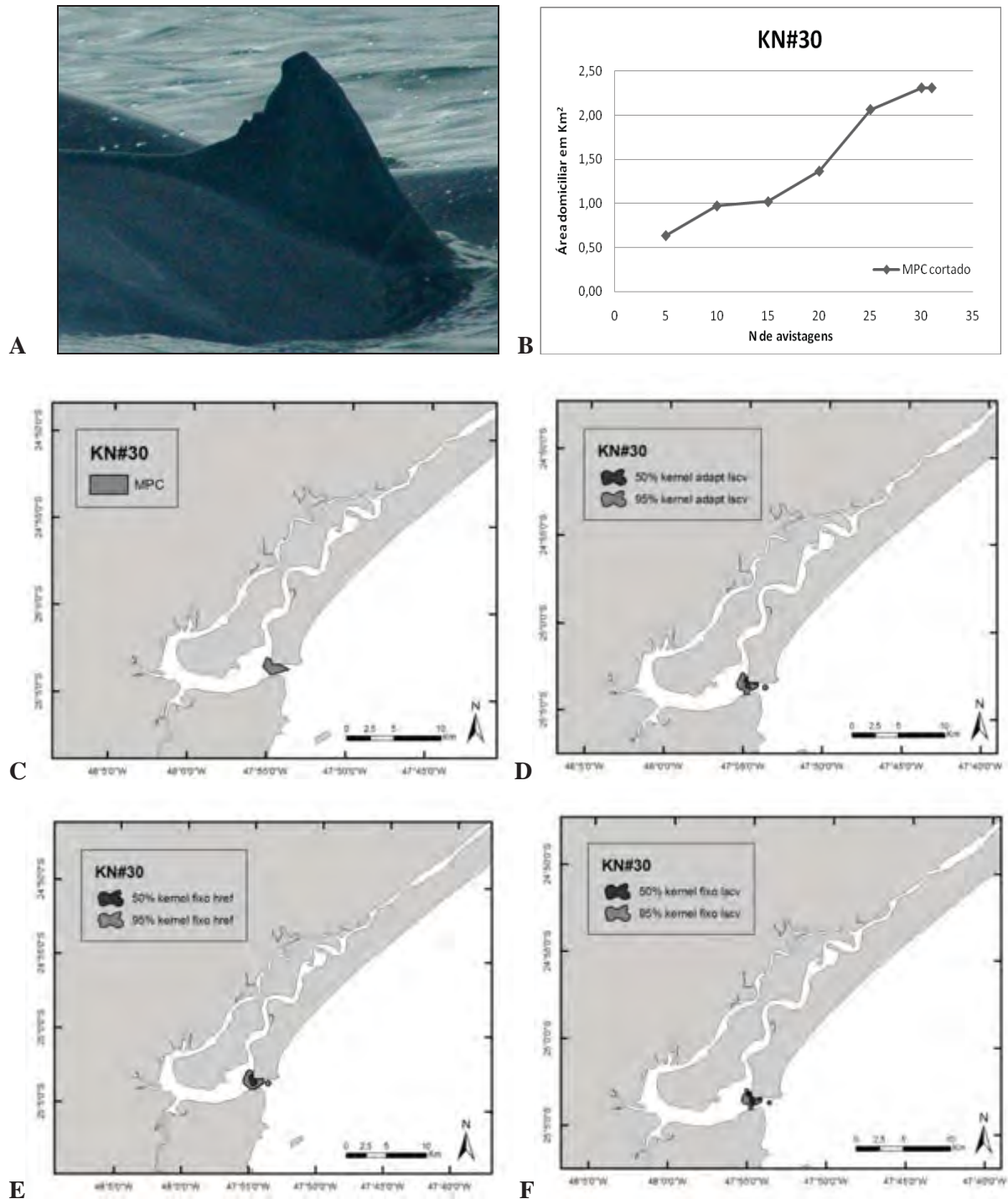


Figura 21. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #30 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #30 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #30, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #30 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #30 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #30 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #30 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

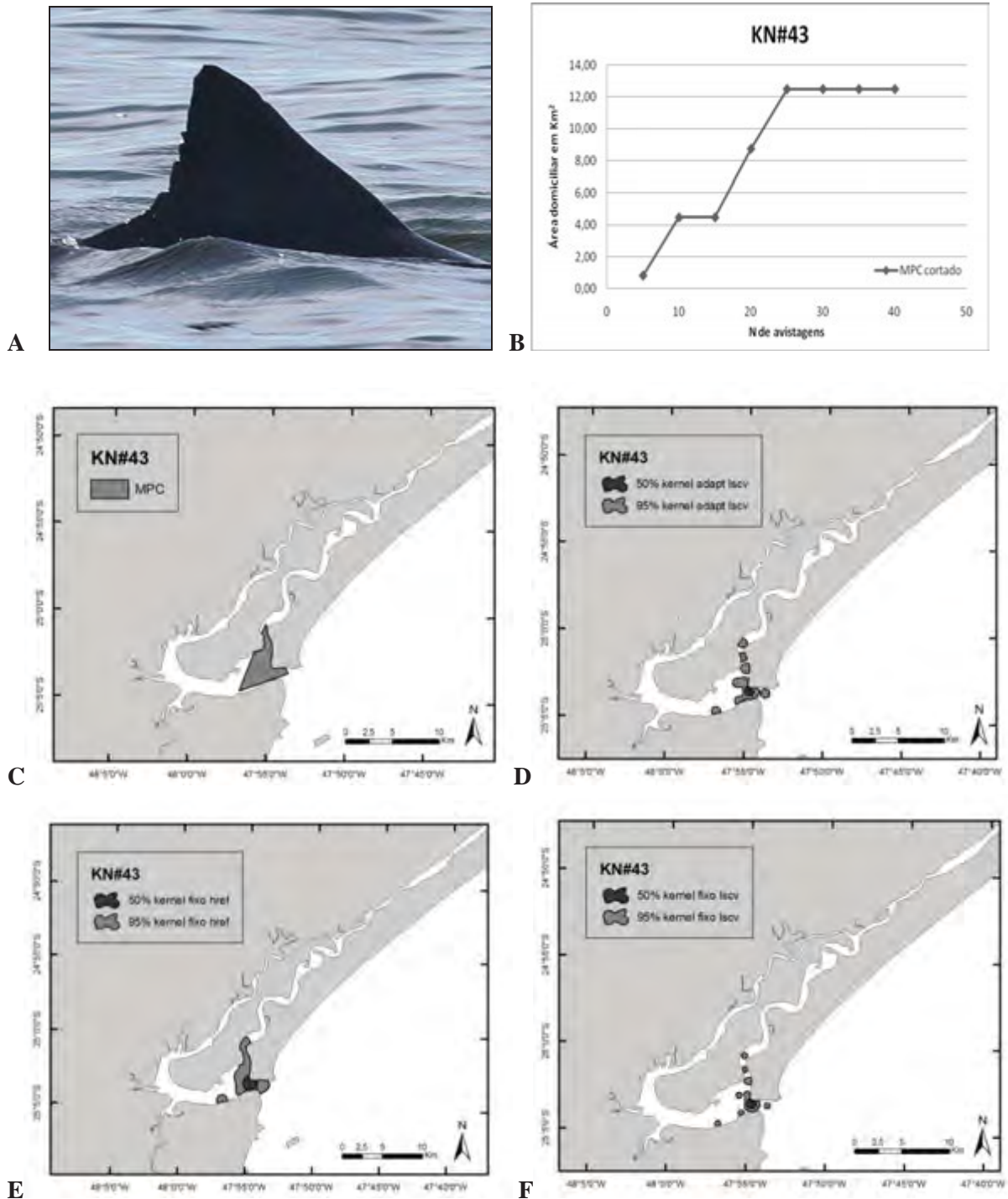


Figura 22. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #43 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #43 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #43, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #43 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #43 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #43 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #43 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

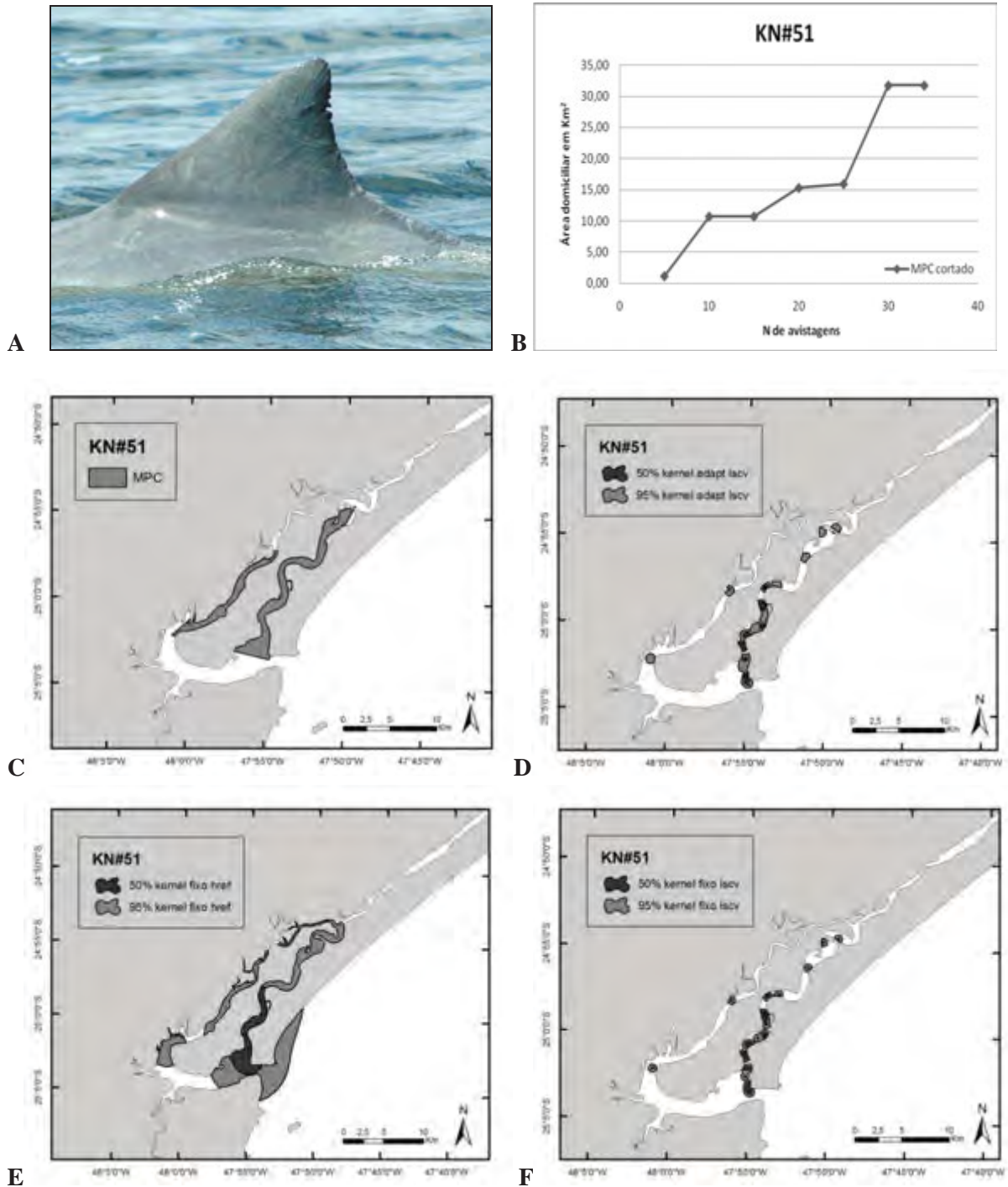


Figura 23. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #51 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #51 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #51, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #51 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #51 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #51 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #51 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

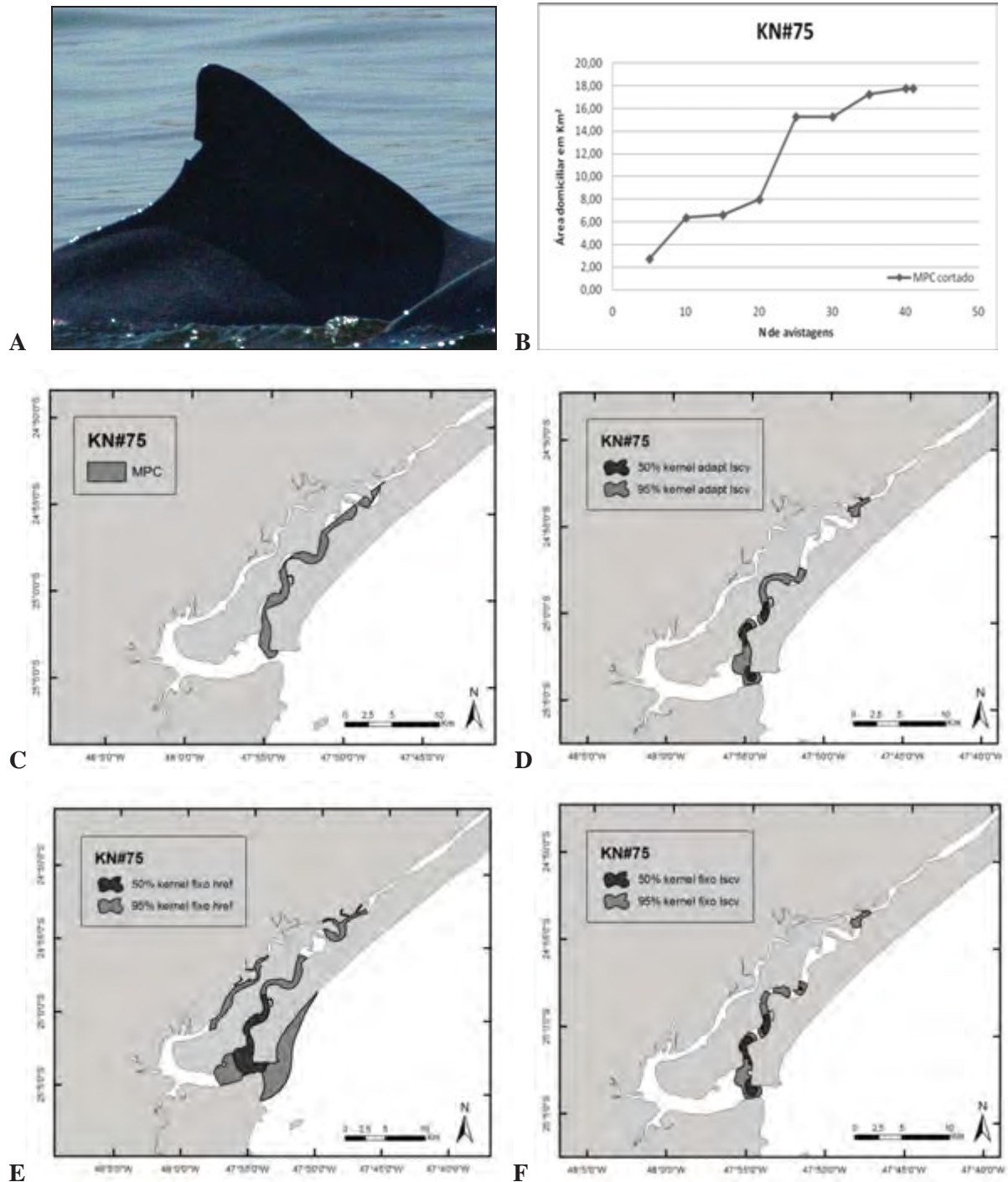


Figura 24. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #75 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #75 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #75, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #75 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #75 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #75 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #75 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

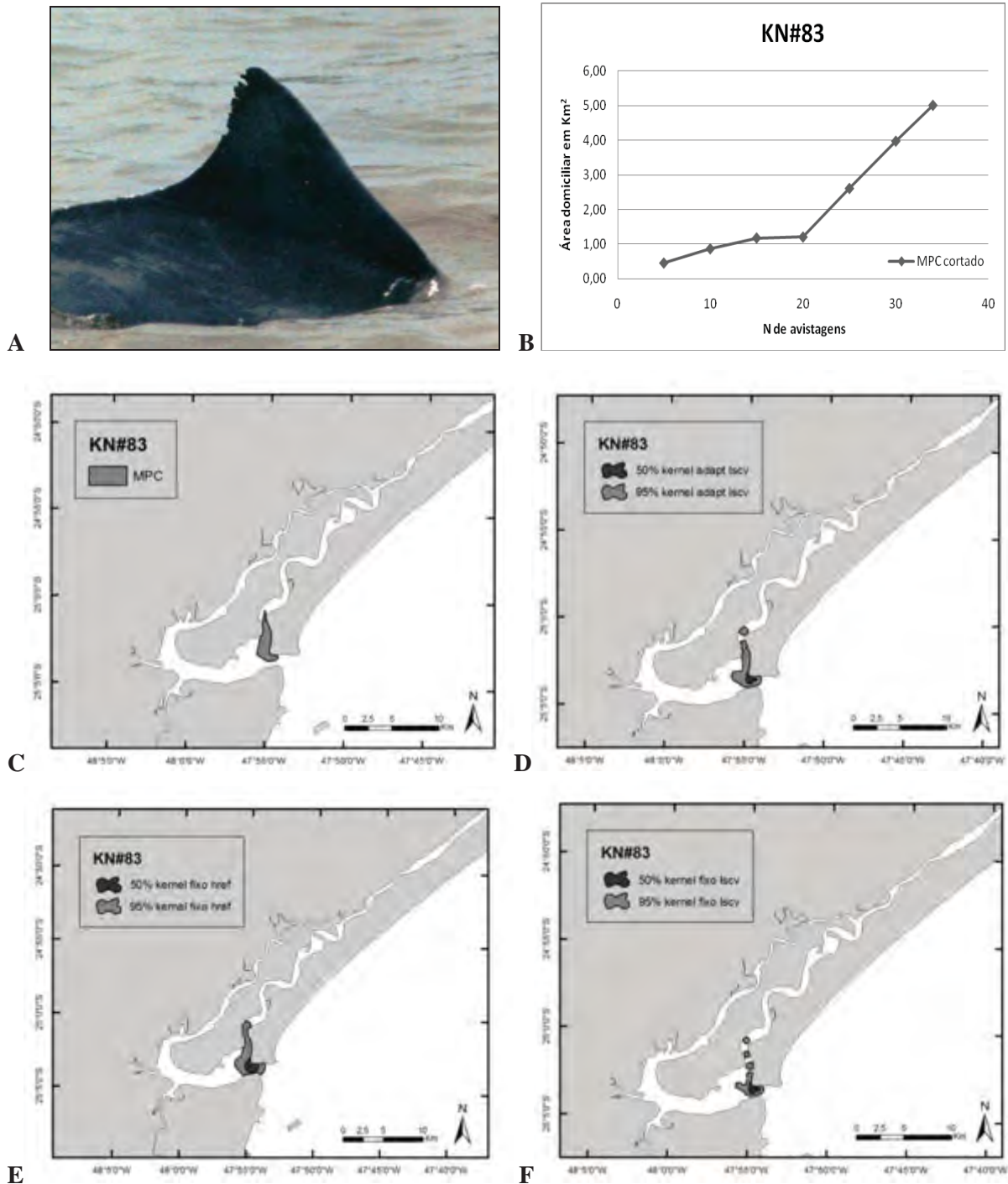


Figura 25. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #83 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #83 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #83, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #83 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #83 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #83 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #83 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

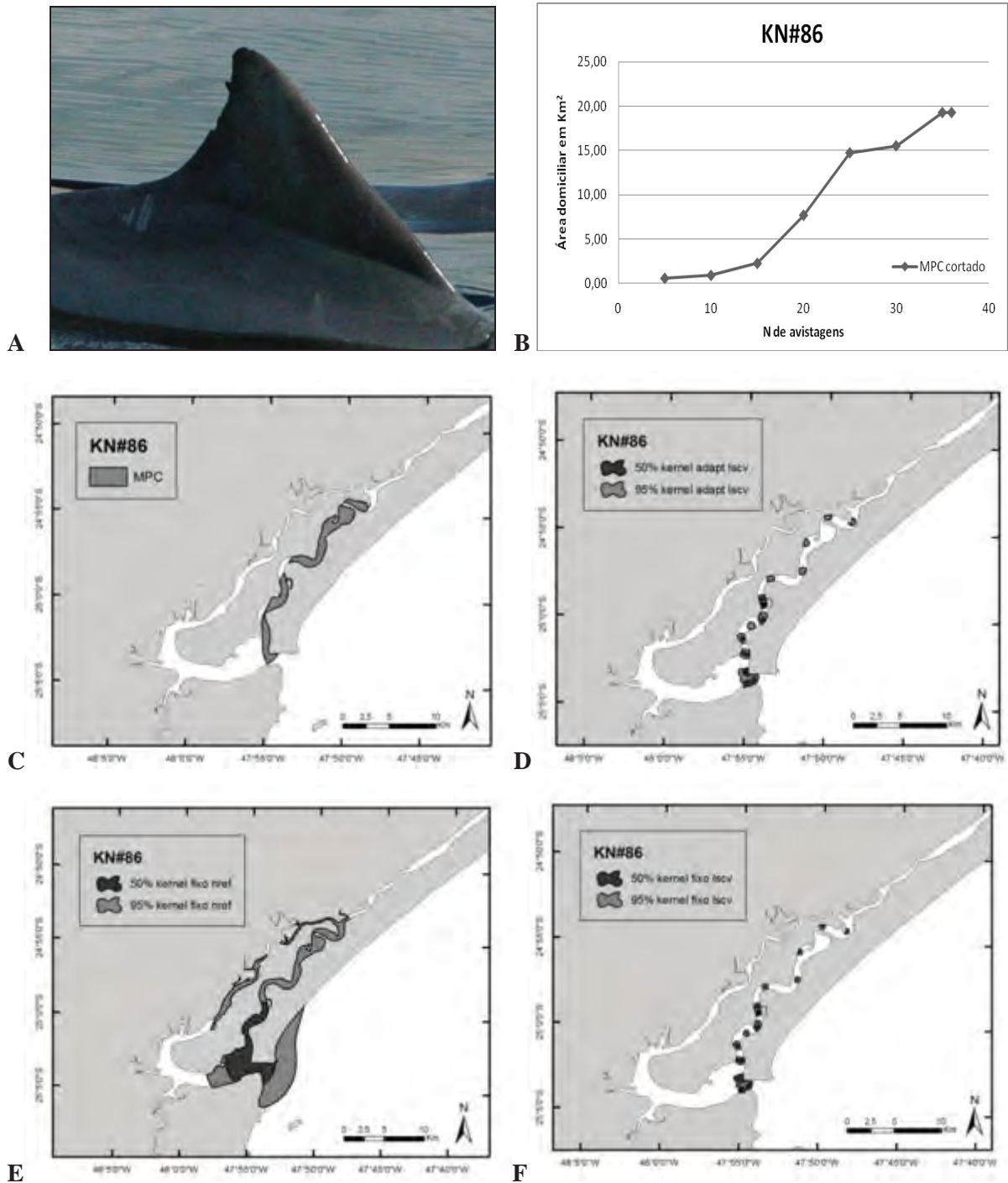


Figura 26. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #86 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #86 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #86, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #86 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #86 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #86 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #86 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

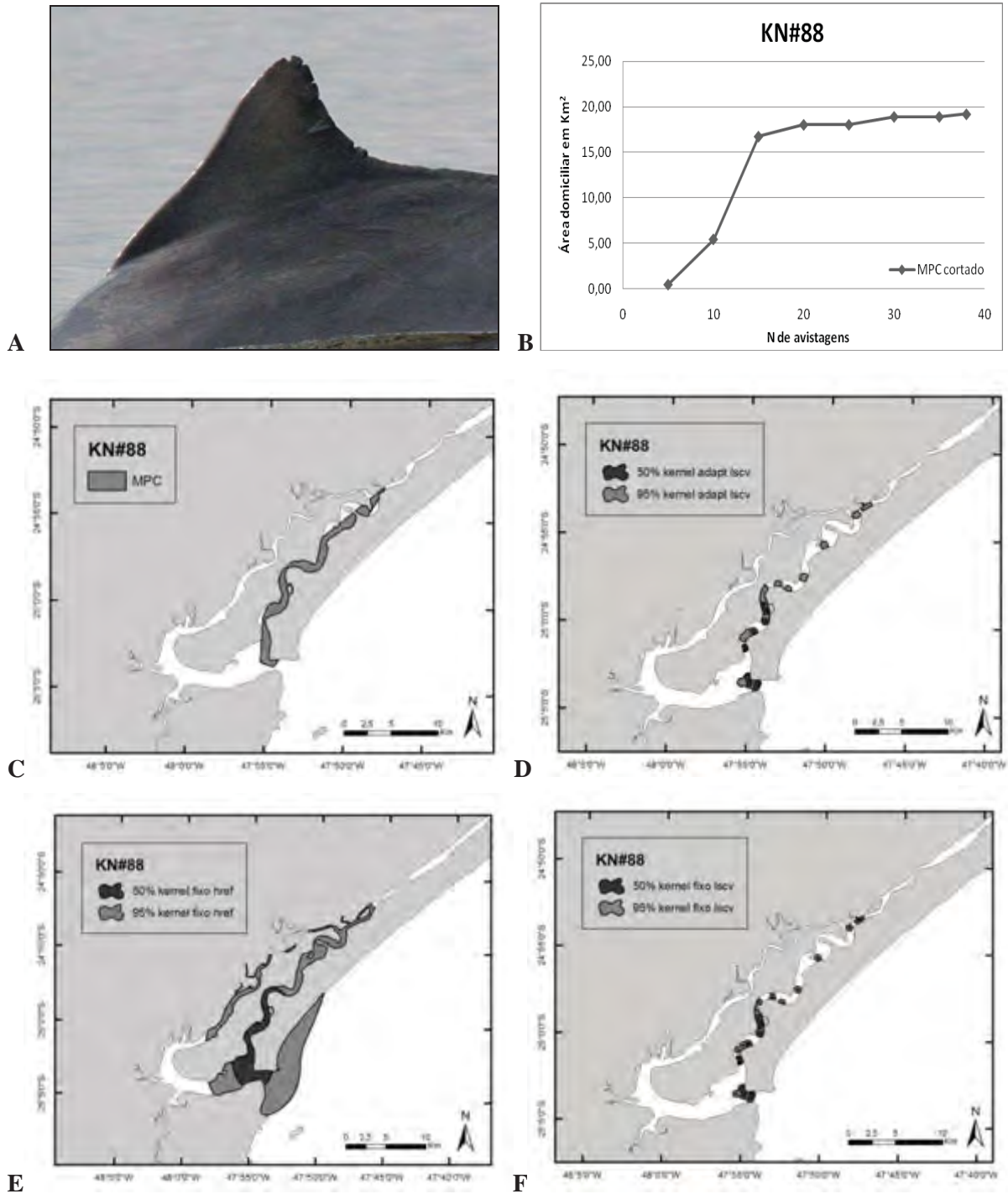


Figura 27. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #88 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #88 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #88, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #88 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #88 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #88 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #88 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

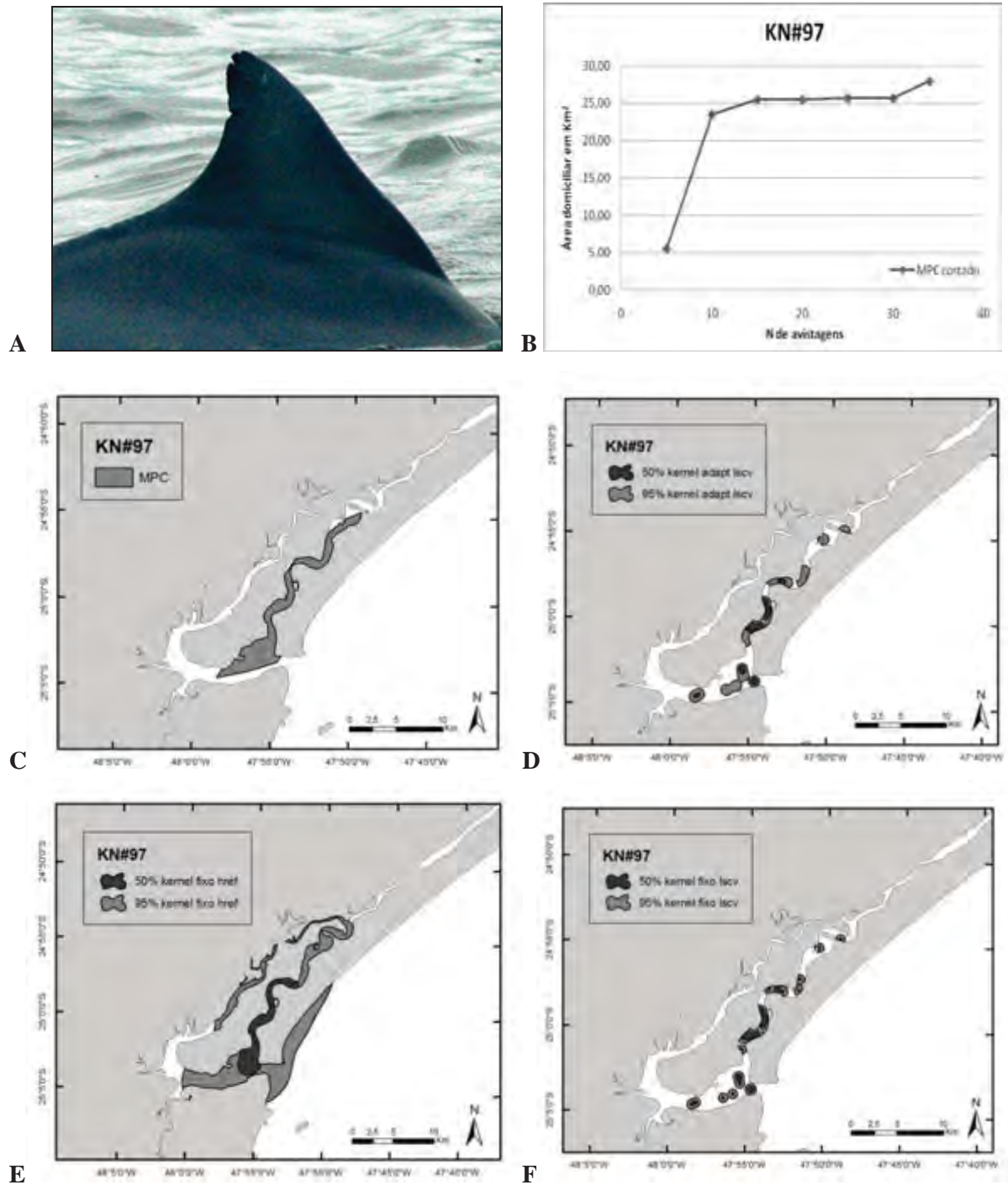


Figura 28. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #97 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #97 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #97, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #97 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #97 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #97 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #97 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

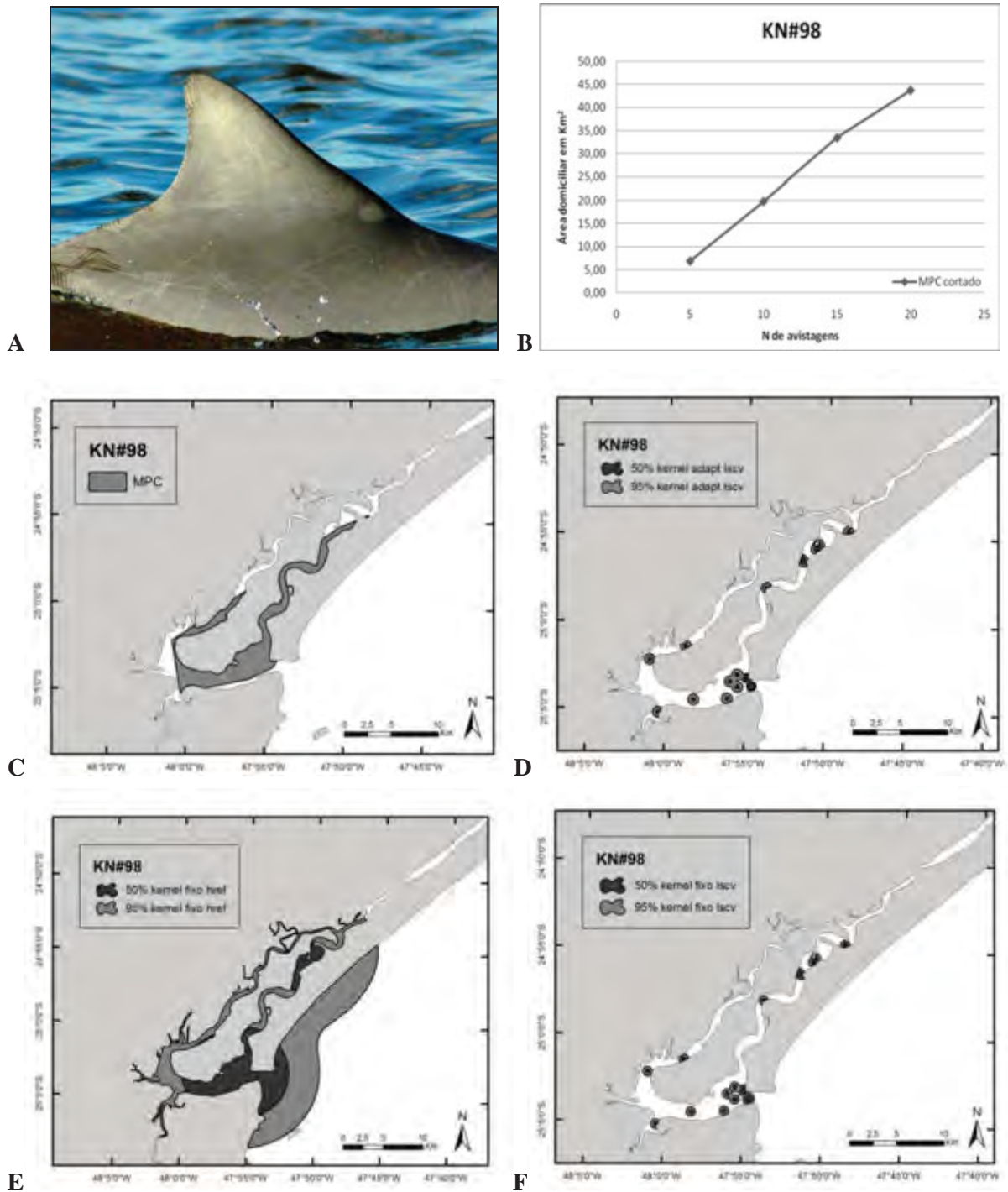


Figura 29. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #98 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #98 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #98, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #98 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #98 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #98 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #98 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

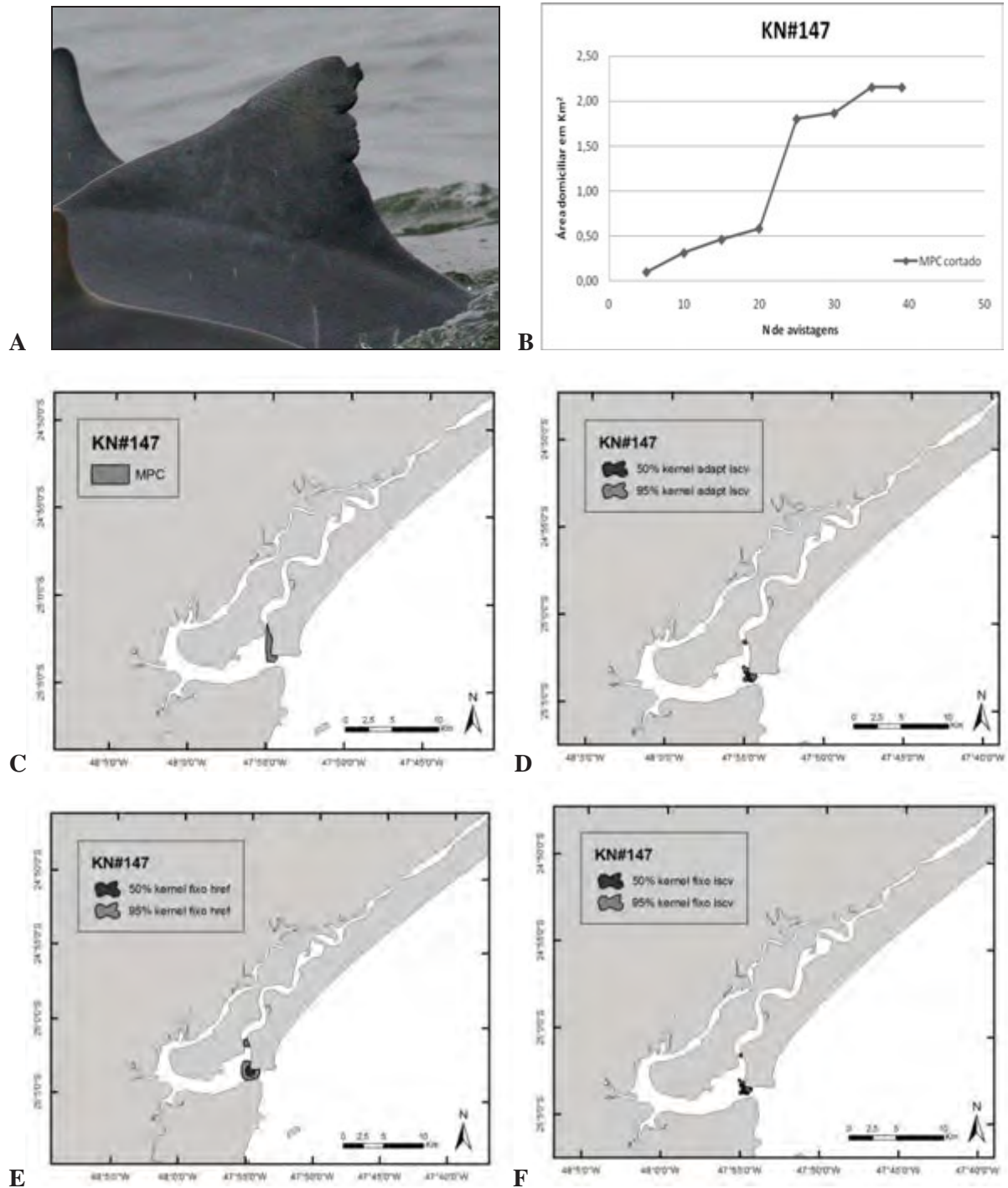


Figura 30. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #147 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #147 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #147, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #147 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #147 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #147 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #147 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

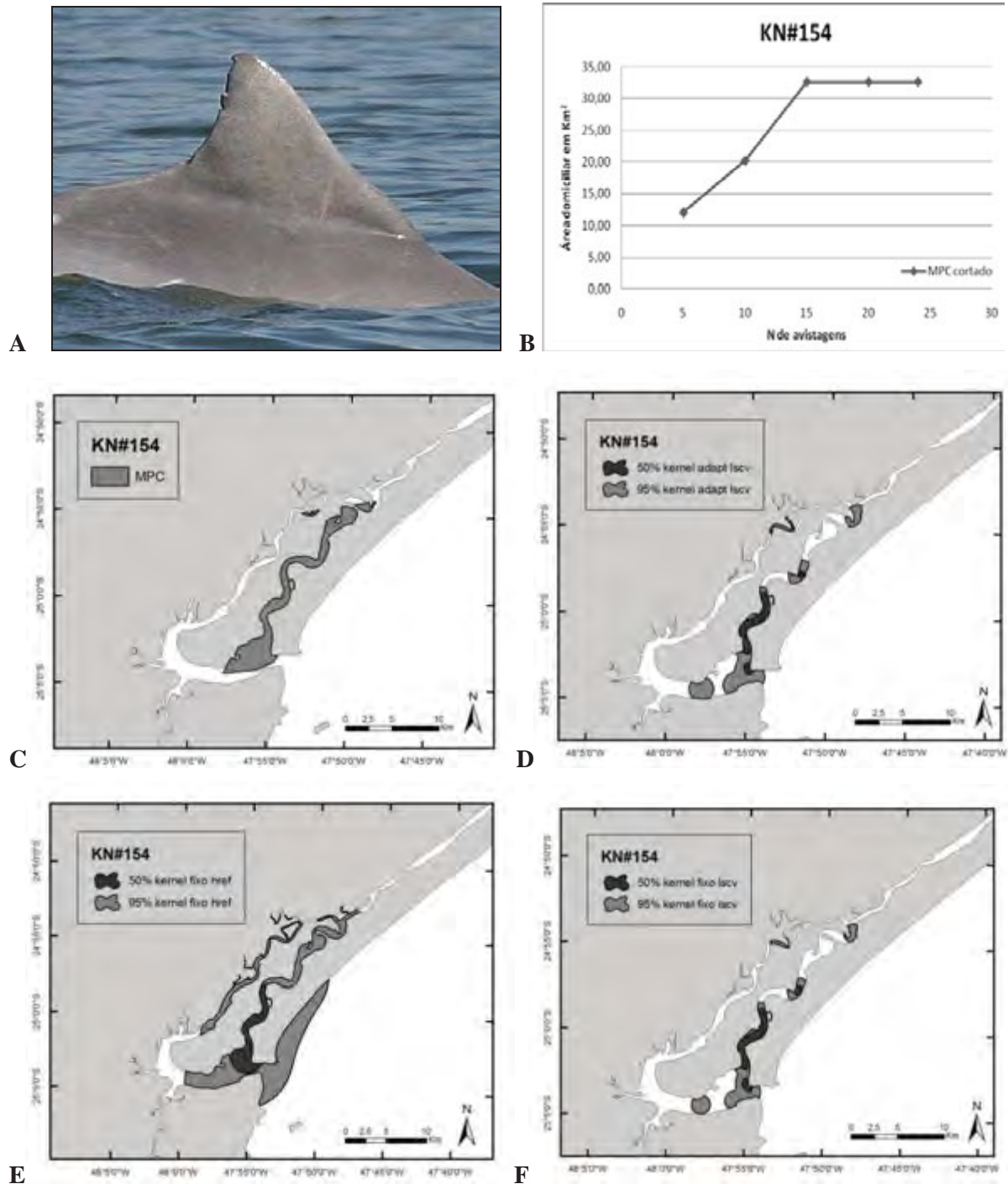


Figura 31. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #154 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #154 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #154, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #154 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #154 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #154 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #154 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

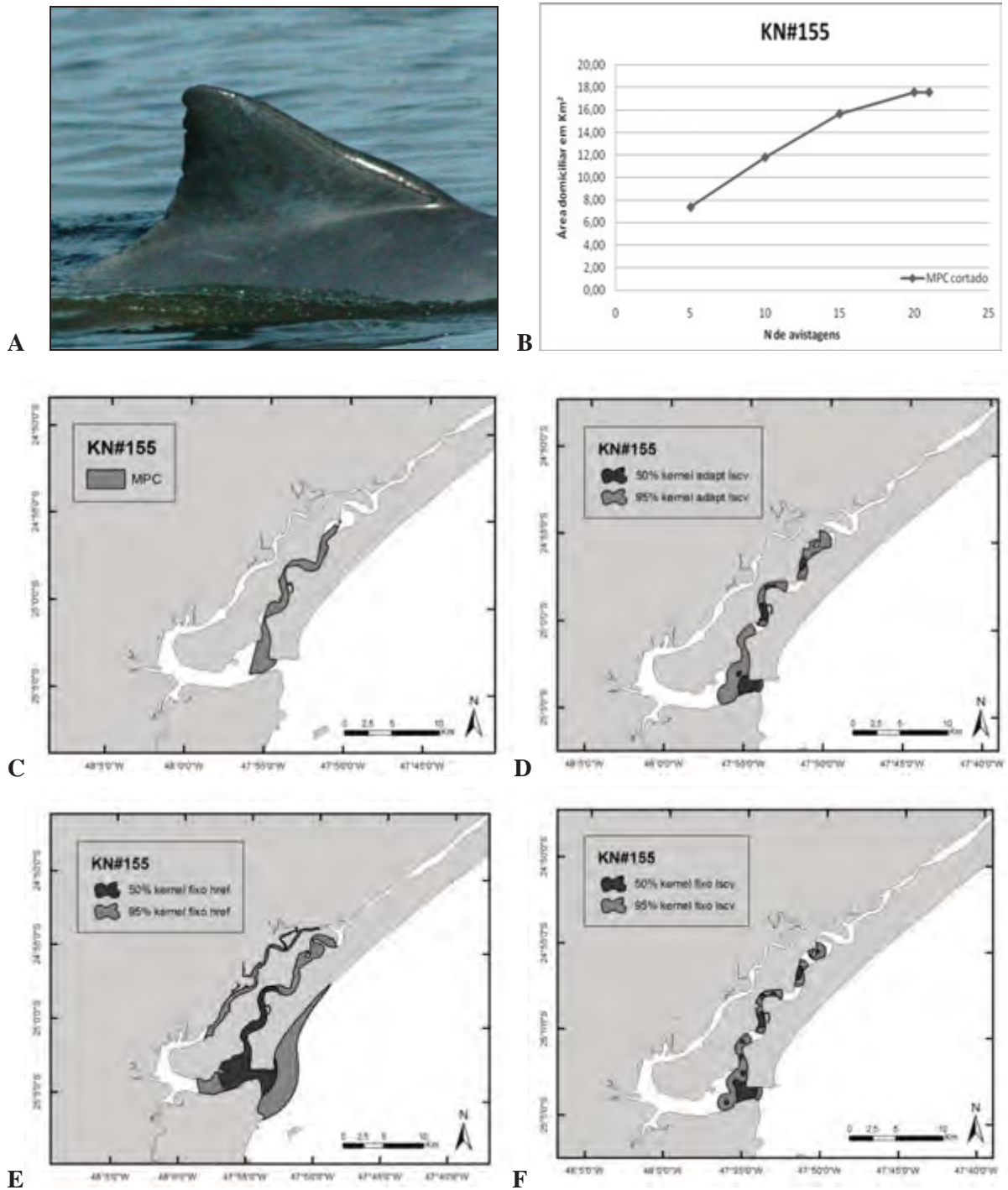


Figura 32. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #155 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #155 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #155, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #155 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #155 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #155 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #155 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

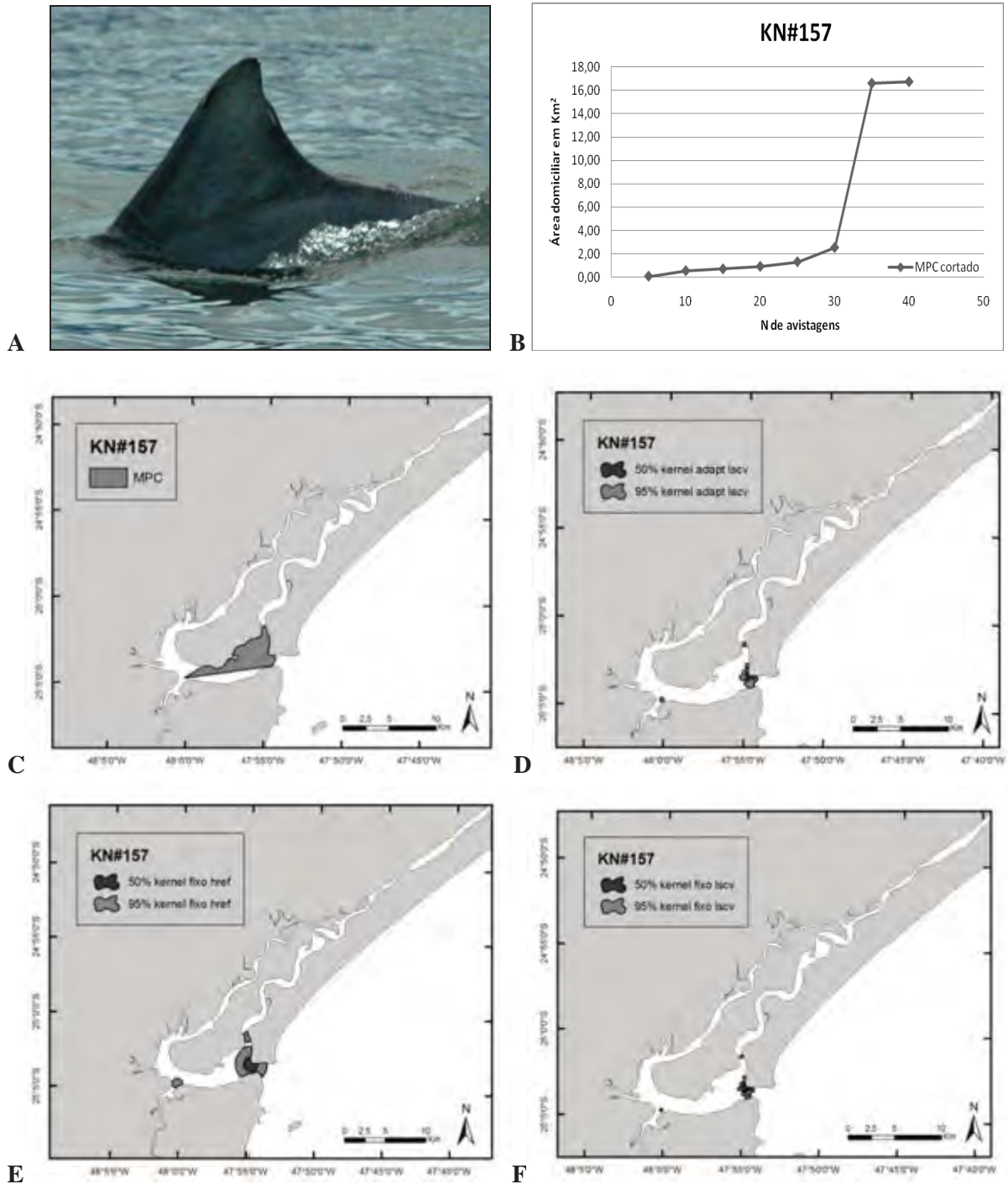


Figura 33. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #157 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #157 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #157, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #157 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #157 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #157 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #157 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

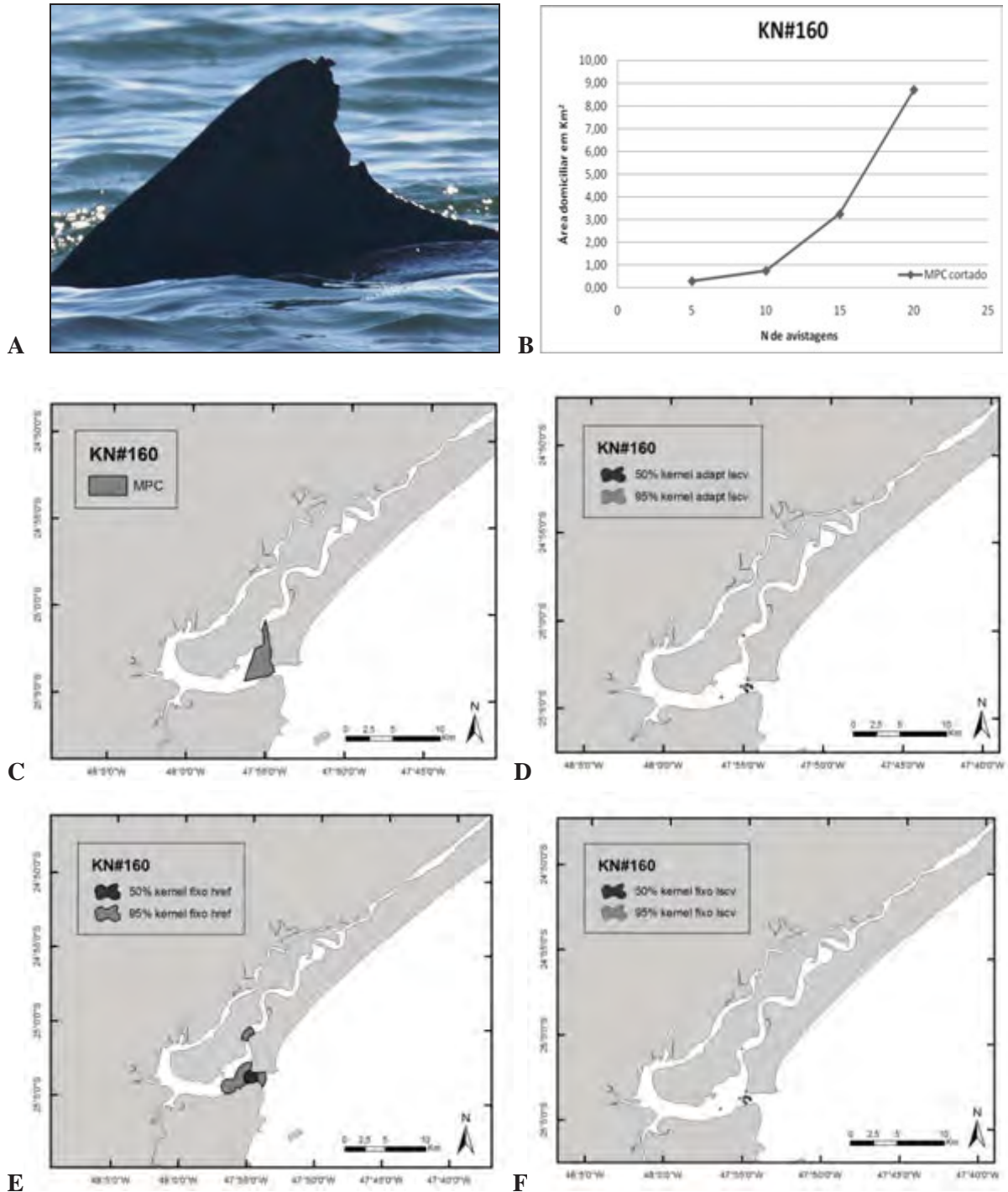


Figura 34. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #160 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #160 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #160, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #160 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #160 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #160 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #160 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

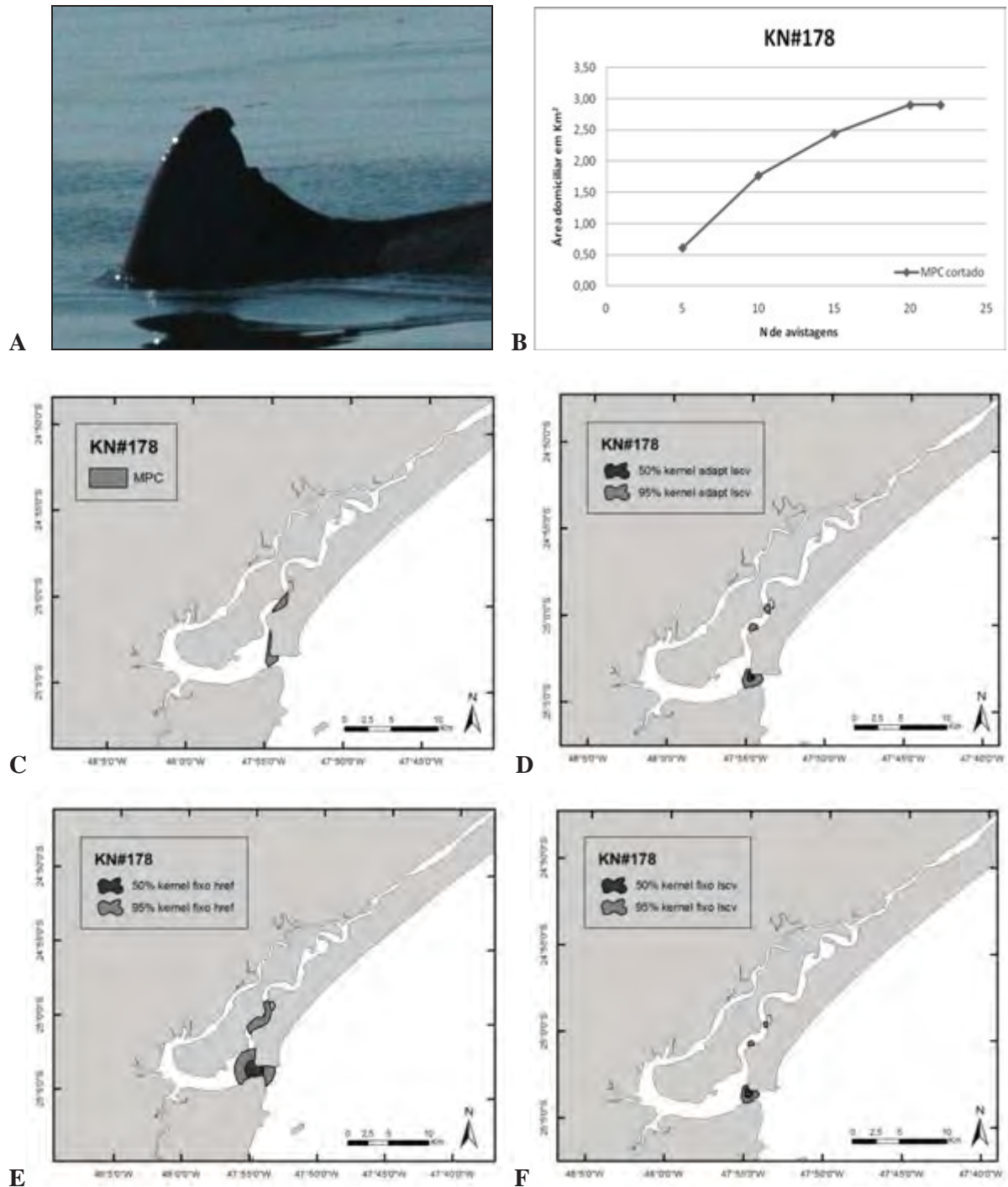


Figura 35. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #178 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #178 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #178, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #178 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #178 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #178 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #178 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

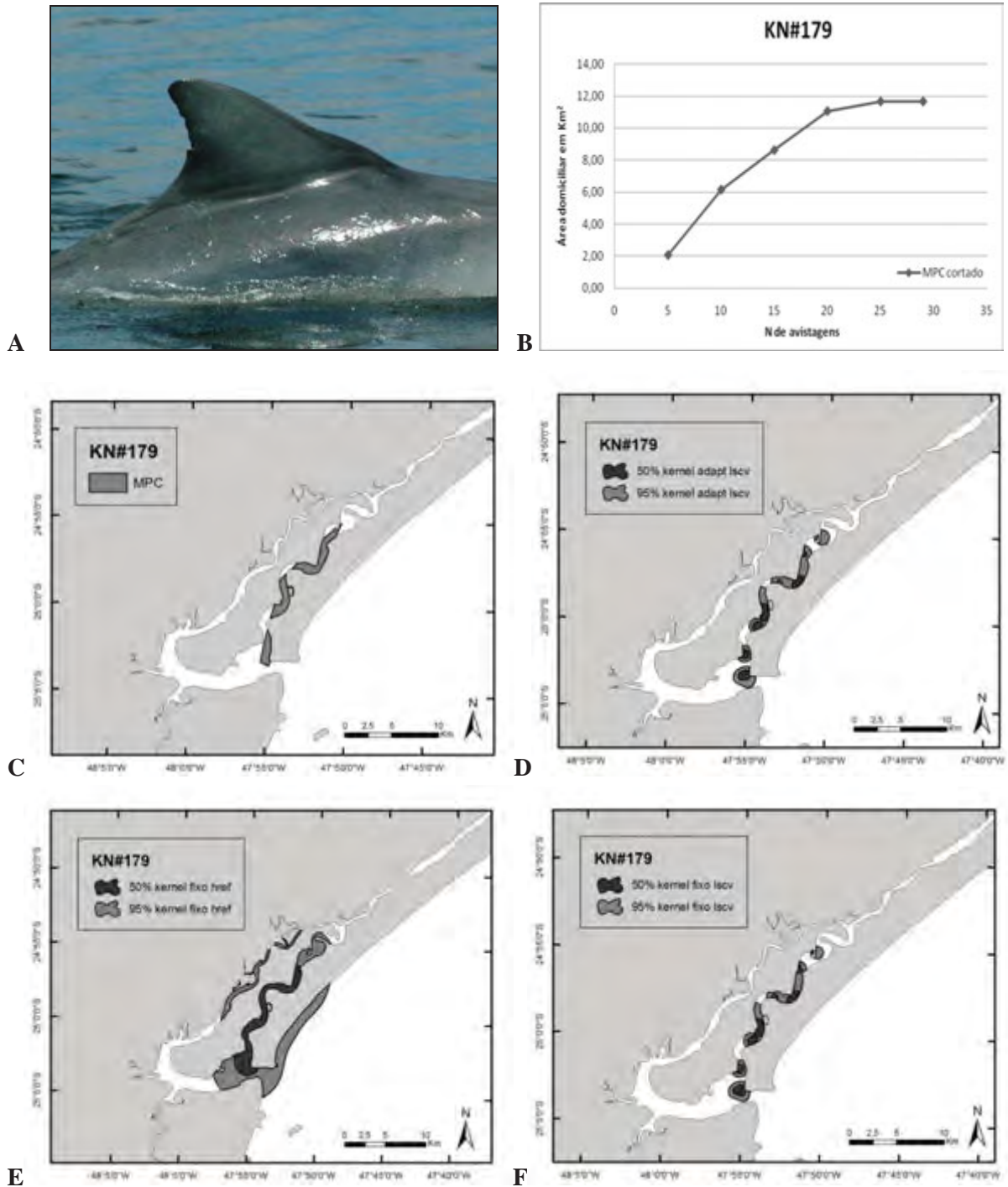


Figura 36. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #179 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #179 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #179, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #179 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #179 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #179 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #179 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

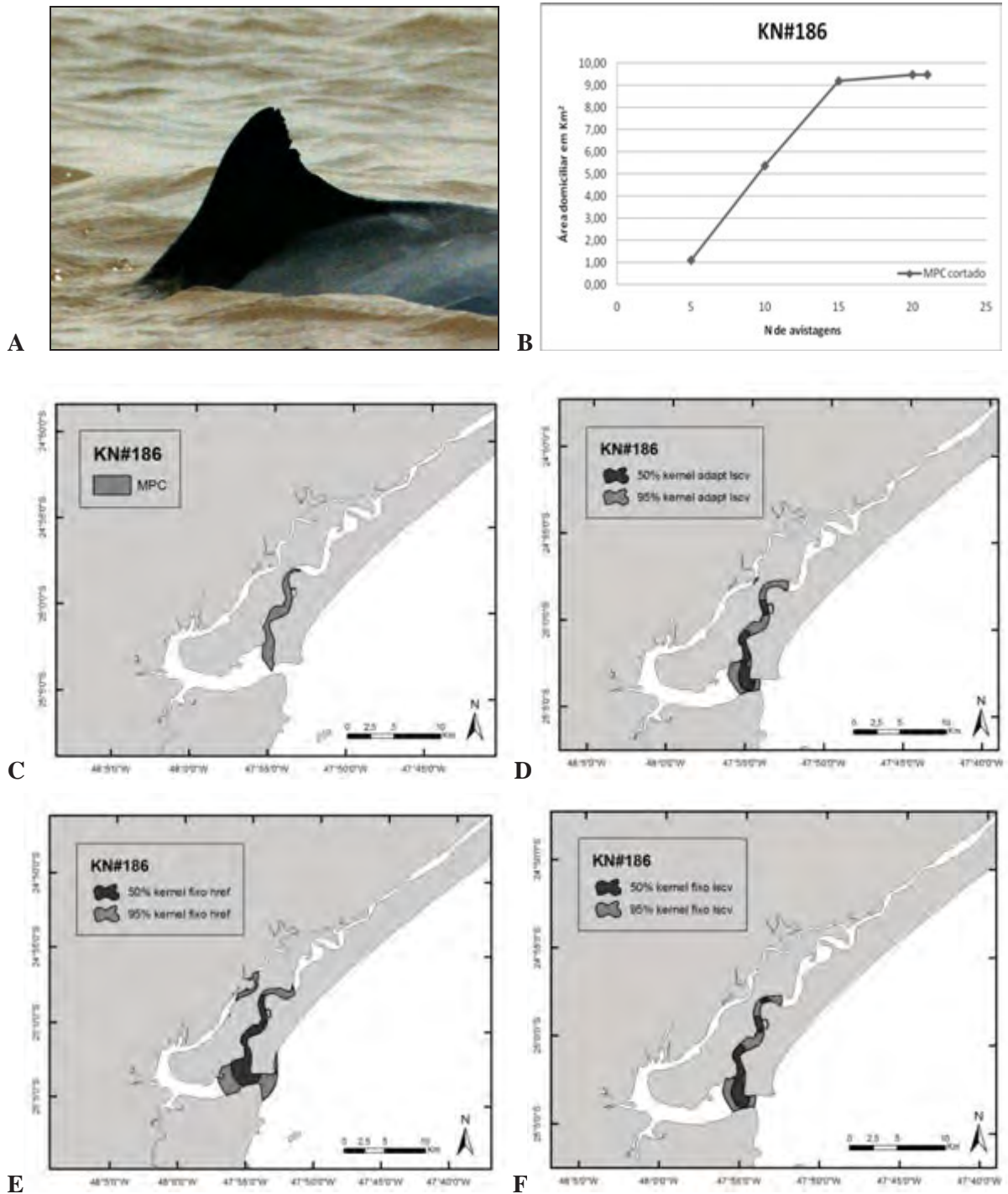


Figura 37. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #186 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #186 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #186, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #186 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #186 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #186 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #186 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

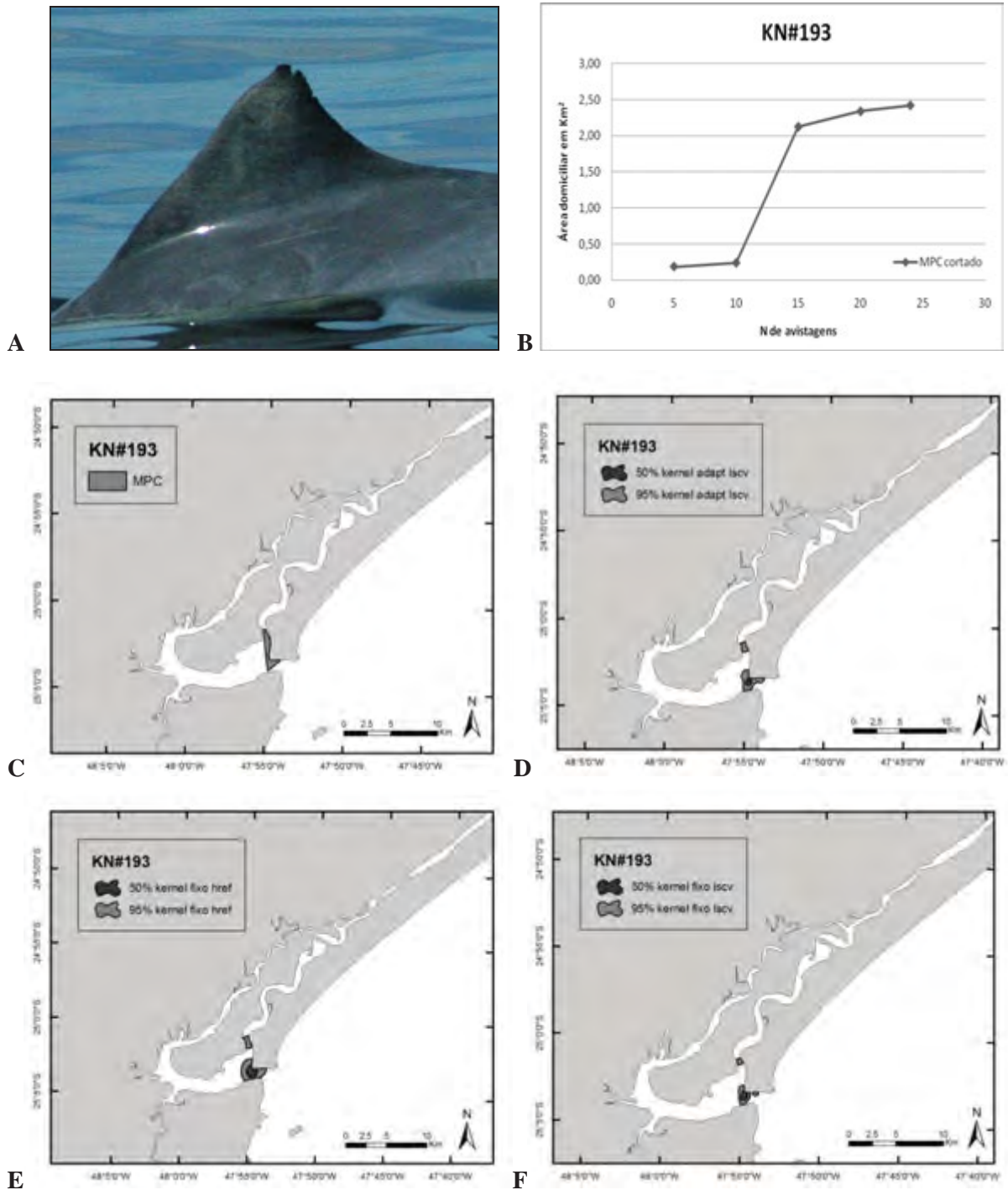


Figura 38. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #193 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #193 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #193, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #193 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #193 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #193 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #193 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

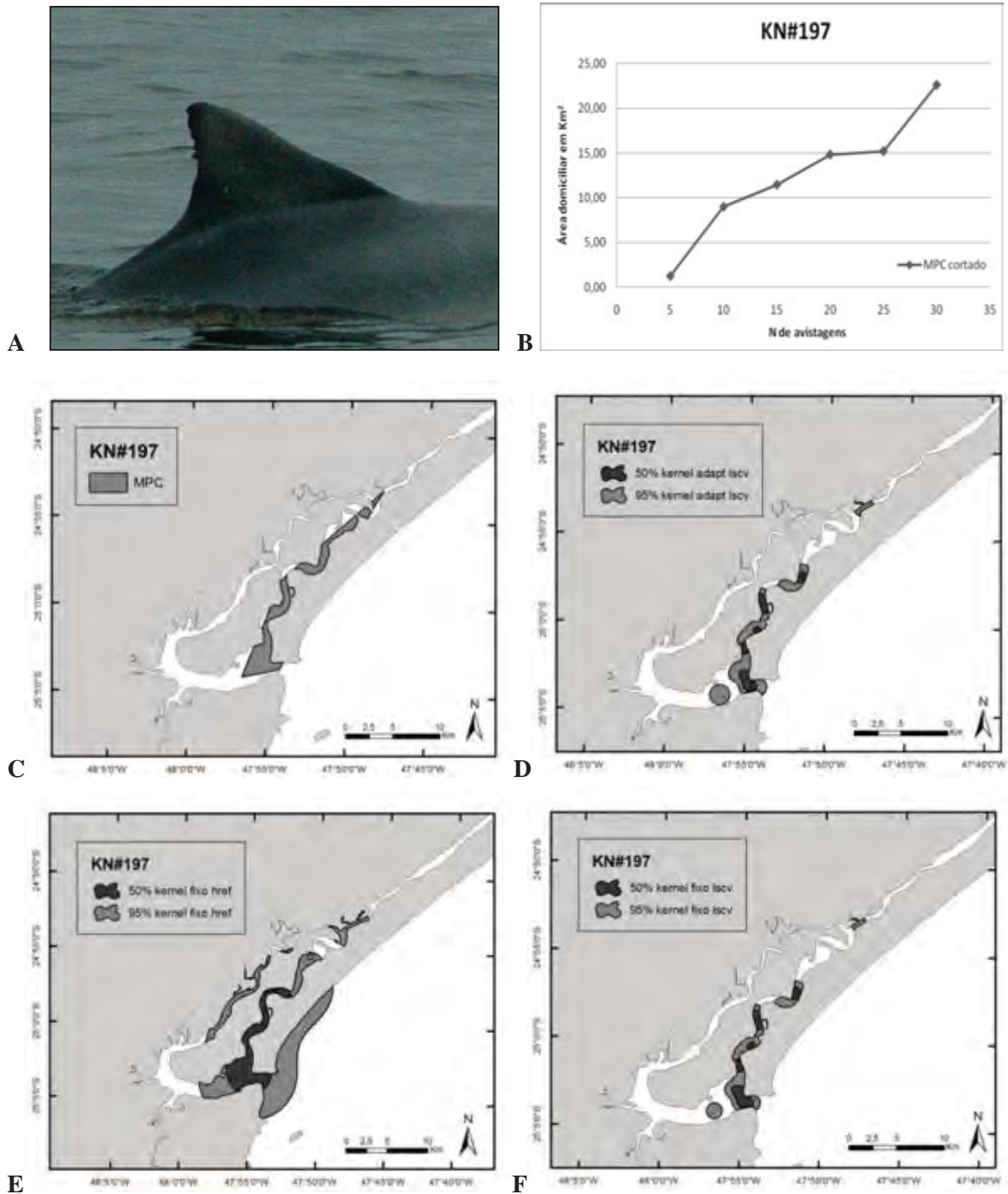


Figura 39. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #197 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #197 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #197, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #197 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #197 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #197 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #197 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

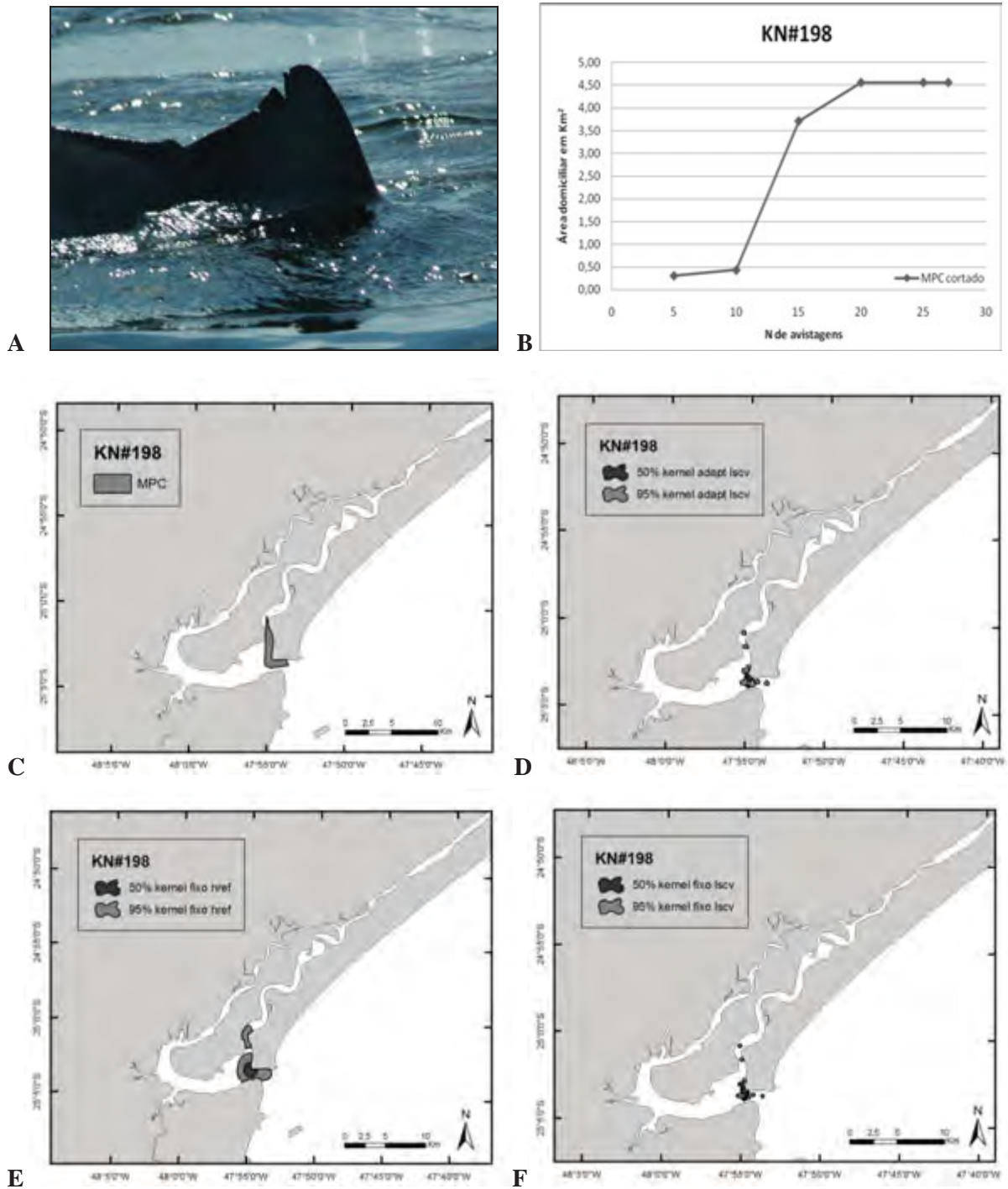


Figura 40. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #198 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #198 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #198, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #198 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #198 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #198 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #198 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

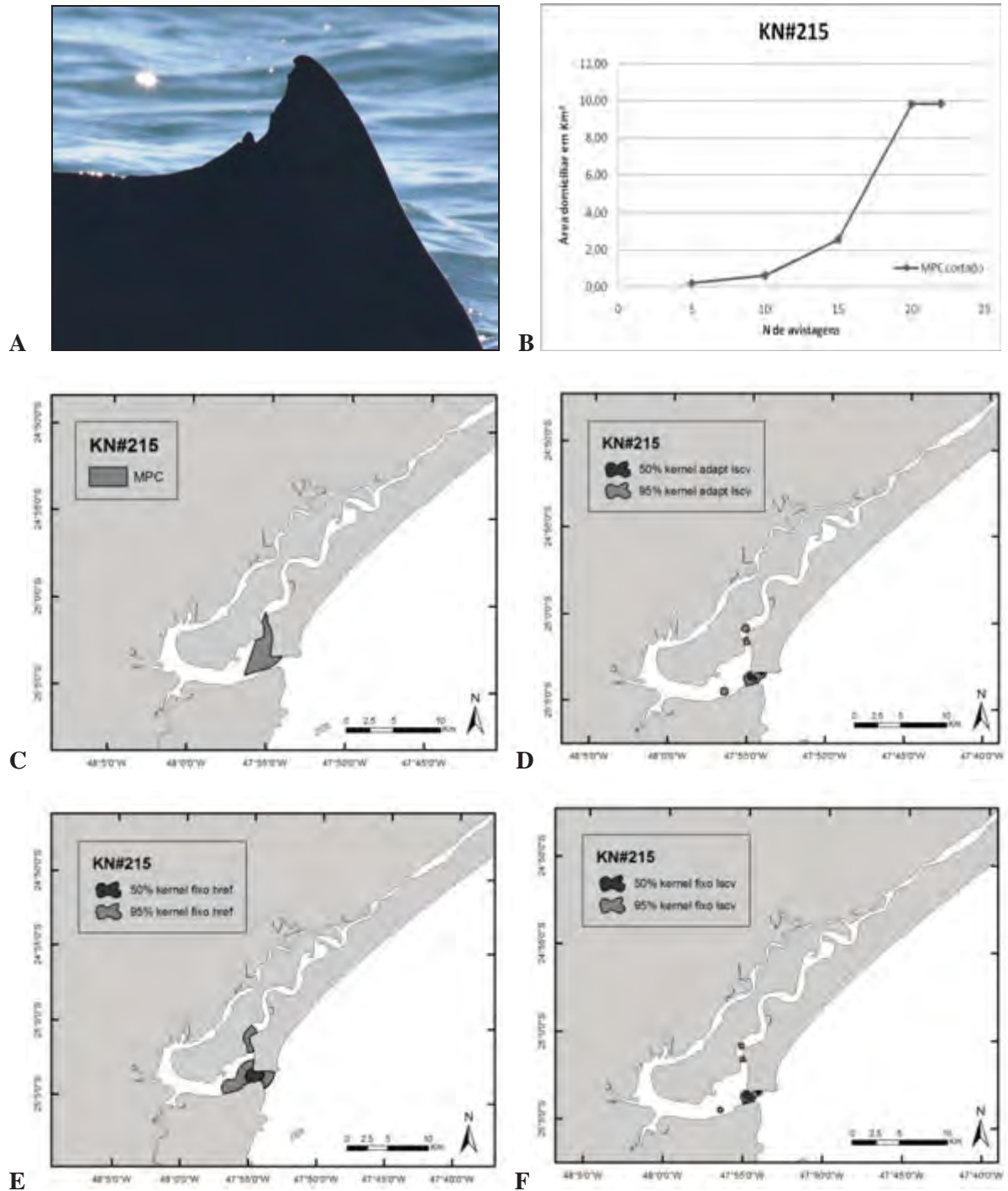


Figura 41. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #215 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #215 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #215, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #215 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #215 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #215 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #215 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

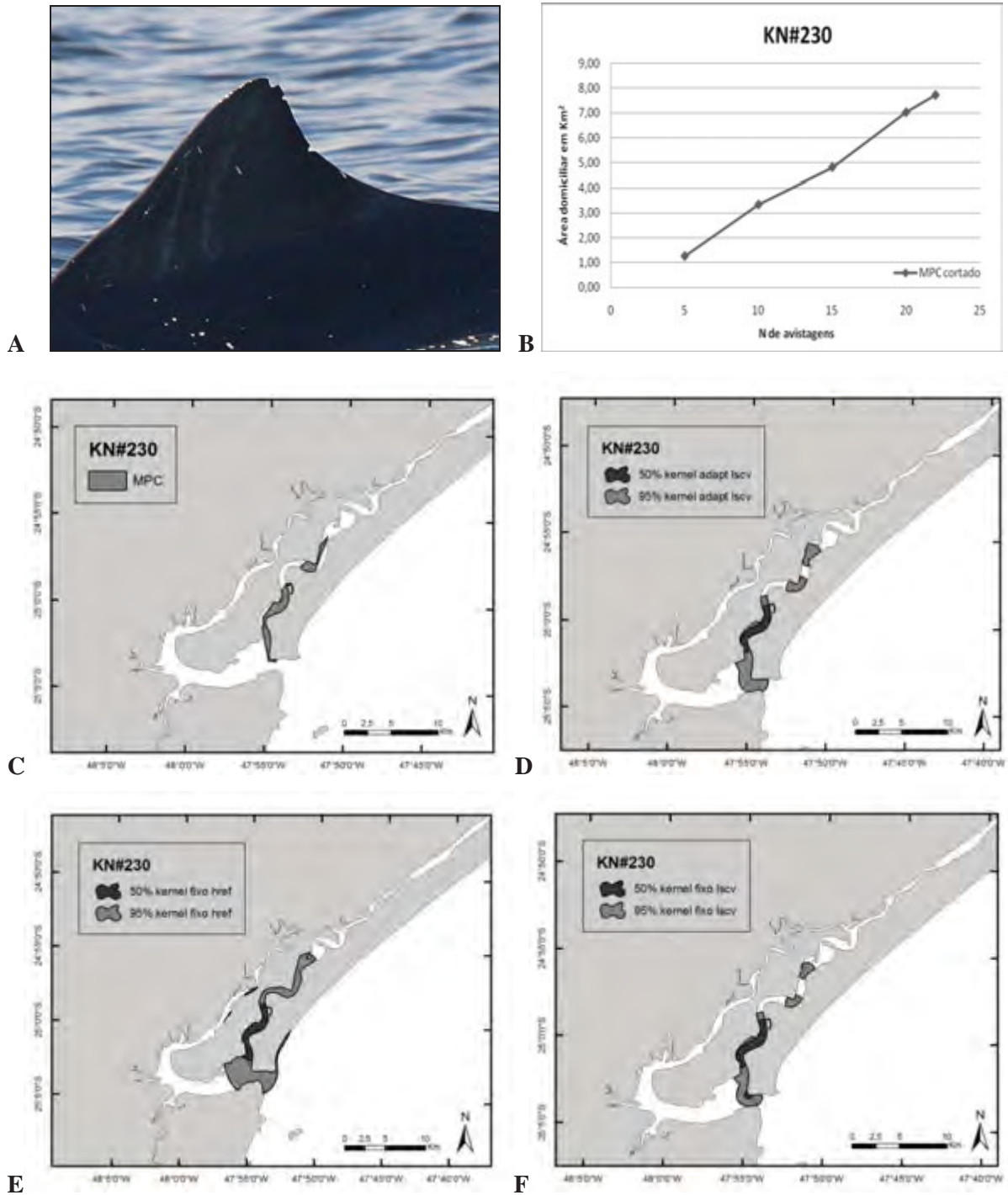


Figura 42. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #230 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #230 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #230, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #230 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #230 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #230 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #230 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

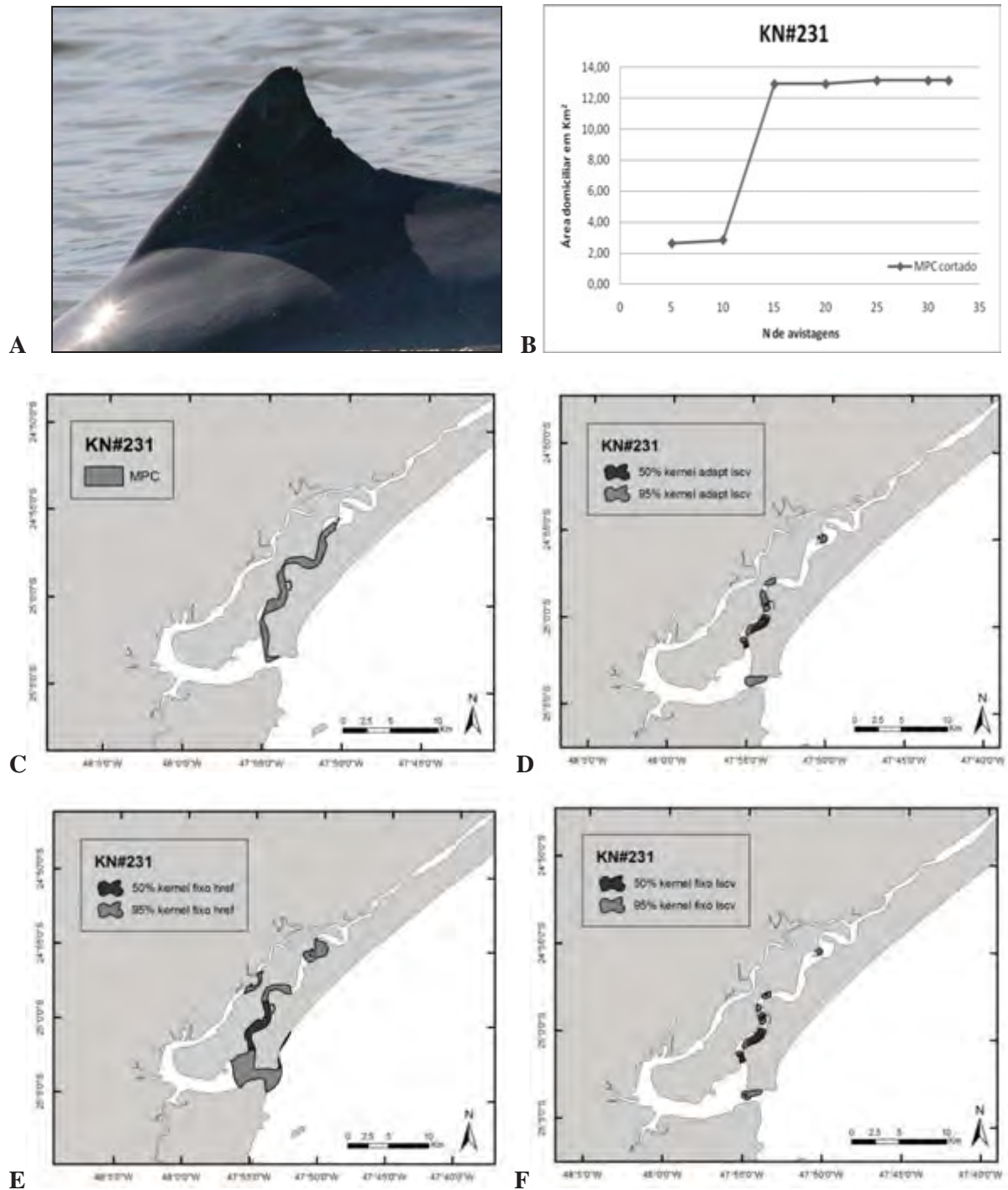


Figura 43. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #231 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #231 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #231, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #231 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #231 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #231 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #231 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

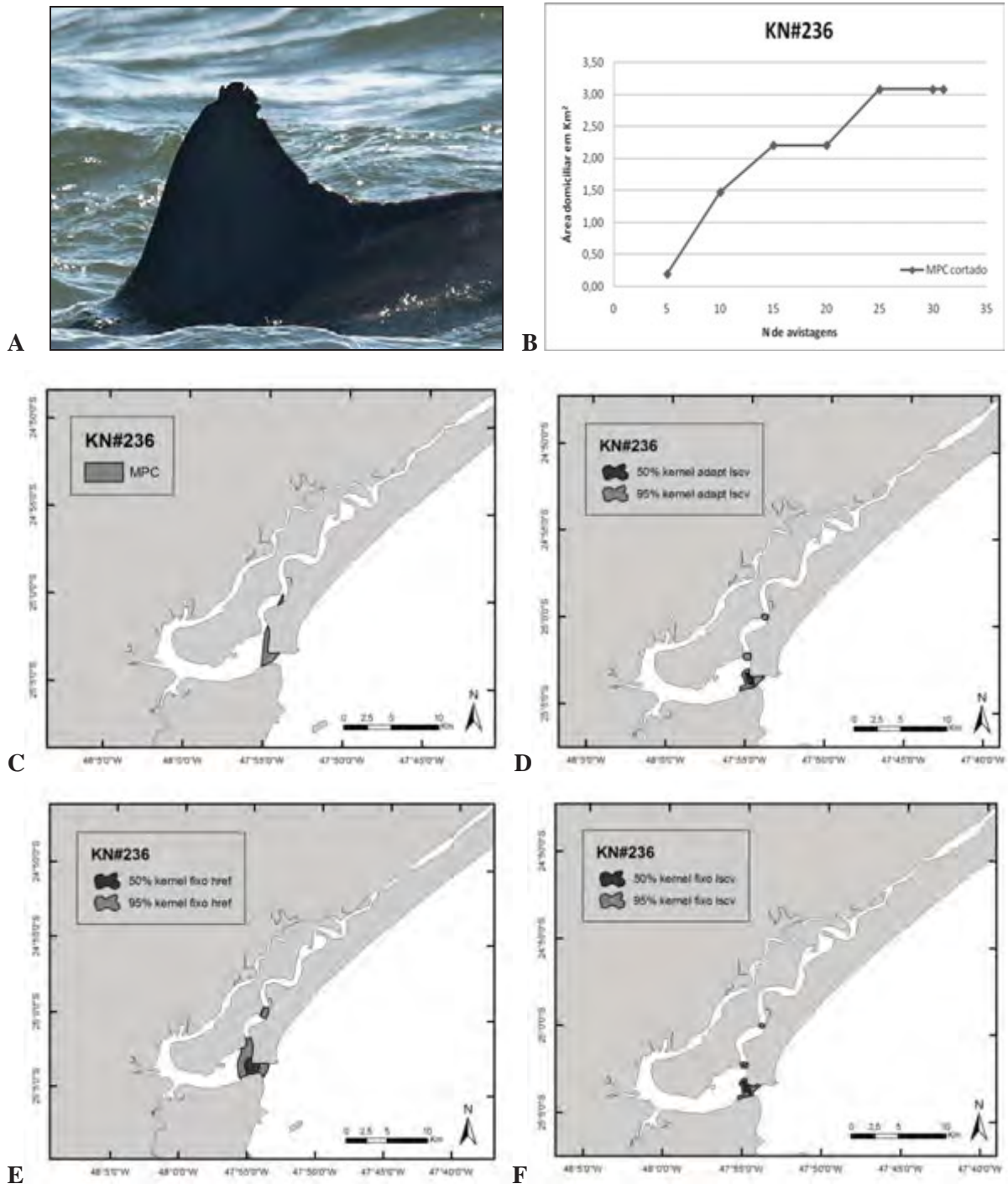


Figura 44. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #236 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #236 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #236, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #236 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #236 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #236 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #236 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

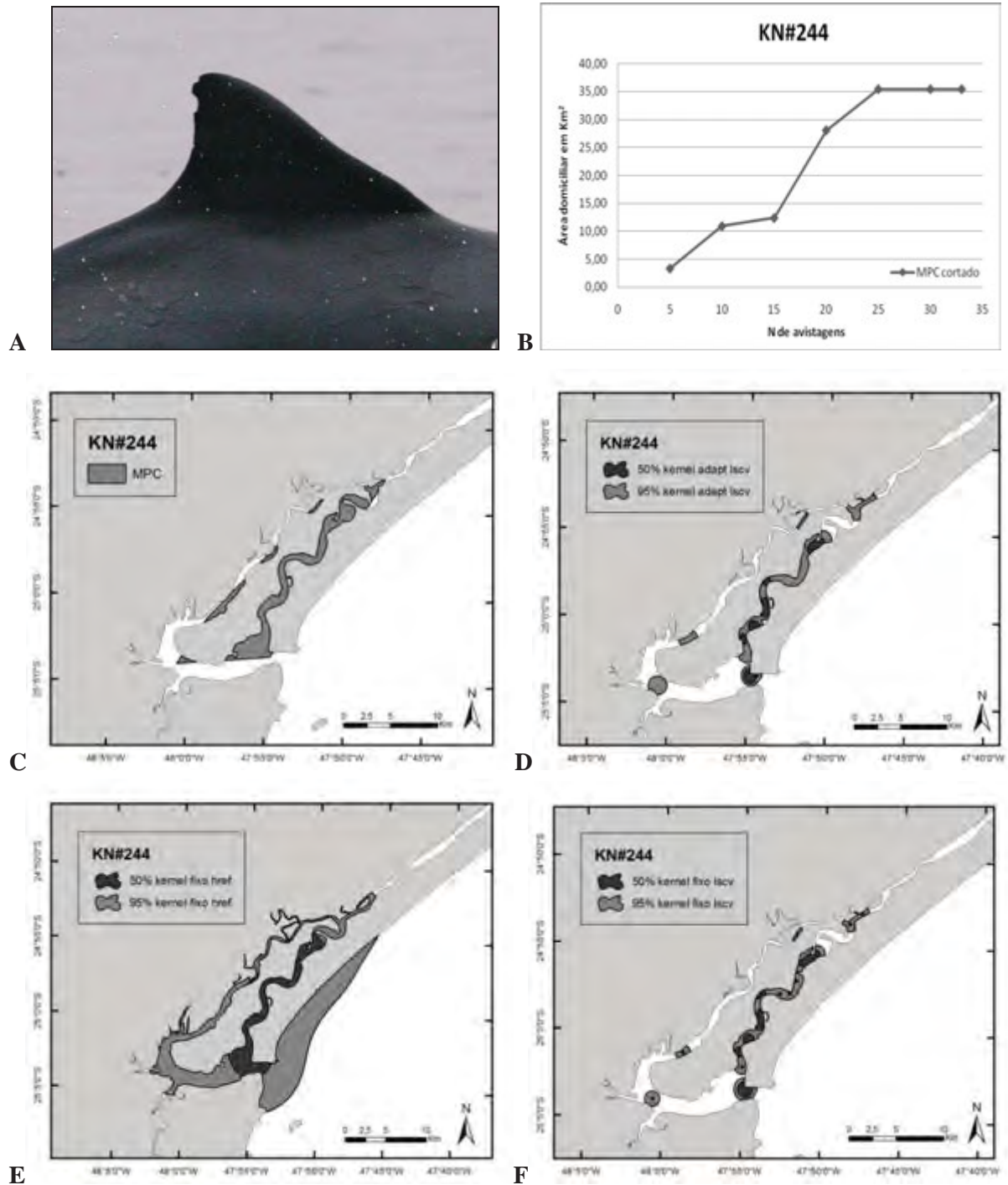


Figura 45. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #244 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #244 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #244, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #244 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #244 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #244 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #244 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

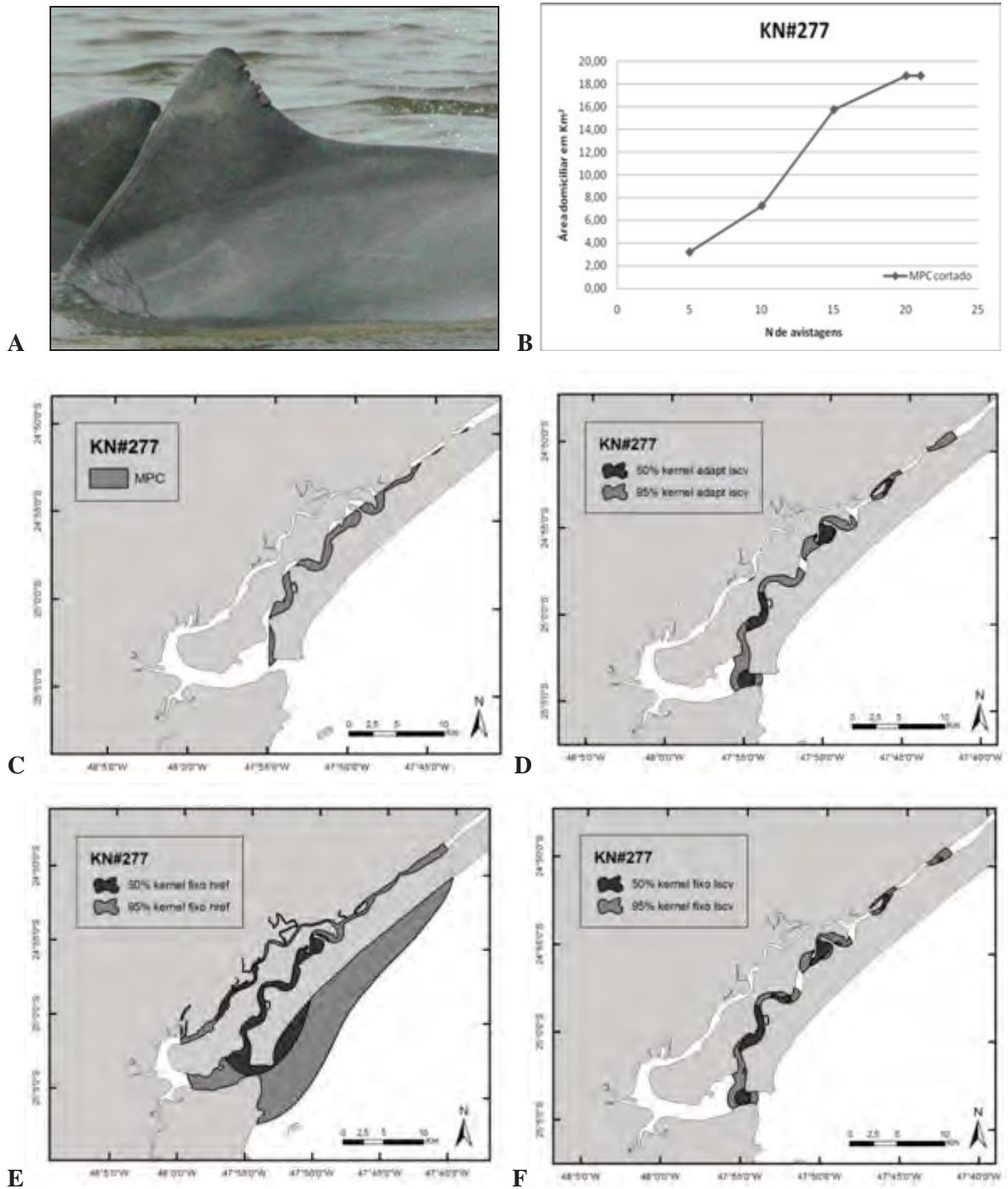


Figura 46. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #277 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #277 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #277, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #277 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #277 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #277 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #277 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

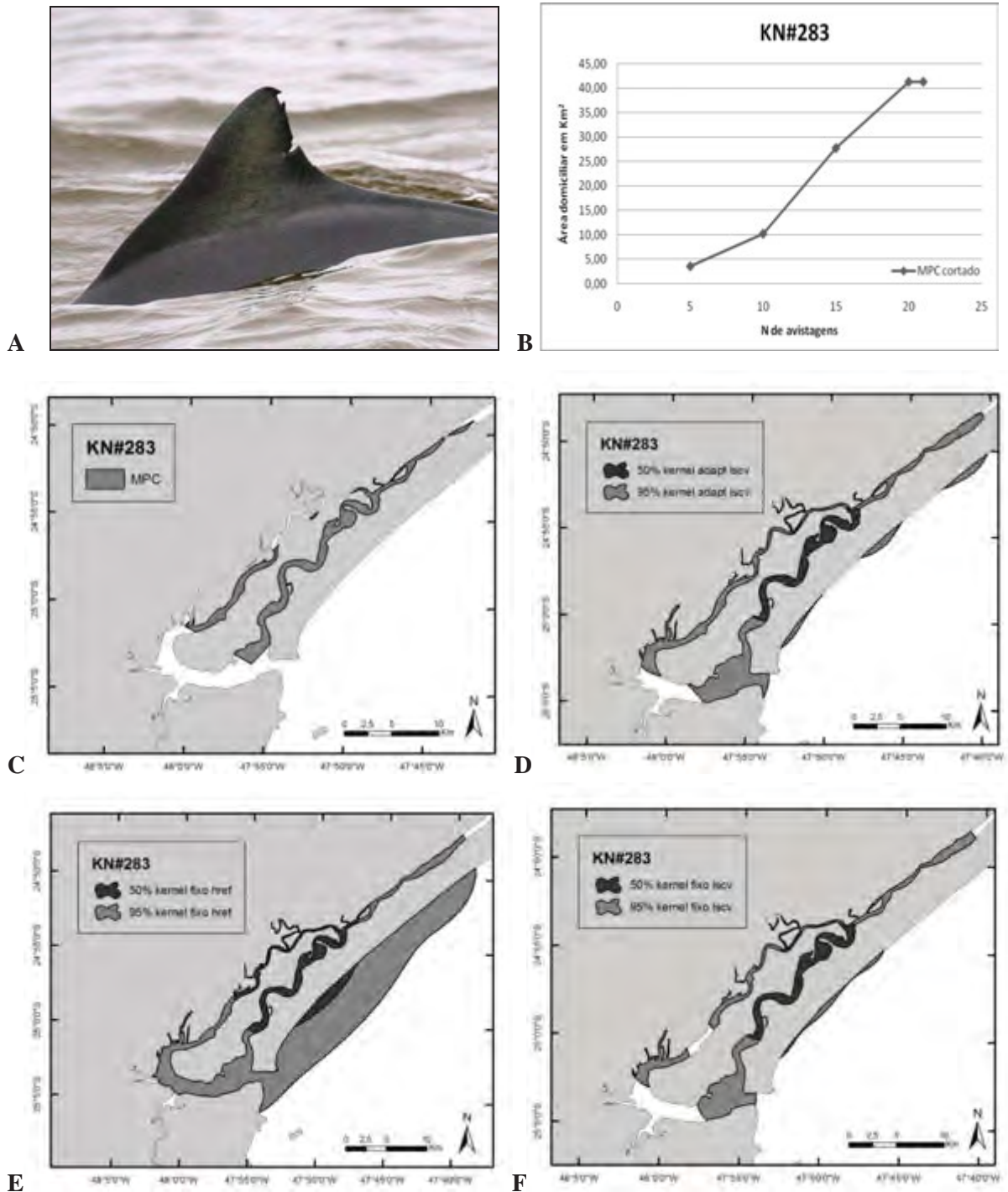


Figura 47. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #283 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #283 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #283, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #283 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #283 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #283 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #283 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

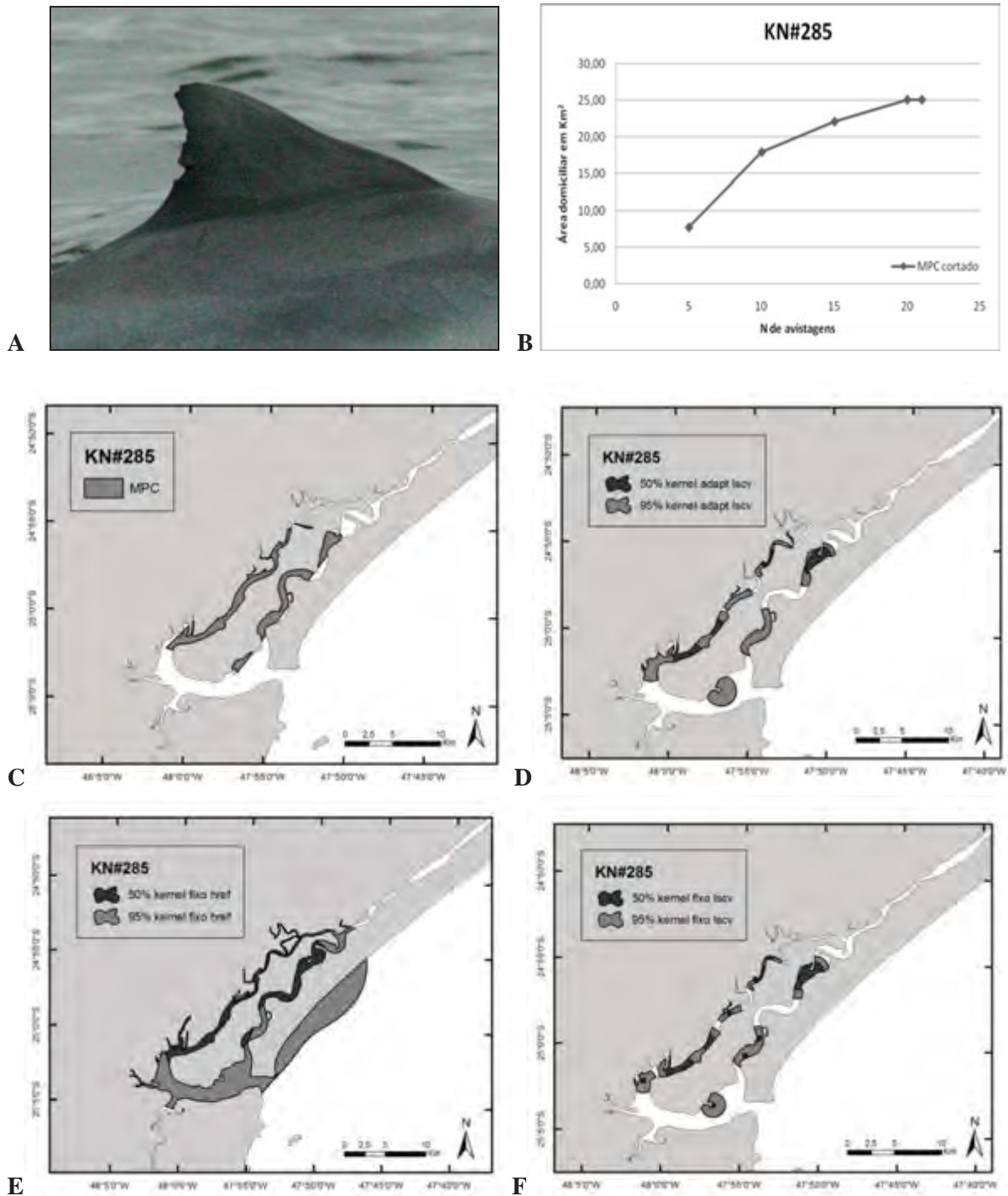


Figura 48. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #285 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #285 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #285, estimada através do MPC. (C) Área domiciliar do indivíduo KN #285 estimada através do MPC. (D) Área domiciliar do indivíduo KN #285 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. (E) Área domiciliar do indivíduo KN #285 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. (F) Área domiciliar do indivíduo KN #285 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

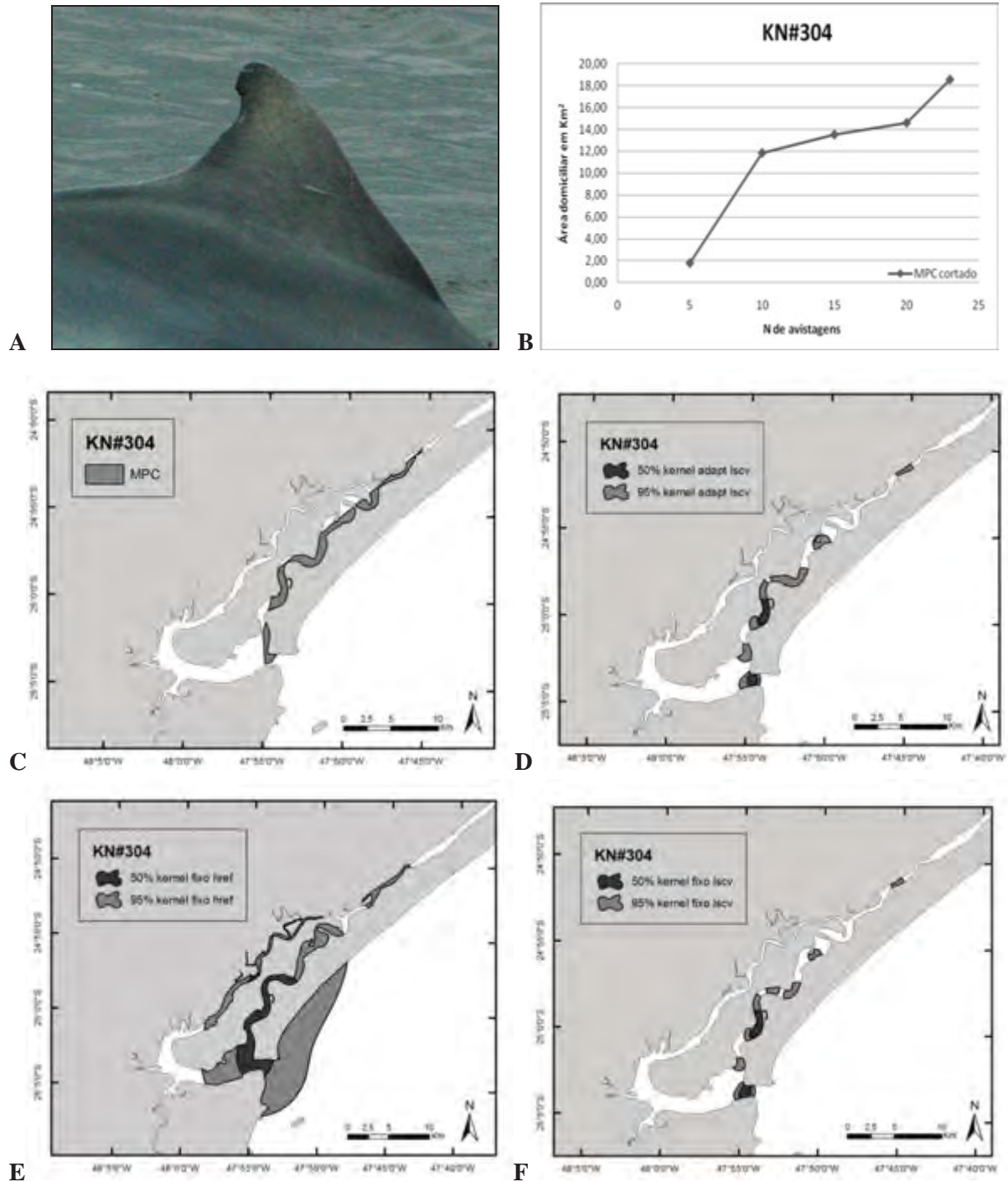


Figura 49. Informações sobre uso de área do indivíduo KN #304 no estuário de Cananéia, entre os anos de 2000 e 2010. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN #304 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva cumulativa da área domiciliar do indivíduo KN #304, estimada através do MPC. **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN #304 estimada através do MPC. **(D)** Área domiciliar do indivíduo KN #304 estimada através do kernel adaptativo e com largura determinada por LSCV. **(E)** Área domiciliar do indivíduo KN #304 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por href. **(F)** Área domiciliar do indivíduo KN #304 estimada através do kernel fixo e com largura determinada por LSCV.

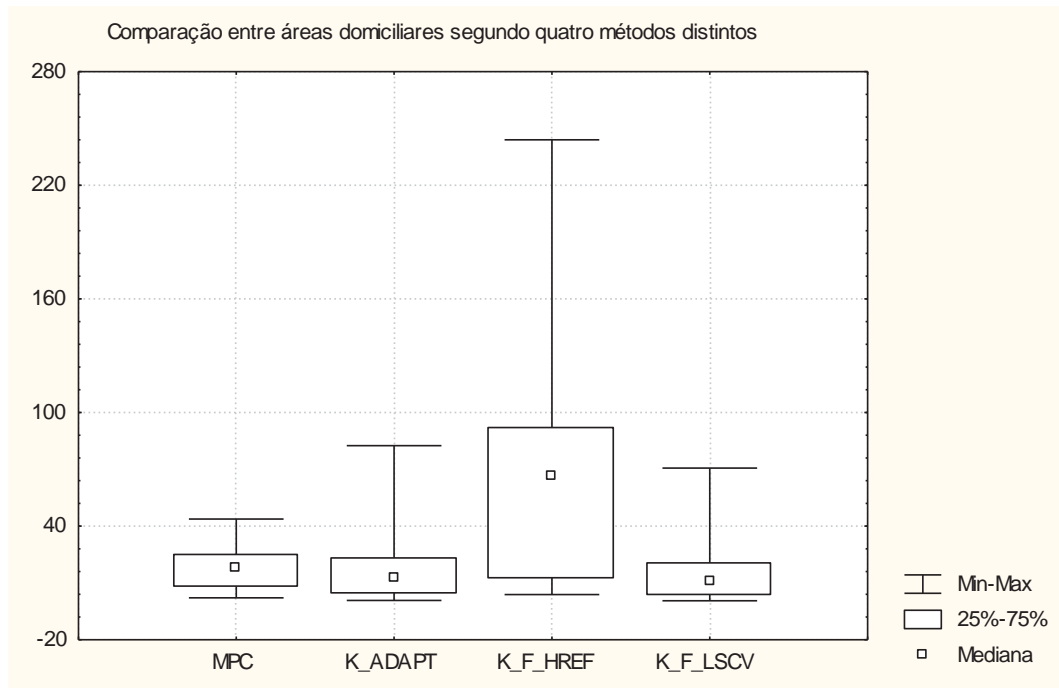


Figura 50. Valores mínimos, máximos, medianas e quartis (em km^2) obtidos com o MPC, kernel adaptativo com LSCV, kernel fixo com href e kernel fixo com LSCV, os quais foram testados para o cálculo das áreas domiciliares dos botos-cinza (*S. guianensis*) identificados entre 2000 e 2010 em Cananéia.

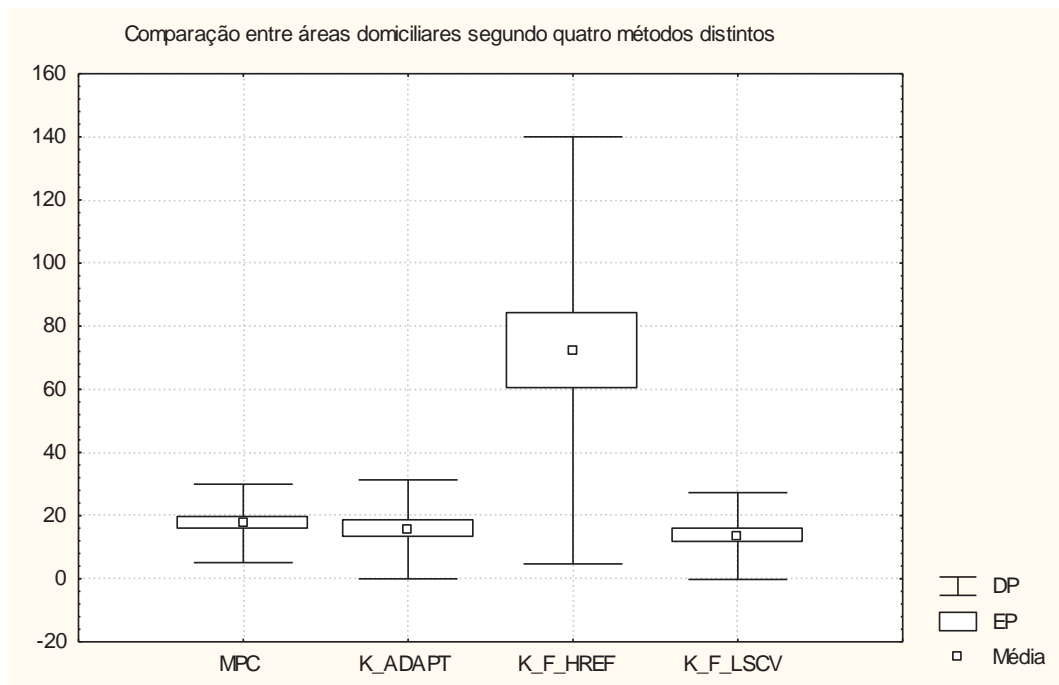


Figura 51. Médias, desvios-padrões e erros padrões (em km^2) obtidos com o MPC, kernel adaptativo com LSCV, kernel fixo com href e kernel fixo com LSCV para o cálculo das áreas domiciliares dos botos-cinza (*S. guianensis*) identificados entre 2000 e 2010 em Cananéia.

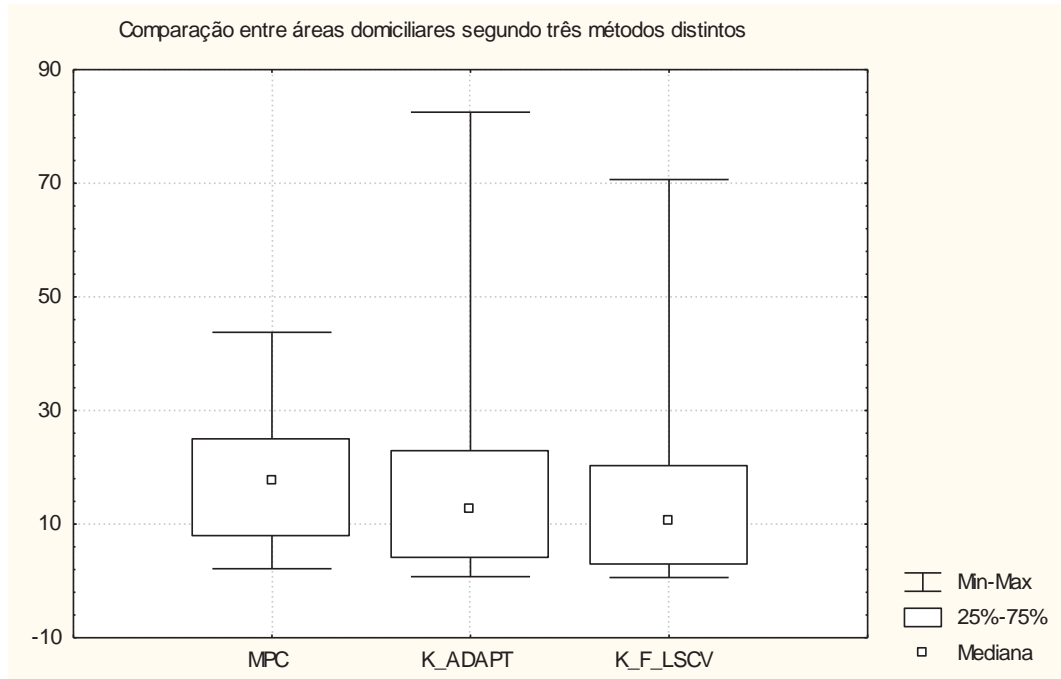


Figura 52. Valores mínimos, máximos, medianas e quartis (em km^2) obtidos com o MPC, kernel adaptativo com LSCV e kernel fixo com LSCV, os quais foram testados para o cálculo das áreas domiciliares dos botos-cinza (*S. guianensis*) identificados entre 2000 e 2010 em Cananéia.

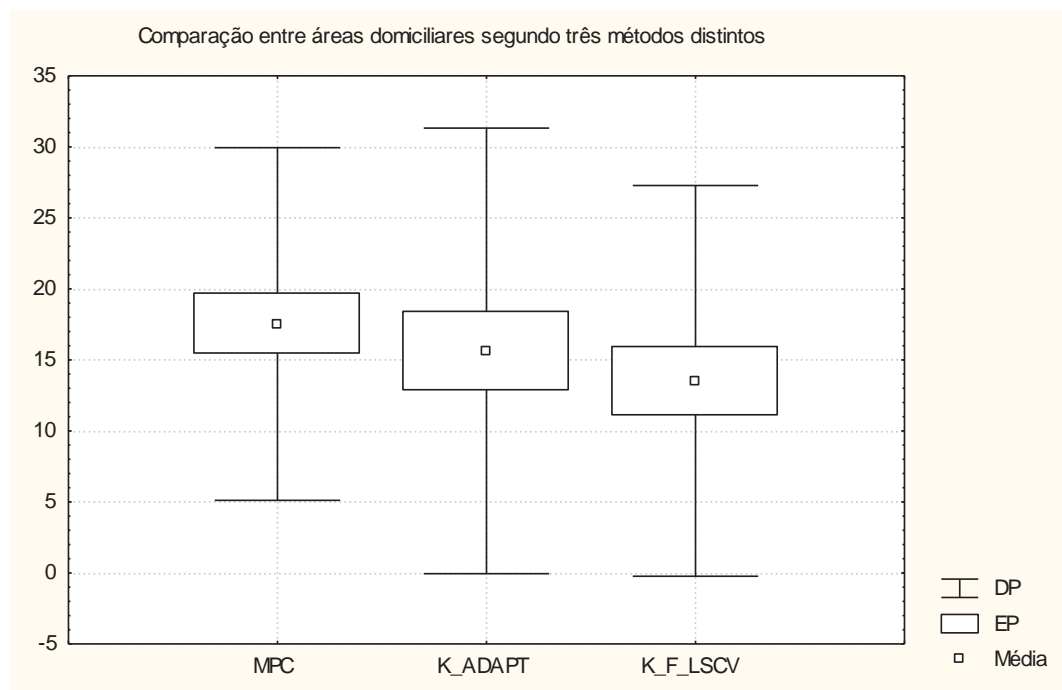


Figura 53. Médias, desvios-padrões e erros padrões obtidos (em km^2) com o MPC, kernel adaptativo com LSCV e kernel fixo com LSCV para o cálculo das áreas domiciliares dos botos-cinza (*S. guianensis*) identificados entre 2000 e 2010 em Cananéia.

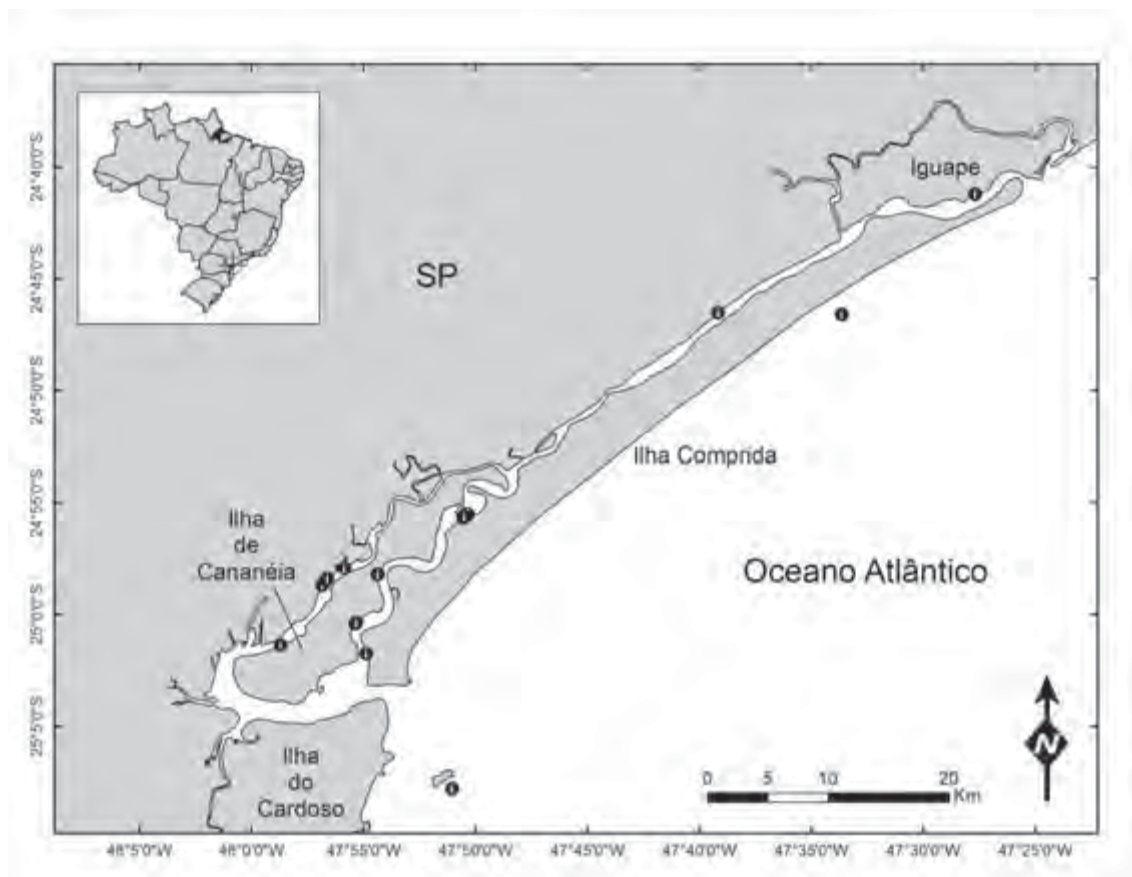


Figura 54. Mapa indicando as áreas onde podem vir a ser implantados empreendimentos para aquicultura no estuário de Cananéia, localizado no litoral sul do estado de São Paulo, e cujos protocolos estão sendo atualmente analisados para o processo de licenciamento ambiental. Os dados foram extraídos do Sistema de Informação das Autorizações de Uso das Águas de Domínio da União para fins de Aquicultura (SINAU) do Ministério da Pesca e Aquicultura.

KN #248	6	2								8	
KN #249	1	3								4	
KN #250	3	2	3			1				9	
KN #251	1									1	
KN #252	1	1								2	
KN #253	1	1								2	
KN #254	1	3	1							5	
KN #255	2	5	3	2						12	
KN #256	1	2								3	
KN #257	5	2	1							8	
KN #258	4	5								9	
KN #259	7	4	1							12	
KN #260	5		1							6	
KN #261		3	1			3	1			8	
KN #262		1	5	1	3	2		1	3	16	
KN #263	4	2	6	1		4	2			19	
KN #264		3								3	
KN #265		4	2	1		1	3	1	1	13	
KN #266		3	2	1	2			1		9	
KN #267		4	2							6	
KN #268		1								1	
KN #269		4	1			1	1	1	1	9	
KN #270		2	1		1	2		1		7	
KN #271		1	1							2	
KN #275		2	1							3	
KN #276		3	2		2			1		8	
KN #277	1	3	1	1	1	1	6	3	4	21	
KN #281		2								2	
KN #282			8							8	
KN #283			3	2		2	4	2	4	4	21
KN #285		1	2	3	2		3	5	1	4	21
KN #287			2		1	2	3	2	1	4	15
KN #288				4	1	1	1	1			8
KN #289				1	2		1	1		1	6
KN #290				1		2		2	1		6
KN #291				1	1	2	4	5		2	15
KN #294				1	1	3	4	2	3	3	17
KN #295				1							1
KN #296				1							1
KN #297					1	3	2	5	3	2	16
KN #298					1	1	3	2	1		8
KN #299					1						1
KN #300					1	1	2				4
KN #302					1	1					2
KN #303					1		3	1	1	3	9

KN #304	3	2	6	5	3	4	23
KN #305	2		3	2	1		8
KN #306	1		2	4		2	9
KN #307	1	2	2	4			9
KN #308	1	1	1				3
KN #311	1						1
KN #312		1					1
KN #313		1	2	1	1	2	7
KN #315		1	1				2
KN #316		1					1
KN #317		2	1	3			6
KN #318		1					1
KN #319		1	1			1	3
KN #321		1					1
KN #322		2	6	3	2	2	15
KN #323			4	2	3		9
KN #324			3	1			4
KN #325			3	2	1	3	9
KN #327			3	3			6
KN #328			5	2			7
KN #329			2				2
KN #330		1	1				2
KN #331	1	2	2	2	3		10
KN #332			1	1	1		3
KN #333			1	3	3	2	9
KN #335			1	1		2	4
KN #337			1	4	6	1	12
KN #339			1	2	2		5
KN #340			1	3		1	5
KN #341			2	1			3
KN #342			1				1
KN #343			1	1	2		4
KN #344			1	1	2	1	5
KN #349			1				1
KN #350			1			1	2
KN #351				2	1	1	4
KN #352				4	1	3	8
KN #353				3		5	8
KN #354				3			3
KN #355				1		1	2
KN #357				1			1
KN #358				2		1	3
KN #359					3	1	4
KN #360					3	1	4
KN #361					3	2	5

KN #363		1	2	3
KN #364		1	1	2
KN #365		2	2	4
KN #366			1	1
KN #367			1	1
KN #368			1	1
KN #369			1	1
KN #370			1	1
KN #371			3	3
KN #372	1	2		3

Tabela 3. Taxas de descobrimento de novos indivíduos obtidas através do monitoramento de *S. guianensis* no estuário de Cananéia entre 2000 e 2010. A porcentagem de indivíduos novos representa a proporção entre o número de indivíduos recém descobertos, dividida pelo número total de indivíduos catalogados até aquele momento.

Ano	Total de indivíduos	N de indivíduos novos	% de novos indivíduos
2000	81	-	-
2001	120	39	32,5
2002	134	14	10,4
2003	137	3	2,2
2004	145	9	6,2
2005	159	14	8,8
2006	168	8	4,8
2007	186	18	9,7
2008	193	7	3,6
2009	199	6	3,0
2010	205	6	2,9

Tabela 4. Tamanhos das áreas domiciliares (em km²) de *Sotalia guianensis* estimadas através de quatro métodos, com base em dados coletados entre 2000 e 2010 no estuário de Cananéia. Está representado o número de avistagens (N), assim como as estimativas segundo os diferentes modelos, a saber: Mínimo Polígono Convexo (MPC), kernel adaptativo com validação cruzada de quadrados mínimos (LSCV), kernel fixo com largura de referência (href) e kernel fixo com LSCV.

Indivíduo	N	MPC	Kernel adaptativo LSCV 95%	Kernel fixo href 95%	Kernel fixo LSCV 95%
KN #15	44	42,0	22,8	164,7	20,1
KN #19	27	17,7	22,8	79,9	20,4
KN #30	31	2,3	2,9	3,9	2,3
KN #43	40	12,5	7,6	12,9	4,5
KN #51	34	31,8	12,7	78,2	10,7
KN #75	41	17,8	17,7	66,9	15,7
KN #83	34	5,0	6,5	9,8	4,5
KN #86	36	19,3	8,3	80,9	6,5
KN #88	38	19,2	9,9	92,4	8,7
KN #97	34	27,9	17,5	81,6	14,9
KN #98	20	43,8	11,8	202,4	10,4
KN #147	39	2,2	1,5	4,2	1,2
KN #154	24	32,6	26,8	92,4	22,4
KN #155	21	17,5	25,9	90,9	22,2
KN #157	40	16,7	2,6	10,2	1,9
KN #160	20	8,7	0,8	11,6	0,6
KN #178	22	2,9	3,8	16,6	2,8
KN #179	28	11,7	16,1	62,4	15,3
KN #186	21	9,5	17,1	33,0	17,0
KN #193	24	2,4	3,2	5,9	2,3
KN #197	30	22,6	23,2	87,0	20,5
KN #198	27	4,6	2,6	10,4	2,0
KN #215	22	9,8	3,7	14,6	2,7
KN #230	22	7,7	17,4	32,5	14,7
KN #231	32	13,1	7,3	31,5	6,2
KN #236	31	3,1	3,7	10,2	3,0
KN #244	33	35,4	26,5	148,3	24,9
KN #277	21	18,7	32,4	222,3	29,8
KN #283	21	41,3	82,5	244,0	70,6
KN #285	21	25,0	32,2	118,9	28,1
KN #304	23	18,5	15,0	122,8	12,5
Média		17,5	15,6	72,4	13,5
Desvio padrão		12,4	15,7	67,7	13,8

Tabela 5. Porcentagens que representam as partes que restaram das áreas domiciliares originais (em km²) de *Sotalia guianensis*, com base em dados coletados entre 2000 e 2010 no estuário de Cananéia, após exclusão das porções de terra para formar os polígonos cortados. Esses polígonos foram recalculados para obtenção das áreas domiciliares dos indivíduos com 20 ou mais reavistagens. As áreas foram estimadas através de quatro métodos, a saber: Mínimo Polígono Convexo (MPC), kernel adaptativo (KA) com validação cruzada de quadrados mínimos (LSCV), kernel fixo (KF) com largura de referência (href) e kernel fixo com LSCV.

Indivíduo	MPC original	%	K A. LSCV 95% original	%	K F. href 95% original	%	K F. LSCV 95% original	%
KN #15	191,2	22,0	36,2	63,0	502,1	32,8	30,0	67,1
KN #19	63,4	27,8	46,9	48,7	252,0	31,7	38,4	53,0
KN #30	2,5	91,7	3,1	93,1	4,5	85,6	2,4	93,1
KN #43	16,3	76,8	9,1	83,2	20,4	63,3	5,0	89,3
KN #51	114,5	27,7	16,5	77,0	254,3	30,8	13,4	79,4
KN #75	62,3	28,5	29,4	60,1	205,3	32,6	24,0	65,6
KN #83	6,3	80,0	7,8	84,4	14,3	68,4	5,0	88,6
KN #86	65,5	29,4	10,1	82,5	240,5	33,7	7,4	87,8
KN #88	65,5	29,3	12,0	82,3	296,2	31,2	10,2	85,1
KN #97	74,3	37,6	22,7	76,9	265,4	30,7	19,0	78,5
KN #98	141,1	31,0	14,7	80,2	616,8	32,8	12,7	81,9
KN #147	2,7	80,8	1,5	96,2	5,2	80,0	1,3	97,1
KN #154	103,7	31,5	56,7	47,2	299,4	30,9	46,6	48,2
KN #155	44,2	39,7	49,3	52,6	267,8	33,9	38,5	57,7
KN #157	22,7	73,7	2,8	90,7	15,6	65,4	2,1	93,4
KN #160	9,7	89,4	0,8	98,2	16,9	68,5	0,6	98,9
KN #178	8,8	33,0	4,8	79,3	30,2	54,9	3,2	86,1
KN #179	33,1	35,2	26,6	60,7	195,1	32,0	24,4	62,5
KN #186	18,1	52,3	40,5	42,3	113,7	29,1	38,0	44,7
KN #193	3,7	65,1	4,2	74,8	9,2	64,3	2,7	84,4
KN #197	69,3	32,6	43,5	53,4	255,2	34,1	36,3	56,4
KN #198	7,3	62,7	2,7	98,0	15,0	69,3	2,0	97,9
KN #215	12,5	78,6	4,2	87,9	25,2	57,9	3,0	91,9
KN #230	27,0	28,6	36,6	47,6	115,9	28,0	29,6	49,8
KN #231	42,7	30,8	9,7	75,6	102,8	30,6	7,9	78,0
KN #236	8,8	35,0	4,3	86,1	16,9	60,3	3,3	89,4
KN #244	143,2	24,7	54,4	48,6	447,7	33,1	45,1	55,2
KN #277	94,0	19,9	95,3	34,0	659,6	33,7	78,2	38,1
KN #283	170,6	24,2	432,0	19,1	799,2	30,5	338,0	20,9
KN #285	109,9	22,8	92,1	34,9	489,6	24,3	73,8	38,0
KN #304	77,1	24,0	30,0	50,0	355,5	34,6	22,1	56,3
Média		44,1		68,0		44,2		71,4

Tabela 6. Tamanhos das áreas nucleares (em km²) de *Sotalia guianensis* estimadas através de três métodos, com base em dados coletados entre 2000 e 2010 no estuário de Cananéia. Está representado o número de avistagens (N), assim como as estimativas segundo os diferentes modelos, a saber: kernel adaptativo com validação cruzada de quadrados mínimos (LSCV), kernel fixo com largura de referência (href) e kernel fixo com LSCV.

Indivíduo	N	Kernel adaptativo LSCV 50%	Kernel fixo href 50%	Kernel fixo LSCV 50%
KN #15	44	5,3	29,0	6,0
KN #19	27	5,5	16,9	6,3
KN #30	31	0,4	0,9	0,4
KN #43	40	0,6	2,2	0,7
KN #51	34	2,3	14,9	2,6
KN #75	41	3,7	15,8	4,4
KN #83	34	0,6	1,8	0,8
KN #86	36	1,5	21,6	1,5
KN #88	38	2,0	19,3	2,3
KN #97	34	3,8	17,5	4,1
KN #98	20	2,5	53,1	2,5
KN #147	39	0,3	0,9	0,3
KN #154	24	7,0	15,2	7,6
KN #155	21	5,7	28,3	6,6
KN #157	40	0,4	2,0	0,4
KN #160	20	0,1	2,2	0,1
KN #178	22	0,5	3,3	0,6
KN #179	28	4,8	18,2	5,2
KN #186	21	7,0	15,2	8,0
KN #193	24	0,4	1,4	0,5
KN #197	30	5,7	22,9	6,6
KN #198	27	0,4	1,9	0,4
KN #215	22	0,5	2,8	0,6
KN #230	22	4,5	7,0	5,0
KN #231	32	1,4	6,1	1,6
KN #236	31	0,6	2,4	0,7
KN #244	33	6,1	28,3	7,5
KN #277	21	10,2	44,9	11,5
KN #283	21	18,1	37,2	19,1
KN #285	21	6,6	27,9	8,1
KN #304	23	3,2	20,4	3,8
Média		3,6	15,5	4,1
Desvio padrão		3,8	13,8	4,2

Tabela 7. Porcentagens que representam as partes que restaram das áreas nucleares originais (em km²) de *Sotalia guianensis*, com base em dados coletados entre 2000 e 2010 no estuário de Cananéia, após exclusão das porções de terra para formar os polígonos cortados. Esses polígonos foram recalculados para obtenção das áreas domiciliares dos indivíduos com 20 ou mais reavistagens. As áreas foram estimadas através de quatro métodos, a saber: kernel adaptativo (KA) com validação cruzada de quadrados mínimos (LSCV), kernel fixo (KF) com largura de referência (href) e kernel fixo com LSCV.

Indivíduo	K A. LSCV 50% original	%	K F. href 50% original	%	K F. LSCV 50% original	%
KN #15	6,1	85,8	98,2	29,5	7,0	86,2
KN #19	7,2	75,6	54,6	31,0	8,7	72,9
KN #30	0,4	94,8	1,0	90,4	0,5	94,3
KN #43	0,6	99,9	2,6	86,5	0,7	99,6
KN #51	2,6	91,1	47,4	31,4	2,9	90,6
KN #75	4,3	86,8	43,4	36,3	5,1	85,9
KN #83	0,7	93,3	2,1	84,0	0,8	93,5
KN #86	1,5	97,1	46,2	46,7	1,6	95,6
KN #88	2,1	97,8	62,8	30,7	2,3	97,2
KN #97	4,0	93,7	59,1	29,6	4,3	94,1
KN #98	2,8	90,0	148,5	35,7	2,8	90,9
KN #147	0,3	100,0	1,0	92,0	0,3	100,0
KN #154	9,7	71,7	56,9	26,8	10,9	70,1
KN #155	7,6	75,3	67,2	42,1	8,1	81,2
KN #157	0,4	97,5	2,5	81,3	0,4	96,4
KN #160	0,1	100,0	2,4	88,0	0,1	100,0
KN #178	0,5	99,6	4,3	77,0	0,6	98,9
KN #179	5,4	87,9	54,2	33,5	5,9	87,2
KN #186	9,6	72,5	31,6	48,1	10,6	75,5
KN #193	0,4	100,0	1,5	90,3	0,5	100,0
KN #197	7,2	79,2	59,9	38,2	8,2	79,7
KN #198	0,4	100,0	2,2	85,3	0,4	100,0
KN #215	0,5	100,0	3,5	79,4	0,6	100,0
KN #230	6,1	73,1	23,8	29,7	6,9	72,0
KN #231	1,5	94,1	19,7	31,0	1,7	94,0
KN #236	0,6	98,1	2,9	84,9	0,7	97,4
KN #244	8,3	73,8	107,7	26,3	9,8	76,4
KN #277	16,2	62,9	149,9	29,9	18,2	63,2
KN #283	59,6	30,4	166,3	22,4	69,7	27,5
KN #285	13,4	49,1	140,3	19,9	15,4	52,5
KN #304	3,4	93,4	73,6	27,7	4,2	89,6
Média		85,9		51,1		85,9

Tabela 8. Trabalhos que exploraram o uso de área de *Sotalia guianensis* em diferentes regiões do Brasil. Apresentam-se informações a respeito da autoria e ano da publicação, do local onde o trabalho foi desenvolvido, a técnica utilizada para coleta de dados, o número de indivíduos para os quais as áreas domiciliares foram estimadas, o número de pontos de localizações que foram utilizados nas estimativas, os métodos utilizados para estimar as áreas domiciliares e os tamanhos das áreas geradas, os valores obtidos estão representados em km². Os métodos utilizados foram: Mínimo Polígono Convexo (MPC), kernel adaptativo (KA), kernel fixo (KF) e para determinação da largura do kernel foi usada a validação cruzada de quadrados mínimos (LSCV) ou largura de referência (href).

Fonte	Local	Técnica	N indivíduos	N pontos	Método	Valores (mín-máx em km ²)
Flores & Bazzalo, 2004	Baía Norte, SC	Foto-identificação	13	33 - 53	MPC kernel	5,4 - 21,6 12,6 - 19,6
Hardt, 2005	Baía da Babitonga, SC	Foto e Vídeo-identificação	5	10 - 23	MPC kernel e LSCV	1,7 - 25,7 4,4 - 91,5
Azevedo et al., 2007	Baía da Guanabara, RJ	Notificação de grupos	-	238*	kernel	136,9
Rossi-Santos et al., 2007	Estuário do rio Caravelas e áreas costeiras adjacentes, BA	Foto-identificação	6	19 - 38	MPC	-
Wedekin et al., 2007	Baía Norte, SC	Notificação de grupos	-	2373**	MPC KF com LSCV	9,8 - 77,1 8,3 - 32,1
Batista, 2008	Estuário do rio Paraguaçu, BA	Foto-identificação	14	10 - 18	MPC	0,97 - 8,8
Oshima et al., 2010	Estuário de Cananéia, SP	Foto-identificação	7	20 - 36	KF com LSCV	1,6 - 22,9
Presente estudo, 2011	Estuário de Cananéia, SP	Foto-identificação	31	20 - 44	MPC KA com LSCV KF com href KF com LSCV	2,2 - 43,8 0,8 - 82,5 3,9 - 244 0,6 - 70,6

* Neste caso foram utilizados os pontos de localizações de grupos.

** Neste caso o valor representa a soma de pontos de localizações de grupos utilizados nas estimativas de quatro estações distintas.