Julia Maria Borges Molina

**Uso de área pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no estuário de
Cananeia**

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

Orientador: Prof. Dr. Marcos César de Oliveira Santos

São Paulo

2017

Universidade de São Paulo
Instituto Oceanográfico

**Uso de área pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no estuário de
Cananeia**

Julia Maria Borges Molina

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

VERSÃO CORRIGIDA

Julgada em __/__/__

Prof. Dr.

Conceito

Prof. Dr.

Conceito

Prof. Dr.

Conceito

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS.....	iii
LISTA DE FIGURAS.....	vii
LISTA DE TABELAS.....	xii
RESUMO.....	xv
ABSTRACT.....	xvi
INTRODUÇÃO GERAL.....	20
CAPÍTULO 1. Distribuição espacial da população de boto-cinza, <i>Sotalia guianensis</i>, no estuário de Cananeia e influência de parâmetros geográficos e ambientais	
1.1 INTRODUÇÃO.....	23
1.2 OBJETIVO.....	30
1.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	30
<i>1.3.1 Área de estudo.....</i>	<i>30</i>
<i>1.3.2 Coleta de dados.....</i>	<i>32</i>
<i>1.3.3 Análise espacial.....</i>	<i>36</i>
<i>1.3.4 Modelagem estatística.....</i>	<i>37</i>
1.4 RESULTADOS.....	42
<i>1.4.1 Distribuição da população.....</i>	<i>42</i>
<i>1.4.2 Tamanho de grupos.....</i>	<i>46</i>
<i>1.4.3 Modelagem estatística.....</i>	<i>46</i>
1.5 DISCUSSÃO.....	55

CAPÍTULO 2 – Variabilidade individual na distribuição espacial e seleção de habitat pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016

2.1 INTRODUÇÃO.....	66
2.2 OBJETIVO.....	69
2.3 MATERIAL E MÉTODOS.....	70
2.3.1 Área de estudo.....	70
2.3.2 Coleta de dados.....	70
2.3.3 Análise fotográfica.....	71
2.3.4 Análise espacial.....	71
2.3.5 Modelagem estatística.....	72
2.4 RESULTADOS.....	73
2.4.1 Esforços de observação e análise de fotos.....	73
2.4.2 Estimativa de áreas domiciliares.....	75
2.4.3 Modelagem estatística.....	75
2.5 DISCUSSÃO.....	78
3 CONCLUSÃO.....	85
4 REFERÊNCIAS.....	86
5 APÊNDICE I	102
6 APÊNDICE II	113

AGRADECIMENTOS

São muitas as pessoas que tornaram este trabalho além de possível, prazeroso e construtivo. Vocês fizeram parte e construíram os dois anos mais intensos da minha vida em que aprendi, expandi meus horizontes, enfrentei desafios e construí verdadeiras amizades. Não seria possível citar todos aqui, mas tenham certeza que todos foram lembrados em muitos momentos durante essa fase.

Agradeço primeiramente aos mais importantes personagens dessa aventura: minha mãe, Maria Abadia, meu pai Ismael Molina, meu irmão Vinícius Luiz e minha cunhada, super parceira, Lívia. Vocês são o que une cada pedaço deste quebra-cabeça que é a minha vida acadêmica, profissional e pessoal. Sobretudo agradeço a minha mãe por todo o carinho e suporte essencial no ‘backstage’ de todo o trabalho e ao meu pai por seus conselhos nos momentos decisivos e trabalho em equipe que não me abandonou em nenhum momento. Serão sempre minha maior fonte de inspiração.

Às colegas, amigas, e verdadeiras irmãs, Aline Boutros – Lilica - e Giovanna Figueiredo – Girda – e Débora Freitas por terem me acompanhado em tantas vitórias e dificuldades em Cananeia e em São Paulo. Todas as experiências compartilhadas, ideias, ideais também, frustrações, conquistas, além de dezenas de artigos, me fizeram crescer e me fortaleceram ao lado de influências tão positivas em minha vida.

Ao meu orientador, Prof. Marcos César de O. Santos, por todas as oportunidades nesses mais de três anos de LABCMA, pela orientação constante, pelos incentivos e pelas correções. Acima de tudo, agradeço por ter confiado e acreditado em nosso trabalho.

À Julia Oshima, por todos os e-mails, que viraram horas de Skype, que viraram uma colaboração, que virou uma experiência muito frutífera e uma amizade muito importante. Agradeço por toda a atenção e por ter topado embarcar nesse trabalho conosco e contribuído de forma decisiva.

I thank to Enrico Pirotta who also took part in supervising and collaborating with this study. I thank you for all your support, insights, constant attention and for making me progress and overcome a constrained view of data analysis. Most of all, thank you for your patience and enormous comprehension.

Aos funcionários da Base “Dr. João de Paiva Carvalho”, que antes disso, são verdadeiros amigos e também os maiores cúmplices desta empreitada de monitoramento dos botos. Obrigada pela atenção constante, carinho e trabalho em equipe que tornaram os meses vividos em Cananeia inesquecíveis. Vocês me passaram conhecimentos inestimáveis e que serão sempre carregados. Agradeço em especial aos piloteiros, quero dizer, capitães, que foram verdadeiros guerreiros e acompanharam cada click de nossas máquinas com atenção, paciência e bom-humor: Ricardo, Clovinho, Sr. Nhonhô, Adriano e Ulisses. Vocês são parte essencial deste trabalho.

Aos funcionários da Secretária de Pós-Graduação do Instituto Oceanográfico – IO USP, Ana Paula, Daniel e Letícia. Obrigada por todo o apoio, auxílio e por nos compreenderem tão bem!

Aos voluntários que participaram das temporadas de coletas de dados em Cananeia. O empenho, comprometimento, interesse e ótima companhia de vocês não somente tornou este trabalho possível como muito mais divertido e engrandecedor. Foi um prazer compartilhar o nosso conhecimento e aprender com vocês.

Aos colegas do LABCMA, Bia, Débora, Diogo Estela, Julia, Laura, Madalena, Nayara, Rodrigo e Valéria, que compartilharam momentos de dúvidas, descobertas e alegrias – além de toda a comilança - e tiveram paciência em todas as vezes que eu sai do controle quando o código do R finalmente rodava! Admiro a amizade que mantemos no Lab e que torna a equipe mais forte!

Agradeço ao Pedro Afonso por ser sempre este melhor amigo, capaz de ler meus olhos e que nunca deixou de acreditar na minha capacidade (até mesmo quando eu comecei a duvidar dela). Você ocupa um lugar muito especial, é essencial, neste trabalho e em minha vida.

Aos colegas da Bio-USP, pela compreensão com minha constante ausência nestes últimos anos, por me incentivarem a manter meu foco no trabalho e por serem companhias insubstituíveis nas horas de tirar a cabeça dos livros e computador. TODOS vocês contribuíram muito para este trabalho.

Agradeço ao Felipe Jun e Luiz Antônio pela parceria (e paciência) que tornou este período mais leve e que souberam me dar conselhos valiosos e apoio constante na reta final.

Agradeço aos amigos que dividem (ou dividiram) um lar comigo, além de muitas risadas, segredos e trapalhadas: Ariel, Bud, Felipe (Vaca), Gabriela, João (Mirso), Lua, Lucas, Maurício (Mau), Pedro (Barba) e Rodrigo. Vocês são também minha família e foram extremamente importantes para a conclusão deste trabalho.

Agradeço infinitamente a Isabela Ramos e a Karina Mitsuoika. Vocês sabem o quanto seguraram ao meu lado todos os desafios que apareceram nestes dois anos, muito além de desafios relacionados ao mestrado. Obrigada por toda a luz que representam e espalham.

À Stéphanie Simioni que foi meu ombro direito, compartilhando cada detalhe destes anos comigo e sendo uma amizade incondicional.

Ao Bruno Araújo por todos os sonhos e ideais compartilhados. Obrigada por toda a transformação propiciada e por ter sido parte importante desse processo que sempre nos torna mais fortes, chamado vida.

Ao Francisco, Pera, que me acolheu madrugadas adentro no ArcGis e que sempre me apoiou e ajudou neste trabalho. Agradeço também por toda a amizade e risadas compartilhadas, você é muito especial.

À todos do LEPAC do IB, que também me acolheram em tardes e noites de análises espaciais e abriram tantos caminhos para mim.

Ao Professor Milton Ribeiro pelas aulas incríveis, atenção disponibilizada sempre, e que para mim representa uma grande fonte de inspiração (na academia e na capoeira!).

A todos os amigos de Rio Claro que compartilharam momentos tão especiais deste mestrado comigo. Sobretudo a Fernanda, Erison e André (Ursinho) por todas as experiências acadêmicas (ou não) compartilhadas e por serem a melhor base de apoio que poderíamos ter em RC.

A todos do Grupo de Capoeira Arte e Ginga e em especial ao Mestre Tio João e a amiga Andorinha. Obrigada por todo o conhecimento e amor compartilhado. A capoeira esteve nos meus olhos, mãos e pés em cada momento durante este mestrado, me orientando e me fortalecendo.

À Rebeca Asmar e à Elisa Hornett, por uma amizade indescritível. Obrigada por me apoiarem sempre, por compartilharem sonhos comigo e por também compreenderem minha ausência nesses meses.

I thank to my inseparable friends – doesn't matter the distance – Olivia, Marina, Paula and Justine. You watched my first steps in science and now were part of this very important one.

I thank to Barbara McCaughey for all the wisdom, good thoughts and some of the most wonderful moments shared in California and along the last year.

Finalmente agradeço aos meus mamíferos terrestres preferidos: Tequila, Tarzã, Luz e Belinha. Agradeço por estarem (literalmente) do meu lado durante todas as longas horas de leitura e de análise de dados e por sempre me transmitirem tanta paz, parceiros até o fim.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Indivíduo adulto de boto-cinza, <i>Sotalia guianensis</i> , fotografado no estuário de Cananeia em junho de 2015.	21
Figura 2 - Mapa da área de estudo evidenciando o estuário de Cananeia, as três sub-áreas amostradas e pontos de referência.	31
Figura 3 – Esquema ilustrativo do ciclo de marés e suas categorias utilizadas no presente estudo: primeira enchente (E1), segunda enchente (E2), primeira vazante (V1) e segunda vazante (V2).	35
Figura 4 – Imagem adaptada de Zuur et al. (2009), exemplificando o ajuste de um polinômio cúbico em quatro intervalos de observações.	39
Figura 5 – Distribuição da densidade de grupos de <i>Sotalia guianensis</i> no estuário de Cananeia durante o verão de 2015.	44
Figura 6 - Distribuição da densidade de grupos de <i>Sotalia guianensis</i> no estuário de Cananeia durante o inverno de 2015.....	44
Figura 7 - Distribuição da densidade de grupos de <i>Sotalia guianensis</i> no estuário de Cananeia durante o verão de 2016.	45
Figura 8 - Distribuição da densidade de grupos de <i>Sotalia guianensis</i> no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.	45
Figura 9 - Gráfico em pares contendo todas as variáveis testadas nos modelos de ocupação de <i>Sotalia guianensis</i> no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.	47
Figura 10 - Visualização gráfica do ajuste do termo linear de distância da Barra de Cananeia (centralizada) (A) e do termo linear de distância de rios (centralizada) (B) no modelo final, gamR2, de função de probabilidade de seleção de recursos por <i>Sotalia guianensis</i> no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.	51

- Figura 11** - Visualização gráfica do ajuste do termo aditivo de duas dimensões para latitude e longitude dos centroides das células amostrais no modelo gamR2 de função de probabilidade de seleção de recursos por *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.52
- Figura 12** - Visualização gráfica do ajuste do termo aditivo de profundidade (centralizada) nas unidades amostrais no modelo gamR2 de função de probabilidade de seleção de recursos por *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....52
- Figura 13** – Curva ROC - ‘Receiver Operating Characteristic’ (ou COR – Característica de Operação do Receptor) para o modelo gamR2 de função de probabilidade de seleção de recursos por *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016..... 54
- Figura 14** – Gráfico de autocorrelação temporal para os resíduos do modelo gamR2 de função de probabilidade de seleção de recursos por *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.54
- Figura 15** – Histograma indicando o número de recapturas por indivíduo catalogado da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....74
- Figura 16** – Curva de descobrimento mostrando o número cumulativo de novos indivíduos de *Sotalia guianensis* fotoidentificados no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.74
- Figura 17** - Visualização gráfica do ajuste do termo aditivo de profundidade (centralizada) no modelo de função de probabilidade de seleção de recursos.....76
- Figura 18** - Visualização gráfica do ajuste do termo aditivo de distância da Barra (centralizada) de Cananeia no modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo de *Sotalia guianensis*, KN_29, no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....77
- Figura 19** - Visualização gráfica do ajuste do termo aditivo de distância da Barra (centralizada) de Cananeia no modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo de *Sotalia guianensis*, KN_48, no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....77

Figura 20 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_10 no estuário de Cananeia, entre 2015 e 2016. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN _10 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_10 (C) Área domiciliar do indivíduo KN _10 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV . (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_10.....102

Figura 21 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_17 no estuário de Cananeia, entre 2015 e 2016. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN _17 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_17. (C) Área domiciliar do indivíduo KN _17 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV . (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_17.....103

Figura 22 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_22 no estuário de Cananeia, entre 2015 e 2016. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN _22 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_22. (C) Área domiciliar do indivíduo KN _22 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV . (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_22.....104

Figura 23 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_23 no estuário de Cananeia, entre 2015 e 2016.. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN _23 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_23. (C) Área domiciliar do indivíduo KN _23 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV . (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_23.....105

Figura 24 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_26 no estuário de Cananeia, entre 2015 e 2016.. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN _26 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (C) Área domiciliar do indivíduo KN _26 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV . (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_26.....106

Figura 25 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_29 no estuário de Cananeia, entre 2015 e 2016.. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo

KN _29 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_23 (C) Área domiciliar do indivíduo KN _29 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV . (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_29.....107

Figura 26 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_48 no estuário de Cananeia, entre 2015 e 2016. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN _48 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_48 (C) Área domiciliar do indivíduo KN _48 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV . (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_48.....108

Figura 27 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_81 no estuário de Cananeia, entre 2015 e 2016. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN _81 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_81 (C) Área domiciliar do indivíduo KN _81 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV . (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_81.....109

Figura 28 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_84 no estuário de Cananeia, entre 2015 e 2016. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN _84 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_84 (C) Área domiciliar do indivíduo KN _84 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV . (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_84.....110

Figura 29 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_89 no estuário de Cananeia, entre 2015 e 2016. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN _89 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_89 (C) Área domiciliar do indivíduo KN _89 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV . (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_89.....111

Figura 30 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_105 no estuário de Cananeia, entre 2015 e 2016. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN _105 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do

modelo selecionado para o indivíduo KN_105 (C) Área domiciliar do indivíduo KN_105 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV . (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_105.....112

Figura 31 - Pontos de avistamento de grupos de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia durante o verão de 2015.....113

Figura 32 - Pontos de avistamento de grupos de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia durante o inverno de 2015.....113

Figura 33 - Pontos de avistamento de grupos de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia durante o verão de 2016.....114

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Relação de variáveis explicativas e suas propriedades, utilizadas na construção de modelos de função de probabilidade de seleção de recursos por <i>Sotalia guianensis</i> no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.	36
Tabela 2 – Resumo dos esforços de observação de botos-cinza, <i>Sotalia guianensis</i> , no estuário de Cananeia entre os anos de 2015 e 2016.....	43
Tabela 3 – Tamanho dos grupos de <i>Sotalia guianensis</i> amostrados no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016 e valores de testes T comparando as médias para as temporadas de estudo.....	46
Tabela 4 - Seleção de termos lineares no modelo global de probabilidade de presença de <i>S. guianensis</i> referente ao estuário de Cananeia no período entre 2015 e 2016.....	48
Tabela 5 – Lista de modelos concorrentes de funções de probabilidade de seleção de recursos por <i>Sotalia guianensis</i> no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....	49
Tabela 6 – Seleção de modelos de funções de probabilidade de seleção de recursos de <i>Sotalia guianensis</i> no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....	50
Tabela 7 – Relação de coeficientes paramétricos e ‘smoothers’ de termos aditivos e seus respectivos níveis de significância do modelo selecionado, gamR2, de função de probabilidade de seleção de recursos de <i>Sotalia guianensis</i> no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....	53
Tabela 8 - Resumo dos esforços de fotoidentificação de botos-cinza, <i>Sotalia guianensis</i> , no estuário de Cananeia entre os anos de 2015 e 2016.....	73
Tabela 9 – Áreas domiciliares estimadas para indivíduos da população de <i>Sotalia guianensis</i> no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016 com uso de kernel fixo com LSCV.....	75
Tabela 10 - Relação de coeficientes paramétricos e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_10 da população de <i>Sotalia guianensis</i> no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....	102
Tabela 11 - Relação de coeficientes paramétricos e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado	

para o indivíduo KN_17 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....103

Tabela 12 - Relação de coeficientes paramétricos e termo aditivo e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_22 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....104

Tabela 13 - Relação de coeficientes paramétricos e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_23 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....105

Tabela 14 - Relação de coeficientes paramétricos e termo aditivo e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_29 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....107

Tabela 15 - Relação de coeficientes paramétricos e termo aditivo e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_48 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....108

Tabela 16 - Relação de coeficientes paramétricos e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_81 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....109

Tabela 17 - Relação de coeficientes paramétricos e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_81 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....110

Tabela 18 - Relação de coeficientes paramétricos e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado

para o indivíduo KN_89 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....111

Tabela 19 - Relação de coeficientes paramétricos e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_105 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.....112

RESUMO

A percepção e interpretação da interação de indivíduos e populações com o ambiente e a forma como tal relação condiciona sua distribuição espacial é questão-chave e recorrente em estudos ecológicos. Padrões de uso de área observados para populações emergem em última análise da variabilidade entre seus indivíduos em selecionar habitats e interagir com os mesmos. Este estudo teve como foco o uso de área pela população do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, e sua variabilidade individual no estuário de Cananeia, localizado na costa sudeste do Brasil (25°03' S; 47°55' W), durante o verão e o inverno de 2015 e o verão de 2016. Parâmetros ambientais e geográficos (distâncias da desembocadura de rios, da entrada do estuário e de áreas urbanas, profundidade, maré e autocorrelação espacial) foram testados para explicar a distribuição da população e de seus indivíduos a partir de funções de probabilidade de seleção de recursos (RSPF) em modelos aditivos generalizados (GAM). Onze indivíduos fotoidentificados com 18 ou mais recapturas foram avaliados com o uso de modelos individuais de ocupação e sua interpretação foi subsidiada por estimativas de áreas domiciliares obtidas a partir de kernels fixos de densidade. Nas três temporadas a população apresentou densidades de grupos desiguais ao longo do estuário e todas as variáveis, com exceção da distância de áreas urbanas, explicaram as probabilidades de presença observadas. Análises individuais revelaram discrepâncias nos tamanhos e disposição geográfica de áreas domiciliares e diferenças na composição e estimativa dos parâmetros selecionados para cada indivíduo. A variabilidade individual na população deve ter papel fundamental em termos de utilização do espaço e seleção de habitat pelo boto-cinza no estuário local.

Palavras-chave: uso de área, seleção de habitat, *Sotalia guianensis*, variabilidade individual, fotoidentificação, Função de Probabilidade de Seleção de Recurso, Modelos Aditivos Generalizados

ABSTRACT

Understanding and interpreting the interaction of individuals and populations with the environment and how this relationship outlines their spatial distribution is a key question common in ecological studies. Area use patterns observed for populations are ultimately an outcome from individual variability in habitat selection and their interaction with such environments. Area use and habitat selection by the population of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis*, and its individual variability were assessed in the Cananeia estuary (25°03' S; 47°55' W), southeastern Brazil, during the summer and winter of 2015 and the summer of 2016. Environmental and geographic parameters were estimated aiming to explain population distribution and differences within individuals. For this purpose, resource selection probability functions (RSPF) were applied in generalized additive models (GAM). Covariates tested included: distance to river mouths, distance to the estuary entrance, distance to urban areas, depth and tide. Geographic coordinates were used to model spatial autocorrelation. Eleven photo-identified individuals had their occupancy modelled and assessed in relation to their home range obtained from fixed kernel densities estimates. The population exhibited patchy group densities throughout the estuary in all seasons. Except from distance to urban areas all variables were selected in our final model for the population's RSPF. Individual analysis revealed discrepancies in size and location of home ranges which lead to remarkable differences in the composition and estimates of parameters selected in the models for each individual.

Keywords: area use; *Sotalia guianensis*; habitat selection; individual variability; photo-identification; Resource Selection Probability Functions; Generalized Additive Models

INTRODUÇÃO GERAL

O uso do espaço por organismos é consequência de uma miríade de processos e sua compreensão é parte fundamental e crítica em grande parte dos esforços de conservação de espécies e ecossistemas. Não obstante, atualmente a identificação de padrões de ocupação do espaço por organismos, avaliando áreas de maior intensidade de uso e qualidades do habitat associado a estas áreas, tem sido característica comum em estudos ecológicos nos variados taxa (ver BOYCE et al. 1999 e BOYCE et al., 2002). Tais estudos servem como norteadores para a identificação de áreas prioritárias para conservação (e.g. BAILEY et al. 2009), base para antecipar a distribuição e abundância de animais frente a recuperação de áreas degradadas (e.g. BOYCE e WALLER, 2003) e avaliar a intensidade de impacto de ações antrópicas (e.g. PIROTTA et al. 2015).

Entre os processos delineadores de distribuições de espécies e populações de mamíferos marinhos, pode-se citar aqueles consequentes ao comportamento dos organismos e aqueles consequentes ao ambiente em que estão inseridos, não ignorando que conexões diretas e indiretas existem entre estes dois campos (PALACIOS et al. 2013). O comportamento pode determinar, por exemplo, interações intra e interespecíficas, sua reprodução e adaptações de forrageamento. Enquanto que o ambiente relaciona-se, entre outros aspectos, com a produção e concentração de alimento, além do comportamento e história de vida de suas presas. Junto a estes processos associados intrinsecamente e extrinsecamente aos organismos, a história de vida, capacidade de dispersão e padrões de movimentação também irão determinar em diferentes escalas padrões de uso de área por seus indivíduos, populações e espécies (BURT, 1943; HORTAL, 2010; STRUVE et al., 2010).

Neste contexto, a percepção ecológica de como cetáceos utilizam o espaço e selecionam habitats tem canalizado esforços de grupos de pesquisa, estimulando avanços metodológicos e exigindo contextualizações interdisciplinares que passaram a envolver tanto noções biológicas, como oceanográficas e sociogeográficas (ver REDFERN et al., 2006; SCHIPPER et al., 2008; MARQUES et al., 2012; PIROTTA et al., 2015). Cetáceos são mamíferos aquáticos pertencentes à ordem Cetartiodactyla e apresentam ampla distribuição global (REEVES et al., 2002; PERRIN et al., 2009),

ocupando uma vasta diversidade de ambientes aquáticos, incluindo paisagens oceânicas, estuarinas e fluviais (FORCADA, 2009). Dentre o grupo há duas subordens monofiléticas viventes: Mysticetos e Odontocetos (BARNES, 1985) e existem, respectivamente, 14 e 75 espécies viventes descritas para os dois clados (COMMITTEE ON TAXONOMY, 2016). Os mysticetos incluem mamíferos de grande porte, atingindo até mais de 30 metros de comprimento na idade adulta (REEVES et al., 2002) e que apresentam placas de material queratinizado presas à maxila para apreensão de alimento (PIVORUNAS, 1979). Já Odontocetos são mamíferos de menor porte e apresentam dentes funcionais na boca para apreensão de alimento. Além disso, este clado é caracterizado pela presença de um orifício respiratório, diferentemente dos mysticetos que apresentam um par de orifícios respiratórios (REEVES et al., 2002).

O boto-cinza, *S. guianensis*, é um odontoceto, pertencente à família Delphinidae (Figura 1). A espécie encontra-se distribuída em águas rasas costeiras e estuarinas de até 50 m de profundidade, da América do Sul e da América Central desde Santa Catarina, no sul do Brasil (27°S, 48°W), até Honduras (15°N, 79°W) (BEST; DA SILVA, 1996; FLORES; DA SILVA, 2009; DA SILVA ET AL., 2010). Seus indivíduos podem atingir aproximadamente 2 m de comprimento e pesar até 121 kg (ROSAS et al., 2010). Sua dieta consiste principalmente de peixes ósseos e cefalópodes (ROSAS et al., 2010).

Figura 1- Indivíduo adulto de boto-cinza, *Sotalia guianensis*, fotografado no estuário de Cananeia em junho de 2015. Foto: Julia Molina

Crespo et al. (2010) apontaram a degradação e perda de hábitat decorrente do desenvolvimento urbano e atividades econômicas, a exemplo da pesca e aquicultura, entre as principais ameaças potenciais às populações de *Sotalia*. Existe especial preocupação em relação à degradação de florestas de mangue que proporcionam grande parte da produtividade, da qual provavelmente diversas populações de *S. guianensis* dependem. Além disso, exposição à intensa poluição sonora também é considerada uma importante ameaça à espécie, por afetar sua estrutura acústica e a produção de assobios (*Ibid*).

Em estudo recente Parsons et al. (2015) destacaram entre as ações prioritárias para a conservação de cetáceos a necessidade de suprir a carência de dados de determinadas espécies e suas populações, a exemplo de populações de *S. guianensis*. Entretanto, estudos que permitam a avaliação do estado de conservação da espécie ainda encontram-se escassos, e a espécie consta como “Dados Insuficientes” (“Data Deficient”, em língua inglesa) segundo a União Internacional para a Conservação da Natureza (“World Conservation Union” em inglês). Recentemente o boto-cinza foi categorizado como “Vulnerável” na “Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção” do Ministério do Meio Ambiente (ICMBIO, 2014).

Fundamentado nos enunciados acima o presente estudo tem como objetivo avaliar o uso de área pelo botos-cinza, *S. guianensis*, no estuário de Cananeia, com vista a possíveis características ambientais motrizes de sua ocupação. Para isso, dois estudos foram designados e implementados, correspondendo aos dois capítulos desta dissertação.

No Capítulo 1, testou-se a hipótese de que a distribuição de *S. guianensis* não é homogênea ao longo do estuário e sua variação pode ser explicada por determinadas características ambientais.

No Capítulo 2, testou-se a hipótese de que dentre o padrão observado para a população haveria diferenças no uso do espaço realizado por indivíduos e de que tais diferenças podem estar relacionadas à seleção de diferentes ambientes. Os objetivos específicos deste capítulo foram: delimitar áreas de uso dos indivíduos, testar se estas áreas poderiam ser associadas a determinadas características ambientais, e comparar estas áreas e suas respectivas características selecionadas pelos indivíduos com os padrões de uso de área observados para a população.

CAPÍTULO 1. Distribuição espacial da população de boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no estuário de Cananeia e influência de parâmetros geográficos e ambientais

1.1 INTRODUÇÃO

1.1.2. Distribuição espacial e funções de seleção de recursos

A utilização do espaço por indivíduos pode refletir a influência de fatores bióticos e abióticos, a partir dos quais emergem padrões de distribuição espacial observados para populações. Quando estes padrões evidenciam maiores concentrações por determinadas áreas, as características destas podem ser investigadas para que se conheçam variáveis influentes na seleção de habitat (ROSENZWEIG, 1981).

Uma forma de atingir este objetivo é avaliar a relação entre a presença dos organismos e os recursos disponíveis para os mesmos nestas localidades. Tais abordagens podem ser associadas a funções de seleção de recursos, abreviado para RSF (do inglês ‘Resource Selection Function’) ou funções de probabilidade de seleção de recursos, abreviado para RSPF (do inglês ‘Resource Selection Probability Functions’). A distinção entre os dois termos é tênue e, muitas vezes, os termos são utilizados como sinônimos na literatura (BOYCE et al., 2002). Lele et al. (2013), entretanto, enfatizam as diferentes interpretações biológicas atreladas a cada termo. A seleção de um recurso por um animal pode ser definida como o ato de utilizar uma unidade deste recurso caso ela seja encontrada (*Ibid*). Neste cenário, um recurso pode ser, por exemplo, um item alimentar, um parceiro mutualístico, um local de abrigo, etc. Quando são utilizadas características do espaço como aspectos ambientais e geográficos para a representação destes recursos a abordagem volta-se para a seleção de habitat. A probabilidade de seleção deste habitat depende do seu tipo e, portanto, habitats que ofereçam maiores vantagens relativas terão uma probabilidade de seleção maior (BOYCE et al. 2016, LELE et al. 2013). RSPFs encontram-se em uma escala amostral em que se pode estimar a probabilidade de uso de uma unidade deste recurso, enquanto que RSFs estimam um valor proporcional a esta probabilidade mas que ao ser ajustado de acordo com a intensidade amostral pode ser interpretado em conformidade com a primeira. Portanto, a escolha entre se utilizar cada uma das formas depende do desenho amostral em que cada

estudo se insere além de suas limitações metodológicas. Desenhos amostrais que permitam a obtenção de dados no formato de presenças ou ausências dos organismos, normalmente decorrentes de esforços amostrais ativos que percorram uma área finita de unidades amostrais facilitam a implementação de RSPFs, que podem então ser estimadas em modelos de ocupação.

Uma forma elementar de representar esta relação entre a ocupação do espaço por animais e seu ambiente é por meio de modelos lineares. Estes são expressos pela regressão linear, $Y = \alpha + \beta_1 X_1 + \dots + \beta_q X_q + \varepsilon$, em que a probabilidade de presença ou ausência (Y) de uma espécie, um indivíduo, ou um grupo de indivíduos em um recorte amostral pode ser estimada a partir de uma série de parâmetros e depender da escolha adequada das variáveis explicativas relacionadas ao contexto do estudo. Todavia, é natural que todo modelo apresente resíduos, isto é, a quantidade de variação dos dados que não pôde ser explicada segundo aquela equação (ε). Além disso, é evidente que existe uma limitação intrínseca a qualquer processo de modelagem, pois o valor real dos coeficientes (β) que determinam a relação entre a variável resposta e as variáveis explicativas é, inerentemente, inacessível ao pesquisador. Desta forma, em qualquer processo de modelagem estatística, ao se obter os coeficientes de variáveis explicativas a partir de uma amostra, uma extrapolação é realizada e exige, portanto, que determinadas premissas sejam respeitadas.

No caso de modelos lineares, as premissas denotam que (i) os resíduos apresentem uma distribuição normal, (ii) ocorra homocedasticidade dos resíduos, ou seja, suas variâncias devem estar espalhadas homogeneamente ao longo dos valores estimados pelo modelo, (iii) exista independência entre as observações e que (iv) a variável explicativa seja fixa, isto é, uma variável que seja determinística e, para um determinado valor desta, seja invariavelmente estimado um valor de resposta em conformidade com o observado (CHAMBERS e HASTIE, 1991; ZUUR et al., 2007). Em alguns casos tais premissas podem ser atendidas e o modelo pode ser validado. Porém, é evidente que atender a estas premissas prevê que relações naturais mais complexas sejam muitas vezes representadas de forma grosseira, ou exige que os dados sejam transformados, o que entretanto, altera a real relação entre as variáveis, mascarando importantes informações ecológicas.

Uma alternativa a este impasse é o uso de Modelos Lineares Generalizados ('Generalized Linear Models – GLM', em língua inglesa) (NELDER e BAKER, 1972). Modelos Generalizados permitem que a premissa de normalidade seja violada, assumindo-se outras distribuições possíveis, à exemplo de dados que apresentam distribuições exponencial, binomial, gama, entre outras. Em seu trabalho original, Nelder e Baker (1972) inovaram ao associar estas distribuições a uma mesma terminologia, unindo-as na família exponencial, o que facilitaria interpretações e cálculos estatísticos. Eles então cunharam o termo 'Generalized Linear Models' e abriram portas para uma cascata de estudos e aplicações destes métodos que então se consagraram nos estudos ecológicos (MCCULLAGH, 1984; GUIBAN et al., 2002; MACKENZIE, 2006). A relação entre a variável resposta e variáveis explicativas ainda assim é formada por um componente linear, porém esta relação é estabelecida por uma 'função de ligação' ou 'link function' em língua inglesa. Entretanto, em situações onde a relação examinada não for linear, ainda serão cometidos erros graves de interpretação. Neste caso, é necessário que o GLM seja apresentado em uma versão não paramétrica e onde a relação à cada variável do componente linear possa, de fato, ser estabelecida por uma função própria.

Tal particularidade pode ser atingida por meio de Modelos Aditivos Generalizados ('Generalized Additive Models' – GAM, em língua inglesa) (HASTIE e TIBSHIRANI, 1990), que representam uma forma eficiente de capturar relações não lineares entre distribuições espaciais de organismos e o ambiente (GUIBAN et al., 2002). Em substituição à estimativa dos coeficientes - e seus intervalos de confiança - uma função suavizante, também chamada de 'smoothing function' ou 'smoother' em língua inglesa, é obtida para estabelecer relações não lineares. Em síntese, o 'smoother' irá permitir o ajuste de uma curva para cada relação entre a variável resposta e sua variável explicativa (HASTIE e TIBSHIRANI, 1990; HASTIE e TIBSHIRANI, 1993; WOOD e AUGUSTIN, 2002; WOOD, 2006). Atualmente existe uma variedade de 'smoothers' descritos com seus algoritmos já desenvolvidos e, concomitantemente, também uma variedade de técnicas que auxiliam a escolha do 'smoother' adequado. Wood e Augustin (2002), Wood (2006) e Zuur et al. (2009c) expõem uma explicação didática e robusta deste processo.

Não obstante, muitas vezes pesquisadores deparam-se com casos em que a premissa de homocedasticidade dos resíduos é violada. Além disso, ao lidar com dados

ecológicos, é natural que os dados se apresentem aninhados ou carreguem correlações espaciais e/ou temporais ou de outra natureza. Negligenciar estas circunstâncias pode comprometer a robustez dos resultados, bem como das inferências biológicas sobre os mesmos. Atender a tais peculiaridades pode exigir que uma parte não fixa seja incorporada ao modelo e, neste cenário, encontram-se os modelos mistos (LAIRD e WARE, 1982; ROBINSON, 1991). Além da componente fixa da expressão, que pode ser linear ou não, é adicionada uma componente randômica que permite que relações sejam estabelecidas sem que estas particularidades dos dados sejam ignoradas (PINHEIRO e BATES, 2000; ZUUR et al., 2009a).

Junto à gama de opções em técnicas de modelagem disponíveis aos pesquisadores, há variados métodos que auxiliam a escolha, não somente da família de modelos mais adequada, como também qual o modelo que contempla as variáveis e suas interações de forma mais verossímil. Dentre estes, o Critério de Informação de Akaike (AIC) (AKAIKE, 1998) consagrou-se como um método robusto de avaliação do ajuste e nível informativo do modelo e tem sido amplamente utilizado em estudos ecológicos em contraste com o tradicional teste de hipóteses (ANDERSON et al., 2000; JOHNSON e OMLAND, 2004). Desta forma pesquisadores podem trabalhar em um cenário de múltiplas hipóteses plausíveis e modelos são selecionados de acordo com este critério expandindo o poder de interpretações.

Em última análise, a implementação de diferentes famílias de modelos para descrever RSFs ou RSPFs pode estruturar a conexão entre a biologia de uma população e a ecologia da paisagem em que esta se encontra (BOYCE et al. 2016). No entanto, a escolha das variáveis relevantes a este contexto é etapa fundamental dos estudos ecológicos e varia de acordo com cada recorte espacial e espécie em questão. Responder indagações acerca do uso de espaço por organismos de grande mobilidade inseridos em ambientes altamente dinâmicos, como estuários, regiões costeiras e oceanos, com o qual interagem, alterando-o e respondendo às suas propriedades de curto a longo prazo, exige que fatores ambientais, geográficos e bióticos, quando escolhidos para as análises, contemplem a biologia de cada espécie-alvo e as qualidades específicas de cada área de estudo (e.g. PETERSON; LUBCHENCO, 1997; POWELL; MITCHELL, 2012).

Em estudos sobre as distribuições de odontocetos e mysticetos, seu uso de área têm sido relacionado a diversas características ambientais, como topografia, temperatura

da superfície do mar, salinidade e profundidade (FORNEY, 2000; HASTIE et al., 2005; VIDI et al., 2010; DE BOER et al., 2014). Essas componentes são comumente indicadores indiretos de adequabilidade ambiental para presas e, por muitas vezes, a única forma viável de avaliar a relação entre a distribuição destas populações de predadores de topo e suas presas (PALACIOS et al., 2013). Torres et al. (2008) mostraram que, devido a defasagens temporais, o poder de explicação de parâmetros ambientais pode ser ainda maior que parâmetros diretos de distribuição das presas. Ao estudar uma população de golfinhos-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, em ‘Florida Bay’ nos Estados Unidos, estes pesquisadores identificaram que parâmetros como tipo de habitat bêntico e qualidade da água explicaram a distribuição observada da população no local de estudo mais eficientemente do que as próprias medidas diretas de densidade de presas. Da mesma forma, ‘proxies’ de produção primária, como a concentração de clorofila, têm sido testados como possíveis variáveis relacionadas à agregação de presas e, portanto, de seus predadores (FERGUSON et al., 2005).

1.1.2 *Uso de área e seleção de habitat por S. guianensis*

Grande parte do conhecimento atual sobre o uso de área por *S. guianensis* está baseado em populações encontradas em baías e estuários onde as águas são abrigadas (e.g. GEISE, 1999; FLORES e BAZZALO, 2004; HARDT, 2005; CREMER, 2007; ROSSI-SANTOS et al., 2007; SANTOS e ROSSO, 2007; BATISTA, 2008 e 2014; NERY et al., 2010; WEDEKIN et al., 2010). Entretanto nas diferentes localidades, populações apresentaram formas distintas de distribuição no espaço e associação a certas características do ambiente e da geografia local.

No estuário de Cananeia, *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). Os primeiros estudos reportando aspectos sociais e comportamentais da população foram realizados por GEISE (1999) e MONTEIRO-FILHO (1991), este último foi pioneiro ao focar o repertório sonoro de seus indivíduos que foi posteriormente investigado em outros estudos comportamentais (e.g. PIVARI e ROSSO, 2005; MONTEIRO-FILHO, 2006).

A compreensão da organização social e espacial da população expandiu a partir da implementação de técnicas de identificação de indivíduos quando se demonstrou que a população se encaixa em um modelo social de fusão-fissão, com quebra e formação de

grupos variando com o tempo (SANTOS e ROSSO, 2008). O conhecimento a respeito da abundância da população teve início a partir de técnicas de amostragem de distâncias (e.g. GEISE et al., 1999; BISI, 2001; ROLLO JR, 2002), porém novas estimativas do tamanho populacional foram obtidas também a partir da identificação de seus indivíduos (ACUÑA, 2002; PACÍFICO, 2008; MELLO, 2016).

Santos e Rosso (2007) investigaram a relação entre as variáveis ambientais temperatura, salinidade, profundidade e transparência da água e o tamanho de grupos da população no estuário com o emprego de análises univariadas. Os autores não encontraram evidências para relações entre as variáveis e os tamanhos de grupos, mas relataram uma possível correlação positiva com a profundidade da água. Além disso, esta relação também não pode ser comprovada para a população vizinha residente no litoral norte paranaense (SANTOS et al., 2010).

Em outras localidades, populações de *S. guianensis* tem sido associadas a uma gama de descritores ambientais incluindo, sobretudo: temperatura (eg. SIMÃO e POLETTTO, 2002), profundidade e declividade (eg. AZEVEDO et al., 2007; WEDEKIN et al., 2007; GODOY et al., 2015), salinidade (e.g. ROSSI-SANTOS et al., 2010; GODOY et al. 2015) e distância da costa (e.g. WEDEKIN et al., 2007).

Ademais, áreas de confluência com rios parecem favorecer a ocupação por *S. guianensis* em diferentes populações (CREMER et al., 2004 - Baía da Babitonga, Santa Catarina; ROSSI-SANTOS et al., 2006 – Banco dos Abrolhos, Bahia; ROSSI-SANTOS et al., 2007 – estuário de Caravelas, Bahia). Por outro lado, Wedekin et al. 2010 observaram que na Baía Norte, Santa Catarina, áreas de maior intensidade de uso pelos animais estavam relacionadas à menor profundidade, à maior declividade, e ao maior distanciamento de mangues e de áreas urbanas. Nery et al. (2010) observaram maior preferência dos indivíduos por águas protegidas em detrimento de áreas próximas à entrada da Baía de Sepetiba, no estado do Rio de Janeiro. Enquanto que análises do uso de habitat pela população residente na Baía de Guanabara, no mesmo estado, indicaram que os indivíduos parecem evitar áreas mais degradadas (AZEVEDO et al., 2007) indicando a importância em compreender a influência de áreas urbanas na ocupação do espaço por *S. guianensis*.

Estes estudos representam importantes informações na compreensão do uso de área por populações de *S. guianensis*. Contudo, muitos destes baseiam-se em associações que não permitem verificar o grau de influência destas variáveis em relação direta a ocupação por *S. guianensis*. Assim como tem sido aplicado eficientemente a

outras espécies de odontocetos (REDFERN et al., 2006), o uso de técnicas de modelagem na seleção de hábitat pode representar uma abordagem promissora para a compreensão da relação entre a distribuição espacial de populações de *S. guianensis* e características do meio ambiente.

Godoy et al. (2015) avaliaram a relação de variáveis ambientais na distribuição dos botos no estuário de Cananeia e inferiram que sua presença poderia ser explicada pela profundidade e salinidade. Na ocasião, foram utilizados GLMs para investigar a importância das variáveis salinidade, temperatura, transparência da água e profundidade, classificadas em categorias, em explicar contagens de grupos em uma porção do estuário, denominadamente a Baía do Trapandé – baía formada no interior do estuário próximo a sua conexão com o mar. Entretanto, o trabalho não reportou todos os modelos competidores nem etapas de validação do modelo final.

Santos e Rosso (2007) e Oshima e Santos (2011 e 2016) relataram que a distribuição da população engloba áreas internas do estuário e porções de canais distantes da Baía do Trapandé. Entretanto, ainda são incipientes os estudos que permitem concluir como os botos distribuem-se ao longo de todo o estuário, e a importância de algumas variáveis ambientais relevantes ao complexo estuarino - como a confluência de rios e confluência com o mar e a proximidade a áreas urbanas - além de fatores em escala fina e temporal como a estratificação de marés e autocorrelações espaciais.

O estuário de Cananeia tange áreas ribeirinhas urbanizadas em diferentes níveis e sofreu um aumento recente no tráfego de embarcações (BEU, 2008), que incluem o aumento em atividades de turismo para observações dos animais (SANTOS et al., 2010) ressaltando a importância em se identificar áreas de maior intensidade de uso pela população ao longo de todo o estuário e fatores influentes nesta seleção de habitat. Ressalta-se que Crespo et al. (2010) recomendaram o monitoramento da distribuição espacial de populações de *Sotalia* para que as ameaças às suas populações possam ser detectadas e estratégias de conservação sejam elaboradas de modo eficiente.

Além disso, a compreensão do uso de área e seleção de hábitat pela população residente ao estuário contribui para atingir e avaliar as metas do Plano de Ação Nacional (PAN) para Conservação de Mamíferos Aquáticos (ICMBIO, 2011) que visam a ‘ampliação do conhecimento científico sobre pequenos cetáceos no Brasil’ e

‘minimização da perda de hábitat dos pequenos cetáceos no Brasil’, e pode ser utilizado como instrumento para ‘avaliação e redução do impacto do turismo e lazer sobre pequenos cetáceos no Brasil’ também previsto neste PAN.

1.2. OBJETIVO

O presente estudo tem como objetivo descrever a distribuição espacial da população de boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016 e avaliar a influência de parâmetros ambientais e geográficos na seleção de habitat.

Foram postuladas duas perguntas para que se alcançassem estes objetivos:

(i) Será a distribuição espacial da população de *S. guianensis* no estuário de Cananeia uniforme?

(ii) Será possível avaliar características ambientais mais fortemente associadas à probabilidade de presença de grupos de botos e portanto à seleção do habitat por esta população ?

1.3. MATERIAL E MÉTODOS

1.3.1 - Área de Estudo

O estuário de Cananeia (25° 03’S; 47°55’W) encontra-se entre quatro ilhas principais (Cananeia, Cardoso, Comprida e Iguape) e compõe parte da APA Federal de Cananeia-Iguape-Peruíbe. O sistema comunica-se com o oceano adjacente por duas barras principais, a Barra de Cananeia entre as Ilhas de Cananeia e do Cardoso, a partir da qual forma-se a Baía do Trapandé no interior do estuário, e a Barra de Icapara, entre Ilha Comprida e Iguape (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990) (Figura 2). Trata-se de um sistema de micromarés, com profundidade chegando até 23 metros (TESSLER, 1988; SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990) e salinidade variando entre 1 e 32 ppm segundo Mishima (1985), sendo que valores de até 40 ppm foram registrados por Santos e Rosso (2007).

A área de estudo compreende um total de 132 km². Seu limite ao sul é dado pela Ilha do Cardoso e ao norte pela região do Tombo das Águas. O limite foi designado de acordo com observações prévias realizadas por Santos e Rosso (2007) de modo que a área abrangesse toda a região do estuário onde grupos de *S. guianensis* têm sido observados.

Para que toda a área de estudo pudesse ser amostrada de maneira uniforme, e os esforços de observação fossem capazes de abranger toda sua extensão no menor intervalo de tempo possível, houve a divisão da referida área em três subáreas sem barreiras naturais entre as mesmas, denominadas “A1”, “A2” e “A3”.

A Figura 2 apresenta a visualização da área de estudo e sua subdivisão. Pontos de referência foram destacados e nomeados conforme são citados neste estudo.

A área de estudo foi dividida em uma malha de 166 células amostrais de 1 km² que foram associadas à presença de grupos de *S. guianensis* e às características ambientais utilizadas nas etapas de modelagem, conforme descritas nos itens a seguir.

Figura 2 - Mapa da área de estudo evidenciando o estuário de Cananeia, as três subáreas amostradas: A1, A2 e A3 e pontos de referência: 1- Pedra do Tombo; 2-

Vilarejo Pedrinhas (Ilha Comprida); 3- Saco Grande; 4- Vilarejo Juruvaúva (Ilha Comprida); 5- Bairro Agrossolar (Cananeia); 6- Balsa Ilha de Cananeia – Ilha Comprida; 7- Ponta da Trincheira; 8- Barra de Cananeia; 9- Praia do Pereirinha; 10- Ilha da Casca; 11- Saco do Mandira; 12- Balsa Ilha de Cananeia – Continente.

1.3.2 - Coleta de dados

1.3.2.1 - Esforços de observação

As coletas de dados foram realizadas em três temporadas: verão de 2015, inverno de 2015 e verão de 2016. Em cada temporada, cada sub-área foi investigada entre 18 e 20 ocasiões distintas, totalizando 55 ocasiões em que toda a área foi amostrada. Foram utilizadas duas embarcações com motor de popa, cada uma cobrindo uma subárea por dia. Ao longo da temporada de coleta de dados houve um revezamento rotacional envolvendo as subáreas percorridas.

Trajetos estruturados em ziguezague com velocidade baixa e constante serviram como base para que os investigadores cobrissem a área de estudo. Esse esforço de observação foi desenvolvido com estado adequado de mar ($\text{Beaufort} \leq 2$). Quando um grupo de *S. guianensis* foi localizado houve aproximação aos mesmos. Foram registrados para cada grupo os horários de início e término de esforço, as coordenadas geográficas da localização do grupo e tamanho estimado do grupo em número total de indivíduos. Um grupo foi definido como uma agregação de pelo menos dois indivíduos, independente de sua faixa etária evidente, próximos em um raio de aproximadamente 50 metros (SANTOS e ROSSO, 2007). Geralmente os grupos estão engajados em uma mesma atividade, mas isto não é uma necessidade para que assim sejam classificados (*Ibid*).

1.3.2.2. Dados ambientais e geográficos

A escolha das variáveis ambientais utilizadas para a etapa de modelagem da distribuição da população foi feita com base na biologia da espécie e conspicuidade da área de estudo, conforme apresentado na Introdução deste capítulo. Também foi

considerada a viabilidade na obtenção de dados em escala espacial e temporal apropriada para as características específicas deste estudo. Estas são:

a) Profundidade:

Para realizar esta análise deve-se utilizar um raster de profundidade da área de estudo com definição adequada para a escala da malha amostral adotada -1 km² - ou próxima disso, permitindo a interpolação dos dados. Na ausência destes, em agosto de 2016 foram coletados os dados de profundidade com uso de uma sonda ao longo de toda a área de estudo.

O estuário foi percorrido ao longo de seu curso e a cada segmento entre 1 e 2 km de distância o percurso foi interrompido. Para cada segmento foram coletadas profundidades de margem a margem em pontos distanciados em aproximadamente 100-150 m entre si. As distâncias não se mantiveram constantes, pois áreas com bancos de areia que apresentassem risco de encalhe foram evitadas.

Todas as medições foram corrigidas de acordo com as medições do nível do mar para Cananeia fornecidas pelo Laboratório de Dados Oceanográficos pertencente ao Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo (LabDados, IO - USP).

Com uso do programa computacional ArcMap® versão 10.2.1 (ESRI), foi gerado um raster de profundidades utilizando-se a ferramenta ‘interpolação por kernel com barreiras’, no qual as áreas de terra foram incorporadas ao procedimento como barreiras para a interpolação.

b) Distância de desembocadura de rios

Utilizando o mesmo programa computacional, foi calculada a distância do centroide de uma célula amostral até a desembocadura do rio mais próximo. Como a área de estudo é um estuário com uma ilha central (Ilha de Cananeia) e também promontórios e canais sinuosos, não foi utilizado o cálculo de distância Euclideana, mas um cálculo de distância baseado em um custo acumulado para o destino, no caso a desembocadura do rio mais próximo. Para este fim, utilizou-se a ferramenta ‘Cost Distance’ do pacote básico do programa ArcMap®.

Neste método, a distância mais curta ao destino é calculada utilizando-se como base um raster em que as porções de terra recebem um mesmo valor exorbitantemente

alto e porções de água recebem um mesmo valor mínimo. Desta forma, o software estima as distâncias entre os centroides e a desembocadura de rio mais próxima utilizando o caminho que compreenda somente as células de menor valor e, portanto, as áreas de água.

c) Distância de áreas urbanas

Para a presente análise foram consideradas áreas urbanas (I) o centro da cidade de Cananeia, na sua porção continental caracterizada pela balsa de Porto Cubatão, e insular caracterizada pelas balsas de Porto Cubatão e pela balsa entre a Ilha de Cananeia e Ilha Comprida, (II) a praia onde esta balsa atraca na Ilha Comprida, e (III) o bairro Agrossolar em Cananeia (Figura 2). Esta classificação baseou-se na grande concentração imobiliária e alto tráfego de embarcações motorizadas nas referidas localidades em relação ao restante da área de estudo.

Os cálculos de distâncias de área urbana foram realizados de acordo com o procedimento de distância baseada em um custo acumulado para o destino, descrito anteriormente para distâncias de desembocadura de rios.

d) Distância da Barra de Cananeia

No presente estudo a região da Barra de Cananeia deve ser interpretada também como a entrada do estuário e esta é a única conexão direta da área de estudo amostrada com o oceano (Figura 2).

Os cálculos de distâncias da Barra foram realizados de acordo com o procedimento de distância baseada em um custo acumulado para o destino, descrito anteriormente para distâncias de desembocadura de rios.

e) Ciclo de marés

Informações a respeito dos ciclos de marés foram obtidas a partir de dados do nível do mar para Cananeia fornecidos pelo LabDados, IO - USP. O laboratório forneceu dados sobre o nível do mar e os respectivos horários de monitoramento com intervalos de três minutos para todo o período de trabalho de campo. Estes valores foram convertidos para variações positivas e negativas em relação à média do nível do mar em Cananeia durante o período de estudo. Por conseguinte, para cada bloco de valores

positivos e negativos foram selecionados os horários correspondentes à variação máxima em módulo que se referem às marés alta e baixa, respectivamente.

Neste estudo, cada ciclo de marés foi considerado dividido em quatro fases subsequentes tendo em vista a direção e intensidade da corrente da maré: primeira enchente (E1), segunda enchente (E2), primeira vazante (V1), segunda vazante (V2). Sua relação ao ciclo é exibida na Figura 3.

Assumiu-se que em cada ciclo de marés as quatro fases correspondem a períodos proporcionalmente equivalentes. Assim, o horário de início da segunda vazante foi obtido a partir do horário mediano entre uma maré alta e sua subsequente maré baixa. Analogamente, o horário mediano entre uma maré baixa e sua subsequente maré alta corresponde ao início da segunda enchente. O início da primeira enchente e da primeira vazante, por sua vez, corresponde ao próprio horário de maré baixa e maré alta respectivamente (Figura 3). Este procedimento foi aplicado para todos os dados obtidos durante todo o período de estudo. Deste modo, obtiveram-se os horários de início das quatro fases da maré para cada ciclo de marés. Não houve distinção entre marés sizígias e marés de quadratura nas análises.

As informações foram analisadas juntamente com os dados dos horários de amostragem da área de estudo, pareando cada uma das células amostrais à sua respectiva fase da maré.

Figura 3 – Esquema ilustrativo do ciclo de marés e suas categorias utilizadas no presente estudo: primeira enchente (E1), segunda enchente (E2), primeira vazante (V1) e segunda vazante (V2).

Tabela 1 – Relação de variáveis explicativas e suas propriedades, utilizadas na construção de modelos de função de probabilidade de seleção de recursos por *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.

Variável	Abreviação	Tipo	Unidade	Escala espacial	Escala temporal
Profundidade	-	Contínua	m	0,1 - 0,3 km ²	-
Distância de desembocadura de rios	d_rio	Contínua	km	1 km ²	-
Distância de áreas urbanas	d_urb	Contínua	km	1 km ²	-
Distância da Barra de Cananeia	d_Barra	Contínua	km	1 km ²	-
Maré	-	Categórica	-	-	data:hora: minutos

Todas as variáveis contínuas foram centralizadas subtraindo dos valores originais as suas médias e dividindo pelo desvio padrão. Daqui em diante a nomenclatura “profundidade” “d_rio”, “d_urb” e “d_Barra” referem-se aos valores centralizados destas variáveis.

1.3.3 - Análise espacial

Os grupos amostrados em cada temporada foram plotados em mapa georreferenciado da área de estudo.

A partir destes registros, a área de uso dos grupos foi estimada com o uso de kernels fixos de densidade (KDE) do pacote de ferramentas “Home Range Tools”, versão 2.0.20 (RODGERS et al., 2015) para ArcGIS®. Adotou-se o método de ‘validação cruzada de quadrados mínimos’ (‘least squares cross-validation’, em inglês, abreviado aqui como LSCV) para estipular o parâmetro de suavização (‘bandwidth’, em inglês).

Este método foi escolhido por ser indicado como um dos mais eficientes e sensíveis aos núcleos de maior densidade (SEAMAN e POWELL, 1996), que quando

comparado com o método de “largura de referência” (‘reference bandwidth,’ em inglês), aplicado para definir áreas de uso de indivíduos de *S. guianensis* no mesmo estuário, geraram núcleos mais bem definidos, porém ainda maiores do que as áreas nucleares fragmentadas delineadas pelo mesmo método LSCV em kernels adaptativos (ver OSHIMA, 2011 e OSHIMA e SANTOS, 2016).

Isopletas com limites que incorporam 95% e 50% das avistagens foram delineadas e interpretadas respectivamente como área total de uso e áreas de maior intensidade de uso pela população.

As áreas dos polígonos delimitados pelas isopletas foram calculadas em quilômetros quadrados e em porcentagens do total da área de estudo. Comparações do tamanho destas áreas nas três temporadas do estudo foram realizadas utilizando-se o Teste qui-quadrado.

Os tamanhos dos grupos encontrados nas três temporadas de estudo foram descritos e avaliados utilizando-se o teste F para se verificar a homocedasticidade dos valores. Quando o teste não pode refutar a hipótese de homocedasticidade dos valores e o número amostral foi alto – superior a 100 - o Teste-t de Student foi utilizado para testar se ocorriam diferenças significativas nos tamanhos de grupo entre as temporadas.

1.3.4 - Modelagem estatística

1.3.4.1 - Exploração dos dados

Previamente à elaboração dos modelos estatísticos, os dados foram explorados e preparados para as etapas de ajuste de modelos. Neste momento:

- i. A presença de *outliers* na variável resposta ou nas variáveis explicativas foi verificada e extraída.
- ii. Verificou-se a ausência de colinearidade das variáveis explicativas utilizando análises gráficas, os coeficientes de correlações de Pearson e a análise do Fator de Inflação de Variância (VIF). Este fator indica o quanto a variância dos coeficientes de regressão estimados está inflada em comparação a quando as variáveis explicativas não são relacionadas linearmente. Foi adotado um valor limite de 3 para o VIF, segundo recomendado por Zuur et al. (2009).

1.3.4.2. Construção de modelos

Finalizada esta etapa exploratória foram utilizadas RSPFs mediante modelos aditivos generalizados. Neste estudo, uma unidade de recurso é entendida como uma unidade em duas dimensões caracterizada por sua localização espacial (células amostrais) e seu posicionamento temporal (ocasião amostral, ou seja, data e hora em que a célula foi amostrada). Sendo assim computa-se um total de 166 células x 55 ocasiões amostrais possíveis e, portanto, 9130 unidades.

Valendo-se da equação abaixo,

$$Y_{(i)} = \alpha + \beta_1 X_{1(i)} + \dots + \beta_q X_{q(i)} + f(X_{r(i)}) + \varepsilon_{(i)}$$

para todos os modelos assumiu-se:

- Y = presença/ausência de grupos de *S. guianensis*;
- X = conjunto das variáveis ambientais e geográficas descritas na secção 1.3.2 e possíveis interações entre estas;
- q = contador para variáveis incluídas nos modelos como termos lineares;
- β = coeficientes para as variáveis incluídas nos modelos como termos lineares;
- $f(X_r)$ = função suavizante, daqui em diante referida como ‘smoother’, para variáveis incluídas nos modelos como termos aditivos;
- i = contador da unidade de recurso;
- $\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$, i.e. resíduos com distribuição normal, média igual a 0 e variância σ^2 constante.

Para a construção dos modelos assumiu-se uma distribuição binomial devido a natureza binária das observações (1 para presença e 0 para ausência de grupos) e função de ligação da classe logit. Esta função transforma valores contínuos da probabilidade π , no intervalo [0, 1] à linha ajustada. A função é dada por:

$$\text{logit}(\pi) = \ln\left(\frac{\pi}{1-\pi}\right) = \ln(\pi) - \ln(1-\pi)$$

Assim, se π é a probabilidade de presença em um determinado evento i , então $\pi/(1 - \pi)$ correspondente à chance do mesmo. Logo logit da probabilidade é o logaritmo das chances de presença.

Regressões de polinômios cúbicos foram utilizadas para que os ‘smoothers’ fossem estimados. Em linhas gerais o ajuste do ‘smoother’ é feito a partir da repartição do gradiente da variável explicativa X em intervalos e, para cada intervalo, um polinômio cubico é ajustado com o uso de Mínimos Quadrados Ordinários (abreviado aqui como OLS a partir de ‘Ordinary Least Squares’ em língua inglesa) (Figura 4). O uso de OLS significa obter um ajuste de modo que a soma dos quadrados dos resíduos seja mínima.

Figura 4 – Imagem adaptada de Zuur et al. (2009), exemplificando o ajuste de um polinômio cubico em quatro intervalos de observações.

Todos os modelos foram construídos utilizando-se o pacote ‘mgcv’ (WOOD, 2011) disponível para o programa R versão 3.2.2 (R. Development Core Team, 2008). O pacote fornece o valor de graus de liberdade efetivos, referido aqui como edf do inglês ‘effective degrees of freedom’, sendo que valores altos de edf correspondem a ajustes altamente curvilíneos e valores próximos a 1 correspondem a curvas próximas a uma reta .

1.3.4.3 - Termos e interações inclusos

Todas as variáveis foram inclusas nas análises e testou-se a possível interação do efeito da distância da Barra de Cananeia e da distância da desembocadura de rios com a variável categórica maré, inclusa como um fator no modelo.

Um termo aditivo para a variação espacial das unidades foi adicionado a todos os modelos. Este termo compreende a um ‘smoother’ em duas dimensões delimitado pelas coordenadas geográficas dos centroides de cada unidade (i.e. a localização de cada célula amostral). O intuito deste artefato é computar a correlação espacial e portanto a dependência das observações no modelo e, desta forma, garantir o respeito à premissa de independência característica dos testes estatísticos realizados para a avaliação dos modelos e seus parâmetros (WOOD 2006, ZUUR et al., 2009a).

1.3.4.4 - Seleção de modelos

Os modelos foram selecionados segundo o seu valor associado de AIC. O método permite verificar o quão ajustado o modelo está aos dados, ou seja, a sua verossimilhança, concomitantemente à penalização pelo número de parâmetros estimados (k) no modelo. O valor de AIC é calculado pela seguinte equação:

$$AIC = 2k - 2 \log(\text{verossimilhança maximizada})$$

O modelo com menor valor de AIC é selecionado, tido como o mais parcimonioso e que melhor se ajusta aos dados. Modelos que apresentem até duas unidades de AIC a mais que o modelo selecionado, pelo acréscimo de um parâmetro estimado a mais - ou $\Delta AIC = 4$ com o acréscimo de dois parâmetros e assim por diante - de fato não podem ser considerados verdadeiramente modelos competitivos (JOHNSON e OMLAND, 2004; ARNOLD, 2010).

A significância dos coeficientes paramétricos do modelo final foi testada a partir do Teste-T de Student e do Teste qui-quadrado. No primeiro testa-se se o coeficiente estimado pode ser igual a zero. Quanto maior a probabilidade associada ao teste maior a chance de que este coeficiente seja igual a zero. Já o segundo teste é incorporado à análise de variância do modelo (ANOVA) e possui a mesma hipótese nula de que o valor do coeficiente possa ser igual a zero e, portanto, não significativo.

A significância dos termos não paramétricos e, portanto, aditivos do modelo final foi testada utilizando-se testes Wald que, na função ANOVA aplicada para modelos aditivos, realiza um cálculo análogo ao Teste de qui-quadrado para termos paramétricos.

A primeira etapa de seleção de modelos visou à escolha de quais termos deveriam ser inclusos em sua forma linear ou aditiva através de ‘smoothers’. Nesta etapa foram ajustados múltiplos modelos e, em cada modelo, uma variável foi inclusa como termo linear e todas as outras variáveis apresentavam-se como termos aditivos. As variáveis foram selecionadas em sua forma linear ou aditiva de acordo com valores de AIC estimados para os modelos.

Na segunda etapa os modelos foram criados e selecionados utilizando-se um método ‘stepwise’. Partindo-se de um modelo global, o mais completo contendo todas as variáveis e as interações testadas, o termo menos significativo foi eliminado e um novo modelo foi então ajustado. Caso este novo modelo obtivesse um valor de AIC mais baixo ao anterior a variável era descartada, caso contrário era mantida. Este processo foi repetido até se obter um modelo em que todos os termos apresentassem coeficientes significativos, de forma que a retirada de qualquer um deles provocasse aumento no valor de AIC estimado. A função ‘step’ disponível para o programa R realiza esta escolha ‘stepwise’ de modelos automaticamente, todavia esta função não é disponível para modelos aditivos e, portanto, suas etapas foram realizadas manualmente.

1.3.4.5 - Validação do modelo final

O modelo final selecionado foi então testado e validado de acordo com sua curva Característica de Operação do Receptor (ROC – em inglês ‘Receiver Operating Characteristic’). Por definição a curva ROC projeta a taxa de positivos verdadeiros ou a sensibilidade das predições do modelo (i.e. a proporção de presenças corretamente classificadas) versus a taxa de falsos positivos ou a especificidade (i.e. a proporção de presenças classificadas erroneamente). A partir da curva ROC, a área abaixo da curva (AUC) foi calculada, e pode ser utilizada como um Teste de Aderência (‘Goodness of Fit’, em língua inglesa) não paramétrico do modelo final.

O mecanismo conhecido como ‘bootstrapping’ foi utilizado para estimar o intervalo de confiança de 95% do valor calculado de AUC a partir de 2000 reamostragens. Neste caso, tais propriedades podem ser estimadas a partir de uma amostra de distribuição semelhante aos dados coletados. Para que isso seja possível, são realizadas numerosas reamostragens dos dados, com reposição, obtendo-se assim um valor estimado para cada amostragem. A partir deste conjunto de valores estimados é calculada a variância e intervalos de confiança.

A possível presença de autocorrelação temporal no modelo final foi avaliada com o uso de gráficos de autocorrelação dos resíduos, ACF, e de autocorrelação temporal parcial pACF. Neste caso assumem-se os resíduos como estacionários e calcula-se a correlação entre o erro no momento “s” e o erro no momento “s + t”, onde “t” é o intervalo na serie temporal. Portanto, os resíduos são separados em t unidades de intervalo e agregados para que se calcule o valor de ACF. O valor da correlação para a primeira observação será sempre igual a um e a ausência de autocorrelação temporal pode ser observada quando os valores de correlação não superam seu limite de 95% do intervalo de confiança.

Todas as etapas de análises espaciais foram realizadas com o uso do programa computacional ArcGIS® versão 10.2 (ESRI) e R versão 3.2.2 (R Core Team, 2008). Os pacotes utilizados foram: ‘ggplot2’ para análises gráficas (WICKHAM, 2009), ‘mgcv’ para construção de modelos aditivos generalizados (WOOD, 2000), ‘MuMIn’ para seleção de modelos (BARTON, 2016), ‘pROC’ para curvas ROC e cálculo de AUC (ROBIN et al., 2011) e ‘stats’ para funções estatísticas básicas como testes T, qui-quadrado e ANOVA (R Core Team, 2013). Para todos os testes foi adotado um valor de significância de $p < 0,05$.

1.4 – RESULTADOS

1.4.1 - Distribuição da população

Entre o verão de 2015 e verão de 2016 totalizaram-se 103 dias de trabalho de campo investidos na amostragem dos grupos de *S. guianensis* (Tabela 2). Durante a primeira, segunda e terceira temporadas de campo foram localizados respectivamente, 369, 403 e 367 grupos, formando um total de 1139 grupos contemplados nas análises.

Mapas contendo todos os locais de avistamento de grupos por temporadas podem ser encontrados no Apêndice I.

Tabela 2 – Resumo dos esforços de observação de botos-cinza, *Sotalia guianensis*, no estuário de Cananeia entre os anos de 2015 e 2016.

Temporada	Num. de dias em esforço embarcado	Num. de ocasiões amostrais	Num. de grupos amostrados
Verão/2015	32	19	369
Inverno/2015	39	18	403
Verão/2016	32	18	367
Total	103	55	1139

Considerando as três temporadas de trabalho em campo, a área utilizada pelos grupos de botos, delimitada pela isopleta de 95% do kernel fixo, abrangeu toda a região de estudo até 10 km antes do limite norte da área de estudo, definido pela Pedra do Tombo. Os fragmentos delimitados pela isopleta de 95% mais próximos ao limite norte (até 20 km de distância da Pedra do Tombo) obtiveram áreas menores em relação aos fragmentos no resto da área de estudo. Destes fragmentos, nenhum ultrapassou 0,6 km², correspondendo a fragmentos com menos de 1% da área total delimitada pela isopleta.

A área total delimitada pela isopleta de 50% foi de 19,1 km², que representa 20,4% da área total de estudo. Esta mancha compreendeu fragmentos espalhados a partir da região conhecida como Saco Grande, a 2 km de distância do vilarejo de Juruvaúva, em direção sul, contornando a Ilha de Cananeia até a altura do Porto Cubatão (Figura 8).

Nos verões de 2015 e 2016 foi observado 20% de sobreposição dos núcleos da área utilizada pela população, delimitados pela isopleta de 50%. No inverno de 2015 houve, respectivamente, 23% e 21% de sobreposição em relação ao verão de 2015 e de 2016 (Figuras 5 a 7). A área delimitada pela isopleta de 95% em ambos os verões não ultrapassou 70 km². No inverno os grupos ocuparam uma área total de 77 km² e não foram encontradas diferenças significativas nos tamanhos das áreas utilizadas pela população entre as três temporadas (kernel 95%: $\chi^2(2) = 1,39$ $p = 0,49$; kernel 50%: $\chi^2(2) = 5,16$ $p = 0,075$).

Figura 5 – Distribuição da densidade de grupos de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia durante o verão de 2015.

Pontos de referência para Figuras 5 a 8: 1 – Saco do Mandira, 2 – Balsa Ilha de Cananeia – Ilha Comprida, 3 – Bairro Agrossolar (Cananeia), 4 – Vilarejo Juruvaúva (Ilha Comprida), 5 – Vilarejo Pedrinhas (Ilha Comprida), 6 – Balsa Ilha de Cananeia – Continente.

Figura 6 - Distribuição da densidade de grupos de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia durante o inverno de 2015.

Figura 7 - Distribuição da densidade de grupos de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia durante o verão de 2016.

Figura 8 - Distribuição da densidade de grupos de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.

1.4.2 - Tamanho de grupos

Durante o estudo, o tamanho dos grupos encontrados variou de 1 a 60 indivíduos (média: 8 ± 7 ; $n = 1139$) e não houve diferenças significativas no tamanho médio dos grupos entre as temporadas (Tabela 3).

Tabela 3 – Tamanho dos grupos de *Sotalia guianensis* amostrados no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016 e valores de testes T comparando as médias para as temporadas de estudo.

Temporada	Média $\pm$ sd	Teste -t	Teste- t
		Temporada X Verão 2015	Temporada X Inverno 2015
Verão/2015	8 ± 7	-	-
Inverno/2015	8 ± 7	$t(767) = 1,0; p = 0,30$	-
Verão/2016	7 ± 7	$t(729) = 0,77; p = 0,44$	$t(760) = 1,76; p = 0,08$

1.4.3 - Modelagem estatística

1.4.3.1 - Verificação de colinearidade

Nas etapas de exploração dos dados observou-se significativa colinearidade entre a variável d_{urb} e a variável d_{rio} ($r=0,8$, $gl=8548$, $p < 0,01$). Outras associações entre as variáveis não apresentaram coeficientes de correlação maiores que 0,6 (Figura 9).

Os valores de fatores de inflação de variância (VIF) para as variáveis contínuas profundidade, d_{urb} , d_{Barra} e d_{rio} foram respectivamente 1,6 ; 2,9 ; 1,8 e 2,4.

Sendo assim, todas as etapas seguintes de construção e seleção de modelos foram repetidas duas vezes, na primeira sem a utilização da variável d_{urb} e na segunda sem a utilização da variável d_{rio} , para que ambas nunca ocorressem em um mesmo modelo.

Figura 9 - Gráfico em pares contendo todas as variáveis testadas nos modelos de ocupação de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016. O painel superior contém os coeficientes de correlação de Pearson. O painel diagonal contém os histogramas de observações de cada variável. O painel inferior contém gráficos de dispersão de pontos e a respectiva linha de tendência entre as variáveis.

1.4.3.2 - Seleção de termos aditivos

De acordo com os valores de AIC e análises gráficas foi mantido no modelo global o ‘smoother’ para profundidade, além do ‘smoother’ para o termo de coordenadas geográficas (Tabela 4).

Tabela 4 - Seleção de termos lineares no modelo global de probabilidade de presença de *S. guianensis* referente ao estuário de Cananeia no período entre 2015 e 2016.

Termo linear	df	logLik	AIC	Δ AIC
<i>descartando variável d_urb</i>				
nenhum (todos <i>smoothers</i>)	51	-2738,13	5579,02	0
d_rio x maré	44	-2747,08	5583,88	4,86
d_Barra x maré	45	-2746,46	5583,89	4,87
profundidade	44	-2790,04	5669,47	90,45
<i>descartando variável d_rio</i>				
d_urb	47	-2746,96	5590,12	0
nenhum (todos <i>smoothers</i>)	47	-2746,96	5590,13	0,01

1.4.3.3- Seleção de modelos

A seleção ‘stepwise’ de modelos descartando a variável distância de áreas urbanas foi concluída em quatro etapas. Partindo do modelo global, foram adequados mais quatro modelos. São estes referidos aqui como gamR2, gamR3, gamR4 e gamR5 e suas expressões estão descritas na Tabela 5. O modelo global não é apresentado na tabela de competição de modelos, pois este diferiu somente 1,9 unidades de AIC do modelo de menor AIC. O modelo selecionado nesta etapa foi o modelo identificado como gamR2 que inclui os ‘smoothers’ para coordenadas geográficas e profundidade, e os termos lineares distância de rios, distância da Barra de Cananeia, o fator maré e a interação entre estes dois últimos termos.

A segunda fase de seleção de modelos descartou a variável distância de rios e foi concluída também em quatro etapas de adequação e seleção ‘stepwise’ de modelos, totalizando 4 modelos gerados nesta fase, além do modelo global. São estes referidos aqui como gamU7, gamU8, gamU9, gamU10 e nesta fase o modelo gamU6 corresponde

ao modelo global, suas expressões estão descritas na Tabela 5. O modelo gamU9 foi selecionado e inclui os ‘smoothers’ para coordenadas geográficas e profundidade e os termos lineares distância da Barra de Cananeia, fator maré e a interação entre estes dois últimos. A variável distância de áreas urbanas não foi selecionada nesta etapa e, portanto, o modelo final corresponde ao modelo gamR2 (AIC=5585,91) (Tabela 6).

Tabela 5 – Lista de modelos concorrentes de funções de probabilidade de seleção de recursos por *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.

Nome do modelo	Expressão
gamR2	$Pres_i = \alpha + f(\text{longitude}_i, \text{latitude}_i) + f(\text{profundidade}_i) + \beta_1 (d_Barra_i) + \text{fator}(\text{maré}_i) + \beta_2 (d_Barra_i) \times \text{fator}(\text{maré}_i) + \beta_3 (d_rio_i) + \varepsilon_i$
gamR3	$Pres_i = \alpha + f(\text{longitude}_i, \text{latitude}_i) + f(\text{profundidade}_i) + \beta_1 (d_Barra_i) + \beta_2 (d_rio_i) + \varepsilon_i$
gamU6	$Pres_i = \alpha + f(\text{longitude}_i, \text{latitude}_i) + f(\text{profundidade}_i) + \beta_1 (d_Barra_i) + \text{fator}(\text{maré}_i) + \beta_2 (d_Barra_i) \times \text{fator}(\text{maré}_i) + \beta_3 (d_urb_i) + \varepsilon_i$
gamR4	$Pres_i = \alpha + f(\text{longitude}_i, \text{latitude}_i) + f(\text{profundidade}_i) + \beta_1 (d_Barra_i) + \text{fator}(\text{maré}_i) + \beta_2 (d_Barra_i) \times \text{fator}(\text{maré}_i) + \varepsilon_i$
gamU9	$Pres_i = \alpha + f(\text{longitude}_i, \text{latitude}_i) + f(\text{profundidade}_i) + \beta_1 (d_Barra_i) + \text{fator}(\text{maré}_i) + \beta_2 (d_Barra_i) \times \text{fator}(\text{maré}_i) + \varepsilon_i$
gamU8	$Pres_i = \alpha + f(\text{longitude}_i, \text{latitude}_i) + f(\text{profundidade}_i) + \beta_2 (d_urb_i) + \varepsilon_i$
gamU7	$Pres_i = \alpha + f(\text{longitude}_i, \text{latitude}_i) + f(\text{profundidade}_i) + \beta_1 (d_Barra_i) + \beta_2 (d_urb_i) + \varepsilon_i$
gamR5	$Pres_i = \alpha + f(\text{longitude}_i, \text{latitude}_i) + \beta_1 \times d_Barra_i + \text{fator}(\text{maré}_i) + \beta_2 \times d_Barra_i \times \text{fator}(\text{maré}_i) + \beta_3 \times d_rio_i + \varepsilon_i$
gamU10	$Pres_i = \alpha + f(\text{longitude}_i, \text{latitude}_i) + f(\text{profundidade}_i) + \beta_1 (d_Barra_i) + \text{fator}(\text{maré}_i) + \beta_2 (d_Barra_i) \times \text{fator}(\text{maré}_i) + \varepsilon_i$
gamN.2	$Pres_i = \alpha + f(\text{longitude}_i, \text{latitude}_i) + \varepsilon_i$
gamN	$Pres_i = \alpha + \varepsilon_i$

Tabela 6 – Seleção de modelos de funções de probabilidade de seleção de recursos de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016. A Tabela exibe parâmetros estimados nos diversos modelos e relaciona os termos presentes em cada modelo, o número de graus de liberdade dos modelos de acordo com os parâmetros estimados, a verossimilhança do modelo, seu AIC, o valor de Δ AIC e o peso relativo do modelo em relação aos demais modelos concorrentes.

Nome do modelo	s(ce _l _long, ce _l _lat)	s(profundidade)	d_rio	d_Barra	maré	d_Barra x maré	d_urb	Graus de liberdade	Verossimi lhança do modelo	AIC	Δ AIC	Peso relativo do modelo
gamR2	+	+	+	+	+	+	-	41	-2751,50	5585,91	0	0,85
gamR3	+	+	+	+	-	-	-	35	-2759,51	5589,70	3,78	0,13
gamU6	+	+	-	+	+	+	+	38	-2758,73	5595,82	9,91	0,01
gamR4	+	+	-	+	+	+	-	38	-2758,98	5595,92	10,01	0,01
gamU9	+	+	-	+	+	+	-	38	-2758,98	5595,92	10,01	0,01
gamU8	+	+	-	-	-	-	+	32	-2766,44	5598,71	12,80	0
gamU7	+	+	-	+	-	-	+	32	-2766,72	5599,64	13,73	0
gamR5	+	-	+	+	+	+	-	34	-2861,52	5792,04	206,13	0
gamU10	+	-	-	+	+	+	-	32	-2872,83	5810,06	224,14	0
gamN.2	+	-	-	-	-	-	-	26	-2881,27	5816,44	230,53	0
gamN	-	-	-	-	-	-	-	1	-3095,12	6192,24	606,33	0

1.4.3.4 – O modelo final e sua validação

Todos os coeficientes do modelo final gamR2, com exceção da variável categórica maré, apresentam valores significativos (Tabela 7). Todavia, foi significativa a interação entre maré e d_barra ($p=0,01$) e tal interação exige que termos para ambas variáveis sejam incluídos no modelo além de suas interações.

Ambos os termos lineares, distância da Barra de Cananeia e distância de rios, apresentam coeficientes angulares negativos e seu impacto na probabilidade de presença de *S. guianensis* pode ser observado na inclinação das linhas de tendência ajustadas nas figuras 10 A e 10 B.

As Figuras 11 e 12 mostram como os termos aditivos impactam as probabilidades de presença. Pode-se observar, a partir da Figura 11 e do respectivo valor de edf que o ‘smoother’ para as coordenadas geográficas apresenta-se altamente curvilíneo (edf=23,52), demonstrando o impacto da correlação espacial. O ‘smoother’ de profundidade também apresenta curvas bem delineadas e intervalo de confiança estreito para maior parte de seu desempenho (edf=8,81).

Figura 10 - Visualização gráfica do ajuste do termo linear de distância da Barra de Cananeia (centralizada) (A) e do termo linear de distância de rios (centralizada) (B) no modelo final, gamR2, de função de probabilidade de seleção de recursos por *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.

Figura 11 - Visualização gráfica do ajuste do termo aditivo de duas dimensões para latitude e longitude dos centroides das células amostrais no modelo gamR2 de função de probabilidade de seleção de recursos por *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.

Figura 12 - Visualização gráfica do ajuste do termo aditivo de profundidade (centralizada) nas unidades amostrais no modelo gamR2 de função de probabilidade de seleção de recursos por *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.

Tabela 7 – Relação de coeficientes paramétricos e ‘smoothers’ de termos aditivos e seus respectivos níveis de significância no modelo selecionado, gamR2, de função de probabilidade de seleção de recursos de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016 .

Coeficientes paramétricos					Teste ANOVA		
	Valor estimado	Erro padrão	Valor da estatística Z	Pr(>(z))	Graus de liberdade	x ²	Valor de p
Intercepto	-2,32	0,07	-31,55	< 2 ⁻¹⁶	-	-	-
d_rio	-1,91	0,60	-3,14	< 0,01	1	9,90	< 0,01
d_Barra	-0,99	0,34	-2,88	< 0,01	1	8,32	< 0,01
maré E2	-0,06	0,09	-0,64	0,51	(fator maré) = 3	(fator maré) = 0,88	(fator maré) = 0,82
maré V1	-0,08	0,11	-0,74	0,47			
maré V2	-0,08	0,11	-0,74	0,45			
d_Barra : maré E2	0,32	0,10	3,00	< 0,01	(interação)= 3	(interação)= 10,49	(interação)= 0,01
d_Barra : maré V1	0,28	0,13	2,13	0,03			
d_Barra maré V2	0,12	0,13	0,90	0,36			
Termos aditivos					Teste ANOVA		
Graus de liberdade efetivos (edf)						x ²	Valor de p
s(ce _l _lat, ce _l _long)		23,52				131,5	1,04 ⁻¹⁵
s(profundidade)		8,71				199,4	< 2 ⁻¹⁶

O valor da área abaixo da curva (AUC) computado para o modelo final, gamR2, foi de 0,73 (IC 95%: 0,72-0,75). O desempenho do modelo de acordo com a curva ROC pode ser visualizado na Figura 13.

Figura 13 – Curva ROC - ‘Receiver Operating Characteristic’ (ou COR – Característica de Operação do Receptor) para o modelo gamR2 de função de probabilidade de seleção de recursos por *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.

Os resultados das funções de autocorrelação (ACF) dos resíduos do modelo final e de autocorrelação parcial (pACF) dos resíduos não mostram indícios de que possa ocorrer correlação nos diferentes intervalos da série temporal (Figura 14).

Figura 14 – Gráfico de autocorrelação temporal para os resíduos do modelo gamR2 de função de probabilidade de seleção de recursos por *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016. À esquerda o gráfico de ACF temporal e à direita o gráfico de pACF. Em ambos os gráficos o eixo x denota os intervalos temporais e os eixo y o grau de correlação, as linhas pontilhadas delimitam intervalos de confiança de 95%.

1.5 DISCUSSÃO

Compreender padrões de distribuição de cetáceos e sua possível relação com aspectos bióticos e abióticos requer que cuidados essenciais sejam tomados antecipadamente às coletas e análises de dados. Esta etapa primordial parte, sobretudo, da delimitação precisa da questão ecológica que se busca responder. A partir desta, outras características fundamentais do estudo podem ser estipuladas: a extensão de área de estudo que contemple a questão, o delineamento amostral ótimo que permita alcançar uma resposta com o mínimo possível de viés e a escolha de variáveis explicativas relevantes ao contexto ecológico específico. A escolha da metodologia de análise espacial e estatística será consequente a estas características do estudo. Portanto devem estar ajustadas às suas especificidades e limitações. Somente a atenção a cada uma destas etapas garante confiabilidade aos resultados e permite maior poder de interpretação biológica.

Este estudo partiu de duas questões básicas: (i) será a distribuição espacial da população de *S. guianensis* no estuário de Cananeia uniforme? (ii) Será possível avaliar características ambientais mais fortemente associadas à probabilidade de presença de grupos de botos e portanto à seleção do habitat por esta população ?

Lele et al. (2013) enfatizaram a importância de se compreender em que cenário conceitual cada estudo está inserido para que ocorra o emprego da terminologia correta. Isso porque diversas terminologias denotam unidades amostrais e probabilidades que, apesar de relacionadas, são distintas, de fácil equívoco e que dialogam com diferentes abordagens ecológicas. Sendo assim, foram utilizadas funções de probabilidade de seleção de recursos para verificar a probabilidade de ocupação pelos animais dada as características ambientais. Deduz-se que para uma unidade ser ocupada, primeiramente ela deve ser encontrada e, então, de acordo com suas características, ela será ou não selecionada pelo organismo. Ou seja, em última análise a probabilidade de ocupação de uma unidade é relacionada às suas características ambientais juntamente com sua localização no espaço geográfico. Portanto, as perguntas postuladas neste estudo foram abordadas ao estimar qual a probabilidade de que uma unidade seja selecionada pelos indivíduos, dado que esta é encontrada pelos mesmos. Para que inferências biológicas sejam feitas de forma sensata é importante atentar para a cadeia de relações entre estes conceitos.

Não é possível assumir que a probabilidade de encontro de uma unidade seja negativamente relacionada à sua distância da entrada do estuário ou outro ponto referencial, pois mesmo que exista uma maior concentração de grupos avistados próximos à determinadas regiões do estuário, análises individuais (ver Cap. 2 e OSHIMA e SANTOS, 2011 e 2016) revelam que isto não é um preceito para todos os indivíduos. Sendo assim, ainda que as estimativas de probabilidade de ocupação de uma determinada unidade obtidas neste estudo não permitam distinguir entre suas componentes de probabilidade de encontro e probabilidade de seleção, os resultados podem ser discutidos em âmbito de seleção de habitats por *S. guianensis* uma vez que deve se considerar sua capacidade de deslocamento ao longo de todo o estuário em curtos intervalos de tempo, e a ausência de barreiras naturais ou limites fisiológicos.

O número de grupos amostrados utilizados em estudos recentes de distribuição de odontocetos envolvendo técnicas semelhantes de modelos aditivos para RSPFs e RSFs, varia exorbitantemente - e.g. 101 grupos (VIDDI et al., 2010, monitoramento de cetáceos a partir de embarcações comerciais), 56 grupos (PIROTTA et al. 2011, monitoramento embarcado de cachalotes, *Physeter macrocephalus*), 592 grupos (PANIGADA et al., 2008, monitoramento embarcado de golfinho-listrado, *Stenella coeruleoalba*). Tais variações podem ser atribuídas a parâmetros demográficos da própria população estudada, quantidade e intensidade de esforços de observação, as metodologias de amostragem utilizadas, entre outras variáveis. No presente trabalho um total de 1139 grupos de *S. guianensis* foi amostrado, indicando robustez no ponto de partida para se enveredar na aplicação de modelos aditivos visando a melhor compreensão de aspectos envolvendo o uso de área.

A análise comparativa entre as três temporadas de coletas revelou não somente uma forte semelhança nos padrões de adensamento espacial dos grupos de botos como no número de indivíduos por grupo. Sabe-se que o número de indivíduos residentes na área de estudo pode afetar os resultados de probabilidades de ocupação. Quanto maior o número de indivíduos, evidentemente a probabilidade de ocupação de uma unidade torna-se próxima a 1, mesmo que a probabilidade de seleção seja baixa (LELE et al., 2013). A estimativa mais recente do tamanho populacional de *S. guianensis* no estuário de Cananeia corresponde a cerca de 384 a 430 indivíduos, reportadas para as mesmas temporadas do presente estudo (MELLO, 2016). As informações – tamanho da área de uso e sua distribuição, estimados a partir dos kerneis populacionais reportados neste

estudo, consistência no tamanho de grupos entre as temporadas e o tamanho populacional reportado por Mello (2016) também consistente nas três temporadas - servem de indício para que os dados fossem modelados em sua totalidade sem distinções entre as temporadas. Isto permitiu a inclusão nos modelos de um número alto de “presenças”, aumentando a capacidade de se estimar uma maior quantidade de parâmetros com robustez.

Além disso, as estimativas de tamanho populacional auxiliam na resolução do impasse apresentado anteriormente em não ser possível descontar a componente probabilística de encontro de uma determinada unidade. A média da estimativa de 409 indivíduos (MELLO, 2016), de grande mobilidade encontrados em uma área de aproximadamente 132 km² representam um valor de densidade de aproximadamente 3 indivíduos/km². Portanto pequenas variações nas probabilidades geradas pelos modelos podem significar relativamente altas variações nas probabilidades de seleção por aquele recurso, tornando a probabilidade de encontro de uma unidade menos impactante nas interpretações biológicas (LELE et al., 2013).

O desenho amostral do presente estudo foi adequado tendo em vista os objetivos do estudo e os limites conceituais descritos. Sendo assim, uma unidade amostral é definida pela localização de uma célula amostral juntamente com um fator temporal, caracterizado pelo estado de maré no momento em que a unidade foi amostrada. Optou-se por estipular células de 1 km² para que a estratificação das variáveis explicativas fosse notável ao mesmo tempo que permitisse a percepção do contraste entre presenças e ausências dos botos. Outros estudos de modelagem de ocupação por pequenos odontocetos (e.g. VIDDI et al., 2010: *Tursiops truncatus* região dos Fiordes Chilenos, Chile ; PIROTTA et al., 2015: *Tursiops truncatus* na baía Moray Firth, Escócia) também utilizaram malhas amostrais de 1 km² em áreas estuarinas ou de águas protegidas. Este cuidado pode ser determinante em análises de seleção de habitat, alterando os resultados dos coeficientes estimados pelos modelos. Células com menor extensão, por exemplo, resultariam em uma multiplicação das “ausências” no banco de dados, o que de certa forma supervaloriza as “presenças” e suas características espaciais/ambientais associadas às respectivas unidades. Como consequência pode-se esperar que a significância dos coeficientes das variáveis paramétricas fosse aumentada. É comum em estudos onde se obtêm muitas “ausências” que os valores das

probabilidades associadas aos coeficientes sejam infinitamente menores que 0,01 (MARTIN et al., 2005).

É essencial a qualquer estudo ecológico de ocupação espacial por organismos que a interpretação da influência dos parâmetros testados respeite as premissas dos testes associados a seus coeficientes. Torna-se imprescindível que, quando estudos de seleção de habitat são realizados com base em dados de distribuição espacial dos indivíduos e grupos, que se atente para a possível dependência espacial dos dados; e aqui este cuidado foi adotado ao incorporar o termo para coordenadas geográficas nos modelos. Pirotta et al. (2011) também utilizaram esta abordagem para modelar a distribuição espacial de cachalotes, porém com ‘smoothers’ separados para latitude e longitude. No presente estudo optou-se por utilizar um termo em duas dimensões, pois existe uma alta correlação entre a longitude e a distância da entrada do estuário, e a incorporação dos termos para latitude e longitude isoladamente poderia invalidar os modelos.

Por outro lado, resultados dos gráficos ACF e pACF indicaram pouca razão para incluir uma estrutura de correlação temporal nos dados tendo em vista a delimitação dos resíduos do modelo final pelo intervalo de confiança de 95%. É importante que os modelos sejam utilizados para servir às análises e suas hipóteses *a priori* e não limita-las ou invalidar sua interpretação. Negligenciar possíveis correlações espaciais, temporais ou de qualquer outra natureza poderia diminuir significativamente não somente o poder de explicação como de predição dos modelos.

As etapas de validação de modelos ecológicos dão respaldo às inferências biológicas decorrentes destes e permitem acessar a confiabilidade de suas predições (e.g. WOOD, 2006; ZUUR et al., 2009c). A literatura a respeito de validação de modelos logísticos como funções de probabilidade de seleção de recursos é vasta e não existe consenso na melhor metodologia de validação. Todavia existe consenso de que há limitações inerentes a cada método (RYKIEL, 1996; FIELDING e BELL, 1997; BOYCE et al., 2002; ALLISON, 2014). Zuur et al. (2007) enfatizaram o poder informativo da validação gráfica dos modelos, porém explicitaram suas limitações para distribuições binomiais, quando a visualização gráfica da distribuição de seus resíduos pode ser pouco informativa. Em um relatório recente, Allison (2014) reportou testes existentes para que modelos logísticos possam ser avaliados. No presente estudo optou-

se por utilizar a curva ROC por se tratar de uma métrica menos baseada em testes de hipóteses, e que pudesse ser aplicada às características dos modelos ao mesmo tempo que fosse robusto o suficiente para validá-los e até mesmo permitir que seu poder de predição fosse acessado mesmo quando não fosse esse o objetivo principal do estudo (BOYCE et al., 2002). Além disso, é crescente o número de trabalhos que relatam os valores das áreas abaixo da curva ROC, AUC, permitindo comparações entre o desempenho dos modelos e inferências sobre sua robustez (MEYER e THUILLER, 2006). Neste estudo o modelo final atingiu um valor de AUC de 0,73 (IC 95% : 0,71 – 0,75) o que pode ser recebido como um ótimo desempenho do modelo (BOYCE et al., 2002), sobretudo por se tratar de dados em um ambiente altamente complexo e dinâmico, validando e dando respaldo explicativo às variáveis selecionadas neste modelo final. Um valor de AUC próximo a este foi também obtido por Pirotta et al. (2011) ao validarem os modelos logísticos de distribuição de cachalotes.

Independente da estratégia de construção e seleção de modelos adotada pelos pesquisadores é importante que seja mantida coerência entre elas além de atenção ao princípio de parcimônia e ao conhecimento biológico a respeito do sistema de estudo e a finalidade do estudo. É comum que pesquisadores optem por construir modelos com todas as combinações possíveis entre as variáveis e comparem os valores de AIC entre todos eles. Atualmente, algumas funções em pacotes estatísticos automatizam esta construção ‘desorientada’ de modelos. Entretanto, fica claro que esta escolha tira a importância do trabalho de pesquisador e conhecedor sobre o sistema em se elaborar modelos plausíveis. Arnold (2010) considerou que discutir todas as combinações de variáveis possíveis pode ser uma opção interessante quando o intuito do estudo, por exemplo, for o de gerar mapas preditivos. Nestes casos também se justifica o balanço entre a importância dos modelos competidores, conhecido como ‘model averaging’, onde os coeficientes das variáveis são calculados com base em todos os modelos competidores e seus pesos relativos (JOHNSON e OMLAND, 2004). Como neste estudo o intuito é avaliar as probabilidades de seleção de um habitat, a partir da influência das variáveis associadas ao mesmo, optou-se por descartar variáveis não informativas ao competir os modelos, utilizando-se um método ‘stepwise’ para adequação e seleção de modelos. Esta foi outra alternativa apresentada por Arnold (2010), uma vez que a inclusão de modelos com parâmetros não informativos na tabela competitiva pode gerar ruídos no cálculo do peso relativo dos modelos.

Entretanto, comum às variadas estratégias de seleção de modelos há o risco de que variáveis pouco informativas sejam selecionadas no modelo final devido ao viés gerado pela falta de réplicas (BURNHAM e ANDERSON, 2002). Supondo um universo de 1.000 modelos possíveis e sua distribuição normal o modelo ótimo estaria exatamente na média desta distribuição. A inclusão destas variáveis não informativas estaria verdadeiramente nas bordas de 5% e 10% de ocorrência nesta distribuição de modelos, mas mesmo assim poderiam ser selecionadas, sem que os pesquisadores pudessem tomar conhecimento (BURNHAM e ANDERSON, 2002). Neste caso, pode-se inferir um sobreajuste ou ‘overfitting’ de um modelo que verdadeiramente não corresponde ao modelo ótimo. Isto pode ser comum em estudos com baixo número de observações em relação ao número de variáveis testadas. Todavia, acredita-se que as análises neste estudo estiveram distantes destes riscos por três razões principais: (i) o alto número de observações (n=1139 grupos amostrados), (ii) o relativo baixo número de variáveis testadas graças à priorização de variáveis coerentes com a geografia local, e (iii) o embasamento teórico apoiado por estudos anteriores para discutir e validar a influência de cada uma das variáveis selecionadas.

A preferência de *S. guianensis* por faixas de profundidades varia entre diferentes localidades de estudo. Existem registros da espécie em profundidades inferiores a 5 m (e.g. LODI, 2002; AZEVEDO, 2007; WEDEKIN, 2010) enquanto que observações também foram feitas em profundidades de mais de 30 m (SIMÃO e POLLETO, 2002; AZEVEDO, 2007). Ainda que a espécie pareça ter preferência por águas rasas entre 2 e 10 m de profundidade (DA SILVA, 2010), a relação entre a profundidade e a presença de grupos de *S. guianensis* provavelmente é delineada por variados motrizes ecológicos de acordo com as localidades, como a preferência alimentar por presas pelágicas ou demersais. Além disso, a profundidade também pode estar associada a padrões de movimentação de indivíduos, que pode levar a diferentes formas de encontrar recursos e, portanto, distintas probabilidades de ocupação (BRILLINGER et al., 2001). Flores e Bazzalo (2004) observaram que na Baía Norte, em Santa Catarina, a movimentação de indivíduos esteve relacionada com o contorno da faixa de profundidade de 3 m, indicando que indivíduos de *S. guianensis* possam guiar seu deslocamento ao longo de isóbatas como descrito para outras espécies de pequenos odontocetos - e.g. *T. truncatus* no Golfo de San José, Argentina (WÜRSIG e WÜRSIG, 1979).

Os resultados aqui apresentados permitem a constatação de uma relação altamente não linear entre a variação de profundidade e a probabilidade de ocupação por *S. guinensis* (edf=8,81, Figura 12). ‘Smoothers’ muito curvilíneos podem ser resultado não somente de diferentes respostas ao gradiente da variável explicativa, mas também de relações indiretas e implícitas entre a variável explicativa e a resposta (HASTIE e TIBSHIRANI, 1990; ZUUR et al., 2009c; BEEKMANS et al., 2010). Este fenômeno pode ser uma hipótese plausível para explicar os resultados obtidos neste estudo e é possível que a relação entre profundidade e ocupação seja mediada pelo comportamento predominante, sobretudo por diferentes estratégias de forrageamento.

Alguns padrões podem ser observados na função que descreve o efeito da profundidade no modelo final a partir da Figura 12. Águas rasas passam a impressão de corresponder a menores probabilidades de ocupação, todavia é notável a grande variação no intervalo de confiança associado a estas profundidades. As observações de grupos em águas rasas em sua maioria esteve associada a pequenas agregações, de 2 ou 3 indivíduos, comumente fêmeas com filhotes. Previamente, Santos e Rosso (2007) reportaram para a mesma região que o tamanho de grupo esteve positivamente correlacionado a profundidade e os resultados obtidos no presente estudo também corroboram esta relação.

As probabilidades tendem a estabilizar, com oscilações discretas, na faixa intermediária de profundidades, relativas ao intervalo entre 4 e 10 m e então atingem um pico em profundidades superiores a 13 m – existe a impressão de uma leve queda antes deste pico, porém seu intervalo de confiança é amplo e não permite conclusões a esse respeito. Este pico está provavelmente relacionado a algumas certas localidades que apresentaram também grande densidade de grupos (Figura 9) e são elas um poço na região entre a Ponta da Trincheira e Barra de Cananeia, parte da Baía do Trapandé correspondente à região do canal entre a Ilha de Cananeia e a Ilha da Casca e a uma porção do canal próxima a balsa que liga a Ilha de Cananeia com a Ilha Comprida.

A relação entre a maior presença de grupos e a profundidade também foi reportada por Wedekin et al. (2010) para a população residente na Baía Norte, mas nesta ocasião grupos estiveram mais presentes em áreas com maior declividade. Aqueles autores propuseram que o uso de faixas de profundidade que variaram entre 0 e 5 m estão associadas a estratégias de forrageamento cooperativas ao cercar cardumes de

peixe. Em outras localidades estratégias de forrageamento também estiveram associadas a agregações numerosas (e.g. LODI, 2000; SIMÃO et al., 2000; FLORES, 2003; AZEVEDO et al., 2005). A associação entre a profundidade e a presença de *S. guianensis* parece diferir geograficamente, todavia estratégias diferenciadas de forrageamento associadas à variação de profundidade parece ser característica em suas populações e que pode estar relacionada também ao gradiente local de profundidade, como a declividade, ao invés de faixas de profundidade em si.

De acordo com os resultados do modelo final (Tabela 7), a probabilidade de presença de grupos aumenta com a proximidade da desembocadura de rios, ou seja, é negativamente relacionada à distância destes. A correta interpretação dos testes associados permite concluir que a probabilidade de que o coeficiente associado a este parâmetro (- 1,91) seja igual a zero é muito próxima a zero (0,001), ou seja, em um vasto conjunto de modelos possíveis dentre estas variáveis seria muito pouco provável que esta variável não fosse selecionada.

Há muitas razões que podem estar associadas à maior probabilidade de presença dos grupos de *S. guianensis* nas proximidades de desembocadura de rios. Neste ambiente estuarino, rios estão associados a um intenso fluxo de matéria orgânica, gradientes de salinidade e temperatura, além de fluxo de peixes e invertebrados (SCHAEFFER-NOVELLI et al., 1990; MACIEL, 2001; CONTENTE, 2013). O estuário é uma área de alta produtividade e que provavelmente apresenta abundância de alimento para *S. guianensis* durante todo o ano. Porém, os fatores citados acima podem ocasionar adensamento de peixes nestas regiões de confluência, atraindo os botos. *S. guianensis* apresenta um hábito alimentar oportunístico (DA SILVA et al., 2010) e, portanto, não é surpreendente que suas possíveis principais presas no estuário, tanto *S. rastrifer* quanto *P. brasiliensis* (LOPES et al., 2012), tenham sido relatadas entre as principais espécies que compõem 95% da biomassa e densidade média na Baía do Trapandé (CONTENTE, 2013), sendo que a primeira foi reportada entre as espécies de peixes mais abundantes (numericamente e em biomassa) de décadas passadas (MACIEL, 2001). Ambas as espécies são características de ambientes de sedimento inconsolidado sendo que a primeira provavelmente conclui seu ciclo reprodutivo inteiro em águas estuarinas (GIANNINI e PAIVA FILHO, 1990; CHAVES e VENDEL, 1997). Portanto, é plausível que a preferência dos botos por áreas próximas aos rios esteja relacionada ao alto adensamento de presas, sobretudo *S. rastrifer*, que apresentou

biomassa significativamente mais alta na região próxima às desembocaduras dos rios Itapitangui, Boacica, das Minas, e Taquari (CONTENTE, 2013). Chama a atenção que no período entre 1996 e 1997 a região da Pedra do Tombo tenha sido reportada entre as que apresentaram maior abundância de peixes (em número) para todo o estuário, segundo Maciel (2001). Porém os resultados do presente estudo não evidenciaram alta intensidade de uso dessa região por estes forrageadores oportunistas. Em 1995 o canal artificial do Valo Grande, que havia sido fechado em 1978, foi reaberto em decorrência de um período de chuvas fortes (ver TELES, 1997), ligando o Rio Ribeira de Iguape diretamente ao estuário. A criação deste canal em 1855 ligou o Rio Ribeira de Iguape ao estuário e provocou diversas alterações do sistema estuarino de Cananeia-Iguape, entre elas o aumento do aporte de água doce e processos de assoreamento (ver NASCIMENTO JR. et al., 2008; FREITAS et al., 2008). Sua reabertura pode ter levado a alterações na estrutura da comunidade íctia (ver CONTENTE, 2013) que junto com os impactos ambientais citados acima podem ter influenciado a baixa ocupação pelos botos da porção mais ao norte da área de estudo, caracterizada pela Pedra do Tombo.

Os resultados apresentados aqui diferem dos obtidos por Lodi (2002) que constatou maior presença de grupos de *S. guianensis* em habitats mais distantes da desembocadura do rio em comparação às proximidades do mesmo, na região da foz do Rio Doce, Espírito Santo. A autora sugeriu que a baixa preferência por este habitat pode estar relacionada ao grande aporte de água doce proporcionando correntes mais intensas naquela área, que seria evitada pelos botos devido ao excessivo gasto energético sob estas circunstâncias. Todavia, esta hipótese não é corroborada pelos resultados obtidos no presente estudo e provavelmente não pode ser estendida para o estuário de Cananeia. Por outro lado, Rossi-Santos et al. (2010) reportaram maior concentração de botos-cinza próximos a desembocadura do Rio Caravelas em comparação a outras áreas de seu estuário, no estado da Bahia. Assim como sugerido aqui, os autores também discutiram que a desembocadura do rio pode estar associada à maior concentração de presas favorecendo estratégias de forrageamento.

Uma resposta similar à distancia de rios foi encontrada para a distância da entrada do estuário, identificada como a Barra de Cananeia: as probabilidades de presença de *S. guianensis* aumentaram em conformidade com a proximidade da entrada do estuário. Para *S. guianensis* grupos com maior numero de indivíduos parecem estar associados à águas costeiras em comparação a porções abrigadas (DA SILVA et al.,

2010). Os resultados obtidos podem estar relacionados à alta prevalência de grupos numerosos em indivíduos nesta região, também previamente reportados por Santos e Rosso, 2007 e que como discutido anteriormente podem estar associados a estratégias de forrageamento. Ainda que segundo Contente (2013) a abundância de peixes nesta porção do estuário seja menor em comparação à abundância obtida ao longo do canal no sentido do interior do estuário, a alta probabilidade de presença dos botos nesta região pode estar associada ao seu engajamento em estratégias de forrageamento de presas demersais como sugerido por Santos e Rosso, 2007. Chama a atenção que no complexo estuarino do Paranaguá, estado do Paraná, vizinho ao estuário de Cananeia, os maiores tamanhos de grupo foram obtidos em porção interna do estuário – denominada como Laranjeiras – (Santos et al., 2010) ainda que os principais itens alimentares de *S. guianensis* nesta região possam ser comuns aos dois estuários (ver SANTOS, 1999 e LOPES et al., 2012).

Não obstante, é possível que parte das observações de grupos de *S. guianensis* próximos à entrada do estuário esteja associada aos movimentos de entrada e saída dos animais no estuário. Este estudo não contemplou a amostragem de águas costeiras, exteriores ao estuário, todavia, sabe-se da ocorrência de *S. guianensis* na extensão costeira à Ilha Comprida e Ilha do Cardoso (FIGUEIREDO, 2017). A investigação de padrões espaciais de ocupação e movimentação nessas áreas externas ao estuário pode expandir o poder de inferência biológica a respeito da distribuição de *S. guianensis* no estuário de Cananeia, além de contribuir para a compreensão de possíveis formas de variabilidade na distribuição espacial da população.

Rossi-Santos et al. (2010) apontaram a maré como um importante fator determinante na ocupação de *S. guianensis* no estuário de Caravelas. Segundo aqueles autores, a presença dos botos foi maior durante as marés enchentes e pode estar relacionada ao aumento da salinidade local. Existem indícios de que no estuário de Cananeia a salinidade não seja um dos principais fatores determinantes na presença dos botos (Santos et al. 2007), ao invés disso, processos ecológicos relacionados ao fluxo de maré em determinados localidades do estuário próximas a Barra de Cananeia podem aumentar as probabilidades de presença dos animais devido ao ganho energético relacionado à facilidade em se capturar presas.

No modelo final gamR2, a interação entre a maré e a distância da Barra de Cananeia foi significativa ($\chi^2 = 10,49$; gl=3; $p < 0,01$). Essa porção próxima à Barra também

apresenta regiões de alta profundidade e maiores declividades que durante correntes mais intensas podem agir formando gargalos que concentram presas. Esta relação das correntes na seleção de habitat por mamíferos marinhos já foi previamente sugerida para *T. truncatus* (e.g. BALLANCE, 1992; INGRAM e ROGAM, 2002). Além disso, no estuário de Cananeia, Maciel (2001) reportou maior abundância relativa em peso de *S. rastrifer* obtida no arrasto de fundo durante marés vazantes. O fluxo e movimentação de suas presas principais no estuário, em decorrência da variação de maré, também pode influenciar a seleção de habitat pelos botos. Esta hipótese destaca como o comportamento de forrageamento de animais está conectado aos movimentos de suas presas e a capacidade do predador em prevêê-los. No mar as interações entre predador e presa acontecem em três dimensões, daí a importância da profundidade da coluna d'água e a velocidade de sua corrente como fatores decisivos para o sucesso na caça, não somente para cetáceos, mas também para diversos taxa, desde invertebrados até aves marinhas (GIBSON, 2003; SCOTT et al., 2010; EMBLING et al., 2012).

CAPÍTULO 2 – Variabilidade individual na distribuição espacial e seleção de habitat pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016

2.1 INTRODUÇÃO

A importância relativa dos determinantes básicos de distribuições de espécies, populações e indivíduos varia em diferentes escalas, porém os efeitos de nicho, gradientes ambientais e movimentações são inerentes e subjacentes a processos ecológicos nas variadas escalas espaciais, temporais e níveis de organização (HORTAL et al., 2010). A conexão entre estes diferentes níveis de organização - sejam espécies, populações ou indivíduos, e até mesmo processos evolutivos - é crucial para que se possa compreender a influência e a importância de diferentes recursos, ambientais ou não, para a manutenção de populações e espécies (STRUVE et al., 2010).

Ao se vincular análises de uso de área individual, um significativo subsídio é dado às interpretações de resultados gerados em nível de ecologia populacional (PALACIOS et al., 2013). Mamíferos estocam informações espaciais em forma de mapas cognitivos e associações, que evidentemente ocorrem no nível de indivíduo (POWELL, 2012). Segundo Spencer (2012) locais são lembrados por indivíduos não somente por sua localização geográfica, mas também por informações que permitam ao indivíduo a melhor utilização daquele espaço como recurso. Desta forma, o desempenho de indivíduos é o delineador, em diferentes magnitudes, da dinâmica espacial de populações. Suas variações e peculiaridades podem ser o fator crítico para superar representações estáticas da realidade (PALACIOS et al., 2013; STRUVE et al., 2010). É possível, assim, compreender processos e ameaças aos animais, sejam em níveis populacionais (PIROTTA et al., 2015) ou até mesmo em nível de comunidades e ecossistemas (BUCHMANN et al., 2012).

Estudos recentes têm atentado para a necessidade de se desenvolver modelos não somente capazes de explicar dados observados, mas que busquem representar os processos e mecanismos responsáveis pelas distribuições espaciais observadas (GREGR et al., 2013; PALACIOS et al., 2013). Esta noção confere aos estudos melhor poder preditivo (FRIEDLAENDER et al., 2006) e, portanto, também expande a sua utilização

no planejamento de estratégias de conservação e manejo de espécies, bem como no gerenciamento das áreas em questão (GREGR et al., 2013).

Com a necessidade de se compreender melhor a relação entre estas dinâmicas nos diferentes níveis de organização, é importante que populações e seus indivíduos possam ser monitorados ao longo do tempo. Deste modo, técnicas tradicionais de monitoramento de indivíduos, como a fotoidentificação, ao serem empregadas em análises espaciais, permitem avaliar não somente o modo como os indivíduos utilizam o espaço, mas também sua relação com características do ambiente ou sua exposição a estressores antrópicos (PIROTTA et al., 2015).

A técnica de fotoidentificação (HAMMOND et al., 1990; WÜRSIG e JEFFERSON, 1990) consiste em um método não invasivo e de relativo baixo custo que tem sido ampla e eficientemente empregado no estudo e monitoramento de populações de cetáceos para reconhecer e acompanhar indivíduos no tempo e no espaço (MANN, JANET, 1999; REDFERN et al., 2006). Nesta abordagem, marcas naturais presentes ao longo do corpo de indivíduos podem ser utilizadas com alto grau de confiança, desde que certas premissas sejam respeitadas.

No Brasil, estudos ecológicos envolvendo a técnica de fotoidentificação para cetáceos iniciaram-se na década de 1980 em Santa Catarina, com enfoque na investigação da rota migratória de baleias-franca, *Eubalaena australis*, no hemisfério sul (BEST et al., 1993). A partir da década de 1990 a técnica ganhou destaque no país em estudos realizados com populações de pequenos cetáceos como os golfinhos-nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*, (DALLA ROSA, 1999; SIMÕES-LOPES e FABIAN, 1999) e botos-cinza, *Sotalia guianensis*, (FLORES, 1999; SANTOS, 1999). Flores (1999) abriu portas para os estudos com uso de fotoidentificação para *S. guianensis* no Brasil, que culminou em diversos estudos realizados nas décadas seguintes (e.g. SANTOS, 1999; NERY et al. 2008; CANTOR et al., 2012). Uma grande quantidade destes estudos concentra-se no estuário de Cananeia onde a fotoidentificação dos indivíduos permitiu, por exemplo, a análise de sua organização social (SANTOS e ROSSO, 2008), de parâmetros populacionais (ACUÑA, 2002; PACÍFICO, 2008; MELLO, 2016) e de áreas domiciliares de indivíduos (OSHIMA et al., 2010; OSHIMA e SANTOS, 2016).

O conceito de área domiciliar de mamíferos foi originalmente descrito como ‘a área atravessada por um indivíduo em suas atividades normais de obtenção de alimento,

acasalamento e cuidado parental' (BURT, 1943). Todavia, esta definição não contempla diferenças na intensidade de uso dentro de sua área domiciliar, assumindo que todas as localidades ali compreendidas tem igual importância para o indivíduo (SEAMAN e POWELL, 1996). Com o progresso de técnicas de análise, estimativas de kernels de densidade - KDE, do termo em inglês 'kernel density estimation' (SILVERMAN, 1986) -, tornaram-se um método comumente utilizado em estudos ecológicos para estimar como a intensidade de utilização distribui-se espacialmente (WORTON, 1989).

Diferenças na área domiciliar desempenhada por indivíduos podem ser reflexo de aspectos sociais e ecológicos, sendo que ambos podem estar associados a recursos bióticos e abióticos explorados diferentemente por indivíduos. Além disso, a estruturação de faixas etárias e sexo dos indivíduos, entre outras características intrínsecas, podem influenciar diretamente a distribuição espacial de suas áreas domiciliares (BURT, 1943).

O emprego de estimativas de áreas domiciliares para cetáceos, no Brasil, foi iniciado por Flores e Bazzalo (2004) ao avaliar a área domiciliar de indivíduos de *S. guianensis* na Baía Norte, Santa Catarina. Posteriormente, outros estudos investigaram áreas domiciliares da espécie em variadas localidades do Brasil permitindo comparações entre os tamanhos obtidos (HARDT, 2005; SANTOS, 2004; ROSSI-SANTOS et al., 2007; BATISTA, 2008 e 2014; OSHIMA e SANTOS, 2010 e 2016, SCHULZE, 2012). Dentre estes estudos, as áreas estimadas variam entre 0,98 km² (BATISTA, 2008) e 244 km² (OSHIMA e SANTOS, 2016). Entre indivíduos de uma mesma população foram observadas desde variações pequenas (de aproximadamente 5 km²) até grandes variações (de aproximadamente 200 km²) (respectivamente FLORES e BAZZALO, 2004; OSHIMA e SANTOS, 2016). É evidente que estes valores devem ser tomados respeitando-se as metodologias de estimativa utilizadas, que diferem entre os estudos. Apesar disso, ainda que existam variados níveis de sobreposição, é comum aos estudos que os autores ressaltem diferenças individuais na localização espacial das áreas domiciliares.

A possível relação entre diferentes padrões de uso de área exibidos por indivíduos de *S. guianensis* e características do ambiente, foi sugerida em estudos em diferentes localidades (e.g. FLORES e BAZZALO, 2004; HARDT, 2005; ROSSI-

SANTOS et al., 2007; ESPECIE et al., 2010; OSHIMA e SANTOS, 2016), no entanto, nestes estudos a influência de variáveis ambientais não foi avaliada diretamente.

O avanço no desenvolvimento de técnicas de modelagem estatística que permitem modelar a presença de indivíduos em função de características do ambiente e da paisagem vem oferecendo uma gama de opções aos pesquisadores - e.g. RSF e RSPFs, modelos mistos bayesianos, modelos SECR (spatially explicit capture–recapture) – permitindo que questões a respeito da variabilidade individual na seleção de habitat sejam elucidadas para diversos taxa (e.g. GILLIES et al., 2006; DUCHESNE et al., 2010; PIROTTA et al., 2015). Seu uso também tem sido encorajado para que barreiras epistemológicas na compreensão da distribuição espacial de mamíferos marinhos sejam quebradas e que conexões entre padrões observados para diferentes níveis organizacionais (comunidades, populações e indivíduos) possam ser estabelecidas (PALACIOS et al., 2013; GREGR et al., 2013).

2.2 - OBJETIVO

Este estudo visa avaliar os padrões individuais de distribuição espacial de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia em relação a variáveis ambientais, com o intuito de melhorar a compreensão da ecologia espacial da população local e avaliar a existência de variabilidade individual no uso do espaço e na seleção de habitat.

Para alcançar este objetivo, foram definidos os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar variações nas localizações espaciais de áreas domiciliares de indivíduos fotoidentificados.
- Avaliar variações na composição e influência de certas variáveis ambientais nas probabilidades de presença de cada um dos indivíduos fotoidentificados e comparar com resultados obtidos para a população no mesmo período de estudo.

2.3. - MATERIAL E MÉTODOS

2.3.1 – Área de estudo

A área deste estudo corresponde à mesma descrita na seção ‘Material e Métodos’ do Capítulo 1 desta dissertação.

2.3.2 - Coleta de dados

2.3.2.1 - Esforços de observação e fotográficos

As coletas de dados foram realizadas nas temporadas do verão de 2015, inverno de 2015 e verão de 2016. Em cada temporada cada subárea foi investigada entre 18 e 20 ocasiões distintas, totalizando 55 ocasiões em que toda a área de estudo foi amostrada.

Foram utilizadas duas embarcações com motor de popa, cada uma cobrindo uma subárea por dia. Ao longo da temporada de coleta de dados houve um revezamento rotacional envolvendo as subáreas cobertas. Quando um grupo de *S. guianensis* foi localizado houve aproximação aos mesmos. Foram registrados para cada grupo os horários de início e término de esforço e as coordenadas geográficas da localização do grupo.

Indivíduos foram fotografados utilizando-se câmeras digitais SLR acopladas a lentes 75-300 mm. Os pesquisadores buscaram aproximar-se e fotografar todos os indivíduos do grupo sem distinções e somente após estar seguro de que obteve fotos de todos os indivíduos do grupo o esforço era finalizado. O foco das fotografias foi direcionado às nadadeiras dorsais. Todos os indivíduos foram fotografados aleatoriamente e o esforço foi suspenso somente quando acreditava-se que todos os indivíduos do grupo haviam sido fotografados.

2.3.2.2 - Dados ambientais

A escolha das variáveis ambientais e geográficas utilizadas para a etapa de modelagem do uso de área pelos indivíduos são as mesmas variáveis descritas no Capítulo 1, com exceção da maré. Optou-se por não utilizar a maré nesta análise porque o número de observações de presenças individuais é muito inferior ao total de grupos,

número utilizado nas análises do Capítulo 1, não permitindo uma amostragem razoável dos quatro níveis da variável categórica maré.

Portanto, as variáveis incluídas nesta etapa são: profundidade, distância de desembocadura de rios, distância da Barra de Cananeia e distância de áreas urbanas e estão resumidas na Tabela 1 do Capítulo 1.

2.3.3 - *Análise fotográfica*

Em laboratório as fotografias foram analisadas com base nos critérios expostos por Santos e Rosso (2008). A partir das fotos selecionadas, indivíduos que apresentaram marcas conspícuas em suas nadadeiras dorsais foram adicionados a um catálogo ou reidentificados/recapturados em relação aos indivíduos previamente catalogados. Adicionalmente a este procedimento, o programa computacional DARWIN, criado pelo Eckerd College, Flórida, EUA, foi utilizado para auxiliar na reidentificação de indivíduos. Todas as etapas deste procedimento foram realizadas e checadas por dois pesquisadores constantes durante todo o período de estudo.

2.3.4 - *Análise espacial*

Foram selecionados todos os indivíduos catalogados que apresentassem um mínimo de 18 recapturas. Não existe consenso a respeito do número exato adequado de recapturas que devem ser utilizadas para estimativas de áreas domiciliares. Enquanto Mares et al. (1980) e Schoener (1981) avaliaram que um número mínimo de 20-25 localizações seria necessário, outros autores sugerem a necessidade em se utilizar 50 localizações (SEAMAN et al., 1999) ou até um mínimo de 100 pontos de recapturas (URIAN, 2002). Ao estimar a área de vida de indivíduos de *S. guianensis* no mesmo estuário, Oshima e Santos (2016) utilizaram um número entre 20 e 40 pontos de recaptura e constataram que o tamanho das áreas domiciliares não atingiu estabilização para a maior parte dos indivíduos analisados. Não é objetivo deste estudo determinar tamanhos de áreas domiciliares para os indivíduos no estuário de Cananeia – previamente reportados por Oshima e Santos (2011 e 2016) – mas sim avaliar a disposição geográfica destas áreas e utilizá-las na interpretação da influência de variáveis ambientais. Portanto, optou-se por utilizar um número mínimo de 18 recapturas de modo que permitisse o aumento no número de indivíduos amostrados.

Os registros de cada indivíduo foram plotados em um mapa georreferenciado da área de estudo, gerando mapas para cada um dos indivíduos amostrados.

A partir destes registros foram estimadas áreas domiciliares utilizando kerneis fixos (KDE) com uso do pacote de ferramentas “Home Range Tools”, versão 2.0.2 (RODGERS et al., 2015). Nesta etapa adotou-se o método de ‘validação cruzada de quadrados mínimos’ (‘least squares cross-validation’, em inglês, abreviado aqui como LSCV) para estipular o parâmetro de suavização (‘bandwidth’, em inglês) de acordo com os mesmos princípios apresentados no Capítulo 1.

Isopletas com limites que incorporam 95% das avistagens foram delineadas e interpretadas como áreas domiciliares dos indivíduos e isopletas de 50% como as áreas nucleares com maior intensidade de uso.

2.3.5 Modelagem estatística

Em estudos de seleção de habitat, a área domiciliar pode ser empregada como a área utilizada pelo indivíduo – em diferentes intensidades – frente ao total disponível, analogamente ao raciocínio de presença e ausência em funções de probabilidade de seleção de recursos. Esta abordagem é recomendável, sobretudo, em monitoramentos realizados com dados de telemetria, onde a contabilização de ausências é inacessível aos pesquisadores ou quando ausências não podem ser garantidas devido a dificuldades de detecção (BOYCE et al., 2002). Todavia, ela deve ser adotada com cautela, pois estimativas da área domiciliar podem não ser fieis à realidade dependendo de características não computadas do ambiente – como a presença de barreiras – ou padrões de movimentação dos indivíduos (BENHAMOU e CORNÉLIS, 2010).

Tendo em vista estas noções, optou-se por utilizar os pontos de recaptura, encontrados dentro das áreas domiciliares estimadas, como dados de ‘presença’ e pontos de ausência foram sorteados aleatoriamente considerando-se toda a área de estudo como disponível – em razão da alta mobilidade destes animais e ausência de barreiras físicas ou fisiológicas para sua ocupação.

Adotou-se a mesma metodologia de modelagem e de seleção e validação de modelos descrita no Capítulo 1 desta dissertação.

Os modelos construídos seguem a expressão,

$$Y_{(i)} = \alpha + \beta_1 X_{1(i)} + \dots + \beta_q X_{q(i)} + f(X_{r(i)}) + \varepsilon_{(i)}$$

onde $Y_i \sim \text{Binomial}(1, \pi_i)$ e $\varepsilon \sim N(0, \sigma^2)$.

Como o número de presenças incorporadas a estes modelos é muito inferior ao utilizado nas etapas de modelagem para a população no Capítulo 1, tomou-se o cuidado em sortear pontos de ausência na mesma proporção em que foram obtidos para os dados de presença de grupos utilizados naquela abordagem. Com isso buscou-se uniformizar a influência da relação “número de presenças/número de ausências” nos testes associados aos coeficientes dos modelos. Isso auxilia a sua comparação entre RSPFs individuais e destas com a RSPF a nível populacional (apresentada no Capítulo 1).

2.4 - RESULTADOS

2.4.1 - Esforços de observação e análise de fotos

Entre o verão de 2015 e verão de 2016 totalizaram-se 103 dias de trabalho de campo investidos na fotoidentificação dos indivíduos (Tabela 8).

Tabela 8 - Resumo dos esforços de fotoidentificação de botos-cinza, *Sotalia guianensis*, no estuário de Cananeia entre os anos de 2015 e 2016.

Temporada	Total de fotos	Porcentagem de fotos úteis para identificação (%)
Verão/2015	46.176	2,6
Inverno/2015	50.400	2,1
Verão/2016	35.910	2,4
Total	132.486	2,4

Ao final das temporadas, foram recapturados 115, 112 e 110 indivíduos, respectivamente, de um total de 133 indivíduos catalogados ao longo de todo o período. O número de recapturas por indivíduo variou de 1 a 30, atingindo uma média de 9 recapturas (Figura 15).

Figura 15 – Histograma indicando o número de recapturas por indivíduo catalogado da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016

A curva de descobrimento de novos indivíduos fotoidentificados ao longo do período do estudo apresentou indícios de estabilização a partir da segunda temporada, evidenciada pela redução na taxa de descobrimento (Figura 16).

Figura 16 – Curva de descobrimento mostrando o número cumulativo de novos indivíduos de *Sotalia guianensis* fotoidentificados no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016.

2.4.2 – Estimativa de áreas domiciliares

Um total de 11 indivíduos foram recapturados ao menos 18 vezes e, portanto, estes foram utilizados para estimativas das áreas domiciliares e confecção de RSPFs individuais. São estes indivíduos os denominados: KN_10, KN_17, KN_22, KN_23, KN_26, KN_29, KN_48, KN_81, KN_84, KN_89, KN_105 e as distribuições espaciais e áreas domiciliares podem ser visualizada nas Figuras 20 a 30 apresentadas no Apêndice.

As áreas domiciliares dos indivíduos variaram de 7,8 a 90,1 km² enquanto que suas áreas nucleares variaram de 1,4 a 55,1 km² (Tabela 9). A menor área domiciliar foi estimada para o indivíduo KN_81, que somente foi avistado na região da Ponta da Trincheira, enquanto que a maior área corresponde ao indivíduo KN_26, avistado ao longo de quase todo estuário e o único avistado no canal em direção à Iguape.

Tabela 9 – Áreas domiciliares estimadas para indivíduos da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016 com uso de kernel fixo com LSCV.

Indivíduo	Área das isopletras de KDE – LSCV (km ²)	
	95%	50%
KN_10	55,48	19,45
KN_17	52,76	19,25
KN_22	51,92	14,58
KN_23	78,79	22,93
KN_26	90,05	38,42
KN_29	86,05	55,07
KN_48	79,41	35,35
KN_81	7,80	1,43
KN_84	78,81	20,00
KN_89	52,86	12,19
KN_105	52,25	12,70

2.4.3 - Modelagem estatística

Os resultados dos modelos selecionados para cada indivíduo e suas curvas ROC podem ser visualizados no Apêndice. Nos modelos finais correspondentes aos

indivíduos KN_22, KN_29 e KN_48, os termos aditivos foram selecionados e os seus efeitos podem ser visualizados nas Figuras 17,18 e 19.

Somente no caso do indivíduo KN_26 nenhuma variável foi selecionada no modelo final. Todos os outros indivíduos tiveram suas probabilidades de presença relacionadas à pelo menos uma das variáveis.

A variável profundidade foi selecionada nos modelos de quatro indivíduos, e em todos estes, esteve positivamente relacionada à probabilidade de presença dos indivíduos. A variável distância da Barra de Cananeia foi selecionada nos modelos de sete indivíduos, sendo positivamente relacionada à probabilidade de presença dos indivíduos em seis deles, enquanto que para o indivíduo KN_81 seu coeficiente foi negativo. Já a variável distância de desembocadura de rios foi selecionada nos modelos de três indivíduos e esteve negativamente relacionada para dois indivíduos e positivamente relacionada para um indivíduo. Finalmente, a variável distância de áreas urbanas foi selecionada no modelo de um indivíduo, KN_105, porém com alto coeficiente estimado de 9,00.

Figura 17 - Visualização gráfica do ajuste do termo aditivo de profundidade (centralizada) para o modelo final de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado do indivíduo de *Sotalia guianensis*, KN_22, no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016. As linhas pontilhadas delimitam o intervalo de confiança de 95%.

Figura 18 - Visualização gráfica do ajuste do termo aditivo de distância da Barra de Cananeia (centralizada) para o modelo final de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado do indivíduo de *Sotalia guianensis*, KN_29, no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016. As linhas pontilhadas delimitam o intervalo de confiança de 95%.

Figura 19 - Visualização gráfica do ajuste do termo aditivo de distância da Barra de Cananeia (centralizada) para o modelo final de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado do indivíduo de *Sotalia guianensis*, KN_48, no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016. As linhas pontilhadas delimitam o intervalo de confiança de 95%.

2.5 DISCUSSÃO

Indícios de heterogeneidade individual no uso do espaço e seleção de habitat podem transmitir inferências biológicas fundamentais e decisivas para a compreensão de padrões de distribuição de populações animais. Todavia, nos estudos ecológicos em ambiente natural é raro que pesquisadores tenham acesso ao total de indivíduos de uma população. Nesse caso opta-se por realizar inferências baseadas em uma amostra de indivíduos e, portanto, é fundamental que o viés para esta amostra seja minimizado de acordo com a metodologia de monitoramento individual utilizada (WHITE, 1982).

Uma das premissas fundamentais na utilização da fotoidentificação em estudos ecológicos é a correta identificação dos indivíduos marcados. É importante que se possa garantir ao máximo a ausência de falsos positivos - i.e. presenças associadas a um indivíduo quando na realidade não se trata dele - e de falsos negativos - i.e. a não detecção de um indivíduo quando na realidade ele esteve presente. Em análises espaciais, o primeiro tipo de erro implica em um maior viés associado em comparação a falsos negativos, sobretudo quando poucas recapturas são possíveis por indivíduo, impactando gravemente os resultados. Neste estudo, todas as recapturas foram avaliadas por dois pesquisadores além de acessadas por meio do programa computacional DARWIN, a fim de reduzir a ocorrência de possíveis falsos positivos e falsos negativos. Somando-se a este cuidado, somente fotos de alta qualidade e indivíduos com marcas conspícuas foram utilizados para as análises. Este estudo utilizou dados resultantes de um intenso esforço amostral em um período relativamente curto (um ano), minimizando o risco de que indivíduos catalogados ganhassem marcas a ponto de comprometer a sua identificação. Além disso, pelo menos 17 indivíduos catalogados também haviam sido identificados em estudos anteriores a 2011 (SANTOS, 2004; OSHIMA e SANTOS, 2016) sendo um indício de que a persistência de marcas na população deve ser alta.

Outra premissa fundamental é a homogeneidade na probabilidade de detecção de indivíduos uma vez que estes estejam presentes. Tendo isto em vista, ambos os pesquisadores fotografaram os indivíduos dos grupos localizados de forma aleatória e somente cessaram o esforço em cada grupo ao estarem seguros de que todos os indivíduos haviam sido fotografados. Todavia, não se pode garantir homogeneidade nas probabilidades de captura. A partir do mesmo banco de dados utilizado neste estudo,

Mello (2016) constatou variações nas probabilidades de capturas e estas podem estar associadas, sobretudo, às condições ambientais, diferenças em esforço amostral, características intrínsecas individuais dos animais, estrutura sexual e etária, além do protocolo de análise fotográfica adotado (HAMMOND et al., 1990; EGUCHI, 2014).

O viés associado às amostras de indivíduos pode também estar relacionado ao seu próprio número amostral e, portanto, extrapolações para padrões populacionais ou outras localidades devem ser feitas com cautela. Não obstante, ainda que somente 11 indivíduos pudessem ser avaliados para os objetivos deste estudo, este é um indício de variabilidade individual na seleção de habitat pela população de *S. guianensis* no estuário de Cananeia a partir de características do ambiente. As estimativas obtidas a partir dos kerneis serviram como inferência de áreas domiciliares e foram utilizadas para identificar a variação na distribuição espacial da área utilizada por diferentes indivíduos. Além disso, estas estimativas serviram para subsidiar visualmente a interpretação e validação dos resultados das RSPFs individuais.

Os resultados corroboram a hipótese de que existe variabilidade individual no uso do espaço e demonstram que esta variabilidade pode estar relacionadas a determinadas características do ambiente, como será discutido adiante. Porém resultados das RSPFs individuais devem ser interpretados com cautela e como um complemento à análise dos padrões populacionais de seleção de habitat e não como uma mensuração direta da heterogeneidade individual no uso de área.

É importante atentar para o impacto que o número de recapturas pode ter nos modelos utilizados para avaliar a associação com características ambientais. Como esperado, indivíduos respondem a mudanças que ocorrem no ambiente ao longo do tempo, aprendendo novas informações e modificando a forma como exploram o espaço (POWELL, 2000) o que resulta em aumento da área circunscrita pela localização das avistagens. Oshima e Santos (2016) observaram (a partir de onze anos de estudo e um número de recapturas individual entre 20 e 44) que o tamanho de áreas domiciliares de indivíduos residentes no estuário de Cananeia é sensível ao número de recapturas utilizadas nas estimativas. No presente estudo, devido ao intenso esforço amostral em um curto espaço de tempo, pôde-se obter um número representativo de recapturas (mínimo 18) em comparação com outros estudos de uso de área por indivíduos de *S. guianensis* – e.g 33 por Flores e Bazzalo (2004); 10 por Hardt (2005); 20 por Santos

(2004); 10 por Batista (2014); 10 por Schulze (2012); 20 por Oshima e Santos (2016). Desta forma os KDE obtidos no presente estudo foram interpretados como representações sensíveis e representativas dos padrões de utilização do espaço pelos indivíduos, porém referentes somente ao período do estudo. Por outro lado, estimativas obtidas a partir de kerneis tendem a valorizar locais de adensamento de pontos e, portanto, tornam-se mais restritivas espacialmente à medida que o número de recapturas aumenta. O mesmo foi comprovado para esta população por Oshima e Santos (2016). Tendo em vista o risco de supervalorização de áreas nucleares obtidas pelo emprego do KDE e o número de pontos de recapturas, optou-se por utilizar uma amostragem proporcional de pontos de ausência para avaliar o efeito das características ambientais (RSPFs individuais), permitindo interpretações comparativas entre estes indivíduos e destes com estimativas observadas para a população.

A distribuição das áreas utilizadas pelos onze indivíduos avaliados não é uniforme no estuário (ver Apêndice). Assim como observado previamente na população (OSHIMA et al., 2011; OSHIMA e SANTOS, 2016) os indivíduos apresentaram áreas de vida e áreas nucleares atingindo diferentes porções do estuário e variados níveis de sobreposição foram observados. Entretanto, aqueles autores observaram predominância de áreas domiciliares compreendendo a região do estuário próxima a Barra de Cananeia e apontaram que isto pode estar relacionado, entre outros fatores, ao maior esforço amostral empregado nesta região durante o período do estudo (*Ibid*). As estimativas obtidas no presente estudo são resultado de um esforço uniforme ao longo do estuário e evidenciam que para cinco dos onze indivíduos analisados (KN_10, KN_17, KN_22, KN_29 e KN_89), suas áreas domiciliares estimadas não contemplaram a região da entrada do estuário ou Barra de Cananeia e, portanto, corroboram a noção de que preferências aparentes por esta região não podem ser inferidas como um padrão para os indivíduos desta população.

As áreas nucleares apresentaram variados níveis de sobreposição e estiveram distribuídas ao longo de todo o estuário, contemplando inclusive porções ao norte da área de estudo e após o Vilarejo de Pedrinhas (KN_23 e KN_17), porções do interior do estuário voltado para o continente (KN_10, KN_17, KN_22, KN_23, KN_26, KN_29, KN_84), porções do canal entre a Ilha de Cananeia e Ilha Comprida (KN_10, KN_17, KN_23, KN_48, KN_84, KN_89 e KN_105) e porções do canal que conecta o estuário ao mar (KN_48 e KN_81). Ainda que uma análise da população evidencie que suas

áreas de maior utilização, delimitadas pela isopleta de 50% do KDE, estão concentradas em porções do estuário entre a Ilha de Cananeia e Ilha do Cardoso e entre a Ilha de Cananeia e Ilha Comprida (Figura 8), os resultados obtidos neste estudo demonstram que outras porções do estuário, como áreas internas, podem ser utilizadas intensamente por alguns indivíduos.

Os indivíduos KN_23, KN_26, KN_48 e KN_105 apresentaram sobreposição de suas áreas nucleares com regiões próximas a áreas urbanas, sobretudo próximas à balsa entre a Ilha de Cananeia e Ilha Comprida e ao bairro Agrossolar. Além disso, a distância de áreas urbanas foi significativa e negativamente relacionada à presença do indivíduo KN_105. Ainda que estas porções do estuário, adjacentes a áreas urbanas, apresentem geografia ou características ambientais favoráveis aos animais, o impacto do intenso tráfego de embarcações nestas regiões pode superar estes fatores, tornando-se decisivo na distribuição de outros indivíduos que passam a evitar estas áreas. Os resultados obtidos contribuem para o entendimento do impacto do tráfego de embarcações na população de *S.guianensis* residente no estuário, corroborando a hipótese de que o nível de exposição a este estressor, entre outros de origem antrópica, não deve ser uniforme na população. Esta é uma questão alvo de estudos com outras espécies de odontocetos e pertinente à conservação da população de *S.guianensis* no estuário (SANTOS et al., 2010). A partir de modelos espaciais explícitos de captura-recaptura (SECR) Pirotta et al. (2015) puderam concluir que indivíduos da população de *T. truncatus* em Moray Firth, Escócia, apresentaram diferentes níveis de exposição ao tráfego de embarcações decorrentes de variações em suas áreas de vida, reforçando a importância em se considerar a variabilidade intrapopulacional quando o impacto de agressões antrópicas é abordado.

Ao nível populacional, a probabilidade de presença de grupos aumentou em relação à proximidade de desembocadura de rios e à Barra de Cananeia, sendo que o coeficiente deste termo foi altamente significativo ($p < 0,01$) (ver Capítulo 1.) Entretanto sete dos indivíduos amostrados não tiveram suas observações relacionadas à distância da desembocadura de rios. No caso da distância à Barra de Cananeia, cinco indivíduos (KN_10, K_17, KN_22, KN_23 e KN_29) apresentaram inclusive redução em suas probabilidades de captura. Por outro lado, a profundidade foi selecionada nos modelos de quatro dos indivíduos - KN_22, KN_48, KN_84, KN_105 – e, para estes, esteve positivamente relacionada à probabilidade de presença, com exceção do indivíduo

KN_22 em que esta variável foi selecionada como termo aditivo e parece influenciar sua probabilidade de presença apenas quando em comparação à profundidades mínimas (Figura 17).

Em outras localidades, áreas utilizadas por diferentes indivíduos de populações de *S. guianensis* puderam ser relacionadas a aspectos geográficos distintos das variáveis investigadas neste estudo, porém sem que a composição e grau de influência dos aspectos pudesse ser avaliada diretamente para cada um destes indivíduos. Hardt (2005) observou que todas as áreas domiciliares para indivíduos residentes na Baía da Babitonga, Santa Catarina, estavam sobrepostas e em diferentes níveis. Entretanto, as áreas nucleares encontravam-se localizadas em uma mesma região, o que indicou maior preferência dos indivíduos por entorno de ilhas localizadas no centro da baía (HARDT, 2005). Segundo aqueles autores, esta distribuição concentrada poderia estar relacionada com a maior heterogeneidade na paisagem submarina dessa região, o que favoreceria a utilização dessa área pelos diferentes indivíduos. Não se pode inferir que a variabilidade individual no uso do espaço e seleção de habitat observada no presente estudo esteja relacionada a fatores semelhantes a estes, sobretudo devido às próprias diferenças da geografia local. Ainda que existam pequenas ilhas ao longo dos canais que circundam a Ilha de Cananeia, a geografia local é definida por canais estreitos em comparação com regiões de baías, e são caracterizados pela presença de bancos de areia. Todavia, chama a atenção que para cinco dos onze indivíduos analisados, suas observações incluíram pontos na área de entorno a Ilha da Casca (KN_22, KN_26, KN_29, KN_48 e KN_89) que pode também significar uma paisagem submarina bastante heterogênea.

Por outro lado, Rossi-Santos et al. (2007) constataram que alguns dos indivíduos da população de *S. guianensis* presente no Estuário do Rio Caravelas, Bahia, e áreas costeiras adjacentes, apresentaram áreas de utilização restritas ao estuário, em águas abrigadas, enquanto que outros tiveram suas áreas de utilização compreendidas por regiões costeiras de mar-aberto. Oshima (2011) salientou que no estuário de Cananeia, padrões individuais de uso de área restritos ao estuário podem representar uma estimativa parcial da área total utilizada pelos indivíduos, os quais podem entrar e sair do estuário, explorando seus arredores. Assim como apontado por aqueles autores, neste estudo, áreas de maior intensidade de uso próximas à região da Barra de Cananeia, podem representar uma parcela da área domiciliar destes indivíduos não computando também parcelas em águas costeiras não amostradas. Em relação à distância da Barra, o

coeficiente negativo obtido na RSPF para o indivíduo KN_81 e a curva delimitada pelo ‘smoother’ para o indivíduo KN_48 devem ser interpretados com cautela. Estes indicam aumento na sua probabilidade de presença em relação à proximidade à Barra, mas também, esta relação pode ser em decorrência da alta probabilidade de captura destes indivíduos quando transitando entre as regiões abrigadas do estuário e costeiras, uma vez que para isso devem utilizar o canal entre o estuário e a Barra. Ressalta-se que o indivíduo KN_81 apresentou uma área domiciliar consideravelmente menor que o restante dos indivíduos analisados, correspondendo a 7,8 km² (kernel 95%), o único com área utilizada estimada em menos de 50 km² durante o período do estudo, corroborando a hipótese de que a área observada nos resultados de seu KDE corresponde a uma extremidade da área total utilizada pelo indivíduo.

Relações entre a seleção por áreas abrigadas versus áreas costeiras e padrões individuais de utilização do espaço por outras espécies de odontocetos foram descritos em diversas localidades - e.g. *T. truncatus* na Carolina do Norte (GANNON e WAPLES, 2004) e na Flórida (FAZIOLI et al. 2006), ambos localizados nos EUA, *T. aduncus* em região da costa oeste australiana (CHABANNE et al, 2012). Ademais, na costa ocidental da Austrália, Sprogis et al. (2016) observaram, a partir de modelos mistos Bayesianos aplicados a indivíduos de *T. aduncus*, que havia duas misturas de indivíduos correspondendo a um grupo com áreas domiciliares menores e em águas protegidas e outro com áreas domiciliares maiores e em águas costeiras.

As análises de seleção de habitat realizadas neste estudo empregaram RSPFs de modo que permitissem inferências relacionadas à localização espacial das áreas utilizadas pelos indivíduos. Porém o tamanho das áreas não foi parametrizado nos modelos. É evidente que a localização geográfica e o tamanho de áreas utilizadas por indivíduos estão intrinsecamente associados, uma vez que não passam de componentes de uma abstração conceitual de como indivíduos utilizam o espaço disponível e se movimentam neste. Com exceção do indivíduo KN_81, todos os outros indivíduos analisados no presente estudo tiveram sua área de utilização estimada entre 52 e 90 km², que corresponde a um intervalo menor que o estimado no mesmo estuário por Oshima e Santos (2016) variando entre 0,6 e 70,6 km² (com o emprego do mesmo método de kernel fixo com LSCV). Como discutido anteriormente, esta diferença deve ser tomada com cautela frente à variação do intervalo de tempo compreendido pelo esforço amostral destes estudos. Trabalhos futuros no estuário de Cananeia, que avaliem

diretamente esta relação entre o hábitat e o tamanho das áreas domiciliares de seus indivíduos, podem expandir a compreensão de como características do ambiente influenciam mais precisamente o tamanho das áreas domiciliares e áreas nucleares de indivíduos de *S. guianensis* no estuário, complementando assim as informações apresentadas neste estudo.

A variabilidade individual observada também pode estar relacionada à estruturação etária, organização social e sexo dos indivíduos amostrados, uma vez que estes aspectos influenciam suas capacidades e habilidades de explorar certos habitats (BURT, 1943). Para indivíduos de *T. aduncus*, por exemplo, Sprogis et al. (2016) reportaram que o tamanho de áreas domiciliares estimadas foi maior para machos do que para fêmeas e que estariam relacionadas às estratégias de acasalamento desempenhadas pelos machos. No caso de *S. guianensis* poucos estudos puderam comparar o uso de área pelos dois sexos. Flores e Bazzalo (2004) compararam áreas domiciliares estimadas para ‘prováveis machos’ e ‘prováveis fêmeas’, entretanto não foram encontradas diferenças significativas. No estuário de Cananeia, Santos (2004) obteve áreas de uso aparentemente maiores para machos do que para fêmeas, contudo ressaltou que seriam necessários mais dados de monitoramento em longo prazo para que o indício destas diferenças pudesse ser comprovado.

Oshima (2011) relatou o caso de uma fêmea e filhote, também monitorados no estuário, em que se pode observar a evidente associação espacial entre suas observações, mas que não se manteve ao longo dos anos. A cria passou a ser observada algumas vezes nos mesmos grupos da mãe e outras vezes em localizações distintas. Os resultados obtidos no presente estudo não permitem inferências a respeito do sexo dos indivíduos ou níveis de associação social, mas deve-se considerar a hipótese de que estas características sejam influentes nos padrões individuais observados.

Os indivíduos KN_22 e KN_23 foram previamente identificados no estuário pela primeira vez em 2000 e 2001 e por isso pode-se afirmar que possuem ao menos 15 e 16 anos, respectivamente. A área domiciliar estimada para o indivíduo KN_22 assemelha-se àquela obtida por Oshima (2011). Destaca-se sobretudo a utilização por este indivíduo da área do canal entre o Saco do Mandira e a Balsa de Porto Cubatão, e porções próximas ao vilarejo de Juruvauva e do Saco Grande (naquele estudo o indivíduo é referido como KN#285). Os resultados da RSPF para este indivíduo revelaram um coeficiente para d_{Barra} de 0,77 significando que sua probabilidade de

presença decresce com a proximidade da Barra de Cananeia. Além disso, as estimativas de uso de área obtidas por Oshima (2011) permitem observar que a área domiciliar e, sobretudo, a área nuclear deste indivíduo não compreendem as proximidades da Barra de Cananeia durante o período de 2000 a 2010. Em conjunto com os resultados apresentados no presente estudo, estas informações indicam que sua seleção por outros habitats disponíveis no estuário, que não seja esta região, pode ser característica permanente no padrão de uso de área deste indivíduo ao longo de mais de uma década de vida.

3 – CONCLUSÃO

Pôde-se averiguar a existência de variação espacial na distribuição de áreas de maior utilização por *S. guianensis* - tanto para sua população quanto entre seus indivíduos - ao longo do estuário de Cananeia. Resultados das RSPFs empregadas para presença de indivíduos fotoidentificados indicaram diferenças na seleção de habitat entre os indivíduos revelando variabilidade no padrão de uso do espaço. No estuário de Cananeia a probabilidade de ocupação por grupos de *S. guianensis* é aumentada em profundidades maiores, enquanto que as variáveis distância de rios e distância da entrada do estuário (Barra de Cananeia) estão relacionadas negativamente à presença de grupos, sendo que o efeito desta última variável ambiental apresenta interação com a maré.

Ao se vincular estudos espaciais em diferentes níveis organizacionais, rompe-se a circularidade característica de estudos restritos a somente um nível, possibilitando novas interpretações sobre processos ecológicos e aproximando os pesquisadores de interpretações biológicas que subsidiem a conservação de populações e ecossistemas marinhos. Esta abordagem torna-se especialmente relevante ao se considerar que a variabilidade individual no uso do espaço pode significar indícios de potencial flexibilidade adaptativa em nível de população a mudanças em seu ambiente.

REFERÊNCIAS

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

AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: (Ed.). **Selected Papers of Hirotugu Akaike**: Springer, p.199-213, 1998

ALLISON, P. D. Measures of fit for logistic regression. **SAS Global Forum**, Washington, DC, 2014.

ANDERSON, D. R.; BURNHAM, K. P.; THOMPSON, W. L. Null hypothesis testing: problems, prevalence, and an alternative. **The journal of wildlife management**, p. 912-923, 2000

ARNOLD, T. W. Uninformative parameters and model selection using Akaike's Information Criterion. **The Journal of Wildlife Management**, v. 74, n. 6, p. 1175-1178, 2010.

AZEVEDO, A. F. et al. A note on site fidelity of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*) in Guanabara Bay, southeastern Brazil. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 6, n. 3, p. 265-268, 2004.

AZEVEDO, A. F. et al. Group characteristics of marine tucuxis (*Sotalia fluviatilis*)(Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 85, n. 01, p. 209-212, 2005.

AZEVEDO, A. F. et al. 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**, v. 87, n. 01, p. 201-205, 2007

BAILEY, H.; THOMPSON, P. M. Using marine mammal habitat modelling to identify priority conservation zones within a marine protected area. **Marine Ecology Progress Series**, v. 378, p. 279-287, 2009.

BARNES, L.; DPRAY, CE. Status of studies on fossil marine mammals. **Marine Mammal Science**, v. 1, n. 1, p. 15-53, 1985.

BARTON K. MUMIN Multi-model inference. R package version 1.10. 0. 2014. 2016.

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. 74p. Dissertação de Mestrado. Universidade Santa Cruz, Ilhéus, BA, Brazil

BATISTA, R. L. G. et al. Site fidelity and habitat use of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in the estuary of the Paraguaçu River, northeastern Brazil. **North-Western Journal of Zoology**, v. 10, n. 1, 2014.

BEEKMANS, B. W. P. M. et al. Generalised additive models to investigate environmental drivers of Antarctic minke whale (*Balaenoptera bonaerensis*) spatial density in austral summer. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 11, n. 2, p. 115-129, 2010

BENHAMOU, S.; CORNÉLIS, D. Incorporating movement behavior and barriers to improve kernel home range space use estimates. **Journal of Wildlife Management**, v. 74, n. 6, p. 1353-1360, 2010.

BEST, P. B. et al. Long-range movements of South Atlantic Right Whales *Eubalaena australis*. **Marine Mammal Science**, v. 9, n. 3, p. 227-234, 1993.

BEST, R. C.; DA SILVA, V. M. F. *Sotalia fluviatilis* Gervais 1853. **Mammalian Species: American Society of Mammalogists**. vol. 396, 1 - 7 p. 1996.

BEU, S. **Análise socioambiental do complexo estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape e Ilha Comprida (SP): subsídios para o planejamento ambiental da região.** 2008. 113 p. (Dissertação de Mestrado). Programa de Ciência Ambiental (PROCAM), Universidade de São Paulo, São Paulo.

BISI, T. L. **Estimativa da densidade populacional do boto-cinza *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na região estuarina lagunar de Cananeia, SP.** Monografia de Bacharelado. 2001. 35p. Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Rio Claro, São Paulo.

BOYCE, M. S.; MCDONALD, L. L. Relating populations to habitats using resource selection functions. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 14, n. 7, p. 268-272, 1999.

BOYCE, M. S. et al. Evaluating resource selection functions. **Ecological modelling**, v. 157, n. 2, p. 281-300, 2002.

BOYCE, M. S.; WALLER, J. S. Grizzly bears for the Bitterroot: predicting potential abundance and distribution. **Wildlife Society Bulletin**, p. 670-683, 2003.

BRILLANT, S. W. et al. Quantitative estimates of the movement and distribution of North Atlantic right whales along the northeast coast of North America. **Endangered Species Research**, v. 27, n. 2, p. 141-154, 2015.

BRILLINGER, D. R. et al. Modelling movements of free-ranging animals. **Univ. Calif. Berkeley Statistics, Technical Report**, v. 610, 2001.

BUCHMANN, C. et al. Movement upscaled - the importance of individual foraging movement for community response to habitat loss. **Ecography**, v. 35, n. 5, p. 436-445, 2012.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach. **Springer Science & Business Media**, 2002.

BURT, W. H. Territoriality and home range concepts as applied to mammals. **Journal of mammalogy**, v. 24, n. 3, p. 346-352, 1943.

CANTOR, M. et al. Assessing population parameters and trends of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*): An eight-year mark-recapture study. **Marine Mammal Science**, v. 28, n. 1, p. 63-83, 2012.

CHABANNE, D. et al. Identification of a resident community of bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) in the Swan Canning Riverpark, Western Australia, using behavioural information. **Pacific Conservation Biology**, v. 18, n. 4, p. 247-262, 2012.

CHAMBERS, J. M.; HASTIE, T. J. **Statistical models in S**. CRC Press, Inc., 1991.

CHAVES, P. D. T. D. C.; VENDEL, A. L. Reproduction of *Stellifer rastrifer* (Jordan)(Teleostei, Sciaenidae) at the Guaratuba Bay, Paraná, Brazil. **Revista brasileira de Zoologia**, v. 14, n. 1, p. 81-89, 1997.

COMMITTEE ON TAXONOMY, 2016. List of marine mammal species and subspecies. Society for Marine Mammalogy. Disponível em: <https://www.marinemammalscience.org/>

CONTENTE, R. F. **Padrões ecológicos locais e multidecadais da ictiofauna do estuário Cananeia-Iguape**. 2013. 186p. Tese de Doutorado. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, São Paulo.

COX, S.; SCOTT, B.; CAMPHUYSEN, C. Combined spatial and tidal processes identify links between pelagic prey species and seabirds. **Marine ecology. Progress series**, v. 479, p. 203-221, 2013.

CREMER, M. J. et al. Core areas changes in *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) population in Babitonga bay, Santa Catarina. **Revista univille**, v. 9, p. 12-16, 2004.

CREMER, M. J **Ecologia e conservação de populações simpátricas de pequenos cetáceos em ambiente estuarino no sul do Brasil**. 2007. 232 f. Tese de Doutorado - Zoologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2007

CRESPO, E. A. et al. Report of the working group on major threats and conservation. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1-2, p. 47-56, 2010.

DA SILVA, V. M. F. et al. Report of the working group on distribution, habitat characteristics and preferences, and group size. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1-2, p. 31 - 38, 2010.

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

DE BOER, M. N. et al. The Influence of Topographic and Dynamic Cyclic Variables on the Distribution of Small Cetaceans in a Shallow Coastal System. **Plos One**, v. 9, n. 1, 2014.

DIAS, C.P. **Avaliação dos efeitos da poluição sonora na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil**. Monografia. 2007. 115p. Universidade da Região de Joinville, Santa Catarina.

DUCHESNE, T.; FORTIN, D.; COURBIN, N. Mixed conditional logistic regression for habitat selection studies. **Journal of Animal Ecology**, v. 79, n. 3, p. 548-555, 2010.

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

EMBLING, C. B. et al. Investigating fine-scale spatio-temporal predator–prey patterns in dynamic marine ecosystems: a functional data analysis approach. **Journal of Applied Ecology**, v. 49, n. 2, p. 481-492, 2012.

ESPÉCIE, M. D. A.; TARDIN, R. H.; SIMÃO, S. M. Degrees of residence of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Ilha Grande Bay, south-eastern Brazil: a preliminary assessment. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 08, p. 1633-1639, 2010.

FAZIOLI, K. L.; HOFMANN, S.; WELLS, R. S. Use of Gulf of Mexico coastal waters by distinct assemblages of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*). **Aquatic Mammals**, v. 32, n. 2, p. 212, 2006.

FERGUSON, M. C. et al. Predicting Cuvier's (*Ziphius cavirostris*) and Mesoplodon beaked whale population density from habitat characteristics in the eastern tropical Pacific Ocean. **Journal of Cetacean Research and Management**, v. 7, n. 3, p. 287, 2005.

FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental conservation**, v. 24, n. 01, p. 38-49, 1997.

FIGUEIREDO, G. C. Cetáceos na costa sudeste do Brasil: ocorrência, distribuição e inferência de nicho. 2017. 95p. Dissertação de Mestrado – Oceanografia Biológica. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo: *dados não publicados*

FLORES, P.A.C. **Ecology of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in southern Brazil**. 2003. 140p. Tede de Doutorado. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande do Sul

FLORES, P. A.; 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**, v. 3, n. 1, p. 37-52, 2004.

FLORES, P. A. C. Preliminary results of a photoidentification study of the marine tucuxi, *Sotalia fluviatilis*, in southern brazil. **Marine Mammal Science**, v. 15, n. 3, p. 840-847, 1999.

FLORES, P. A. C.; DA SILVA, V. M. F. Tucuxi and Guiana Dolphin. *Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis*. In: PERRIN, W. F. W., B.; THEWISSEN, J. G. M. **Encyclopedia of Marine Mammals**. 2nd ed. San Diego: Academic Press. p. 1188-1192. 2009.

FORCADA, J. Distribution. In: PERRIN, W. F. W., B.; THEWISSEN, J. G. M. **Encyclopedia of Marine Mammals**. 2nd ed. San Diego: Academic Press. 2009.

FORNEY, K. A. Environmental models of cetacean abundance: reducing uncertainty in population trends. **Conservation Biology**, v. 14, n. 5, p. 1271-1286, 2000.

FREITAS, R. C. et al. O canal do Valo Grande e o assoreamento no sistema estuarino-lagunar de Cananeia-Iguape, Estado de São Paulo Brasil. **Oceanografia e Mudanças Globais**. 1ed. São Paulo: Editora do IOUSP, p. 771-783, 2008.

FRIEDLAENDER, A. S. et al. Whale distribution in relation to prey abundance and oceanographic processes in shelf waters of the Western Antarctic Peninsula. **Marine Ecology Progress Series**, v. 317, p. 297-310, July 18, 2006.

GANNON, D. P.; WAPLES, D. M. Diets of coastal bottlenose dolphins from the US mid-atlantic coast differ by habitat. **Marine Mammal Science**, v. 20, n. 3, p. 527-545, 2004.

GEISE, L.; GOMES, N.; CERQUEIRA, R. Behavior, habitat use and population size of *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Cetacea, Delphinidae) in the Cananeia estuary region, São Paulo, Brazil. **Revista Brasileira de Biologia**, n. 59(2), p. 183 - 194, 1999.

GIANNINI, R.; PAIVA FILHO, A. M. Bioecology of *Stellifer rastrifer* (Perciformes: Sciaenidae) from Baía de Santos, SP. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 38, n. 1, p. 57-67, 1990.

GIBSON, R. Go with the flow: tidal migration in marine animals. In: (Ed.). **Migrations and Dispersal of Marine Organisms**: Springer, p. 153-161, 2003.

GILLIES, C. S. et al. Application of random effects to the study of resource selection by animals. **Journal of Animal Ecology**, v. 75, n. 4, p. 887-898, 2006.

GODOY, D. F.; ANDRIOLO, A.; DE FATIMA FILLA, G. The influence of environmental variables on estuarine dolphins (*Sotalia guianensis*) spatial distribution and habitat used in the Estuarine Lagunar Complex of Cananeia, southeastern Brazil. **Ocean & Coastal Management**, v. 106, p. 68-76, 2015

GREGG, E. J. et al. Marine mammal habitat models come of age: the emergence of ecological and management relevance. **Endangered Species Research**, v. 22, p. 205-212, 2013.

GUINAN, A.; EDWARDS, T. C.; HASTIE, T. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. **Ecological modelling**, v. 157, n. 2, p. 89-100, 2002.

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

HARDT, F. A. S.. **Padrões de residência do golfinho *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina, Brasil**. 2005. 120p. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Paraná, Brasil

HASTIE, G. D. et al. Environmental models for predicting oceanic dolphin habitat in the Northeast Atlantic. **ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil**, v. 62, n. 4, p. 760-770, 2005.

HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. Varying-coefficient models. **Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)**, p. 757-796, 1993.

HASTIE, T. J.; TIBSHIRANI, R. J. **Generalized additive models**. CRC Press, 1990.

HORTAL, J. et al. Understanding (insect) species distributions across spatial scales. **Ecography**, v. 33, n. 1, p. 51, 2010.

ICMBIO. **Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Mamíferos Aquáticos: pequenos cetáceos**. BIODIVERSIDADE, I. C. M. D. C. D. Brasília/DF 2011.

_____. **Listas das Espécies da Fauna Brasileira Ameaçadas de Extinção (Portarias MMA nº 444/2014 e nº 445/2014)**. (ICMBIO), I. C. M. D. C. D. B. Brasília/DF 2014.

JOHNSON, J. B.; OMLAND, K. S. Model selection in ecology and evolution. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, n. 2, p. 101-108, 2004.

LAIRD, N. M.; WARE, J. H. Random-effects models for longitudinal data. **Biometrics**, p. 963-974, 1982.

LAMPERT, W. The adaptive significance of diel vertical migration of zooplankton. **Functional Ecology**, v. 3, n. 1, p. 21-27, 1989.

LELE, S. R. et al. Selection, use, choice and occupancy: clarifying concepts in resource selection studies. **Journal of Animal Ecology**, v. 82, n. 6, p. 1183-1191, 2013.

LODI, L. **Uso do hábitat e preferências do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Paraty, Rio de Janeiro.** 2002. Dissertação de Mestrado em Ciências Ambientais e Florestais, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro.

LOPES, X. M. et al. Feeding habits of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis*, from south-eastern Brazil: new items and a knowledge review. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 92, n. 08 Special Issue, p. 1723-1733, 2012.

MACIEL, N. A. L. **Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna do complexo estuarino-lagunar de Iguape-Cananeia, São Paulo, Brasil.** Tese de doutorado. 2001. 252 p. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo.

MACKENZIE, D. I. **Occupancy estimation and modeling: inferring patterns and dynamics of species occurrence.** Academic Press, 2006.

MANN, J. Behavioral development in wild bottlenose dolphin newborns (*Tursiops* sp.). **Behaviour**, v. 136, n. 5, p. 529-566, 1999.

MARES, M. A.; WILLIG, M. R.; BITAR, N. A. Home range size in eastern chipmunks, *Tamias striatus*, as a function of number of captures: statistical biases of inadequate sampling. **Journal of Mammalogy**, v. 61, n. 4, p. 661-669, 1980.

MARQUES, T. A. et al. Spatially explicit capture-recapture methods to estimate minke whale density from data collected at bottom-mounted hydrophones. **Journal of Ornithology**, v. 152, p. 445-455, 2012.

MARTIN, T. G. et al. Zero tolerance ecology: improving ecological inference by modelling the source of zero observations. **Ecology letters**, v. 8, n. 11, p. 1235-1246, 2005.

MCCULLAGH, P. Generalized linear models. **European Journal of Operational Research**, v. 16, n. 3, p. 285-292, 1984.

DE MELLO, A. B.. **Parâmetros populacionais do boto-cinza, *Sotalia guianensis***

(**Cetartiodactyla: Delphinidae**), no estuário de Cananeia entre 2015 e 2016. 2016. 59p. Tese de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo

MEYER, C. B.; THUILLER, W. Accuracy of resource selection functions across spatial scales. **Diversity and Distributions**, v. 12, n. 3, p. 288-297, 2006.

MISHIMA, M. Y., N.; PEREIRA, M.; SOARES, F.; SINQUE, C.; AKABOSHI, S.; JACOBSEN, O. Hidrografia do complexo estuarino-lagunar de Canaéia (25°S - 48°W), São Paulo, Brasil. I- Salinidade e temperatura (1973 a 1980). **Boletim do Instituto de Pesca, São Paulo**, v. 12, p. 109 - 121, 1985.

MONTEIRO-FILHO, E. L. A.. **Comportamento de caça e repertório sonoro do golfinho Sotalia brasiliensis (Cetacea: Delphinidae) na região de Cananeia, Estado de São Paulo**. 1991. 99 f. Tese de Doutorado - Ecologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MONTEIRO, M. S.; SOUTO, A.; NASCIMENTO, L. F. do. Comparações entre os comportamentos de forrageio nas diferentes faixas etárias do boto-cinza (*Sotalia guianensis*) (Cetacea; Delphinidae) na Baía dos Golfinhos, Praia de Pipa-RN-Brasil. **Revista de Etologia**, v. 8, n. 1, p. 13-25, 2006.

NASCIMENTO JR, D. R. et al. Mudanças morfológicas da extremidade NE da Ilha Comprida (SP) nos últimos dois séculos. **Geologia USP. Série Científica**, v. 8, n. 1, p. 25-39, 2008.

NELDER, J. A.; BAKER, R. J. Generalized linear models. **Encyclopedia of statistical sciences**, 1972.

NERY, M. F.; ESPÉCIE, M. D. A.; SIMÃO, S. M. Site fidelity of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 25, p. 182-187, 2008.

NERY, M. F.; SIMATILDE, S. M.; PEREIRA, T. Ecology and behavior of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Sepetiba Bay, South-eastern Brazil. **Journal of Ecology and the Natural Environment**, v. 2, n. 9, p. 194-200, 2010.

OSHIMA, J. E. D. F. **Identificação e análise das áreas domiciliares do boto-cinza, Sotalia guianensis (Van Bénédén, 1864), no estuário de Cananeia, São Paulo**. 2011. 127 p. Dissertação de Mestrado. Instituto de Biociências - Rio Claro, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", São Paulo.

OSHIMA, J. E. D. F. et al. Home ranges of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*)(Cetacea: Delphinidae) in the Cananeia estuary, Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 08, p. 1641-1647, 2010.

OSHIMA, J. E. D. F.; SANTOS, M. C. D. O. Guiana dolphin home range analysis based on 11 years of photo-identification research in a tropical estuary. **Journal of Mammalogy**, p. gyv207, 2016.

PACÍFICO, E. S. **Estimativa de abundância do boto-cinza, *Sotalia guianensis*, no complexo estuarino-lagunar de Cananeia (sp): Gerando subsídios para a carta SAO**. 2008. 72p. Monografia de Bacharelado em Ecologia. Instituto de Biociências - Rio Claro, Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho", São Paulo.

PALACIOS, D. M. et al. Beyond correlation: integrating environmentally and behaviourally mediated processes in models of marine mammal distributions. **Endangered Species Research**, v. 22, n. 3, p. 191-203, 2013.

PANIGADA, S. et al. Modelling habitat preferences for fin whales and striped dolphins in the Pelagos Sanctuary (Western Mediterranean Sea) with physiographic and remote sensing variables. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 8, p. 3400-3412, 2008.

PARSONS, E. C. M. et al. Key research questions of global importance for cetacean conservation. **Endangered Species Research**, v. 27, n. 2, p. 113-118, 2015.

PERRIN, W. F. **World Cetacea Database**. Disponível em: <http://www.marinespecies.org/cetacea>. Acessado em 20 de janeiro de 2016.

PERRIN, W. F.; WURSIG, B.; THEWISSEN, J. **Encyclopedia of marine mammals**. 2nd ed. San Diego: Academic Press, 2009. 1352 p.

PETERSON, C. H.; LUBCHENCO, J. **Marine ecosystem services**. Island Press, Washington, DC, 1997.

PINHEIRO, J. C.; BATES, D. M. Linear mixed-effects models: basic concepts and examples. **Mixed-effects models in S and S-Plus**, p. 3-56, 2000.

PIROTTA, E. et al. Modelling sperm whale habitat preference: a novel approach combining transect and follow data. **Marine Ecology Progress Series**, v. 436, p. 257-272, 2011.

_____. Estimating spatial, temporal and individual variability in dolphin cumulative exposure to boat traffic using spatially explicit capture-recapture methods. **Animal Conservation**, v. 18, n. 1, p. 20-31, 2015

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.

PIVORUNAS, A. Feeding mechanisms of baleen whales. **American Scientist**, v. 67, n. 4, p. 432-440, 1979.

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.

POWELL, R. A. Diverse perspectives on mammal home ranges or a home range is more than location densities. **Journal of Mammalogy**, v. 93, n. 4, p. 887-889, 2012.

POWELL, R. A.; MITCHELL, M. S. What is a home range? **Journal of Mammalogy**, v. 93, n. 4, p. 948-958, 2012.

_____. Techniques for cetacean-habitat modeling. **Marine Ecology Progress Series**, v. 310, p. 271-295, 2006.

R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2013

REEVES, R. R. **Guide to marine mammals of the world**. Califórnia: AA Knopf, 2002. 527 p.

ROBIN, X.; TURCK, N.; HAINARD, A., TIBERTI N., LISACEK F.; SANCHEZ, J.; MÜLLER M. "pROC: an open-source package for R and S+ to analyze and compare ROC curves". **BMC Bioinformatics**, 12, p. 77. 2011.

ROBINSON, G. K. That BLUP is a good thing: the estimation of random effects. **Statistical science**, p. 15-32, 1991.

RODGERS, A.R J.G.; KIE, D.; WRIGHT H.L.; BEYER, A.P. CARR. HRT: Home Range Tools for ArcGIS. Version 2.0. Ontario Ministry of Natural Resources and Forestry, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario, Canada. 2015.

ROLLO, M. M, Jr. Distribuição espaço-temporal do boto *Sotalia guianensis* Van Bénédén 1864 (Cetacea, Delphinidae) na região de Cananeia, sul do estado de São Paulo. 2002. 144 f. Tese de Doutorado - Zoologia), Universidade de São Paulo, São Paulo.

ROSAS, F. et al. Natural history of dolphins of the genus *Sotalia*. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1-2, p. 57-68, 2010.

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**, v. 5, n. 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**, v. 87, n. 01, p. 207-212, 2007.

ROSSI-SANTOS, M. R.; WEDEKIN, L. L.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A. Habitat use of the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae), in the Caravelas River estuary, eastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, n. 1-2, p. 111-116, 2010.

RYKIEL, E. J. Testing ecological models: the meaning of validation. **Ecological modelling**, v. 90, n. 3, p. 229-244, 1996.

SANTOS, M. C. de O.; ACUNA, L.; ROSSO, S. Insights on site fidelity and calving intervals of the marine tucuxi dolphin (*Sotalia fluviatilis*) in south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 81, n. 6, p. 1049-1052, 2001

SANTOS, M. C. de. O. Uso de área e organização social do boto-tucuxi marinho, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), no estuário de Cananeia, SP. 2004. 256 p. Tese (Doutorado em Ecologia Geral) - Universidade de São Paulo, São Paulo

SANTOS, M. C. de O. Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) displaying beach hunting behavior in the Cananeia estuary, Brazil: social context and conservation issues. **Brazilian Journal of oceanography**, v. 58, n. 2, p. 143-152, 2010.

SANTOS, M. C. de O.; ROSSO, S. Social organization of marine tucuxi dolphins, *Sotalia guianensis*, in the Cananeia estuary of southeastern Brazil. **Journal of Mammalogy**, v. 89, n. 2, p. 347-355, 2008.

SANTOS, M. C. de O. et al. Insights on small cetacean feeding habits in southeastern Brazil. **Aquatic Mammals**, v. 28, n. 1, p. 38-45, 2002.

SANTOS, M. C. de O.; ROSSO, S. Ecological aspects of marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) based on group size and composition in the Cananeia Estuary, southeastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, 2007.

SANTOS, M. D. 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)**. Dissertação de Mestrado, 1999, 144 p. Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, Brasil.

SARGEANT, B. et al. Specialization and development of beach hunting, a rare foraging behavior, by wild bottlenose dolphins (*Tursiops* sp.). **Canadian Journal of Zoology**, v. 83, n. 11, p. 1400-1410, 2005.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; MESQUITA, H.; CINTRÓN-MOLERO, G. The Cananeia Lagoon estuarine system, São Paulo, Brazil. **Estuaries**, v. 13, n. 2, p. 193-203, 1990.

SCHIPPER, J. et al. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. **Science**, v. 322, n. 5899, p. 225-230, 2008.

SCHOENER T. W. An empirically based estimate of home range. **Theoretical Population Biology** n. 20(3), p. 281 - 325, 1981

SCHULZE, B. **Estimativa populacional e área de vida do boto-ciza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae), na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil**. 2012. Dissertação de Mestrado em Ecologia. Centro de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina

SEAMAN, D. E.; POWELL, R. A. An evaluation of the accuracy of kernel density estimators for home range analysis. **Ecology**, v. 77, n. 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.

SILVERMAN, B. W. **Density estimation for statistics and data analysis.** CRC press, 1986.

SIMÃO, S.M. e POLETTO, F.R. Áreas preferenciais de pesca e dieta do ecótipo marinho do boto-cinza (*Sotalia fluviatilis*) na Baía de Sepetiba, RJ. **Floresta e Ambiente** (9):18-25, 2002.

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

SPENCER, W. D. Home ranges and the value of spatial information. **Journal of Mammalogy**, v. 93, n. 4, p. 929-947, 2012.

SPROGIS, K. R. et al. Home range size of adult Indo-Pacific bottlenose dolphins (*Tursiops aduncus*) in a coastal and estuarine system is habitat and sex-specific. **Marine Mammal Science**, v. 32, n. 1, p. 287-308, 2016.

STRUVE, J. et al. Lost in space? Searching for directions in the spatial modelling of individuals, populations and species ranges: **The Royal Society**, 2010.

TELES, A. P. S. A evolução geológica quaternária ea influência do Valo Grande na dinâmica sedimentar da área de Iguape, São Paulo. Dissertação de Mestrado. 1997. 98p.Universidade de Sao Paulo, São Paulo.

TESSLER, M. G. **Dinâmica sedimentar quartenária do litoral sul paulista.** Tese de Doutorado, 1988, 296p. Instituto de Geociências, Universidade de São Paulo, São Paulo.

TORRES, L. G.; READ, A. J.; HALPIN, P. Fine-scale habitat modeling of a top marine predator: Do prey data improve predictive capacity? **Ecological Applications**, v. 18, n. 7, p. 1702-1717, 2008.

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.

VIDDI, F. A. et al. Spatial and seasonal variability in cetacean distribution in the fjords of northern Patagonia, Chile. **ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil**, v. 67, n. 5, p. 959-970, 2010.

WEDEKIN, L. L. et al. Seasonal variations in spatial usage by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864)(Cetacea; Delphinidae) at its southern limit of distribution. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 1, p. 1-8, 2007.

WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; SIMÕES-LOPES, P. C. Habitat preferences of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Norte Bay, southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90, n. 08, p. 1561-1570, 2010.

WHITE, G. C. **Capture-recapture and removal methods for sampling closed populations**. Los Alamos National Laboratory, 1982.

WICKHAM, H. **ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis**. Springer-Verlag New York, 2009.

WOOD, S. **Generalized additive models: an introduction with R**. CRC press, 2006.

WOOD, S.N. Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. **Journal of the Royal Statistical Society (B)** 73(1):3-36. 2011

WOOD, S. N.; AUGUSTIN, N. H. GAMs with integrated model selection using penalized regression splines and applications to environmental modelling. **Ecological modelling**, v. 157, n. 2, p. 157-177, 2002.

WORTON, B. J. Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. **Ecology**, v. 70, n. 1, p. 164-168, 1989.

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.

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

ZUUR, A. F. et al. Dealing with heterogeneity. In: (Ed.). **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. p.71-100, 2009a

_____. GLM and GAM for Absence–Presence and Proportional Data. In: (Ed.). **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. p.245-259, 2009b.

_____. Things are not always linear; additive modelling. In: (Ed.). **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. p.35-69, 2009c.

_____. Additive Mixed Modelling Applied on Phytoplankton Time Series Data. In: (Ed.). **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. p.423-446, 2009d

5 - APÊNDICE I

Figura 20 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_10 no estuário de Cananéia, entre 2015 e 2016. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN_10 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_10, AUC = 0,75 (IC 95% : 0,65 – 0,85). (C) Área domiciliar do indivíduo KN_10 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV. (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_10.

Tabela 10 - Relação de coeficientes paramétricos e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_10 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananéia entre 2015 e 2016.

Coeficientes paramétricos				
	Valor estimado	Erro padrão	Valor da estatística Z	Pr(>(z))
Intercepto	-1,85	0,26	-7,06	< 2 ⁻¹¹
d_Barra	1,00	0,32	3,12	0,01

Figura 21 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_17 no estuário de Cananéia, entre 2015 e 2016. **(A)** Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN_17 com marcas naturais que permitiram sua identificação. **(B)** Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_17, AUC = 0,80 (IC 95% : 0,67 – 0,94). **(C)** Área domiciliar do indivíduo KN_17 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV. **(D)** Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_17.

Tabela 11 - Relação de coeficientes paramétricos e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_17 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananéia entre 2015 e 2016

Coeficientes paramétricos				
	Valor estimado	Erro padrão	Valor da estatística Z	Pr(>(z))
Intercepto	-1,88	0,28	-6,52	< 2 ⁻¹⁰
d_Barra	0,9	0,43	2,13	0,03
d_rio	1,11	0,46	2,41	0,015

Figura 22 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_22 no estuário de Cananéia, entre 2015 e 2016. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN_22 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_22, AUC = 0,79 (IC 95% : 0,72 – 0,87). (C) Área domiciliar do indivíduo KN_22 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV. (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_22.

Tabela 12 - Relação de coeficientes paramétricos e termo aditivo e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_22 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananéia entre 2015 e 2016

Coeficientes paramétricos e termo aditivo				
	Valor estimado	Erro padrão	Valor da estatística Z	Pr(>(z))
Intercepto	-2,25	0,28	-7,84	$< 2^{-14}$
d_Barra	0,77	0,28	2,70	$< 0,01$
s(profundidade)	edf = 2,96	-		$p \text{ (chi)} = 0,01$

Figura 23 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_23 no estuário de Cananéia, entre 2015 e 2016.. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN_23 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_23, AUC = 0,81 (IC 95% : 0,73 – 0,91). (C) Área domiciliar do indivíduo KN_23 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV . (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_23.

Tabela 13 - Relação de coeficientes paramétricos e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_23 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananéia entre 2015 e 2016

Coeficientes paramétricos				
	Valor estimado	Erro padrão	Valor da estatística Z	Pr(>(z))
Intercepto	-2,03	0,25	-7,93	$< 2^{-14}$
d_Barra	1,47	0,30	4,76	$< 0,01$

Figura 24 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_26 no estuário de Cananéia, entre 2015 e 2016.. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN_26 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (C) Área domiciliar do indivíduo KN_26 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV . (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_26.

Figura 25 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_29 no estuário de Cananéia, entre 2015 e 2016.. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN_29 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_29, AUC = 0,83 (IC 95% : 0,74 – 0,91). (C) Área domiciliar do indivíduo KN_29 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV. (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_29.

Tabela 14 - Relação de coeficientes paramétricos e termo aditivo e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_29 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananéia entre 2015 e 2016

Coeficientes paramétricos e termo aditivo				
	Valor estimado	Erro padrão	Valor da estatística Z	Pr(>(z))
Intercepto	-2,72	0,34	-7,84	$< 2^{-14}$
d_rio	-1,45	0,42	-3,44	$< 0,01$
s(d_Barra)	edf = 2,85	-		$p \text{ (chi)} < 0,01$

Figura 26 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_48 no estuário de Cananéia, entre 2015 e 2016. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN_48 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_48, AUC = 0,84 (IC 95% : 0,76 – 0,92). (C) Área domiciliar do indivíduo KN_48 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV. (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_48.

Tabela 15 - Relação de coeficientes paramétricos e termo aditivo e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_48 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananéia entre 2015 e 2016

Coeficientes paramétricos e termo aditivo				
	Valor estimado	Erro padrão	Valor da estatística Z	Pr(>(z))
Intercepto	-7,18	0,47	-15,08	$< 2^{-16}$
profundidade	0,69	0,23	2,93	$< 0,01$
s(d_Barra)	edf = 3,96	-		$p \text{ (chi)} < 0,01$

Figura 27 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_81 no estuário de Cananéia, entre 2015 e 2016. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN_81 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_81, AUC = 0,94 (IC 95% : 0,90 – 0,97). (C) Área domiciliar do indivíduo KN_81 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV. (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_81.

Tabela 16 - Relação de coeficientes paramétricos e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_81 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananéia entre 2015 e 2016

Coeficientes paramétricos				
	Valor estimado	Erro padrão	Valor da estatística Z	Pr(>(z))
Intercepto	-11,94	3,22	-7,90	< 0,01
d_Barra	-7,80	2,16	-3,60	< 0,01

Figura 28 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_84 no estuário de Cananéia, entre 2015 e 2016. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN_84 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_84, AUC = 0,89 (IC 95% : 0,86 – 0,92). (C) Área domiciliar do indivíduo KN_84 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV. (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_84.

Tabela 17 - Relação de coeficientes paramétricos e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_84 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananéia entre 2015 e 2016.

Coeficientes paramétricos				
	Valor estimado	Erro padrão	Valor da estatística Z	Pr(>(z))
Intercepto	-8,00	1,29	-6,17	< 0,01
profundidade	0,79	0,30	2,62	< 0,01

Figura 29 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_89 no estuário de Cananéia, entre 2015 e 2016. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN_89 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_89, AUC = 0,92 (IC 95% : 0,88 – 0,95). (C) Área domiciliar do indivíduo KN_89 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV. (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_89.

Tabela 18 - Relação de coeficientes paramétricos e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_89 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananéia entre 2015 e 2016

Coeficientes paramétricos				
	Valor estimado	Erro padrão	Valor da estatística Z	Pr(>(z))
Intercepto	-8,83	2,41	-3,66	< 0,01
d_rio	10,45	4,88	-2,14	0,03

Figura 30 - Informações sobre uso de área e seleção de recursos do indivíduo KN_105 no estuário de Cananéia, entre 2015 e 2016. (A) Perfil da nadadeira dorsal do indivíduo KN_105 com marcas naturais que permitiram sua identificação. (B) Curva ROC do modelo selecionado para o indivíduo KN_105, AUC = 0,94 (IC 95% : 0,91 – 0,97). (C) Área domiciliar do indivíduo KN_105 estimada por kernel fixo de densidade - LSCV. (D) Estimativas do kernel fixo de densidade – LSCV e pontos de recaptura do indivíduo KN_105.

Tabela 19 - Relação de coeficientes paramétricos e seus respectivos níveis de significância do modelo de função de probabilidade de seleção de recursos selecionado para o indivíduo KN_105 da população de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananéia entre 2015 e 2016.

Coeficientes paramétricos				
	Valor estimado	Erro padrão	Valor da estatística Z	Pr(>(z))
Intercepto	-15,48	3,47	-4,45	< 0,01
profundidade	1,29	0,41	3,09	< 0,01
d_urb	-9,00	2,94	-3,06	< 0,01

6 - APÊNDICE II

Figura 31- Pontos de avistamento de grupos de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia durante o verão de 2015.

Pontos de referência para Figuras 31 a 33: 1 – Saco do Mandira, 2 – Balsa Ilha de Cananeia – Ilha Comprida, 3 – Bairro Agrossolar (Cananeia), 4 – Vilarejo Juruvaúva (Ilha Comprida), 5 – Vilarejo Pedrinhas (Ilha Comprida), 6 – Balsa Ilha de Cananeia – Continente.

Figura 32- Pontos de avistamento de grupos de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia durante o inverno de 2015.

Figura 33- Pontos de avistamento de grupos de *Sotalia guianensis* no estuário de Cananeia durante o verão de 2016.