

Universidade Federal de Juiz de Fora
Pós-Graduação em Ecologia
Doutorado em Ecologia

Daniela Ferro de Godoy

O Boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia:
fatores associados ao uso de habitat.

Juiz de Fora
2016

Daniela Ferro de Godoy

O Boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia:
fatores associados ao uso de habitat.

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Juiz de Fora, como requisito parcial para obtenção do grau de Doutor em Ecologia

Orientador: Prof. Dr. Artur Andriolo

Juiz de Fora
Julho de 2016

Agradecimentos

Ao meu orientador Dr. Artur Andriolo, que aceitou minha orientação no mestrado e não desistiu de mim no doutorado. Por todo auxílio na minha formação como pesquisadora, pelas conversas em minhas idas rápidas a JF, além de toda a compreensão. Ao JP, pelo amor incondicional, mamãe e papai, que me mandam forças extras de onde estiverem permitindo que eu continuasse sempre. As minhas irmãs, simplesmente por serem minhas irmãs. Especial a Renata, que me “patrocinou” no início do doutorado, quando eu ainda não tinha bolsa e um PATROCÍNIO. Isso tudo não teria sido finalizado sem sua ajuda. A minha família, de maneira particular as tias que mais uma vez me ajudaram a cuidar do João para que eu conseguisse terminar o doutorado.

A Franzoca com a palavra certa quando eu mais precisava: um puxão de orelha, uma palavra de incentivo. Tudo na medida, o suficiente para me acalmar ou dar o empurrão necessário, e toda a sua família (minha também), por toda a hospitalidade nesses 8 anos, regados de pão com requeijão Porto Alegre e café... Tenho certeza que vocês estarão comigo sempre. Sarah, Suzana e seus agregados por estarem sempre disponíveis pra ajudar, para comer coxinhas e Dogão...

Manfredo por todo o companheirismo de varar madrugadas comigo apenas para me fazer companhia. Por me fazer respirar fundo tentando me acalmar... E por mais que toda a ajuda nas planilhas tenha sido muita, ela não passou de um detalhe perto de todo o resto.

Ao Emygdio pelo IPeC e todo apoio que tive, principalmente por me permitir continuar coletando meus dados mesmo quando o patrocínio havia acabado. Leticia, Daiana, AP, Giovane: cada um com seu pouquinho... O desenho amostral, as saídas pilotos tendo como o ponto de referência “casa invisível”, “ilhas cogú” e o “morro da...”, as coletas em campo, a companhia, conversas, cafés e as leituras dos capítulos na finaleira!!!. Seu Marapé... a pessoa mais empolgada em sair pra campo não deixando eu desanimar nunca. Sua companhia, principalmente nos campos solitários, foi muito importante pra mim... Caio, Eric, Rebe por me auxiliarem na fase final do doutorado, cada um ao seu modo e todos os ipequianos (incluindo os estagiários que passaram por lá) que acompanharam de alguma forma meu trabalho

Aos pescadores Gilmar Xavier, Sergio Neves e seu Marape (de novo) que me deu a honra de poder escutar todo o conhecimento que vocês tem e isso foi essencial não só pro meu trabalho mais também pra vida...

Guilherme Bortolotto, Federas por terem me auxiliado com os dados, planilhas e modelos

Ao Jose Harari e Mauro do IO - USP, ao Gilson do DAEE pela disponibilidade de dados necessários ao meu trabalho. Ao Jocemar Mendonça do Instituto de Pesca que, além de disponibilizar os dados, me disponibilizou seu tempo em conversas que me deram ideias e soluções que se concretizaram em parte importante do trabalho.

Aos companheiros do Labec, aos alunos e secretaria do pgecol. A Helo e Jessica que chegaram quase aos 45 minutos no segundo tempo, mas foram essenciais para a finalização do trabalho, forças fazendo um gol de letra... rsrs

Agradeço antecipadamente a Banca examinadora, que tenho certo que terão contribuições que enriquecerão meu trabalho.

E finalmente a Capes pela bolsa, ao Pgecol, ao IPeC e a Petrobras Ambiental pelo apoio logístico e/ou financeiro.

“Faça tudo, busque o impossível, mas,
meu amigo, respeite o mar. O sábio
marinheiro sabe que Ele jamais venceu
uma tormenta, apenas e tão-somente
apenas, foi o mar que deixou Ele passar.”

Carta ao Hélio – Entre dois pólos, Amyr Klink

"Del rigor en la ciencia", Jorge Luis Borges Naquele Império, a Arte da Cartografia logrou tal perfeição que o mapa de uma única Província ocupava toda uma Cidade, e o mapa do império, toda uma Província. Com o tempo, esses Mapas Desmedidos não satisfizeram e os Colégios de Cartógrafos levantaram um Mapa do Império, que tinha o tamanho do Império e coincidia pontualmente com ele. Menos Adictas ao Estudo da Cartografia, as Gerações Seguintes entenderam que esse dilatado Mapa era Inútil e não sem Impiedade o entregaram às Inclemências do Sol e dos Invernos. Nos desertos do Oeste perduram despedaçadas Ruínas do Mapa, habitadas por Animais e por Mendigos; em todo o País não há outra relíquia das Disciplinas Cartográficas.

Suárez Miranda: Viajes de varones prudentes, libro cuarto, cap. XLV, Lérida, 1658

Resumo

A modelagem pode ser utilizada para determinar a distribuição de uma determinada espécie em uma área. Deste modo, pode auxiliar na conservação de espécies ameaçadas. Neste estudo, modelos foram utilizados para avaliar a influência do habitat, do tipo de presas capturadas por pescadores artesanais e do Valo Grande sobre a presença do boto-cinza na região do Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia. Os dados foram coletados entre janeiro de 2012 a novembro de 2014, durante três 3 saídas de campo por estação do ano. Estas saídas de campo foram realizadas em quatro setores pré-definidos, que foram percorridos em transecções lineares. O setor II foi o de maior ocorrência de botos, provavelmente pela proximidade com o oceano adjacente. A distribuição entre os setores foi mais homogênea nas estações mais frias, onde os valores das variáveis ambientais são mais estáveis. Os maiores agrupamentos de animais também foram encontrados no inverno. Os botos foram avistados em diversos valores das variáveis ambientais analisadas. No entanto, as maiores ocorrências foram registradas em águas mais turvas; profundidades maiores que 10 metros; salinidade acima de 10 ppm; e águas mais frias e nas marés de sizíguas. A presença do cerco-fixo no estuário também influenciou positivamente a ocorrência dos botos, que utilizam essa armadilha de pesca como barreira, minimizando a fuga das suas presas. A tainha foi a categoria de peixe que teve a maior associação com a presença dos botos, seguida pela guaivira e prejereba. Já o parati e o camarão estuarino apresentaram uma influência negativa com a presença do boto. O modelo preditivo do Valo Grande mostrou que a descarga de água doce influencia de maneira negativa na presença dos botos. Pelo exposto, fica claro que os botos-cinza apresentaram uma distribuição heterogênea dentro do estuário estudado e as áreas de maior concentração merecem maior atenção na elaboração de estratégias de conservação.

Palavras-chave: GLM, GAM, habitat, interferência antrópica.

Abstract

Niche modelling can be used to determine the distribution of a particular species in an environmental space (ecological niche). It may be important to help to preserve endangered species. Therefore, in this study, niche modelling was used to evaluate the influence of: the habitat; the artisanal fishermen's catch species; and the Valo Grande on the presence of the Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in the Estuarine Lagunar Complex of Cananéia, Brazil. The data were collected in three fieldworks per season, from January 2012 to November 2014. The fieldworks took place in four pre-defined sectors. These sectors were sampled using a line-transect method. The presence of the Guiana dolphin was observed mostly on sector II. Probably because of the proximity to the adjacent ocean. The distribution among sectors was more homogeneous in the short cool season, when the environmental variables are more stable. The larger dolphin clusters were found during the winter. Guiana dolphins were sighted in a great diversity of environmental conditions. Nonetheless, the highest occurrences were recorded in cooler and turbid waters; depths greater than 10 meters; salinity above 10 ppm; and during spring tides (technically known in Portuguese as 'maré de sizígia'). Furthermore, the presence of an artisanal fish trap, known locally as *cercos-fixos*, has positively influenced the occurrence of Guiana dolphins in the estuary. The dolphins use *cercos-fixos* fish traps to corner shoals and reduce the escape routes of their prey. The mullet (*Mugil brasiliensis*) was the fish species which had the highest positive correlation with the presence of dolphins, followed by the leatherjacket (*Oligoplites saurus*) and the tripletail (*Lobotes surinamensis*). On the other hand, the white mullet (*Mugil curema*) and the whiteleg shrimp (*Litopenaeus vannamei*) had a negative correlation with the presence of the Guiana dolphin. The data collected on the Valo Grande Channel showed that freshwater discharges decrease the presence of Guiana dolphins. We can conclude that the Guiana dolphins have a heterogeneous distribution within the studied estuary. Therefore, the areas of greatest occurrence deserve greater attention in the development of preservation strategies.

Key words: GLM, GAM, habitat, human interference

Sumário

Introdução geral	11
1. Referencias.....	18
2. Anexo.....	24
Capítulo I A associação dos peixes capturados pela pesca estuarina com a presença do Boto-cinza no Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia	25
1. Introdução	26
2. Material e Métodos	29
3. Resultados	34
4. Discussão.....	41
5. Referencias.....	48
Capítulo II A influência das variáveis ambientais no uso do habitat pelo Boto-cinza no Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia	57
1. Introdução	58
2. Material e Métodos	62
3. Resultados	67
4. Discussão.....	85
5. Referencias.....	90
Capítulo III Influência da Vazão do Valo Grande sobre o uso do habitat pelos botos-cinza (<i>Sotalia guianensis</i>) no Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia	102
1. Introdução	103
2. Material e Métodos	108
3. Resultados	112
4. Discussão.....	116
5. Considerações finais.....	119
6. Referencias.....	120
7. Anexos.....	126

Introdução Geral

As atividades antrópicas estão exercendo uma pressão crescente sobre os oceanos particularmente nas áreas costeiras, ameaçando os ecossistemas marinhos, especialmente os pequenos cetáceos, que dependem dessas regiões para se alimentarem e reproduzirem (Barreto et al., 2010; Ross et al., 2011; Azzellino et al., 2012; Tardin et al., 2013). A opção de mitigação, que é muitas vezes promovida para minimizar o impacto das atividades antropogênicas em ambientes marinhos, é evitar qualquer impacto sobre habitats críticos de espécies sensíveis.

A existência de áreas protegidas e a colaboração entre os seus gestores e pesquisadores não só garante que ambos os grupos tenham algum nível de propriedade sobre a informação produzida através da pesquisa, mas faz com que esta seja relevante para gestão e possa ter uma aplicação direta nos processos de tomada de decisão. Os gestores e pesquisadores tendem a concordar com a importância da maioria dos temas e a necessidade de responder a questões fundamentais sobre as principais ameaças que pesam sobre a gestão das áreas protegidas (Cvitanovic et al., 2013).

Na região do litoral sul do Estado de São Paulo e litoral do Estado do Paraná existem mais de 50 Unidades de Conservação (UC's) costeiras, marinhas e terrestres com diferentes categorias de manejo (Figura 01), das quais mais de 40 unidades fazem parte do Mosaico Lagamar. De acordo com SNUC (Sistema Nacional de Unidades de Conservação) (MMA, 2000), o termo Mosaico se refere a um:

“conjunto de Unidades de Conservação de categorias diferentes ou não, próximas, justapostas ou sobrepostas e outras áreas protegidas públicas ou privadas, constituindo um mosaico, a gestão do conjunto deverá ser feita de forma integrada e participativa, considerando-se os seus distintos objetivos de conservação, de forma a compatibilizar a presença da biodiversidade, a valorização da sociodiversidade e o desenvolvimento sustentável no contexto regional.”

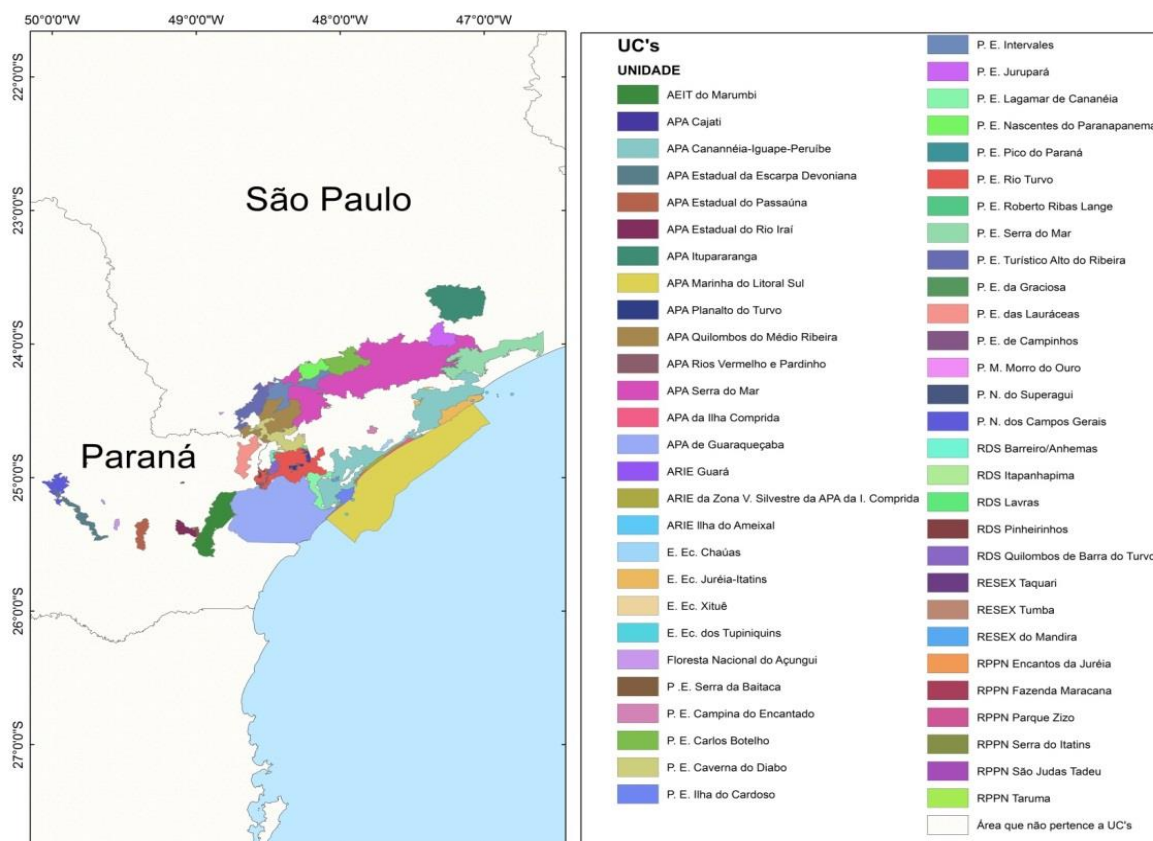


Figura 01. Mapa da região Sul do Estado de São Paulo e Paraná, mostrando as unidades de conservação existentes nesta região.

O Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia, localizado no litoral sul do Estado de São Paulo, está inserido no Mosaico Lagamar, primeiro Mosaico costeiro e marinho reconhecido formalmente (MMA, 2016). Pela diversidade ecossistêmica encontrada na região (praias, manguezais, estuários, restingas, rios, Mata Atlântica) e possuindo ainda espécies ameaçadas e endêmicas, essa região é integrante da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica e Patrimônio Mundial Natural, reconhecidos pela UNESCO desde 1991 e 1999 respectivamente (Cunha-Lignon et al., 2015). É ainda a área de maior expressão do ecossistema "restinga", fazendo parte da Rede de Reserva Mundial da Biosfera da UNESCO (SMA, 2000; UNESCO, 2010). O Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia é ainda considerado de extrema importância biológica, identificada como área prioritária para conservação (MMA, 2007). A integralização da zona costeira (terrestre) e a zona marinha dentro da unidade auxilia ainda mais na sua proteção visto grande parte do impacto sofrido pela zona marinha tem origem terrestre (Santos e Schiavetti, 2014).

O Complexo é caracterizado pela presença de três ilhas, sendo a Ilha de Cananéia separada da parte continental pelo Mar de Cubatão e separada da Ilha Comprida por um canal denominado Mar Pequeno e, estas duas ilhas separadas da Ilha do Cardoso pela Baía de Trapandé (Figura 02).

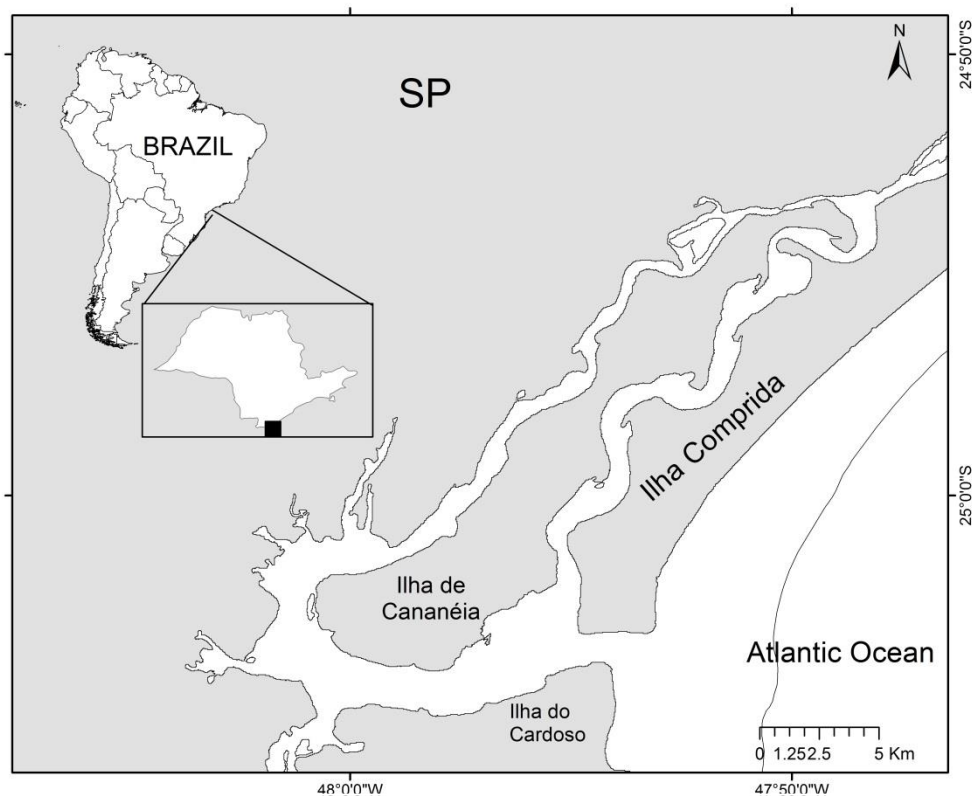


Figura 02. Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia, litoral sul do Estado de São Paulo.

Todo o estuário está sob a influência de marés, chuvas, ventos e descarga fluvial resultando na complexidade deste ecossistema (Maciel, 2001). As águas estuarinas são do ponto de vista biológico, mais produtivas do que as do oceano ou até mesmo o rio, pelo aprisionamento de nutrientes, algas e outras plantas, causado devido à hidrodinâmica da circulação, o que estimula a produtividade dessas áreas. As correntes em todos os canais do sistema são basicamente correntes de maré (Inst. Oceanogr. 1986 *apud* De Oliveira, 2002). Este estuário representa um dos ecossistemas mais preservados da costa brasileira, estando legalmente protegido por possuir numerosas Unidades de Conservação na esfera municipal, estadual e federal (Schaeffer-Novelli et al., 1990; Bisi, 2001). A vegetação é caracterizada por uma grande área de manguezal, constituída pelo mangue branco, *Laguncularia racemosa*, pelo mangue preto, *Avicennia schaueriana* e pelo mangue vermelho, *Rhizophora mangle* (Schaeffer-Novelli et al., 1990).

O clima da região é quente e úmido, caracterizado pelo predomínio de massas de ar tropical no verão e discreto predomínio de massas de ar polar no inverno. A temperatura média anual é de 21,4 °C, com amplitude anual de 7°C. A região é caracterizada pelo alto índice pluviométrico onde as chuvas estão relacionadas com as estações do ano, com verões chuvosos e invernos secos. A precipitação anual é de

2.270 mm e excede o potencial de evapotranspiração anual é de 1.656 mm. A temperatura média da água é de 23,8°C (Silva, 1989; Schaeffer-Novelli et al., 1990). As maiores profundidades da região de estudo são encontradas na Baía de Trapandé, podendo chegar a 22 metros, sendo esta área que sofre maior influência das ondas da maré (Monteiro-Filho, 1991; Domit, 2002). A região recebe o afluxo de água doce proveniente de diversos rios por toda a sua extensão, onde o aporte mais expressivo se dá pelo Rio Ribeira de Iguape, através do Valo Grande que deságua diretamente no Mar Pequeno. Em decorrência do aporte de água doce dos rios da região, a concentração de sais é afetada alterando a distribuição da salinidade na região.

No estuário de Cananéia estão presentes agrupamentos pequenos de *Sotalia guianensis* que podem ser avistados diariamente em diversos locais. A região é utilizada pela espécie para alimentação e para reprodução, sendo que os infantes podem ser vistos durante o ano inteiro (Monteiro-Filho, 1991; Havukainen et al., 2011; Godoy et al., 2015). Essa espécie (Figura 03) apresenta hábitos costeiros e estuarinos (Hetzl e Lodi, 1993). Ocorrem apenas em algumas localidades como a costa da América do Sul e Central, entre o Estado de Santa Catarina, Brasil (Simões-Lopes, 1988) e Honduras (Da Silva e Best, 1996).



Figura 03. Agrupamento de boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia. (Foto: Caio Louzada Noritake)

A estrutura social do boto-cinza em áreas fechadas é caracterizada por pequenos agrupamentos sociais que variam de 2 a 10 indivíduos (Monteiro-Filho, 2000; Bisi, 2001; Filla, 2004; Filla e Monteiro-Filho, 2009). No entanto podem ser observados agregações de até 450 indivíduos em determinados locais como a Baía de Paraty (Lodi, 2003) e de 280 indivíduos na Baía de Sepetiba (Flach et al., 2008;), ambas no Rio de Janeiro.

O boto-cinza pertence à família Delphinidae, que apresenta o maior número de espécies, englobando gêneros como: *Tursiops*, *Delphinus*, *Orcinus*, entre outros. A nadadeira dorsal desta espécie é pequena, localizada no centro do dorso, tendo uma forma triangular. O rosto é bem distinto do melão, como em outras espécies de delfínídeos (Nascimento, 2002, Monteiro-Filho et al., 2013). O boto-cinza é uma das menores espécies de cetáceos, sendo o seu comprimento máximo registrado de 2,22m (Flores, 2002). Os infantes nascem com aproximadamente 90 cm e a gestação dura em média 12 meses (Hetzl e Lodi, 1993; Rosas e Monteiro-Filho, 2002).

A espécie não apresenta dimorfismo sexual (Hetzl e Lodi, 1993) e segundo Rosas e Monteiro-Filho (2002) a maturidade sexual dos machos é atingida aos 7 anos e das fêmeas, a partir dos 6 anos. A idade máxima registrada para indivíduos desta espécie é de 29 anos para machos e 30 anos para fêmeas (Rosas et al., 2003). Sua dieta inclui peixes demersais e pelágicos além de cefalópodes e camarões (Borobia e Barros, 1989; Zanelatto, 2001; Oliveira, 2003; Oliveira et al., 2008).

A coloração da espécie é variável, em tons de cinza claro, com o dorso mais escuro. Duas bandas laterais mais claras estão presentes (Pinedo et al., 1992). Animais recém-nascidos possuem o corpo predominante rosado, com manchas acinzentadas no dorso. A nadadeira dorsal é rosa ou rosa-acinzentada. Os infantes apresentam um aumento da coloração acinzentada no dorso, estendendo-se por toda região superior da cabeça e rosto. As nadadeiras e o ventre começam a apresentar manchas cinza mais definidas. Nos jovens, o padrão de coloração se parece muito com o apresentado por animais adultos. Além do dorso, as nadadeiras são acinzentadas, mas uma mancha rosada permanece no centro da nadadeira dorsal. O ventre ainda é rosa. Os adultos apresentam o corpo predominantemente cinza, mantendo a região ventral com uma coloração clara que vai do pescoço até a região genital (Randi et al., 2008). Os adultos com redução na camada de gordura e em alta atividade também podem apresentar o ventre relativamente róseo (Domit, 2002).

De acordo com a Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção publicada em 2014 pelo Ministério do Meio Ambiente, 2014, *Sotalia guianensis* está na lista como vulnerável, ou seja, há uma probabilidade de 10% de que ela seja extinta nos próximos 100 anos. Dentre as ameaças sofridas pelas espécies ameaçadas

de extinção, Begon et al. (2007) avaliam que a perda de habitat, por conta da sobre-exploração, é a maior ameaça, principalmente para répteis e mamíferos.

O primeiro passo para a conservação efetiva de uma população é determinar os habitats que são usados com maior frequência e assim direcionar os esforços de proteção (Cañadas et al., 2005). Segundo Karczmarski et al. (2000), uma adequada identificação de habitats chaves de animais silvestres visando a proteção destes espaços, é crucial para a sobrevivência de qualquer população. Para isso o uso de modelagem de habitat tem sido proposto como uma ferramenta para identificar habitats críticos e, assim, áreas prioritárias para a proteção e conservação dos mamíferos marinhos (Cañadas et al., 2005; Redfern et al., 2006; Evans e Wang, 2008; Panigada et al., 2008; Silva et al., 2012; Castro et al., 2014; Viddi et al., 2015).

Mesmo que a região estudada seja muito preservada e pouco povoada, quando comparada a outras localidades do litoral, ela também já se mostra afetada negativamente pelas atividades humanas. A fim de minimizar este impacto, os dados contidos neste estudo, estão auxiliando ações em áreas protegidas, visando estabelecer legalmente o zoneamento e uso pretendido para a área (Anexo I), com intuito de conservar a população de botos-cinza presentes na área, que sofre ameaças antrópicas dentro das áreas protegidas (Di Benedetto e Rosas 2008; Filla et al., 2008; Zappes et al., 2009; Barreto et al., 2010).

Neste sentido, este estudo foi estruturado para contribuir com o conhecimento ecológico do boto-cinza em Cananéia, visando colaborar para a conservação dessa espécie apresentando a utilização do habitat pelo boto, sua relação com as presas e a pesca e também a influência de ações antrópicas na distribuição dos botos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AZZELLINO, A., PANIGADA, S., LANFREDI, C., ZANARDELLI, M., AIROLDI, S., NOTARBARTOLO DI SCIARA, G., 2012. Predictive habitat models for managing marine areas: Spatial and temporal distribution of marine mammals within the Pelagos Sanctuary (Northwestern Mediterranean sea) *Ocean & Coastal Management* 67, 63-74.

BARRETO, A. S., ROCHA-CAMPOS, C. C., ROSAS, F. W., DA SILVA JÚNIOR, J. M., DALLA ROSA, L., CARVALHO FLORES, P. A., & DA SILVA, V. M. F., 2010. Plano de ação nacional para a conservação dos mamíferos aquáticos: Pequenos cetáceos. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), Brasília.

BEGON, M., TOWNSEND, C. R., HARPER, J. L., 2007. Ecologia de Indivíduos a Ecossistemas. 4ªed, Artmed, Porto Alegre.

BISI, T. L., 2001. Estimativa da densidade populacional do boto-cinza *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) na região estuarina lagunar de Cananéia, SP. Monografia de Graduação. Universidade Estadual Paulista, SP.

BOROBIA, M., BARROS, N. B., 1989. Notes on the diet of marine *Sotalia fluviatilis*. *Marine Mammal Science*. 5, 395-399.

CAÑADAS, A., SAGARMINAGA, R., DE STEPHANIS, R., URQUIOLA, E., HAMMOND, P. S., 2005. Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems* 15, 495–521.

CASTRO, F. R., MAMEDE, N., DANILEWICZ, D., GEYER, Y., PIZZORNO, J. L. A., ZERBINI, A. N., ANDRIOLO, A., 2014. Are marine protected areas and priority areas for conservation representative of humpback whale breeding habitats in the western South Atlantic?. *Biological Conservation*, 179, 106-114.

CUNHA-LIGNON, M.; ALMEIDA, R. ; LIMA, N. G. B. ; GALVANI, E. ; MENGHINI, R. P. ; COELHO-Jr, C. ; SCHAFFER--NOVELLI, Y. 2015. Monitoramento de Manguezais: abordagem integrada frente às alterações ambientais. In: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação - CBUC, 2015, Curitiba. Anais do VIII CBUC - Trabalhos Técnicos 2015. Curitiba: Fundação Grupo Boticário, p. 1-17.

CVITANOVIC, C., WILSON, S. K., FULTON, C. J., ALMANY, G. R., ANDERSON, P., BABCOCK, R. C., BAN, N.C., BEEDEN, R.J., BEGER, M., CINNER, J., DOBBS, K., EVANS, L.S., FRANHAM, A., FRIEDMAN, K.J., GALE, K., GLADSTONE, W., GRAFTON, Q., GRAHAM, N.A.J., GUDGE, S., HARRISON, P.L., HOLMES, T.H., JOHNSTONE, N., JONES, G.P., JORDAN, A., KENDRICK, A.J., KLEIN, C.J., LITTLE, L.R., MALCOLM, H.A., MORRIS, D., POSSINGHAM, H.P., PRESCOTT, J., PRESSEY, R.L., SKILLETER, G.A., SIMPSON, C., WAPLES, K., WILSON, D., WILLIAMSON, D. H., 2013. Critical research needs for managing coral reef marine protected areas: Perspectives of academics and managers. *Journal of environmental management* 114, 84-91.

DA SILVA, V. M. F., BEST, R. C., 1996. *Sotalia fluviatilis*. *Mammalian Species* 527, 1-7.

DE OLIVEIRA, L. V., 2002. Utilização de imagens Hi8 na identificação individual de *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) na região de Cananéia, S.P. Monografia de Bacharelado. Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto, USP, Ribeirão Preto, SP.

DI BENEDITTO, A. P. M., ROSAS, F. C. W., 2008. Mortalidade, in: Monteiro-Filho, E.L.A., Monteiro, K.D.K.A. (Eds.), *Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza*. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo.

DOMIT, C., 2002. Comportamento de filhotes de *Sotalia guianensis* (CETACEA: DELPHINIDAE), na região do Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia, São Paulo. Monografia de Graduação, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.

EVANS, P.G.H., WANG, J., 2008. Harbour Porpoise Spatial Modelling to Identify Possible Hotspots for Marine Protected Areas, in: Evans, P.G.H. (Ed.), *Selection Criteria for Marine Protected Areas for Cetaceans*. European Cetacean Society's 21st Annual Conference, Ecs Special Publication Series, n. 48, pp. 61-69.

FILLA, G., 2004. Estimativa da densidade populacional e estrutura de agrupamento do boto-cinza *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na baía de Guaratuba e na porção norte do Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá, PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

FILLA, G. F., MONTEIRO-FILHO, E. L. A., 2009. Group structure of *Sotalia guianensis* in the bays within the coast of Paraná, south of Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89 (5): 985-993.

FILLA, G. F., ATEM, A. C. G., BISI, T. L., OLIVEIRA, L. V., DOMIT, C., GONÇALVES, M., HAVUKAINEN, L., OLIVEIRA, F., RODRIGUES, R. G., ROSAS, F. C. W., SANTOS-LOPES, A. R., MONTEIRO-FILHO, E. L. A., 2008. Proposal for creation of a 'zoning with regulation of use in the Cananéia estuarine-lagoon complex' aiming the conservation of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae). *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3 (1) 75-83.

FLACH, L., FLACH, P., CHIARELLO, A. G., 2008. Aspects of behavioral ecology of *Sotalia guianensis* in Sepetiba Bay, southeast Brazil. *Marine Mammal Science*, 24 (3) 503 – 515.

FLORES, P.A.C., 2002. Tucuxi *Sotalia fluviatilis*. Pp. 1267-1269. In: W.F. Perrin; B. Wursig & J.G.M. Trewissen (eds.) *Encyclopedia of Marine Mammals*. Academic Press. London, UK.

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

HAVUKAINEN, L., MONTEIRO-FILHO, E.L.A., FILLA, G.F., 2011. Population density of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in the Cananéia region, Southeastern Brazil. *Revista Biologica Tropical* 59, 1275-1284.

HETZEL, B., LODI, L., 1993. Baleias, botos e golfinhos: guia de identificação para o Brasil. 1ª ed. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro, RJ.

KARCZMARSKI, L., COCKCROFT, V.G., MCLACHLAN, A., 2000. Habitat use and preferences of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Marine Mammals Science* 16(1): 65-79.

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

MACIEL, N. A. L., 2001. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna do complexo estuarino-lagunar de Iguape-Cananéia-São Paulo-Brasil. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, SP.

MMA, 2000. lei nº 9.985, de 18 de Julho de 2000. Regulamenta o artigo 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Ministério do Meio Ambiente, Brasília. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm> Acesso em: 15 de abril de 2015.

MMA, 2007. Ministério do Meio Ambiente. Portaria nº 9, de 23 de janeiro de 2007. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br/>>. Acessado em 24 de julho de 2013.

MMA, 2014. Ministério do Meio Ambiente. Portaria n 444, 17 de dezembro de 2014. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/especies-ameacadas-de-extincao/fauna-ameacada>>. Acessado em 28 de agosto de 2015.

MMA, 2016. Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zona-costeira-e-marinha/unidades-de-conservacao-e-mosaicos>>. Acessado em: 05 de março de 2016.

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

MONTEIRO-FILHO, E. L. A., 2000. Group organization in the dolphin *Sotalia guianensis* in an estuary of southeastern Brazil. *Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 52 (2). 97-101.

MONTEIRO-FILHO, E. L. A., OLIVEIRA, L. V., MONTEIRO, K. D. K. A., FILLA, G. F., QUITO, L., GODOY, D. F., 2013. Guia ilustrado de Mamíferos Marinhos do Brasil. 1ª edição. Instituto de Pesquisas Cananéia (IPEC), São Paulo.

NASCIMENTO, L. F., 2002. Descrição comportamental do boto cinza (*Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853), Delphinidae, Cetacea) no litoral sul do estado do Rio Grande do Norte. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, RN.

OLIVEIRA, M. R., 2003. Ecologia alimentar de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvilliei* (Cetacea, Delphinidae e Pontoporiidae) no litoral sul do estado de São Paulo e litoral do estado do Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

OLIVEIRA, M. R., ROSAS, F. C. W., PINHEIRO, P. C., DOS SANTOS, R. A., 2008. Alimentação. Capítulo 8 In: MONTEIRO-FILHO, E. L. A., MONTEIRO, K. D. K. A. (Eds). Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza. Páginas & Letras Editora e Gráfica LTDA, São Paulo, Brazil.

PANIGADA, S., ZANARDELLI, M., MACKENZIE, M., DONAVAN, C., MÉLIN, F., HAMMOND, P.S., 2008. Habitat Modelling for Large Cetaceans, in: Evans, P.G.H. (Ed.), Selection Criteria for Marine Protected Areas for Cetaceans. European Cetacean Society's 21st Annual Conference, Ecs Special Publication Series, n. 48, pp. 31-38.

PINEDO, M.C., ROSAS, F.C.R., MARMONTEL, M., 1992. Cetáceos e pinípedes do Brasil. Uma revisão dos registros de ocorrência e guia para identificação de espécies. UNEP/FUA, Manaus.

RANDI, M. A. F., RASSOLIN, P., ROSAS, F. C. W., MONTEIRO-FILHO, E. L. A., 2008. Padrão de cor da pele. In: MONTEIRO-FILHO, E. L. A., MONTEIRO, K. D. K. A. (Eds). Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza. Páginas & Letras Editora e Gráfica LTDA, São Paulo.

REDFERN, J. V., FERGUSON, M. C., BECKER, E. A., HYRENBACH, K. D., GOOD, C., BARLOW, J., KASCHNER, K., BAUMGARTNER, M. F., FORNEY, K. A., BALLANCE, L. T., FAUCHALD, P., HALPIN, P., HAMAZAKI, T., PERSHING, A. J., QIAN, S. S., READ, A., REILLY, S. B., TORRES, L., WERNER, F., 2006. Techniques for cetacean-habitat modeling. *Marine Ecology Progress Series*. 310, 271-295.

ROSAS, F. C. W., MONTEIRO-FILHO, E. L. A., 2002. Reproduction of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) on the coast of Paraná, southern Brazil. *Journal of Mammalogy*,. 82 (2). 507-515.

ROSAS, F. C. W., BARRETO, A. S., MONTEIRO-FILHO, E. L. A., 2003. Age and growth of the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) (Cetacea, Delphinidae) on the Paraná coast, southern Brazil. *Fishery Bulletin*, 101, 377-383.

ROSS, P.S.; BARLOW, J.; JEFFERSON, T.A.; HICKIE, B.E.; LEE, T.; MACFARQUHAR, C.; PARSONS, E.C.; RIEHL, K.N.; ROSE, N.A.; SLOOTEN, E.; CHIA-YANG TSAI J, WANGD, J.Y.; WRIGHT, A.J.; YANG, S.C. 2011. Ten guiding principles for the delineation of priority habitat for endangered small cetaceans. *Marine Policy* 35, 483–488.

SANTOS, C. Z., SCHIAVETTI, A., 2014. Spatial analysis of Protected Areas of the coastal/marine environment of Brazil. *Journal for Nature Conservation*, 22(5), 453-461.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y., MESQUITA, H.S.L., CINTRON-MOLERO, G., 1990. Lagoon Estuarine System, São Paulo, Brazil. *Estuaries Columbia*, 13 (2). 193-203.

SILVA, J.F., 1989. Dados climatológicos de Cananéia e Ubatuba (Estado de São Paulo). *Bolm. Climatol. do Inst. Oceanogr.*, São Paulo, 6, 1-21.

SILVA, M.A., PRIETO, R., MAGALHÃES, S., SEABRA, M.I., MACHETE, M., HAMMOND, P.S., 2012. Incorporating information on bottlenose dolphin distribution into marine protected area design. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 22, 122-133.

SIMÕES-LOPES, P. C., 1988. Sobre a ampliação da distribuição do gênero *Sotalia* Gray, 1866 (Cetacea, Delphinidae), para as águas do Estado de Santa Catarina, Brasil. *Biotemas* 1 (1) 58-62.

SMA, 2000. Secretaria do Estado do Meio Ambiente. Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo, São Paulo.

UNESCO. 2010. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization. <<http://www.unesco.org>>. (accessed 20.07.2010).

TARDIN, R.H., SIMÃO, S.M., ALVES, M.A.S., 2013 Distribution of *Tursiops truncatus* in Southeastern Brazil: a Modeling Approach for Summer Sampling. *Natureza & Conservação* 11(1):1-10.

VIDDI, F. A.; HARCOURT, R.G.; HUCKE-GAETE, R., 2015. Identifying key habitats for the conservation of Chilean dolphins in the fjords of southern Chile. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* DOI: 10.1002/aqc.2553

ZANELATTO, R. C., 2001. Dieta do boto-cinza *Sotalia fluviatilis* (CETACEA, DELPHINIDAE) no Complexo Estuarino da Baía e Paranaguá e sua relação com a ictiofauna estuarina. Dissertação de Mestrado Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

ZAPPES, C.A., ANDRIOLO, A., SILVA, F.O., MONTEIRO-FILHO, E.L.A., 2009. Potential conflicts between fishermen and *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae) in Brazil. *Sitientibus Série Ciências Biológicas* 9(4), 208-214.

Anexo

Proposta de Ampliação da ZUSPB

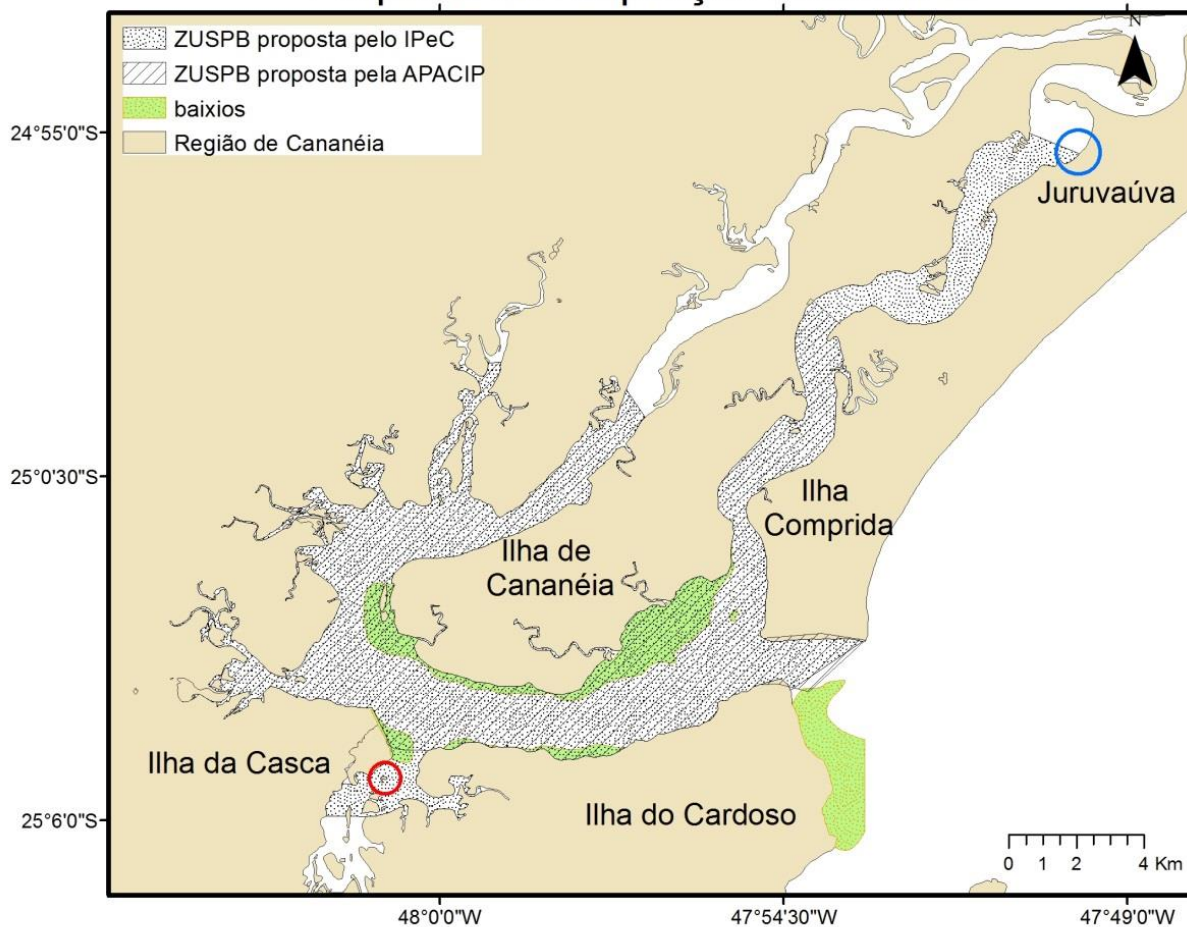


Figura 04 Mapa ilustrando a proposta para a Zona Estuarina De Uso Sustentável e Proteção aos Botos (ZUSPB) feita pela Área de Proteção Ambiental Cananéia-Iguape-Peruibe (APA-CIP) (listrado) e a contraproposta do Instituto de Pesquisas Cananéia (IPeC) (pontilhado). As áreas circuladas em azul representa o limite norte, na região do Bairro Juruvaúva, enquanto a área circulada em vermelho está a ilha da Casca, limite sul da contraproposta.

Capítulo I

A associação dos peixes capturados pela pesca estuarina com a presença do Boto-cinza (*Sotalia guianensis*) no Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia.

Introdução

O Complexo Estuarino Lagunar de Cananeia é uma das regiões mais preservadas do litoral brasileiro, possuindo mais de 40 UC's. Por permanecer preservado esse estuário é um dos ecossistemas mais produtivos do Atlântico Sul (UNESCO, 2005; Pereira et al., 2014).

Ricklefs (2003) define o estuário como “*únicos por causa da sua mistura de água salgada e água doce. Além disso, os nutrientes transportados pelos rios e a rápida troca entre águas de superfície e sedimentos contribuem para uma produtividade biológica extrema*”. Os manguezais, que fazem parte de muitos estuários são importantes ecossistemas, sendo um excelente criadouro de muitas espécies de peixes, como a tainha, o parati, a corvina, o bagre, o robalo além da pescada, baiacu, maria-luisa, peixe-espada, manjuba e o linguado, que deixam o mar aberto para desovar ou buscar alimentos nos rios, lagoas e gamboas (Pereira et al., 2014).

A pesca é uma das atividades mais antigas da história da humanidade (Pereira et al., 2014). Na América do Sul, centro oeste brasileiro já foram encontrados vestígios de anzóis e redes feitas de algodão por populações que viveram há 5.000 anos atrás (Pereira et al., 2014). Atualmente dentro do Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia a pesca é desenvolvida artesanalmente, utilizando técnicas para a captura de peixes, moluscos e crustáceos, pouco alterada ao longo da história (Mendonça, 2007; Mendonça e Katsuragawa, 2008). Até 2004 a região possuía aproximadamente 5000 pescadores, responsáveis por quase 90% dos desembarques no município, sendo a maioria da frota artesanal que, em geral atuam de forma autônoma, com meios de produção próprios, sozinhos ou com a família, ou ainda em parceria com outros pescadores (Mendonça, 2007).

Mendonça (2007) em seu estudo sobre a pesca do Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia – Iguape – Ilha Comprida registrou entre 1995 a 2004 110 espécies de teleósteos, distribuídas em 40 famílias; 14 espécies e 6 famílias de elasmobrânquios, 13 espécies e 7 famílias de crustáceos e 9 espécies e 6 famílias de moluscos que são capturados pela pesca estuarina. Maciel (2001) fez um levantamento da ictiofauna na região de Cananéia entre 1996 e 1997 relacionando a ocorrência dos peixes com diversas variáveis ambientais, totalizando em 132 espécies distribuídas em 50 famílias. Ainda de acordo com o autor diferentes peixes têm comportamentos diferentes diante a variação espacial e temporal das variáveis ambientais. Esses dois estudos mostram a diversidade ictiológica presente dentro do estuário.

No estuário de Cananéia estão presentes agrupamentos pequenos de *Sotalia guianensis* que podem ser avistados diariamente em locais diferentes. A região é utilizada pela espécie para atividade de pesca e para reprodução, sendo que os infantes podem ser vistos durante o ano inteiro (Monteiro-Filho, 1991; Havukainen et al., 2011). A presença de infantes e as atividades de alimentação indicam a importância do estuário de Cananéia para o desenvolvimento e a manutenção de *S. guianensis*, que constitui uma área muito importante para obtenção de informações sobre esta espécie.

Em modo geral, os pequenos odontocetos são considerados generalistas, alimentando-se de uma grande variedade de presas disponível no seu habitat (Borobia e Barros, 1989; Simão e Poletto, 2002; Kanaji et al., 2016), como mostra a Tabela 01. Isso também se aplica ao boto-cinza, já que a presença de peixes pelágicos e demersais em seu conteúdo estomacal indica que ele se alimenta de espécies de diversas profundidades (Borobia e Barros, 1989; Simão e Poletto, 2002).

Tabela 01. Relação dos gêneros de peixes já encontrados na dieta do *Sotalia guianensis* na costa brasileira

Relação de peixes consumíveis por <i>Sotalia guianensis</i> em diversas áreas de ocorrência na costa brasileira *.			
<i>Achirus</i>	<i>Cynoscion</i>	<i>Menticirrhus</i>	<i>Pogonias</i>
<i>Anchoa</i>	<i>Diapterus</i>	<i>Micropogonias</i>	<i>Pomadasys</i>
<i>Anchoviella</i>	<i>Diplectrum</i>	mistura	<i>Porichthys</i>
<i>Bothus</i>	<i>Eucinostomus</i>	<i>Mugil</i>	<i>Sardinella</i>
<i>Caranx</i>	<i>Eugerres</i>	<i>Nebris</i>	<i>Selene</i>
<i>Centropomus</i>	<i>Genytremus</i>	<i>Ophichthus</i>	<i>Stellifer</i>
<i>Cetengraulis</i>	<i>Hemirhanphus</i>	<i>Opisthonema</i>	<i>Trichiurus</i>
<i>Chloroscombrus</i>	<i>Isopisthus</i>	<i>Orthopristes</i>	<i>Umbrina</i>
<i>Citharichthys</i>	<i>Larimus</i>	<i>Paralichthys</i>	
<i>Conodon</i>	<i>Lutjanus</i>	<i>Paralonchurus</i>	
<i>Ctenosciaena</i>	<i>Lycengraulis</i>	<i>Pellona</i>	

*Referências: Borobia e Barros, 1989; Schmiegelow, 1990; Di Benedetto, 2000; Zanelatto, 2001; Oliveira, 2003; Oliveira et al., 2008; Pansard 2009; Cremer et al., 2012; Lopes et al., 2012; Ougo, 2012; Paitach, 2015.

Em muitos estudos sobre o uso de hábitat conclui-se que as características ambientais influenciam efetivamente na distribuição e abundância de recursos alimentares, que determinam, por sua vez, toda a distribuição da espécie numa determinada área (Ballance, 1992; Davis et al., 1998; Lodi, 2002; Hastie et al., 2004; Torres et al., 2008). Por isso os hábitos alimentares variados são os principais fatores na diferença do uso de habitat dos cetáceos (Moreno, 2005; Azzelino et al., 2008; Pansard, 2009). No entanto, outros fatores como as variáveis abióticas, também podem contribuir para essa diferença quanto ao uso do ambiente pelos cetáceos (Gaskin, 1968; Davis et al., 1998; Karczmarski et al., 2000; Lodi, 2002; Bräger et al., 2003; Hastie et al., 2004; Littaye et al., 2004; Garaffo, et al., 2007; Wedekin, 2007; Bearzi et al., 2008; Rossi-Santos et al., 2010; Kaschner et al., 2011; Pirota et al., 2011; Dalla Rosa et al., 2012; Davies et al., 2013; Evans e Bjørge, 2013; Lambert et al., 2014; Arcangeli et al., 2016; Kanaji et al., 2016) ou pela própria presa (Baumgartner et al., 2001; Learmonth et al., 2006; MacLeod, 2009), fazendo com que o relacionamento dos cetáceos com essas variáveis sejam indiretos (Boer et al., 2014). Torres et al. (2008) mencionam a importância de inserir os dados de presas, mesmo que ainda não seja uma tarefa fácil, já que as variáveis ambientais utilizadas na maioria dos estudos influenciam os cetáceos de maneira indireta e os cetáceos são muito sensíveis às variações de abundância de presas (Lambert et al., 2014).

O presente estudo busca relacionar a ocorrência e variações de peixes capturados pela pesca artesanal em relação ao uso de habitat por *Sotalia guianensis*.

Material e Métodos

A área de estudo abrange todo o entorno da Ilha de Cananéia e foi dividida em quatro setores: I, II, III e IV de acordo com as características físiográfica da área. As transecções foram traçadas com o auxílio do programa GPS TrackMaker 13.5 (Figura 01).

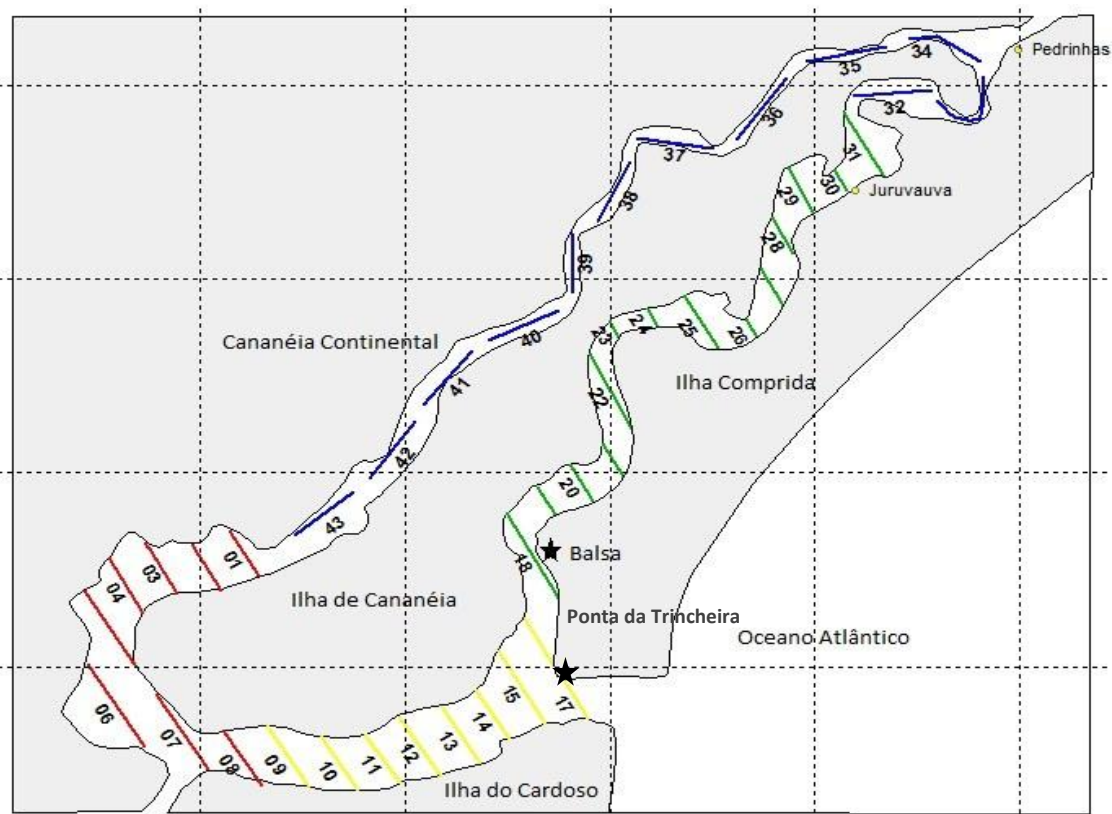


Figura 01. Mapa do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia onde são realizadas as expedições de campo. As transecções lineares de cada um dos quatro setores amostrais estão representadas por cores diferentes (Setor I: Cor vermelha; Setor II: cor amarela; Setor III: Cor verde; Setor IV: Cor azul).

Entre janeiro de 2012 a novembro de 2014 foram realizadas 3 expedições estacionais por setor, para coleta dos descritores ambientais e ocorrência dos botos na área. As expedições foram realizadas a bordo de embarcação do tipo Flex-Boat, em baixa velocidade (aproximadamente 10 km/h) mantendo uma distância mínima de 50 metros dos botos, procurando tomar, assim, todos os cuidados para minimizar o impacto sobre os animais e não molestar os mesmos (Rezende, 2000; Filla et al., 2008). A cada encontro com um agrupamento de botos foi contabilizado o tamanho dos agrupamentos para obter o valor total dentro de cada expedição/setor. Os valores da chuva foram disponibilizados pelo Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo - DAEE (DAEE, 2015) e o tipo de maré foi definido de acordo com a tábua de maré do Instituto Oceanográfico, USP (2015). A amplitude máxima das marés é de 1.7m. Quando a amplitude da maré era igual ou menor que 0.8m a maré foi considerada de quadratura e quando era maior que 0.8m a maré foi classificada como sizígia. Quando um período de amostragem estava em andamento e as condições climáticas se alteravam bruscamente, o trabalho de campo era interrompido, descartando os dados coletados caso menos da metade das transecções do setor tivessem sido percorridas.

O ano foi dividido em quatro estações: primavera, verão, outono, inverno. Segue abaixo o índice de precipitação das estações durante todo o período de estudo oriundo da estação meteorológica do Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo - DAEE (DAEE, 2015) (Figura 02).

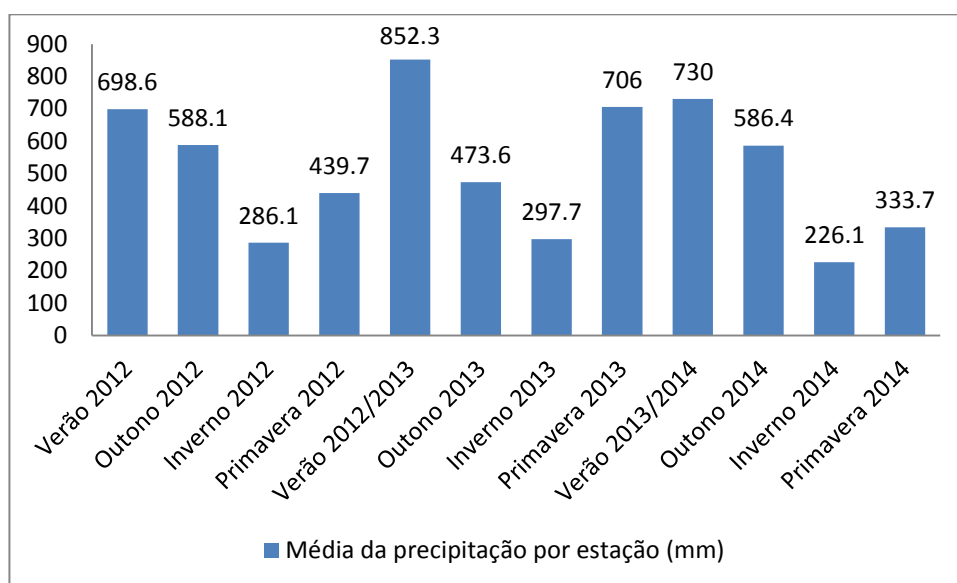


Figura 02. Precipitação na área de estudo nas estações do ano.

Também foram utilizados como variável explicativa, dados das espécies comerciais da pesca artesanal do estuário de Cananéia nos anos 2012, 2013 e 2014. Foram disponibilizados pelo Instituto de Pesca – SAA/SP, na Unidade Laboratorial de Referência Estatístico de Produção Pesqueira Marinha, através do Programa de Monitoramento da Atividade Pesqueira (PMAP-SP), a quantidade em quilogramas de cada espécie ou categoria de peixes desembarcados. O Instituto de Pesca obtém esses dados através dos pontos de escoamento, ou, ainda via o próprio pescador (Mendonça, 1998; Mendonça e Miranda, 2008, Mendonça e Cordeiro, 2010). Foram somados os quilogramas de cada espécie ou categoria do dia anterior a expedição de campo, do dia da expedição de campo e no dia posterior.

Os dados dos desembarques pesqueiros no ano de 2012 utilizam os nomes populares nas planilhas, por isso para minimizar erros na junção dos dados de todos os anos foram considerados apenas os gêneros. A exceção foi apenas dos nomes populares que englobam mais de um gênero, permanecendo assim o nome popular: pescadas, bagres, raias e mistura que são diversas espécies de peixes, que muitas vezes não tem valor comercial, ou espécies consideradas alvo da pesca, no entanto capturadas com um tamanho bem inferior ao comercializado. Já as espécies do gênero *Mugil* foram consideradas as duas espécies por estas possuírem períodos de ocorrência bem distintos.

As categorias de peixes que possuíam menos de 10% de frequência foram retiradas das análises para não inflarem o modelo com variáveis explicativas pouco significativas.

De acordo com Mendonça e Katsuragawa, 2008: “A pesca exclusivamente estuarino-lagunar utiliza embarcações de diversos tamanhos e modelos, desde voadeiras até canoas, que podem ser motorizadas (5 a 40 HP), ou não (a remo).” Os tipos de artes de pesca utilizadas na pesca estuarina também foram inseridos no modelo, considerando a presença ou ausência da arte no dia de campo, o dia que antecede e o dia posterior. A caracterização das artes de pesca foram feitas de acordo com Mendonça, 2007 e Mendonça e Katsuragawa, 2008:

- Espinhel vertical (Figura 3a): composto por um cabo principal cujo comprimento varia de acordo com a profundidade. Os anzóis são dispostos ao longo do cabo, distando em torno de 1m entre si, com uma bóia na superfície e um peso no fundo. O espinhel vertical não fica fixo ao fundo, podendo ser carregada pela corrente de maré.
- Espinhel horizontal: possui um cabo principal, e anzóis que distam em geral 2m um do outro, cujos tamanhos variam de acordo com o peixe visado, apresentando duas bóias e pesos nas extremidades, dispostos de tal maneira que sejam regulados à profundidade desejada, geralmente no fundo (Figura 3b).

- Cerco-fixo (Figura 3c): principal arte de pesca empregada no estuário, confeccionada com bambu ou taquara-mirim e arame, que compõe a panagem, é sustentada por moirões e forma um tipo de “curral” instalado à beira do mangue. Possui durabilidade média em torno de três meses, dependendo da sua resistência ao intemperismo.
- Gerival (Figura 3d): Esta arte trabalha de acordo com a corrente de maré, utilizando embarcações pequenas como canoas com ou sem motor (5 a 15 H.P.) e voadeiras com motores de popa (15 a 25 H.P.), exercendo um arrasto passivo.
- Redes de emalhe: são utilizadas dentro do estuário e possuem comprimentos que variam desde 400 m até 600 m, com altura em torno de 3 m, de tamanhos de malhas que variam de acordo com o produto alvejado.
- Tarrafa: arte de pesca comum na região, sendo uma rede em forma de funil a qual é lançada sobre os cardumes ou manchas de camarões, capturando-os.

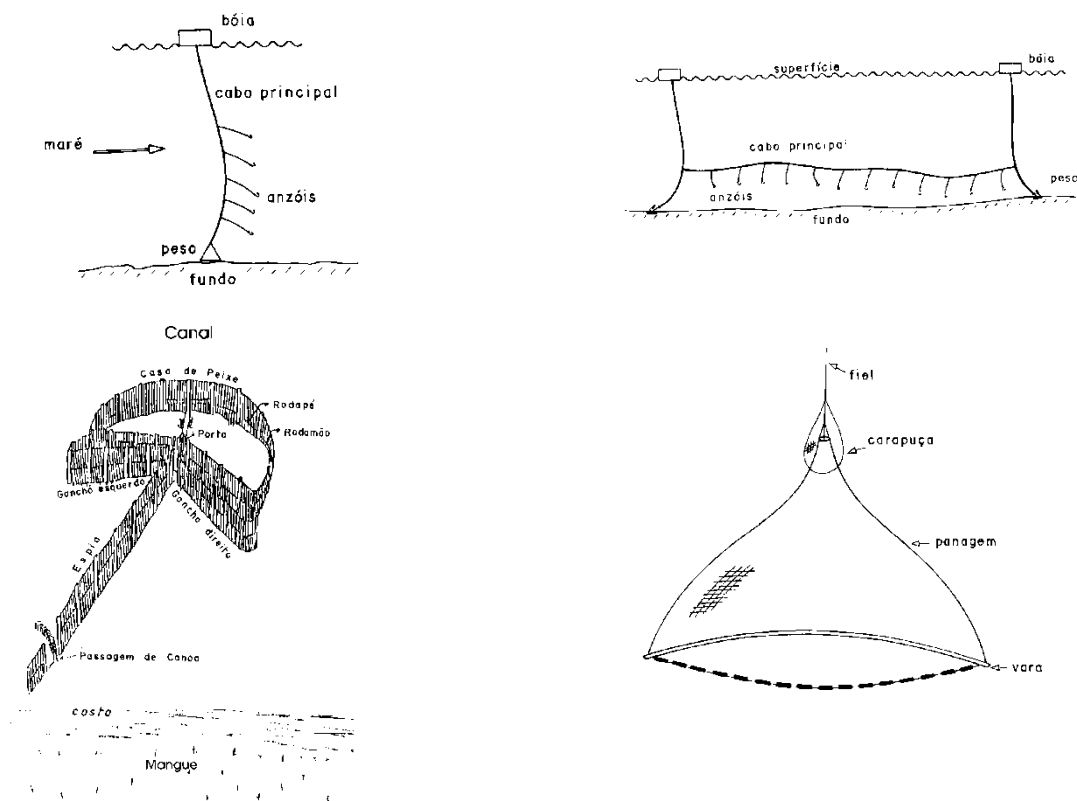


Figura 03. Artes de pesca empregadas dentro do estuário: (a) espinhel vertical; (b) espinhel de fundo; (c) cerco-fixo; (d) gerival. Fonte: Mendonça e Katsuragawa, 2008.

Modelos

Para as análises foram utilizados o número total de indivíduos por expedição de campo, sendo a “ocorrência dos botos” adotada como variável resposta e, como variáveis explicativas ou preditores: (1) estação do ano, (2) média de três dias de chuva em

Cananéia, (3) setor, (4) tipo de maré (sizígia ou quadratura), (5) categorias de peixes presentes na pesca comercial com mais de 10% de frequência e (6) artes de pesca.

Inicialmente foi feita uma análise exploratória a fim de identificar possíveis “outliers” e retirá-lo das análises subsequentes. Em seguida foi realizada correlação de Spearman para avaliar a correlação entre as variáveis ambientais. O coeficiente de correlação linear r mede a intensidade da relação linear entre duas variáveis (Triola, 2008). Variáveis com correlação acima de $|0.6|$ foram consideradas colineares e, portanto, uma variável foi retirada do modelo. Logicamente, os preditores deixados de fora devem ser aqueles que são menos fortemente correlacionadas com a variável de resposta, e isto pode ser determinada na análise exploratória das relações entre preditores individuais e resposta espécies (Franklin, 2009). Guisan et al. (2002) chamam à atenção para fato de que dois preditores altamente correlacionados podem aparecer como não significativos, embora possam explicar grande parte dos resultados se considerados individualmente.

Para avaliar se as variáveis explicativas influenciam a ocorrência dos indivíduos foi desenvolvido um Modelo Linear Generalizado (GLM) utilizando-se o pacote *stats* no software *R* (R Core Team, 2015), com o intuito de analisar qual a melhor estrutura para o conjunto de dados. A variável resposta “ocorrência dos botos” é um dado de contagem e de acordo com Zuur et al. (2009), para dados de contagem são modeladas de acordo com a distribuição do tipo Poisson ou binomial negativa. Acredita-se que modelos que utilizam a abundância, ao contrário dos modelos de presença e ausência, possam apresentar resultados mais confiáveis pela maior quantidade de dados coletados em um mesmo ponto (Alves, 2015).

Todos os GLMs foram melhor ajustados pela distribuição binomial negativa. A escolha do modelo mais ajustado foi feita através do Critério de Informação de Akaike (AIC, Burnham e Anderson, 2002), no qual um menor valor (menor desvio inexplicável) significa um “melhor” modelo (Franklin, 2009).

Foi desenvolvido um modelo geral, com todos os preditores (variáveis explicativas) presentes. Depois os modelos contendo apenas as artes de pesca presentes e em seguida modelos só as categorias de peixes capturadas tanto em toda a área de estudo como também por setor e por estação do ano. Utilizou-se a ferramenta “*Stepwise*” do software *R*, que consiste em um algoritmo de seleção automática do melhor modelo, com base no menor valor de AIC, ou Critério de Informação de Akaike.

Resultados

De janeiro de 2012 a novembro de 2014 foram realizadas 131 expedições de campo totalizando em 330 horas de esforço efetivo. Foram avistados 5003 indivíduos, com uma média de 38 botos por expedição.

Neste período foram desembarcadas 57 categorias de peixes da pesca estuarina em Cananéia. Parte das espécies desembarcadas, no entanto, foram capturadas em pequena quantidade ou não foram o alvo da pesca e sim fauna acompanhante, por isso foram retirados das análises os gêneros ictiológicos que tinham menos de 10% de frequência, permanecendo assim somente 15 categorias nas análises (Tabela 01).

Tabela 01. Categorias de peixes capturados pela frota artesanal da região de Cananéia (SP) com mais de 10% de frequência dentro dos dias de expedições de campo

Categorias de pescado	Nome popular	Organização social	Hábito
<i>Centropomus</i>	Robalo	Solitários ou Cardume	Demersal
<i>Chaetodipterus</i>	Paru	Cardume	Demersal
Pescadas	Pescadas	Cardume	Demersal
<i>Diapterus</i>	Carapeba ou Caratingaitê	Cardume	Demersal
Bagres	Bagres	Cardume	Bentônico
<i>Litopenaeus</i>	Camarão estuarino	Cardume	Bentônico
<i>Lobotes</i>	Prejereba	Solitários	Demersal
<i>Micropogonias</i>	Corvina, cascote	Cardume	Demersal
Mistura	Diversas espécies e famílias sem valor comercial	-	
<i>Mugil curema</i>	Parati	Cardume	Pelágico
<i>Mugil liza</i>	Tainha	Cardume	Pelágico
<i>Oligoplites</i>	Salteira, guaivira	Cardume	Pelágico
<i>Paralichtlys</i>	Linguado	Solitários	Bentônico
<i>Pogonias</i>	Miraguaia	Cardumes	Demersal
Raias	Raias	Solitários	Bentônico

Um modelo geral com todos os preditores foi desenvolvido (Tabela 2), com um AIC – Binomial Negativa = 2391.1 e a significância foi os valores de p-valor menor que 0.05.

Tabela 02. Resultados do GLM desenvolvido com todas as variáveis (preditores) e a presença ou ausência dos botos-cinza. Os valores de p-valor menor que 0.05 foram significativos.

Coeficientes:	Estimate	erro padrão	p-valor
Intercepto	3.12E+00	3.27E-01	< 2e-16 ***
outono	-2.42E-02	1.27E-01	0.848995
primavera	-3.37E-01	1.76E-01	0.055281 .
verão	-7.25E-02	1.44E-01	0.614128
chuva_media_3	-2.44E-03	1.73E-03	0.15984
setor II	7.10E-01	1.36E-01	1.71e-07 ***
setor III	4.07E-01	1.52E-01	0.007325 **
setor I	-3.98E-01	1.26E-01	0.001605 **
Maré sizígia	-2.21E-02	8.78E-02	0.801521
<i>Centropomus</i>	-1.37E-03	6.15E-03	0.824059
<i>Chaetodipterus</i>	4.86E-03	3.39E-03	0.151732
Pescadas	-2.78E-03	1.13E-03	0.013361 *
<i>Diapterus</i>	6.68E-03	3.87E-03	0.084530 .
Bagres	2.47E-04	5.16E-04	0.632974
<i>Lobotes</i>	1.77E-03	1.11E-03	0.111083
<i>Micropogonias</i>	7.21E-05	7.35E-04	0.921823
Mistura	2.94E-03	3.74E-03	0.431561
<i>Mugil_Curema</i>	-4.57E-03	1.29E-03	0.000411 ***
<i>Mugil_Liza</i>	1.70E-04	1.72E-04	0.321871
<i>Oligoplites</i>	-4.77E-03	1.07E-02	0.655282
<i>Paralichthys</i>	-4.23E-03	8.60E-03	0.622703
<i>Pogonias</i>	-1.69E-02	1.26E-02	0.180449
Raias	-6.43E-03	6.17E-03	0.297359
cerco_fixo	1.48E-01	1.17E-01	0.204971
Espinhel	7.78E-01	1.39E-01	2.30e-08 ***
linha_de_mao	2.97E-01	1.71E-01	0.082278 .
multi_artes	2.41E-01	1.09E-01	0.026770 *
Tarrafas	2.79E-02	1.40E-01	0.842126
Emalhe	1.98E-01	2.78E-01	0.475236
vara	4.01E-01	1.27E-01	0.001589 **

Código de significância: 0 '***', 0.001, '**' 0.01, '*' 0.05, '.' 0.1, ' ' 1.

Para as artes de pesca utilizadas na região estuarina, a função “stepwise” selecionou apenas 3 artes como componentes do melhor modelo, todos com p-valor menor que 0.05 (Tabela 03).

Tabela 03. Resultados do GLM desenvolvido com as artes de pesca. Os valores de p-valor menor que 0.05 foram significativos.

Coeficientes	Estimate	erro padrão	p-valor
Intercepto	3.32824	0.09915	< 2e-16 ***
cerco_fixo	0.25674	0.11001	0.01961 *
tarrafas	0.31172	0.14075	0.02678 *
varas	0.3578	0.1358	0.00842 **

Step binomial AIC: 2683
 Código de significância: 0 '***', 0.001, '**' 0.01, '*' 0.05, '.' 0.1, '' 1.

Os modelos apenas com as categorias de peixes em toda a área de estudo demonstraram uma significância positiva da presença do boto em relação às seguintes categorias de peixes: *Lobotes*, *Mugil liza*, *Oligoplites*, e significância negativa da presença do boto em relação a presença de Pescadas e *Mugil curema* (Tabela 04).

Tabela 04. Resultados do GLM desenvolvido com as categorias de peixes. Os valores de p-valor menor que 0.05 foram significativos.

Coeficientes:	Estimate	Erro padrão	p-valor
Intercepto	3.672782	0.0850584	< 2e-16 ***
<i>Centropomus</i>	-0.00979	0.0060755	0.10701
<i>Chaetodipterus</i>	0.003795	0.0038037	0.31841
Pescadas	-0.00528	0.0010817	1.07e-06 ***
<i>Diapterus</i>	-8.4E-05	0.0040426	0.98344
Bagres	-0.00069	0.0005405	0.19993
<i>Litopenaeus</i>	0.000117	0.0010982	0.91501
<i>Lobotes</i>	0.00318	0.0011464	0.00553 **
<i>Micropogonias</i>	0.001314	0.0007449	0.07777 .
Mistura	0.003342	0.0040653	0.41099
<i>Mugil_Curema</i>	-0.0053	0.0012289	1.61e-05 ***
<i>Mugil_Liza</i>	0.000493	0.0001647	0.00279 **
<i>Oligoplites</i>	0.022971	0.010102	0.02297 *
<i>Paralichthys</i>	0.011613	0.008808	0.18736
<i>Pogonias</i>	-0.00678	0.0134844	0.61516
Raias	-0.00559	0.0062383	0.37007

AIC (Binomial Negativa): 2462.2

Código de significância: 0 '***', 0.001, '**' 0.01, '*' 0.05, '.' 0.1, '' 1.

Já os modelos com as categorias de peixes em cada estação do ano e em cada setor mostraram que houve uma variação na significância de cada categoria de peixes nas diferentes estações do ano e setor (Tabela 05 e 06)

Tabela 05. Resultados do GLM desenvolvido com as categorias de pesca por cada estação do ano na região de Cananéia durante o período de estudo. Os valores de p-valor menor que 0.05 foram significativos.

primavera				Verão			
Coeficientes:	Estimate	erro padrão	p-valor	Coeficientes:	Estimate	erro padrão	p-valor
Intercepto	3.78896	0.3227802	< 2e-16 ***	Intercepto	3.290307	0.242656	< 2e-16 ***
<i>Centropomus</i>	-0.07104	0.0222122	0.00138 **	<i>Centropomus</i>	0.026219	0.019468	0.17806
<i>Chaetodipterus</i>	0.007951	0.004989	0.11102	<i>Chaetodipterus</i>	0.066726	0.033362	0.04549 *
Pescadas	-0.00823	0.00313	0.00859 **	Pescadas	0.000266	0.002699	0.92149
<i>Diapterus</i>	0.00911	0.0068526	0.18373	<i>Diapterus</i>	-0.04566	0.03727	0.2205
Bagres	-0.00111	0.0007119	0.11754	Bagres	-0.00864	0.004966	0.08203 .
<i>Litopenaeus</i>	-0.00311	0.006779	0.64626	<i>Litopenaeus</i>	-0.00605	0.002625	0.02115 *
<i>Lobotes</i>	-0.00246	0.0163779	0.88054	<i>Lobotes</i>	0.012418	0.008752	0.15593
<i>Micropogonias</i>	0.00061	0.0011599	0.59919	<i>Micropogonias</i>	0.008579	0.006839	0.2097
Mistura	-0.01431	0.0098251	0.14515	Mistura	0.003629	0.018154	0.84156
<i>Mugil_curema</i>	-0.00321	0.0038657	0.40626	<i>Mugil_curema</i>	-0.00423	0.00321	0.18789
<i>Mugil_liza</i>	0.002184	0.0007057	0.00197 **	<i>Mugil_liza</i>	0.002026	0.002148	0.3456
<i>Oligoplites</i>	0.123197	0.0248184	6.91e-07 ***	<i>Oligoplites</i>	0.022474	0.026207	0.39115
<i>Paralichthys</i>	0.024243	0.0990728	0.80669	<i>Paralichthys</i>	-0.14703	0.136075	0.27991
<i>Pogonias</i>	-0.01928	0.0144541	0.18222	<i>Pogonias</i>	-1.24518	0.430797	0.00385 **
Raias	-0.01125	0.0134192	0.40192	Raias	-0.02411	0.015197	0.11263
AIC: 459.24				AIC: 643.44			

Continuação...

Outono			
Coeficientes:	Estimate	erro padrão	p-valor
Intercepto	3.797371	0.1383674	< 2e-16 ***
<i>Centropomus</i>	-0.0164	0.0084209	0.051404 .
<i>Chaetodipterus</i>	NA	NA	NA
Pescadas	0.004235	0.0032961	0.198832
<i>Diapterus</i>	-0.004	0.0134828	0.766652
Bagres	-0.00017	0.0014059	0.902084
<i>Litopenaeus</i>	-0.00161	0.0013739	0.240532
<i>Lobotes</i>	0.001474	0.000997	0.139161
<i>Micropogonias</i>	-0.00033	0.0026772	0.902909
Mistura	0.006178	0.0043774	0.158137
<i>Mugil_curema</i>	-0.00471	0.0017514	0.007130 **
<i>Mugil_liza</i>	-0.0001	0.000241	0.667405
<i>Oligoplites</i>	0.04023	0.0158249	0.011015 *
<i>Paralichthys</i>	-0.05095	0.017095	0.002878 **
<i>Pogonias</i>	0.199396	0.2414167	0.408837
Raias	0.061604	0.016113	0.000132 ***
AIC: 707.35			

Inverno			
Coeficientes:	Estimate	erro padrão	p-valor
Intercepto	3.097906	0.109489	< 2e-16 ***
<i>Centropomus</i>	0.015017	0.009981	0.132435
<i>Chaetodipterus</i>	NA	NA	NA
Pescadas	-0.01946	0.004787	4.81e-05 ***
<i>Diapterus</i>	0.008097	0.005804	0.162998
Bagres	0.000814	0.001212	0.501499
<i>Litopenaeus</i>	0.003356	0.003859	0.384502
<i>Lobotes</i>	-0.13623	0.040004	0.000661 ***
<i>Micropogonias</i>	0.002063	0.001052	0.049897 *
Mistura	-0.09473	0.034225	0.005645 **
<i>Mugil_curema</i>	-0.00298	0.001627	0.067339 .
<i>Mugil_liza</i>	0.001438	0.000178	6.38e-16 ***
<i>Oligoplites</i>	0.023869	0.012188	0.050169 .
<i>Paralichthys</i>	0.032866	0.006614	6.72e-07 ***
<i>Pogonias</i>	0.140434	0.055028	0.010709 *
Raias	-0.04372	0.026812	0.10298
AIC: 581.69			

Código de significância: 0 '***', 0.001, '**' 0.01, '*' 0.05, '.' 0.1, ' ' 1.

Tabela 06. Resultados do GLM desenvolvido para cada setor da área de estudo. Os valores de p-valor menor que 0.05 foram significativos.

Setor I				setor III			
Coeficientes:	Estimate	erro padrão	p-valor	Coeficientes:	Estimate	erro padrão	p-valor
Intercepto	3.016697	0.1521897	< 2e-16 ***	Intercepto	4.16E+00	1.95E-01	< 2e-16 ***
<i>Centropomus</i>	0.034475	0.0116872	0.00318 **	<i>Centropomus</i>	-3.38E-02	1.29E-02	0.00888 **
<i>Chaetodipterus</i>	-0.02786	0.0205377	0.17492	<i>Chaetodipterus</i>	6.57E-02	3.34E-02	0.04923 *
Pescadas	-0.00178	0.0021303	0.40251	Pescadas	-1.18E-02	1.84E-03	1.28e-10 ***
<i>Diapterus</i>	-0.00026	0.0091938	0.97766	<i>Diapterus</i>	2.11E-02	7.03E-03	0.00265 **
Bagres	0.001876	0.000892	0.03551 *	Bagres	7.62E-04	7.02E-04	0.27762
<i>Litopenaeus</i>	0.00231	0.0022143	0.29692	<i>Litopenaeus</i>	-3.57E-03	1.29E-03	0.00555 **
<i>Lobotes</i>	0.024453	0.0280615	0.38354	<i>Lobotes</i>	-2.25E-03	5.19E-03	0.66441
<i>Micropogonias</i>	0.002934	0.0049081	0.55006	<i>Micropogonias</i>	7.45E-05	7.12E-04	0.91668
Mistura	0.002159	0.0093558	0.81753	Mistura	-3.77E-02	1.17E-02	0.00123 **
<i>Mugil_Curema</i>	0.001935	0.0027385	0.47981	<i>Mugil_Curema</i>	-3.45E-03	1.63E-03	0.03392 *
<i>Mugil_Liza</i>	0.000791	0.0004895	0.10626	<i>Mugil_Liza</i>	3.87E-04	1.63E-04	0.01744 *
<i>Oligoplites</i>	-0.03915	0.0349942	0.2632	<i>Oligoplites</i>	-5.81E-03	1.11E-02	0.60063
<i>Paralichthys</i>	-0.19874	0.1143576	0.08223 .	<i>Paralichthys</i>	-5.84E-03	1.30E-02	0.65278
<i>Pogonias</i>	-0.47219	0.4113599	0.25102	<i>Pogonias</i>	-3.30E-02	2.62E-02	0.20876
Raias	-0.02393	0.0082827	0.00386 **	Raias	9.96E-02	2.24E-02	8.86e-06 ***
AIC: 516.93				AIC: 626.75			

Continuação...

setor II			
Coeficientes:	Estimate	erro padrão	p-valor
Intercepto	4.283098	0.0670806	< 2e-16 ***
<i>Centropomus</i>	-0.01045	0.013129	0.42589
<i>Chaetodipterus</i>	-0.00464	0.0053214	0.38275
Pescadas	-0.00744	0.0016409	5.73e-06 ***
<i>Diapterus</i>	0.077397	0.0318689	0.01516 *
Bagres	0.003208	0.0022838	0.16015
<i>Litopenaeus</i>	-0.00072	0.0020698	0.72955
<i>Lobotes</i>	-0.00041	0.0012819	0.74813
<i>Micropogonias</i>	-0.00244	0.0008608	0.00464 **
Mistura	-0.0054	0.0040515	0.18252
<i>Mugil_Curema</i>	-0.01007	0.0015461	7.32e-11 ***
<i>Mugil_Liza</i>	0.00054	0.0002023	0.00762 **
<i>Oligoplites</i>	0.062084	0.0439815	0.15807
<i>Paralichthys</i>	-0.01126	0.0046576	0.01566 *
<i>Pogonias</i>	0.066717	0.0380214	0.07931 .
Raias	-0.00507	0.0061626	0.41067
AIC: 499.46			

Setor IV			
Coeficientes:	Estimate	erro padrão	p-valor
Intercepto	3.161858	0.246563	< 2e-16 ***
<i>Centropomus</i>	-0.00083	0.014404	0.954325
<i>Chaetodipterus</i>	NA	NA	NA
Pescadas	-0.00278	0.002335	0.233643
<i>Diapterus</i>	0.005399	0.007671	0.481536
Bagres	0.003009	0.002559	0.239584
<i>Litopenaeus</i>	-0.00132	0.003549	0.709516
<i>Lobotes</i>	-1.10967	0.317363	.000471 ***
<i>Micropogonias</i>	-0.00196	0.004757	0.68074
Mistura	0.007372	0.006783	0.277131
<i>Mugil_Curema</i>	-0.01339	0.003302	.04e-05 ***
<i>Mugil_Liza</i>	0.003025	0.00206	0.141896
<i>Oligoplites</i>	0.213623	0.136002	0.116244
<i>Paralichthys</i>	0.251449	0.23184	0.278108
<i>Pogonias</i>	-0.07172	0.038425	.061990 .
Raias	0.053539	0.165367	0.746123
AIC: 674.48			

Código de significância: 0 '***', 0.001, '**' 0.01, '*' 0.05, '.' 0.1, '' 1.

Discussão

A mudança sazonal da distribuição dos cetáceos é quase certamente relacionada à mudança de oferta de alimentos (Bräger et al., 2003). Por isso os golfinhos parecem ser encontrados principalmente nas áreas de maior abundância de suas possíveis presas (Karczmarski et al., 2000). Em ecossistemas estuarinos as variações de salinidade, temperatura, transparência entre outros possuem grandes alterações, principalmente pelo encontro da água doce com o mar, o que pode interferir na ocorrência de abundância de presas (Maciel, 2001; Ricklefs, 2003; Schmiegelow, 2004; Redfern et al., 2006; Begon et al., 2007). Podemos inferir então que essas variáveis ambientais podem influenciar a distribuição das presas que, por fim determinam a distribuição dos cetáceos (Redfern et al., 2006). O Capítulo 2 apresenta que diversas variáveis ambientais influenciam o uso do habitat pelo boto-cinza. Maciel (2001) demonstra a influência das mesmas variáveis ambientais na ictiofauna da região, que possuem diversos itens da dieta do boto-cinza, afirmando que a influência das variáveis ambientais em relação aos predadores pode ser indireta.

O boto-cinza se alimenta principalmente de peixes, cefalópodes e crustáceos, sendo os peixes a grande maioria dos itens encontrados em seu conteúdo estomacal. A média dos comprimentos totais dos teleósteos ingeridos por *S. guianensis* foi de 16 cm no litoral do Estado do Paraná e 13 cm no litoral do Estado do Rio de Janeiro, sugerindo pequena ou nenhuma sobreposição deste golfinho com a produção pesqueira (Oliveira, 2003; Di Benedetto et al., 2008; Oliveira et al., 2008). Pansard (2009) verificou que o tamanho dos peixes consumidos pelo boto variou entre 1.13 a 77 cm, onde 80.1% das presas apresentava tamanho menor que 20 cm, com uma média de comprimento estimado em 13.19 cm. Portanto, o tamanho estimado das presas do boto-cinza não estaria dentro do tamanho dos peixes capturados comercialmente. Esse fato pode explicar alguns resultados inconclusivos do presente estudo.

A captura comercial de diversas categorias de peixes e o levantamento da ictiofauna mostram a grande disponibilidade de possíveis presas na área de estudo (Maciel, 2001; Mendonça, 2007; Contente, 2013). Das 57 categorias de peixes capturadas pela pesca artesanal estuarina em Cananéia entre 2012 a 2014, 23 já foram registradas na dieta do boto-cinza. No entanto parte destas espécies é desembarcada em pouca quantidade (quilogramas), possivelmente, não sendo a fauna alvo da pesca, apenas fauna acompanhante, por isso não foram consideradas

nos modelos. Das 15 categorias de peixes desembarcados utilizadas nos modelos apenas Paru, Prejereba e Raias até o momento não foram identificadas no conteúdo estomacal do boto-cinza (Di Benedetto, 2000; Zanelatto, 2001; Oliveira, 2003; Cremer et al., 2012; Ougo, 2012; Paitach, 2015). Em um estudo sobre a ictiofauna da região Maciel (2001) encontrou 98 categorias de peixes, o que representa menos da metade das categorias (36) presentes na dieta do boto-cinza e seis categorias presentes na dieta não foram encontrados pelo autor. Portanto, apenas uma porcentagem dos peixes encontrados no estuário faz parte efetivamente da dieta do boto, demonstrando que, mesmo com a disponibilidade dessa variedade de peixes e possuindo hábitos generalistas alimentando-se de diversas espécies de peixes, os botos apresentam uma restrição quanto à espécie consumida. Essa restrição pode estar relacionada aos hábitos e características da presa como: formação de cardumes, velocidade, locais de ocorrência e tamanho corporal (Pansard, 2009; Cremer et al., 2012).

Os itens mais abundantes na pesca artesanal de Cananéia (tainha, pescada, bagre e corvina) são encontrados na dieta do boto-cinza, sendo comum avistarmos os botos predando cardumes de Tainha (Figura 04). Em quase todos os modelos desenvolvidos por este estudo a presença do boto estava associada à disponibilidade de tainha, de acordo com a captura artesanal, principalmente no inverno, onde há o pico de ocorrências desta categoria de peixe (Mendonça, 2007) e no setor II e III, que são os setores mais próximos da entrada da Barra. A principal arte de pesca para a captura da Tainha é o cerco-fixo, conhecido por ser utilizado pelo boto para auxílio nas estratégias de pesca (Monteiro-Filho, 1991; Monteiro-Filho, 2008). Mesmo possuindo uma das maiores abundâncias no estuário, a tainha tem uma frequência de ocorrência muito baixa no conteúdo estomacal quando comparada a outros peixes como a corvina, que possui um dos maiores índices de importância na dieta do boto e é bastante abundante na região (Daniel Esteban –dados não publicados). No entanto a baixa frequência de ocorrência de mugilídeos no conteúdo estomacal do boto pode ser resultado da alta taxa de digestibilidade dos otólitos destes peixes, diferente do que ocorre com os scianídeos, que possuem otólitos mais robustos, com uma digestibilidade mais demorada, como é o caso da corvina que possui um dos maiores índices de importância na dieta do boto (Godoy et al., em preparação). Paitach (2015) afirma ainda que as tainhas foram associadas de forma direta a movimentação dos botos relacionadas a sua disponibilidade. No Capítulo 2 podemos verificar que os botos se distribuem de maneira mais heterogênea no inverno, que coincide com o pico da ocorrência de tainhas (Mendonça, 2007).



Figura 04. Boto-cinza tentando capturar uma tainha (*Mugil liza*) (Foto: Leandro Cagiano)

Assim como a Tainha as categorias de peixes *Oligoplites*, (salteiras ou guaiviras) e *Diapterus*, (carapeba) também são capturadas pelo cerco-fixo e fazem parte da dieta do boto-cinza. Esses fatores são os responsáveis pela influência das duas categorias na presença do boto. Já o Paru, *Chaerodipterus*, que não está dentre os itens presentes na dieta do boto, também teve uma influência positiva na presença do boto. Talvez essa influência seja indireta, podendo estar relacionada ao cerco-fixo, pois mais de $\frac{1}{4}$ de sua captura é através desta arte de pesca.

A presença da categoria *Lobotes*, popularmente conhecida como prejereba, nos modelos do inverno e setor IV pode estar relacionada ao aumento da salinidade no inverno por causa da menor quantidade de chuva (Capítulo 2), o que permitiria a entrada desses peixes marinhos dentro do estuário, atrás dos peixes pequenos. Essa categoria também não faz parte da dieta do boto-cinza e por serem animais grandes, acredita-se que o boto e a prejereba estariam ali em busca da mesma presa, como o Palombetas (*Chloroscombrus*) e Xingó (Reinaldo Rosa Ribeiro e Gilmal Xavier – comunicação pessoal).

A correlação negativa da presença do boto em relação à presença do parati (*Mugil curema*) se deu no modelo geral, no outono, onde a pesca desta categoria é

mais frequente e nos setores II, III e IV. A pesca do parati é mais frequente com as redes de emalhe. Para essa pesca o procedimento utilizado por pescadores é baseado na colocação da rede de emalhar de cerco perto da margem, em locais de pouca profundidade, com a rede de emalhar de enchimento da coluna de água. Após a colocação, o pescador entra neste semicírculo com a embarcação e atinge a água com a raquete (remo), provocando o deslocamento dos peixes em direção à rede de emalhar (Mendonca e Bonfante, 2011). A presença dos botos pode dispersar o cardume atrapalhando a pescaria, por isso, provavelmente o pescador escolhe locais sem a presença dos botos ou ainda, este tipo de pesca pode espantar o boto desses locais, o que justifica a correlação negativa.

Assim como a pesca do parati, a pesca do camarão estuarino (*Litopenaeus*), também apresentou um valor de correlação negativa dentro do modelo desenvolvido. Este tipo de camarão é capturado com gerival, arte de pesca onde sua operação é realizada por meio de uma embarcação impulsionada pelo movimento das marés ou pela tração do motor (Mendonça, 2007). A presença da embarcação também pode afastar os botos-cinza, o que colabora com a influência negativa relacionada a ocorrência do boto-cinza.

Mesmo tendo ocorrência de Pescadas na dieta do boto-cinza, o modelo apresentou que elas influenciam negativamente a ocorrência dos botos. Este fato pode estar ligado a pesca dentro do estuário estar voltada principalmente a pescada-amarela. Esta espécie possui tamanho relativamente grande ultrapassando um metro de comprimento (Szpilman, 2000; Matos e Lucena, 2006; Mendonça, 2007), o que não permite ser consumida pelos botos. O tamanho médio estimado das pescadas consumidas pelo boto-cinza é de 24.83 cm (Pansard, 2009). O linguado (*Paralichthys*) também faz parte da dieta do boto e sua presença principalmente nas capturas do inverno tiveram uma influência positiva na presença do boto, época que a região tem a maior ocorrência de linguado.

Os diferentes valores da influência (negativa ou positiva) nos setores ou estações do ano das categorias *Micropogonias*, *Pogonias* e *Centropomus* podem estar relacionados a outras variáveis presentes no meio que não foram incluídas neste estudo. Com uma grande importância relativa na dieta do boto-cinza a *Micropogonias*, (corvina ou cascote) influenciou negativamente a presença dos botos no setor II e positivamente no inverno. O setor II é o que possui as áreas mais profundas e de acordo com Paitach (2015) a presença das corvinas está associada com a profundidade e por isso essas áreas foram mais utilizadas pelos botos quando havia disponibilidade desta categoria. A associação da presença do boto em relação a presença da corvina no inverno, estação com maior consumo da categoria pelo boto e

com maior ocorrência das corvinas dentro do estuário (Contente, 2013; Paitach, 2015), que pode estar relacionada ao aumento da salinidade dentro de toda a área de estudo, tendo uma distribuição mais heterogênea na área de estudo. Para a categoria *Pogonias* (Miraguaia) os resultados apontaram associação positiva no inverno e negativa no verão. Esta categoria, no entanto não é a espécie alvo da pesca, sendo por vezes capturadas “por acaso”. Mesmo fazendo parte da dieta do boto os indivíduos pescados comercialmente são grandes e por isso, assim como a pescada não é capturada pelo boto. O *Centropomus* esteve negativamente associado ao setor III na primavera, e positiva no setor I. Esta categoria foi relacionada à dieta do boto em dois estudos recentes (Ougo, 2012; Paitach, 2015). Ela é encontrada na região principalmente nos meses mais chuvosos por estar associada principalmente a turbidez da água (Gilmal Xavier – comunicação pessoal), não encontrando uma relação dos resultados com a presença do boto.

A categoria Mistura é um conjunto de diversas espécies de peixes, capturada por todas as artes de pesca. Essas características dificultaram a interpretação dos resultados desta categoria, já que as variáveis ambientais podem influenciar a ocorrência das diversas espécies de maneiras diferentes (Maciel, 2001). A mesma dificuldade na interpretação dos dados ocorreu com as raias, já que não se tem informações de dieta do boto relacionada a esta categoria, em virtude da ausência de otólitos e dados da influência das variáveis ambientais em sua ocorrência dentro do Complexo.

Das diferentes artes de pesca utilizadas na pesca artesanal dentro do estuário, o cerco-fixo é a mais importante, sendo a tainha o principal componente de captura (Mendonça, 2007). No modelo das artes de pesca o cerco-fixo é o que recebe uma influência direta das estratégias de pesca do boto-cinza, auxiliando-o na captura da presa, já que o boto utiliza o cerco como uma barreira, minimizando as possibilidades de fuga dos peixes (Monteiro-Filho, 1991; Monteiro-Filho, 2008; Louzada, 2010; Louzada, 2013). Um estudo sobre a capturabilidade dos cercos mostrou que com a presença do boto executando interações de pesca junto ao cerco aumentou consideravelmente o potencial de captura do mesmo (Louzada, 2010). O número de cercos instalados variou de 29 a 93 cercos efetivos, no verão e inverno respectivamente, sendo a arte de pesca mais frequente na região (Mendonça, 2007; Mendonça e Katsuragawa, 2008; Mendonça et al., 2011). O resultado do modelo mostrando que a presença do cerco-fixo influencia a presença do boto-cinza corrobora a importância do cerco-fixo para as estratégias de pesca do boto-cinza. Diferentemente do cerco-fixo, a rede de emalhe apresentou uma influência negativa na ocorrência dos botos e pode estar relacionada ao alvo da pesca desta arte, já que a

maioria das pescadas e paratis são capturados por redes deste tipo (Mendonça, 2007; Mendonça e Katsuragawa, 2008).

As variáveis ambientais também podem apresentar uma relação direta e/ou indireta com a abundância das categorias de peixes, influenciando sua variabilidade e permanência numa determinada área (Paitach, 2015). Em Cananéia essa abundância e distribuição da ictiofauna estão relacionadas à salinidade, temperatura, transparência, profundidade, precipitação e descarga do Rio Ribeira do Iguape (Maciel, 2001; Contente, 2013). A tolerância de uma espécie em relação à temperatura e à salinidade pode gerar diferentes padrões de distribuição espaço-temporal. Por conta dessa tolerância, diferentes espécies reagem de diferentes maneiras à variação ambiental da salinidade, já que algumas espécies suportam salinidades mais baixa, outras que ocorrem em salinidades mais altas e ainda algumas que parecem não sofrer limitações relativas à salinidade, possibilitando uma ampla distribuição dentro do estuário. A variável temperatura também atua sobre a abundância das espécies, principalmente aquelas representadas por indivíduos jovens, onde as menores abundâncias ocorreram no período com as menores temperaturas (Maciel, 2001).

O exposto acima justifica as diferentes influências das categorias de peixes em relação a presença dos botos nos setores e estações do ano, que podem possuir características diferentes de acordo com as alterações das variáveis ambientais. Neste estudo as maiores quantidades de categorias de peixes com algum grau de significância se deu nos setores II e III que, estando mais próximos a entrada da Barra, concentram uma maior variedade de categorias de peixes por contarem com características oceanográficas mais próximas a do mar (Maciel, 2001; Mendonça, 2007; Contente, 2013). Estes dois setores possuem ainda as maiores profundidades o que também colabora com a variedade de espécies (Maciel, 2001) e a presença dos botos-cinza nestes setores (Godoy et al., 2015, Capítulo 2). As variações sazonais da distribuição espacial da ictiofauna estão relacionadas aos períodos de chuvas e estiagem e, conseqüentemente, as flutuações na descarga de água doce que por sua vez são responsáveis pelas variações na salinidade, transparência e temperatura. A distância do rio e a profundidade também foram fatores que estavam relacionadas às variações espaciais.

Para estudos em grandes escalas os dados de presas muitas vezes não estão disponíveis e possuem um alto custo de coleta, por isso a utilização de dados simulados da distribuição de necton é valiosa para a compreensão da utilização de habitat por cetáceos (Lambert et al., 2014). Paitach (2015) afirmou que os botos ocuparam áreas maiores e mais diversificadas do que era esperado pela

disponibilidade de seus recursos, impossibilitando às vezes fazer associações com a disponibilidade de possíveis presas. Torres et al. (2008) desenvolveram modelos de fina escala utilizando as variáveis ambientais com e sem presas e concluíram que devido a heterogeneidade dos habitats costeiros e a variabilidade de presas os modelos utilizando somente as variáveis ambientais será mais bem sucedido dos que usam as presas como variáveis explicativas. Tais estudos apontam toda a dificuldade em associar presa e predador. No entanto, mesmo com resultados não muito conclusivos este é o primeiro estudo em pequena escala relacionando as espécies de peixes capturadas pela pesca artesanal estuarina de Cananéia com a ocorrência dos botos-cinza na região.

Referencias Bibliográficas

ALVES, T. P., 2015. Padrão de ocupação de hábitat das espécies dominantes de characiformes do Lago Guaíba (Rio Grande do Sul, Brasil) em função de parâmetros ambientais naturais. Tese de Doutorado. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande Do Sul, RS.

ARCANGELI, A., CAMPANA, I., MARINI, L., MACLEOD, C. D., 2016. Long-term presence and habitat use of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) in the Central Tyrrhenian Sea. *Marine Ecology*, 37, 296-282.

AZZELLINO, A., GASPARI, S., AIROLDI, S., NANI, B., 2008. Habitat use and preferences of cetaceans along the continental slope and the adjacent pelagic waters in the western Ligurian Sea. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 55(3), 296-323.

BALLANCE, L.T., 1992. Habitat use patterns and ranges of the bottlenose dolphin in the Gulf of California, Mexico. *Marine Mammal Science* 8, 262-274.

BAUMGARTNER, M. F., MULLIN, K. D., MAY, L. N., LEMING, T. D., 2001. Cetacean habitats in the northern Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin-National Oceanic And Atmospheric Administration*, 99(2), 219-239.

BRÄGER, S., HARRAWAY, J. A., MANLY, B. F. J., 2003. Habitat selection in a coastal dolphin species (*Cephalorhynchus hectori*). *Marine Biology*, 143(2), 233-244.

BEARZI, G., AZZELLINO, A., POLITI, E., COSTA, M., BASTIANINI, M., 2008. Influence of seasonal forcing on habitat use by bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Northern Adriatic Sea. *Ocean Science Journal* 43, 175-182.

BEGON, M., TOWNSEND, C. R., HARPER, J. L., 2007. Ecologia de Indivíduos a Ecosistemas. 4ªed, Artmed, Porto Alegre. (2005, 4ª ed. Blackwell, Oxford).

BOER, M.N., SIMMONDS, M.P., REIJNDERS, P. J., AARTS, G., 2014. The Influence of Topographic and Dynamic Cyclic Variables on the Distribution of Small Cetaceans in a Shallow Coastal System. *PloS one* 9(1), e86331.

BOROBIA, M., BARROS, N.B., 1989. Notes on the diet of marine *Sotalia fluviatilis*. *Marine Mammal Science* 5, 395-399.

BURNHAM, K. P., ANDERSON, D. R., 2002. Information and likelihood theory: a basis for model selection and inference. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*, 49-97.

CONTENTE, R. F., 2013. Padrões ecológicos locais e multidecadais da ictiofauna do estuário Cananéia-Iguape. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, SP.

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

DAEE, São Paulo, 2015. Departamento de água de energia elétrica. Disponível em <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/>. Acessado em: 21 de maio de 2015.

DALLA ROSA, L., FORD, J. K., TRITES, A. W., 2012. Distribution and relative abundance of humpback whales in relation to environmental variables in coastal British Columbia and adjacent waters. *Continental Shelf Research* 36, 89-104.

DAVIES, K. T., ROSS, T., TAGGART, C. T., 2013. Tidal and subtidal currents affect deep aggregations of right whale prey, *Calanus spp.*, along a shelf-basin margin. *Marine Ecology Progress Series*, 479, 263-282.

DAVIS, R. W.; FARGION, G. S.; MAY, M.; LEMING, T. D.; BAUMGARTNER, M.; EVANS, W. E.; HANSEN, L. J.; MULLIN, K., 1998. Physical habitat of cetaceans along the continental slope in the North-Central and Western Gulf of Mexico. *Marine Mammal Science* 14(3): 490-507.

DI BENEDITTO, A.P.M. 2000. Ecologia alimentar de *Pontoporia blainvillei* e *Sotalia fluviatilis* (Cetacea) na costa norte do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade Estadual do Norte Fluminense, RJ.

DI BENEDITTO, A. P. M., ROSAS, F. C. W., 2008. Mortalidade, in: Monteiro-Filho, E.L.A., Monteiro, K.D.K.A. (Eds.), *Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza*. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo.

DOMIT, C., 2002. Comportamento de filhotes de *Sotalia guianensis* (CETACEA: DELPHINIDAE), na região do Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia, São Paulo. Monografia de Graduação, Universidade Estadual de Londrina, Londrina, PR.

EVANS, P.G.H., BJØRGE, A., 2013 Impacts of climate change on marine mammals, *MCCIP Science Review* , 134-148, doi:10.14465/2013.arc15.134-148

FILLA, G.F., ATEM, A.C.G., BISI, T.L., OLIVEIRA, L.V., DOMIT,C., GONÇALVES, M., HAVUKAINEN, L., OLIVEIRA, F., RODRIGUES, R.G., ROSAS, F.C.W., SANTOS-LOPES, A.R., MONTEIRO-FILHO, E.L.A., 2008. Proposal for creation of a 'zoning with regulation of use in the Cananéia Estuarine-Lagoon Complex' aiming the conservation of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénéden) (Cetacea, Delphinidae) *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 3, 75-83.

FRANKLIN, J., 2009 Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

GARAFFO, G. V., DANS, S. L., PEDRAZA, S. N., CRESPO, E. A., DEGRATI, M., 2007. Habitat use by dusky dolphin in Patagonia: how predictable is their location?. *Marine Biology*, 152(1), 165-177.

GASKIN, D. E., 1968. Distribution of delphinidae (CETACEA) in relation to sea surface temperatures off eastern and southern New Zealand. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 2(3), 527-534.

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

GUISAN, A., EDWARDS, T. C., HASTIE, T., 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological modelling*, 157(2), 89-100.

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

HAVUKAINEN, L., MONTEIRO-FILHO, E.L.A., FILLA, G.F., 2011. Population density of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in the Cananéia region, Southeastern Brazil. *Revista Biologica Tropical* 59, 1275-1284.

IOUSP. 2015. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. Disponível em: <http://www.io.usp.br/>. Acessado em 10 de janeiro de 2015.

KANAJI, Y., OKAZAKI, M., WATANABE, H., MIYASHITA, T., 2016. Biogeography of small odontocetes in relation to wide-scale oceanographic structure in the North Pacific Ocean. *Fisheries Oceanography*, 25(2), 119-132.

KARCZMARSKI, L., COCKCROFT, V.G., MCLACHLAN, A., 2000. Habitat use and preferences of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Marine Mammals Science* 16(1), 65-79.

KASCHNER, K., TITTENSOR, D.P., READY, J., GERRODETTE, T., WORM, B., 2011. Current and Future Patterns of Global Marine Mammal Biodiversity. *PLoS ONE* 6(5), e19653.

LAMBERT, E., PIERCE, G.J., HALL, K., BRERETON, T., DUNN, T.E., WALL, D., MACLEOD, C.D., 2014. Cetacean range and climate in the eastern North Atlantic: future predictions and implications for conservation. *Global change biology* 20(6), 1782-1793.

LEARMONTH, J. A., MACLEOD, C. D., SANTOS, M. B., PIERCE, G. J., CRICK, H. Q. P., ROBINSON, R. A., 2006. Potential effects of climate change on marine mammals. *Oceanography and Marine Biology*, 44, 431.

LITTAYE, A., GANNIER, A., LARAN, S., WILSON, J. P., 2004. The relationship between summer aggregation of fin whales and satellite-derived environmental conditions in the northwestern Mediterranean Sea. *Remote Sensing of Environment*, 90(1), 44-52.

LODI, L., 2002. Uso do hábitat e preferências do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Paraty, Rio de Janeiro. Tese de doutorado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, RJ.

LOPES, X. M., DA SILVA, E., BASSOI, M., DOS SANTOS, R. A., DE OLIVEIRA SANTOS, M. C., 2012. 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*, 92(08), 1723-1733.

LOUZADA, C. N. 2010. Interação entre *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) e a arte pesqueira artesanal de cerco-fixo no Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia. Monografia de Graduação, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, PR.

LOUZADA, C. N., 2013. How do Guiana dolphin (*Sotalia guianensis*), from the Cananéia estuary in State of São Paulo, use cerco-fixo fish traps in their fishing activities?. *Revista de Etologia*, 12(1-2), 18-24.

MACIEL, N. A. L., 2001. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna do Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia-São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, SP.

MACLEOD, C.D., 2009. Global climate change, range changes and potential implications for the conservation of marine cetaceans: a review and synthesis. *Endangered Species Research* 7(2), 125-136.

MATOS, I. D., LUCENA, F., 2006. Descrição da pesca da pescada amarela, *Cynoscion acoupa*, da costa do Pará. *Arq. Ciên. Mar*, 66-73.

MENDONÇA, J. T., 1998. A pesca na região de Cananéia-SP, nos anos de 1995 e 1996. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, SP.

MENDONÇA, J. T., 2007. Gestão dos recursos pesqueiros do complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape-Ilha Comprida, litoral sul de São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado Universidade Federal de São Carlos, SP.

MENDONÇA, J. T., MIRANDA, L. V., 2008. Estatística pesqueira do litoral sul do estado de São Paulo: subsídios para gestão compartilhada. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 3(3), 152-173.

MENDONÇA, J. T., KATSURAGAWA, M., 2008. Caracterização da pesca artesanal no Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia-Iguape, Estado de São Paulo, Brasil (1995-1996). *Acta Scientiarum. Biological Sciences*, 23, 535-547.

MENDONÇA, J. T., CORDEIRO, A. G., 2010. Estatística pesqueira do Litoral Sul de São Paulo-metodologia e resultados. *Relatos de Pesquisas e Outras Experiências Vividas No Vale do Ribeira, Capítulo 9*, 171-190.

MENDONÇA, J. T., BONFANTE, T. M., 2011. Assessment and management of white mullet *Mugil curema* (Valencienne, 1836) (Mugilidae) fisheries of the south coast of São Paulo state, Brazil. *Brazilian journal of Biology*, 71(3), 663-672.

MENDONÇA, J. T., MACHADO, I. C., JENSEN, L. V., CAMPOLIMI, M. B., LUCENA, A., CARDOSO, T. A., 2011. ORDENAMENTO DA PESCA COM CERCOS-FIXOS NO ESTUÁRIO DE CANANÉIA-IGUAPE-ILHA COMPRIDA. *Arquivos de Ciência do Mar*, 44(2).

MORENO, I. B., ZERBINI, A. N., DANILEWICZ, D., SANTOS, M. C. O., SIMÕES-LOPES, P. C., LAILSON-BRITO, J., AZEVEDO, A. F., 2005. Distribution and habitat characteristics of dolphins of the genus *Stenella* (Cetacea: Delphinidae) in the southwest Atlantic Ocean. *Marine Ecology Progress Series*, 300, 229-240.

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

MONTEIRO-FILHO, E. L. A., 2008. Comportamento de pesca. Monteiro-Filho, K. D. K. A. Monteiro, (Eds.), *Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza*. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo.

OLIVEIRA, M. R., 2003. Ecologia alimentar de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Delphinidae e Pontoporiidae) no litoral sul do estado de São Paulo

e litoral do estado do Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, PR.

OLIVEIRA, M.R., ROSAS, F. C.W., PINHEIRO, P.C., DOS SANTOS, R.A., 2008. Alimentação, in: E. L. A. Monteiro-Filho, K. D. K. A. Monteiro, (Eds.), *Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza*. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo.

OUGO, G., 2012. *Ecologia alimentar do boto cinza, Sotalia guianensis (van Beneden, 1864)(Cetartiodactyla, Delphinidae), no litoral do estado do Paraná*. Trabalho de Monografia. Universidade Federal do Paraná, PR.

PAITACH, R. L., 2015. *Ecologia Alimentar e Espacial da Toninha (Pontoporia blainvillei) E Do Boto-Cinza (Sotalia guianensis) na Baía Da Babitonga, Sul Do Brasil*. Tese de Doutorado, Universidade Federal de Santa Catarina, SC.

PANSARD, K. C. A., 2009. *Ecologia alimentar do boto cinza, Sotalia guianensis (Van benédén, 1864), no litoral do Rio Grande do Norte* Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, RN.

PEREIRA, D.S., AGASSI, E.S.M., POFFO, I.R.F., FERREIRA, R.B., 2014. *Cadernos de Educação Ambiental (18): Pesca Sustentável*. Editora: SMA/SP - Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. São Paulo.

PIROTTA, E., MATTHIOPOULOS, J., MACKENZIE, M., SCOTT-HAYWARD, L., RENDELL, L., 2011. *Modelling sperm whale habitat preference: a novel approach combining transect and follow data. Marine Ecology Progress Series, 436, 257-272.*

R Development Core Team. R., 2009. *A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

REDFERN, J.V., FERGUSON, M.C.; BECKER, E.A.; HYRENBACH, K.D., GOOD, C., BARLOW, J., KASCHNER, K., BAUMGARTNER, M.F., FORNEY, K.A., BALLANCE, L.T., FAUCHALD, P., HALPIN, P., HAMAZAKI, T., PERSHING, A.J., QIAN, S.S., READ, A., REILLY, S.B., TORRES, L., WERNER, F., 2006. *Techniques for cetacean-habitat modeling. Marine Ecology Progress Series 310, 271-295.*

REZENDE, F., 2000. Bioacústica e alterações acústico comportamentais de *Sotalia fluviatilis guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) frente à atividade de embarcações na Baía de Trapandé, Cananéia, SP. MSc Thesis, Universidade Federal de São Carlos, SP.

RICKLEFS, R. E., 2003. A economia da natureza. In *A economia da natureza*. Guanabara Koogan.

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

SCHMIEGELOW, J.M.M. 1990. Estudo sobre cetáceos odontocetes encontrados em praias da região entre Iguape (SP) e Baía de Paranaguá (PR) (24° 42'S - 25° 28'S) com especial referência a *Sotalia fluviatilis* (Gervais, 1853) (Delphinidae). Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, São Paulo, SP.

SCHMIEGELOW, J. M. M., 2004. O Planeta Azul: Uma introdução às Ciências Marinhas. Editora Interciencia.

SIMÃO, S.M., POLETTO, F.R., 2002. 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.

SZPILMAN, M., 2000. *Peixes marinhos do Brasil: guia prático de identificação*. Mauad Editora Ltda.

TORRES, L. G., READ, A. J., HALPIN, P., 2008. Fine-scale habitat modeling of a top marine predator: do prey data improve predictive capacity. *Ecological Applications*, 18(7), 1702-1717.

TRIOLA, M. F., 2008. *introdução á estatística*. Editora LTC.

UNITED NATIONS EDUCATIONAL, SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION (UNESCO). (2005) World Network of Biosphere Reserves - SC/EES - June 2005. The MAB Program. 19 p.

WEDEKIN, L.L., 2007. Preferência de hábitat pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em diferentes escalas espaciais na costa sul do Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Paraná, PR.

ZANELATTO, R.C., 2001. Dieta do boto-cinza *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) no Complexo Estuarino da Baía e Paranaguá e sua relação com a ictiofauna estuarina. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, PR.

ZUUR, A. F., IENO, E.N., WALKER, N.J., SAVELIEV, A.A., SMITH, G.M., 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology. Springer. New York.

Capítulo II

**A influência das variáveis ambientais no uso do habitat pelo Boto-cinza no
Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia.**

Introdução

Estudar a relação de uma espécie com o habitat em que vive sempre foi uma questão central na ecologia (Guissan e Zimmermann, 2000). O habitat é um conjunto de fatores físicos ambientais que uma espécie usa para sobreviver e se reproduzir. A compreensão dessa relação é requisito básico para a efetiva conservação das populações (Cañadas et al., 2005; Embling et al., 2010; Becker et al., 2016; Boyce et al., 2016). Por todo o mundo, diversos estudos têm sido realizados para caracterizar o habitat e seu uso pelos cetáceos em escalas locais, regionais e globais utilizando uma variedade de características ambientais (Davis et al., 1998; Karczmarski et al., 2000; Bonin, 2001; Lodi, 2002; Bräger et al., 2003; Hastie et al., 2004; Garaffo, et al., 2007; Wedekin, 2007; Bearzi et al., 2008; Rossi-Santos et al., 2010; Kaschner et al., 2011; Dalla Rosa et al., 2012; Davies et al., 2013; Evans e Bjørge, 2013; Lambert et al., 2014; Kanaji et al., 2016). As variáveis ambientais como turbidez da água, tipo de substrato de fundo, profundidade, distância da margem, temperatura de superfície da água e tipo de margem foram utilizadas na maioria dos estudos (Gaskin, 1968; Silber e Smultea, 1990; Davis et al., 1998; Bonin, 2001; Lodi, 2002; Littaye et al., 2004; Rossi-Santos, 2006; Santos e Rosso, 2007; Wedekin, 2007; Santos et al., 2010; Pirota et al., 2011; Arcangeli et al., 2016). No entanto a contribuição de cada uma das variáveis ambientais na distribuição espacial e temporal dos cetáceos é difícil de quantificar (Azzelino et al., 2008). Apesar de todo avanço científico apresentar cada vez mais diferentes métodos para o estudo dos cetáceos e seu habitat, descreve-lo quantitativamente para animais extremamente móveis e que habitam um ambiente bastante fluido não é uma tarefa fácil (Franklin, 2009; Ross et al., 2011).

Atualmente os modelos para descrever e prever o uso do habitat pelos cetáceos tem sido utilizados de maneira extensiva (Cañadas et al., 2005; Praca et al., 2009; Garaffo et al., 2010; Chenoweth et al., 2011; Azzelino et al., 2012; Dalla-Rosa et al., 2012; Castro et al., 2013; Gregr et al., 2013; Boer et al., 2014; Amaral et al., 2015; Forney et al., 2015; Godoy et al., 2015; Griffiths, 2015). Modelos de distribuição de espécies estimam a relação entre registros de espécies em locais com base em características ambientais e/ou espaciais (Franklin, 2009). Dentre os estudos com odontocetos, resultados apontaram que o modelo de utilização de habitat parece ser águas costeiras, caracterizadas por extremas flutuações por causa das entradas de rios, hidrologia complexa dependendo de conjuntos de variáveis hidrológicas sazonais (Hastie et al., 2004; Bearzi et al., 2008). Redfern et al. (2006) concluem portanto que, os modelos de habitat de espécies costeiras devem ser flexíveis o suficiente para

acomodar uma ampla gama de estruturas de modelos e tipos de variáveis de habitat para que possam explicar ou prever a distribuição das espécies.

Os dados de ocorrência dos cetáceos utilizados para a modelagem de distribuição e uso de habitat são provenientes de diversos métodos de coleta, seja por marcação, transecção, foto ID, plataformas de oportunidades, registros de caça de baleias e acusticamente (Karczmarski et al., 2000; Redfern et al., 2006; Santos et al., 2010; Godoy et al., 2015; Griffiths, 2015; Baumann-Pickering et al., 2016). Um exemplo recente deste último método foi o estudo de Baumann-Pickering et al. (2016) que realizaram um monitoramento acústico para documentar a ocorrência de odontocetos em relação a mudanças oceanográficas como temperatura, salinidade, produtividade primária por um período de tempo. As variáveis ambientais podem ser coletadas em campo, dados coletados através do sensoriamento remoto, dados provenientes de algum banco de dados ou ainda dados vindos dos modelos de previsão (Baumgartner et al., 2001; Garaffo et al., 2010; Azzelino et al., 2012; Stutz Reis, 2013; Forney et al., 2015).

Pelo exposto acima, estudos de modelagem de distribuição, especialmente para espécies de cetáceos costeiras são de extrema importância, visto que as áreas costeiras sofrem muitos impactos antropogênicos e são delas que esses animais dependem para alimentação, reprodução e descanso, tornando essas espécies vulneráveis (Ross et al., 2011; Tardin et al., 2013). Diversos autores (Cañadas et al., 2005; Panigada, et al., 2008; Embling et al., 2010; Azzelino et al., 2012; Booth et al., 2013; Griffiths, 2015) tem utilizado esses estudos ecológicos como ferramenta para aumentar a compreensão da relação entre as populações e seu habitat propondo assim, ações que contribuíam com a conservação da população estudada.

Para *Sotalia guianensis*, a maioria dos estudos descreve a utilização do habitat, sem a utilização dos modelos. Wedekin (2007) realizou um levantamento bibliográfico relacionado ao uso de habitat pelo boto-cinza em diferentes áreas pela costa brasileira e, de modo geral, o uso e seleção de determinados habitats não foram coincidentes nas áreas estudadas. Uma das possibilidades desta falta de coincidência deve-se, entre outros fatores, às diferenças entre as variáveis utilizadas nos estudos e possivelmente, às diferenças de comportamento dos animais nas áreas.

Na Enseada de Mucuripe, Fortaleza (CE), a utilização da área pelos botos-cinza revelou-se intensa em diferentes períodos do dia (com as marés cheia-a-vazar e vazia), onde foram registrados os maiores fluxos de entrada (Oliveira et al., 1995; Hayes, 1998).

No Estuário do Rio Caravelas, no Estado da Bahia os botos mostraram uma maior utilização de águas rasas, próximas aos bancos de areia e em áreas com o

fundo mais plano. Além da profundidade, marés e do relevo, a salinidade também foi um fator diferencial da ecologia comportamental da espécie na área (Rossi-Santos, 2006, Rossi-Santos et al., 2010).

Na Baía de Guanabara (RJ) de acordo com Andrade et al. (1987) e Azevedo et al. (2007), em grande parte, a área de maior concentração dos botos-cinza coincidia com as condições mais satisfatórias de qualidade de água, o que também corresponde a áreas com maiores profundidade, pois raramente foram vistos em águas rasas. Simão e Poletto (2002) constataram que, as áreas freqüentadas por *S. guianensis* para alimentação na Baía de Sepetiba (RJ) apresentaram características semelhantes às oceânicas, com alta salinidade e baixas temperaturas e turbidez. Na mesma baía, Flach et al. (2008) avaliaram se as variáveis ambientais e as estações do ano influenciariam a ocorrência e atividade dos agrupamentos e/ou indivíduos. Lodi (2002) em seu estudo sobre utilização de hábitat do boto-cinza considerou as áreas estuarinas e de manguezais da Baía de Paraty (RJ) favoráveis, possibilitando a presença da espécie o ano todo na área. O padrão de área de uso em Paraty esteve significativamente associado com tipo de substrato de fundo, ao estado de maré e períodos do dia enquanto a temperatura, a transparência da água e a profundidade foram pouco significativas.

No Estado do Paraná, Bonin (2001) e Sasaki (2012) concluíram que as variáveis comportamentais do boto-cinza estiveram relacionadas com profundidade, temperatura, salinidade e distância de margem. Os animais utilizaram mais locais próximos à margem, principalmente para realizar a atividade de alimentação que ocorreu em baixios e locais em declive.

Wedekin (2007) e Wedekin et al. (2007) observaram que na Baía Norte (SC) os botos utilizavam diferentes áreas dentro desta baía de acordo com a estação do ano. Eles ainda verificaram que além da profundidade e distância da margem, o tipo de substrato de fundo e as correntes também foram determinantes na utilização da área pelos botos.

Na região de da Baía de Trapandé em Cananéia (SP) Godoy et al. (2015) apresentaram resultados de modelagem que mostraram que os botos ocorreram em todas as classes das variáveis ambientais coletadas. O resultado do modelo apontou que distribuição espacial dos botos pode ser explicada pela profundidade e salinidade. Ainda em Cananéia, Santos e Rosso (2007) mostraram que dentre as variáveis transparência da água, salinidade, profundidade e temperatura da água, apenas a profundidade influencia na presença dos botos.

Tendo em vista a argumentação apresentada o presente estudo avaliou a distribuição e a utilização do hábitat pelos botos-cinza na região de Cananéia, sua

sazonalidade utilizando variáveis ambientais como variáveis desses habitats, para caracterizá-los, utilizando uma escala pequena, como sugerido por Boer et al. (2014). Ainda segundo os autores, estudos em larga escala não fornecem informações detalhadas em relação variações ambientais que podem influenciar a distribuição destes animais. O autor sugere ainda que os estudos de uso do habitat necessitam fazer isso numa escala mais local, como feito no presente estudo. Essas informações irão apoiar ações para a conservação desta espécie e de seu ambiente natural no Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia.

Material e Métodos

Atividades de campo

Foram realizadas quatro expedições piloto em diferentes setores para reconhecimento da área. As expedições foram importantes para que os procedimentos fossem aprimorados e a localização das transecções, velocidade da embarcação e demais condições de amostragem fossem padronizadas.

Entre janeiro de 2012 a novembro de 2014 foram realizadas 3 expedições estacionais por setor, para coleta das variáveis ambientais e ocorrência dos botos na área. A área de estudo abrange todo o entorno da Ilha de Cananéia e foi dividida em quatro setores: I, II, III e IV de acordo com as características fisiográfica da área. As transecções foram traçadas com o auxílio do programa GPS TrackMaker 13.5., mantendo uma distância entre as transecções para evitar a super e sub-amostragem na área (Figura 01).

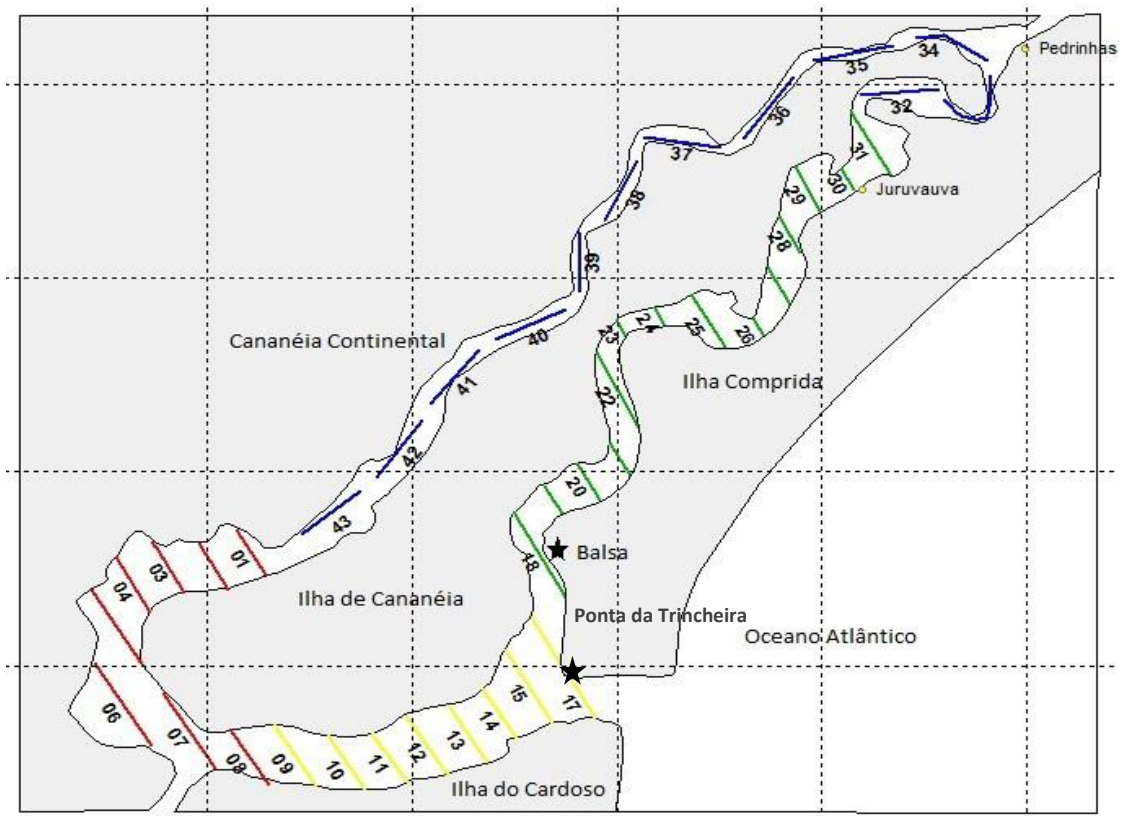


Figura 01. Mapa do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia mostrando os setores onde são realizadas as expedições de campo. As transecções lineares de cada um dos quatro setores amostrais estão representadas por cores diferentes (Setor I: Cor vermelha; Setor II: cor amarela; Setor III: Cor verde; Setor IV: Cor azul).

Quando um período de amostragem estava em andamento e as condições climáticas se alteravam bruscamente, o trabalho de campo era interrompido, descartando os dados coletados caso menos da metade das transecções do setor tivessem sido percorridas.

As expedições foram realizadas a bordo de embarcação do tipo Flex-Boat, em baixa velocidade (aproximadamente 10 km/h) mantendo uma distância mínima de 50 metros dos botos, procurando tomar, assim, todos os cuidados para minimizar o impacto sobre os animais e não molestar os mesmos (Rezende, 2000; Gonçalves, 2003; Filla et al., 2008; Filla, 2008). Para que toda a área fosse amostrada nos diferentes períodos do dia, as expedições se alternam entre manhã (8:00 – 12:30) e tarde (12:31 – 17:00). O horário de verão não foi considerado.

A cada encontro com um agrupamento de botos foi registrada sua localização na área de estudo com o auxílio do GPS, o ângulo e distância em relação a embarcação, além do tamanho e composição do agrupamento (presença ou não de infantes), não havendo identificação individual. Algumas vezes podemos ter registrado o mesmo animal em transecções diferentes, assim como podemos ter deixado de registrar animais que estavam na área, porém submersos. Nestes casos, espera-se que possíveis super-estimativas em alguns casos sejam corrigidas por possíveis sub-estimativas que possam ter ocorrido.

Os agrupamentos foram divididos em dois tipos estruturais: família, que podem ser composto de um adulto e um infante, ou dois adultos e um infante; ao passo que agrupamentos maiores foram denominados grupos, que são compostos por mais de 3 indivíduos (Monteiro-Filho, 2000). Os infantes foram assim reconhecidos de acordo com o tamanho menor do que os adultos e por apresentarem diferenças de coloração (Randi et al., 2008).

O protocolo de pesquisa descrito por Wedekin (2007) sugere que, para estudos de uso de hábitat, é necessária a utilização do maior número possível de descritores de hábitat não correlacionados, pois poucos descritores podem não ser suficientes para descrever a complexidade e heterogeneidade dos hábitats marinhos. Sendo assim, neste estudo foram utilizadas sete variáveis ambientais como variáveis resposta a fim de descreverem o habitat: salinidade e temperatura de superfície da água, transparência da água, profundidade, tipos de marés (sizígia ou quadratura), além das estações do ano definida pela pluviosidade e os setores.

Salinidade – A salinidade foi registrada em campo com o uso de um refratômetro portátil, no início, meio e fim de cada transecção.

Temperatura de superfície da água – A temperatura foi medida com um termômetro de mercúrio, no início, meio e fim de cada transecção.

Transparência da água – foi medida com um Disco de Secchi com graduação em centímetros, no início, meio e fim de cada transecção.

Profundidade – foi medida através da sonda da embarcação.

Marés – Marés de quadratura e sizígia foram categorizadas de acordo com as fases da lua e a amplitude das marés determinada através dos dados do marégrafo e da tábua de marés do Instituto Oceanográfico (IOUSP, 2015). A amplitude máxima das marés durante do período de estudo foi de 1.7m. Quando a amplitude da maré era igual ou menor que 0.8 a maré foi considerada de quadratura e quando era maior 0.8 a maré foi classificada como sizígia.

O ano foi dividido em quatro estações: primavera, verão, outono e inverno. Abaixo o gráfico (Figura 02) com o índice de precipitação das estações durante todo o período de estudo oriundo da estação meteorológica do Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo localizada na parte continental de Cananéia (DAEE, 2015).

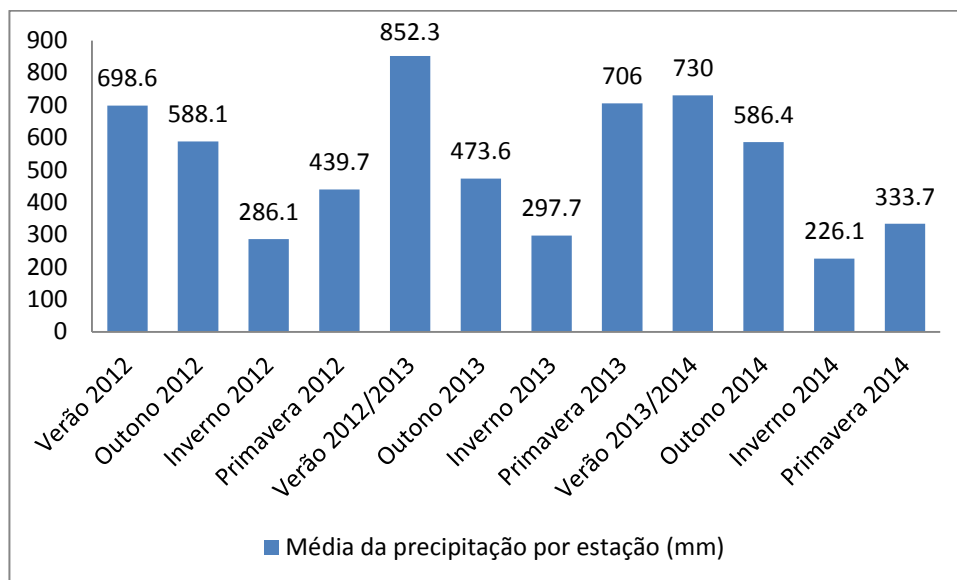


Figura 02. Precipitação na área de estudo nas estações do ano.

Análise dos dados

As coordenadas da localização dos animais foram plotadas em mapas através do programa ArcGis 9.3 (ESRI), assim como os valores das variáveis ambientais: salinidade, profundidade, transparência da água e temperatura da mesma. Esses valores foram interpolados para a produção de rasters utilizando a ferramenta IDW (Inverse Distance Weighted) pertencente à extensão Spatial Analyst. No IDW os pontos de amostra mais próximo da célula tem uma influência maior no valor estimado da célula do que pontos de amostras mais distantes.

Após a interpolação das variáveis e os pontos da localização dos animais, a área foi dividida num grid com 195 quadrantes de igual tamanho: de 1 x 1km. Foi retirado o valor do ponto central de cada quadrante para cada variável, logo após foi realizado a contagem de botos em cada quadrante, gerando uma planilha exportada para Excel, dando início assim as análises estatísticas.

Análises estatísticas

Para verificar se havia diferença significativa no número total e média de botos adultos e infantis entre os setores foi utilizado o teste do Qui-quadrado.

Modelos

O modelo de uso de habitat teve como variável resposta ou dependente o número de botos contado em cada quadrante e o ponto médio das variáveis ambientais que descrevem o habitat como a variável explicativa.

Inicialmente foram feitas duas análises exploratórias a fim de verificar se as variáveis ambientais possuem um efeito linear em relação à ocorrência dos botos e também buscar identificar possíveis “outliers” e retirá-lo das análises subsequentes. Em seguida foi realizada correlação de Spearman para avaliar a correlação entre as variáveis ambientais. O coeficiente de correlação linear r mede a intensidade da relação linear entre duas variáveis (Triola, 2008). Variáveis ambientais com correlação acima de $|0.6|$ foram consideradas colineares e, portanto, uma variável foi retirada do modelo. Logicamente, os preditores deixados de fora devem ser aqueles que são menos fortemente correlacionadas com a variável de resposta e isto pode ser determinada na análise exploratória das relações entre preditores individuais e resposta espécies (Franklin, 2009). Guisan et al. (2002) chamam à atenção para fato de que dois preditores altamente correlacionados podem aparecer como não significativos, embora possam explicar grande parte dos resultados se considerados individualmente.

Para avaliar se as variáveis explicativas influenciam a ocorrência dos indivíduos foi desenvolvido um Modelo Linear Generalizado (GLM) e um Modelo Aditivo Generalizado (GAM), utilizando-se respectivamente os pacotes *stats* e *mgcv* no software *R* (R Core Team, 2015), com o intuito de analisar qual a melhor estrutura para o conjunto de dados. A variável resposta “ocorrência dos botos” são dados de contagem e de acordo com Zuur et al. (2009), para dados de contagem e variáveis resposta desta natureza são modeladas de acordo com a distribuição do Poisson ou Binomial Negativa. Acredita-se que modelos que utilizam a abundância, ao contrario dos modelos de presença e ausência, possam apresentar resultados mais confiáveis pela maior quantidade de dados coletados em um mesmo ponto (Alves, 2015). Nos modelos também foram utilizados a função de ligação *log*.

Os preditores numéricos utilizados não possuem uma relação linear com a variável resposta, por isso optou-se pelos resultados dos Modelos Aditivos Generalizados. Dentre as técnicas de modelagem de abundância, os Modelos Aditivos Generalizados, especificamente, são flexíveis e capazes de descrever relações não lineares entre os preditores e a variável resposta, constituindo uma extensão não paramétrica dos Modelos Lineares Generalizados (GLM). No caso do GAM, os coeficientes são substituídos por uma função de “suavização” (*Splines*), que permitem descrever relações não lineares.

A escolha do modelo mais ajustado foi feita através do Critério de Informação de Akaike (AIC, Burnham e Anderson, 2002), no qual um menor valor (menor desvio inexplicável) significa um "melhor" modelo (Franklin, 2009).

Resultados

Entre janeiro de 2012 a novembro de 2014 foram realizadas 128 expedições divididas entre os setores (Tabela 01), totalizando em 330 horas de esforço efetivo de campo.

Tabela 01- Total e média de expedições por setor entre janeiro de 2012 a novembro de 2014.

Setor I	Setor II	Setor III	Setor IV
34 expedições	32 expedições	33 expedições	29 expedições
Média de 32 expedições a campo por setor			

Foram 45 expedições a campo em 2012 e 2013, ao passo que em 2014 foram 36 expedições.

Durante o período de estudo foram feitos 1347 avistamentos (Figura 03), com 4885 indivíduos, sendo 691 infantes (14,15%). O maior agrupamento visto foi com 20 indivíduos e 1 o menor, tendo uma média de 3,62 indivíduos por agrupamentos. Agrupamentos com mais de 10 indivíduos foram mais comuns no inverno, que também teve a maior média de indivíduos por agrupamentos (3,96) seguida do outono (3,81), verão (3,32) e primavera (3,08).

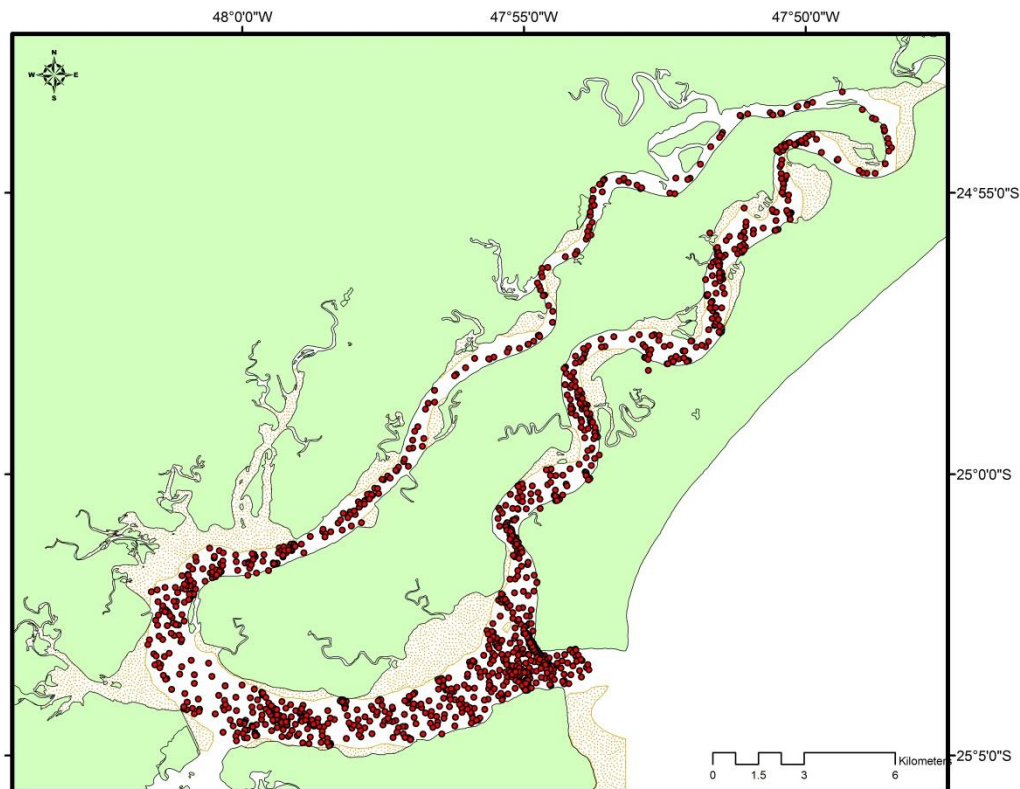


Figura 03. Mapa da área de estudo com os agrupamentos de botos-cinza avistados entre janeiro de 2012 a novembro de 2014, representados pelos círculos vermelhos. A área pontilhada representa os baixios.

O número de botos-cinza por expedições de campo variou entre as estações do ano. No verão houve uma distribuição menos heterogênea na área de estudo, tendo o menor valor nos setores III e IV (Tabela 02)

Tabela 02. Total de botos-cinza dividido pelo total de saídas de campo dentro das estações do ano e dos setores na área de estudo

	setor I	setor II	setor III	setor IV	total
verão	30.0	64.8	23.7	12.9	131.27
outono	27.7	68.3	52.3	33.8	182.03
inverno	19.5	72.8	68.0	23.8	184.08
primavera	13.9	28.3	26.9	16.4	85.43
total	91.04	234.00	170.88	86.90	

A média de animais encontrados em cada expedição a campo foi 39.37 indivíduos em 2012, 36.75 indivíduos em 2013 e 40.52 indivíduos em 2014.

Considerando a estratificação da área de estudo, os registros do total de indivíduos e infantes foram diferentes em cada setor (Figura 04).

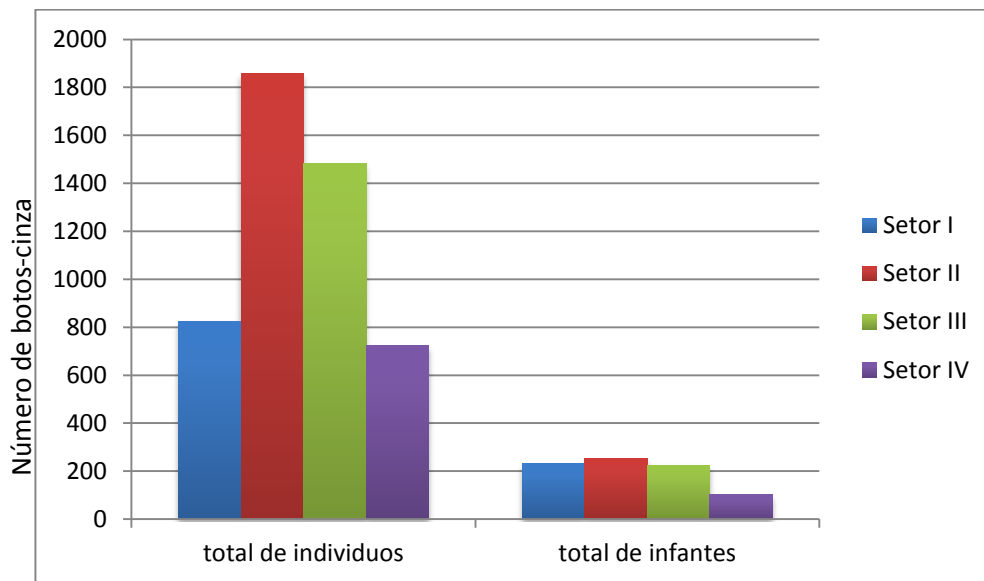


Figura 04 Total de ocorrências de indivíduos de botos-cinza (adultos e infantes) e infantes por setores na área de estudo

Houve uma diferença significativa tanto no número total de botos ($\chi^2=719.16$; $p<0.0001$) e apenas infantes ($\chi^2=67.89$; $p<0.0001$) entre os setores.

O setor II foi o setor com a maior média de número de botos por dia de campo: 58 animais, seguido do setor III com 44.94, setor IV com 24.93 e por último o setor I com 24.20.

Em 127 expedições de campo (99,22%) os animais estavam presentes, e em apenas um dia (0,78%) (setor IV) os botos não foram avistados.

Variáveis ambientais

Os valores das variáveis ambientais encontrados no período de estudo estão representados na Tabela 03. Dentre os setores, o setor IV é o setor que teve a maior amplitude nos valores de salinidade, transparência. Em todos os setores ocorreram áreas mais profundas, superiores a 15 metros, no entanto áreas menores que 10 metros prevaleceram em toda a área de estudo (Figura 05).

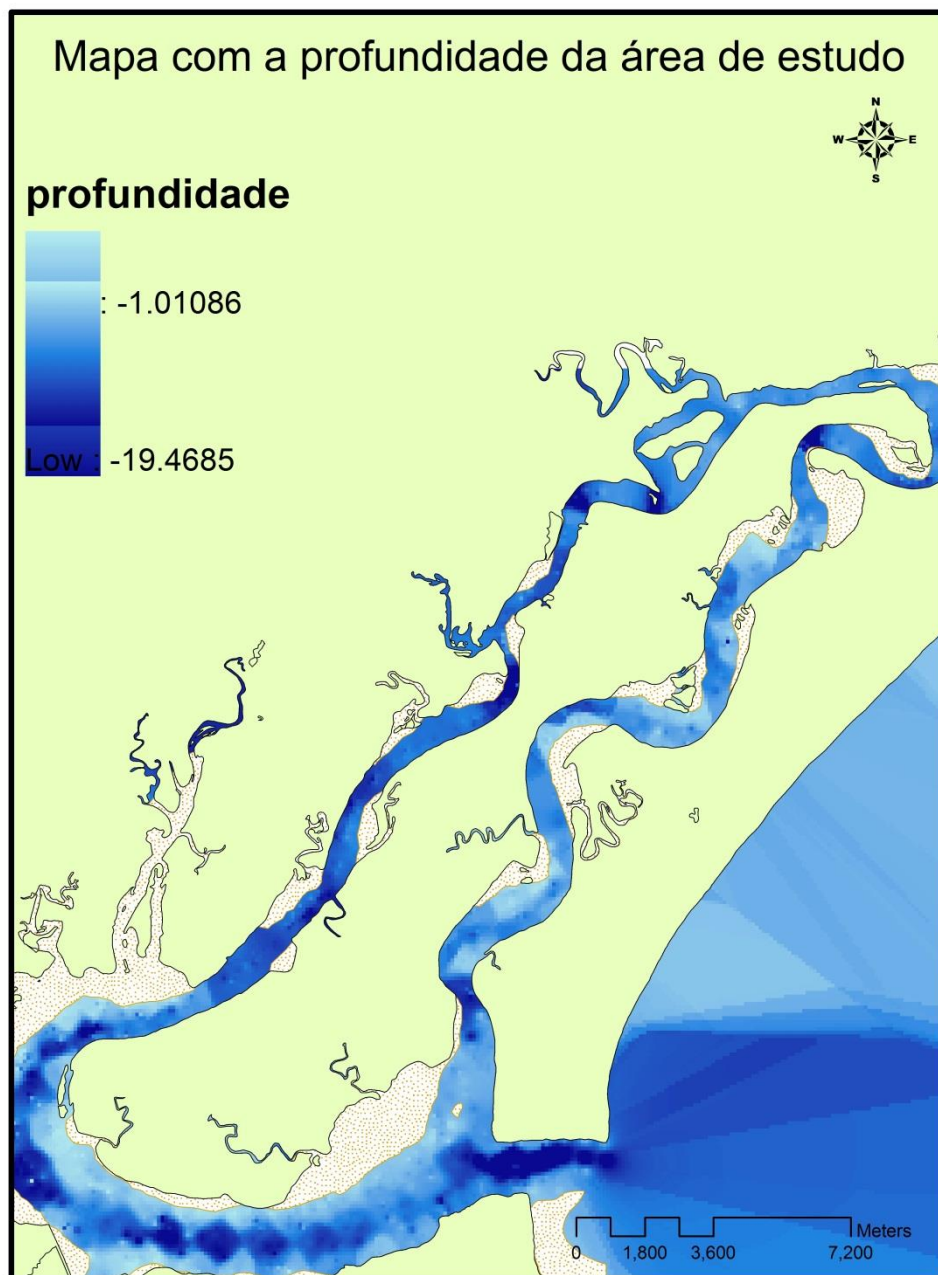


Figura 05. Mapa da área de estudo apresentado a profundidade local

Tabela 03. Amplitude de valores das variáveis ambientais encontrados no entorno de Cananéia nos 4 setores durante o período de estudo.

Variáveis ambientais	Setor I	Setor II	Setor III	Setor IV
Salinidade	10 a 33ppm	10 a 38ppm	2 a 35ppm	1 a 30ppm
Transparência	0,2 a 5m	0,1 a 4,4m	0,1 a 4,3m	0,2 a 4,8m
Temperatura	17,9 a 32,1 C°	19 a 31 C°	16 a 31,6 C°	18,7 a 33 C°
Profundidade	0,7 a 17m	0,8 a 20m	0,7 a 18m	1,4 a 17,6m

Modelos

Para avaliar o uso do habitat pelo boto-cinza foi gerado um GAM com distribuição Poisson e Binomial Negativa. Os resultados mostraram que os modelos com a melhor distribuição foi a Binomial Negativa, de acordo com o valor de AIC (AIC Binomial negativa = 21247.48; AIC Poisson = 33780.86). Os valores de p-valor e estimado para as variáveis paramétricas mostram que a presença do boto no setor II e III foi significativamente maior que no setor IV e I (intercepto). Não houve diferença na presença dos botos em relação ao tipo de maré (sizígia e quadratura) (Tabela 04).

Tabela 04. Tabela com os resultados das variáveis paramétricas do modelo aditivo generalizado com distribuição binomial negativa.

Coeficientes paramétricos	Estimado	erro padrão	p-valor
(Intercepto)	-0.55549	0.08221	1.41e-11 ***
sizígia	0.01235	0.06265	0.8438
setor II	0.59583	0.09608	5.59e-10 ***
setor III	0.21713	0.10108	0.0317 *
setor IV	-0.80005	0.09660	< 2e-16 ***

significância: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Houve uma significância aproximada nos seguintes termos suavizados (variáveis ambientais não paramétricas): salinidade, temperatura, profundidade e média de chuva. A Figura 06 mostra os termos suavizados com *Splines*, evidenciando a relação da variável resposta com as variáveis explicativas.

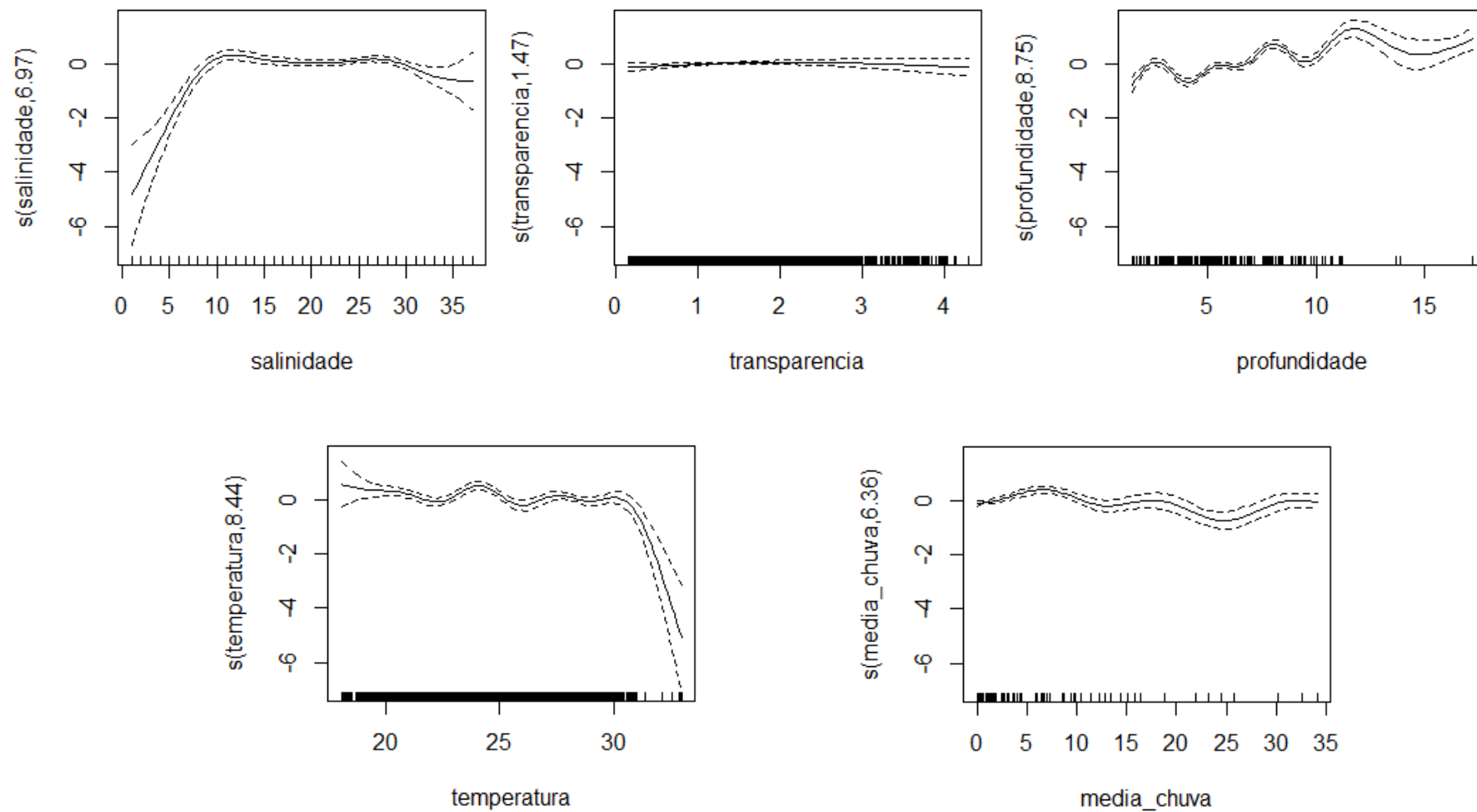


Figura 06 Funções suavizadas do GAM e intervalo de confiança de 95% (linhas tracejadas) que representam a relação entre o número de botos e as variáveis ambientais de toda a área de estudo entre janeiro de 2012 a novembro de 2014..

Modelagem por setor

Para avaliar se as variáveis ambientais influenciaram o uso do habitat pelo boto nos setores de maneira diferente foram desenvolvidos modelos para cada setor. Em todos os modelos desenvolvidos o valor de AIC para a distribuição binomial negativa foi menor que para distribuição de Poisson.

A maré de quadratura apresentou uma significância negativa em relação a presença dos botos-cinza nos setores I (Tabela 05), III (Tabela 07) e IV (Tabela 08). No setor II o p-valor mostra que a maré de sizígia influenciou de maneira positiva a presença dos botos-cinza (Tabela 06).

Tabela 05. Tabela com os resultados das variáveis paramétricas do modelo aditivo generalizado com distribuição binomial negativa no setor I da área de estudo entre janeiro de 2012 a novembro de 2014.

coeficientes paramétricos	Estimate	Erro padrão	p-valor
Intercepto	-0.2567	0.1013	0.0112 *
sizígia	-0.1693	0.152	0.2653

Significâncias: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabela 06. Tabela com os resultados das variáveis paramétricas do modelo aditivo generalizado com distribuição binomial negativa no setor II da área de estudo entre janeiro de 2012 a novembro de 2014.

coeficientes paramétricos	Estimate	Erro padrão	p-valor
Intercepto	-0.08975 0	0.06245	0.1506
sizígia	0.21718 0	0.08793	0.0135 *

Significâncias: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabela 07. Tabela com os resultados das variáveis paramétricas do modelo aditivo generalizado com distribuição binomial negativa no setor III da área de estudo entre janeiro de 2012 a novembro de 2014.

coeficientes paramétricos	Estimate	Erro padrão	p-valor
Intercepto	-0.46034 0	0.09578	1.54e-06 ***
sizígia	-0.22871 0	0.14383	0.112

Significâncias: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabela 08. Tabela com os resultados das variáveis paramétricas do modelo aditivo generalizado com distribuição binomial negativa no setor IV da área de estudo entre janeiro de 2012 a novembro de 2014.

coeficientes paramétricos	Estimate	Erro padrão	p-valor
Intercepto	-2.4019	0.4254	1.64e-08 ***
sizigia	0.3013	0.202	0.136

Significâncias: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Das variáveis ambientais não paramétricas suavizadas (termos suavizados) apenas a profundidade apresentou uma significância em relação ao número de botos-cinza no setor I. Os gráficos com essas variáveis mostram que os botos utilizam no setor I áreas mais profundas enquanto que as outras variáveis não foram significativas (Figura 07)

No setor II os botos utilizaram de maneira significativa águas mais turvas e profundidade maiores de 10 metros. Também houve uma diferença significativa quanto ao uso do habitat relacionado à temperatura e salinidade. Não houve alteração na ocorrência de botos quando comparada a média de chuva (Figura 08).

No setor III e no setor IV todas as variáveis ambientais foram significativas em relação a presença dos botos (Figura 09 e Figura 10).

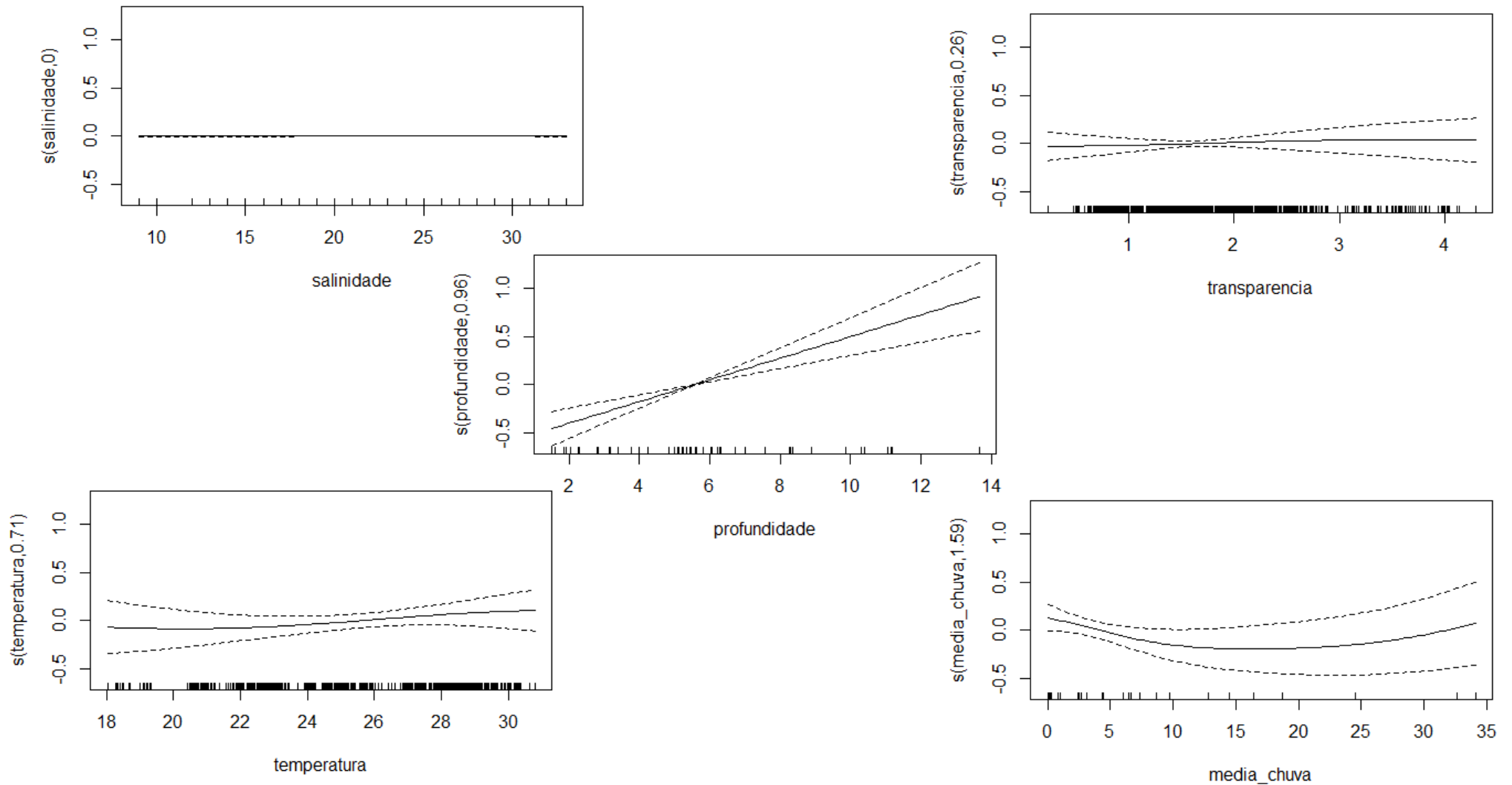


Figura 07. Funções suavizadas do GAM e intervalo de confiança de 95% (linhas tracejadas) que representam a relação entre o número de botos e as variáveis ambientais no setor I na área de estudo entre janeiro de 2012 a novembro de 2014.

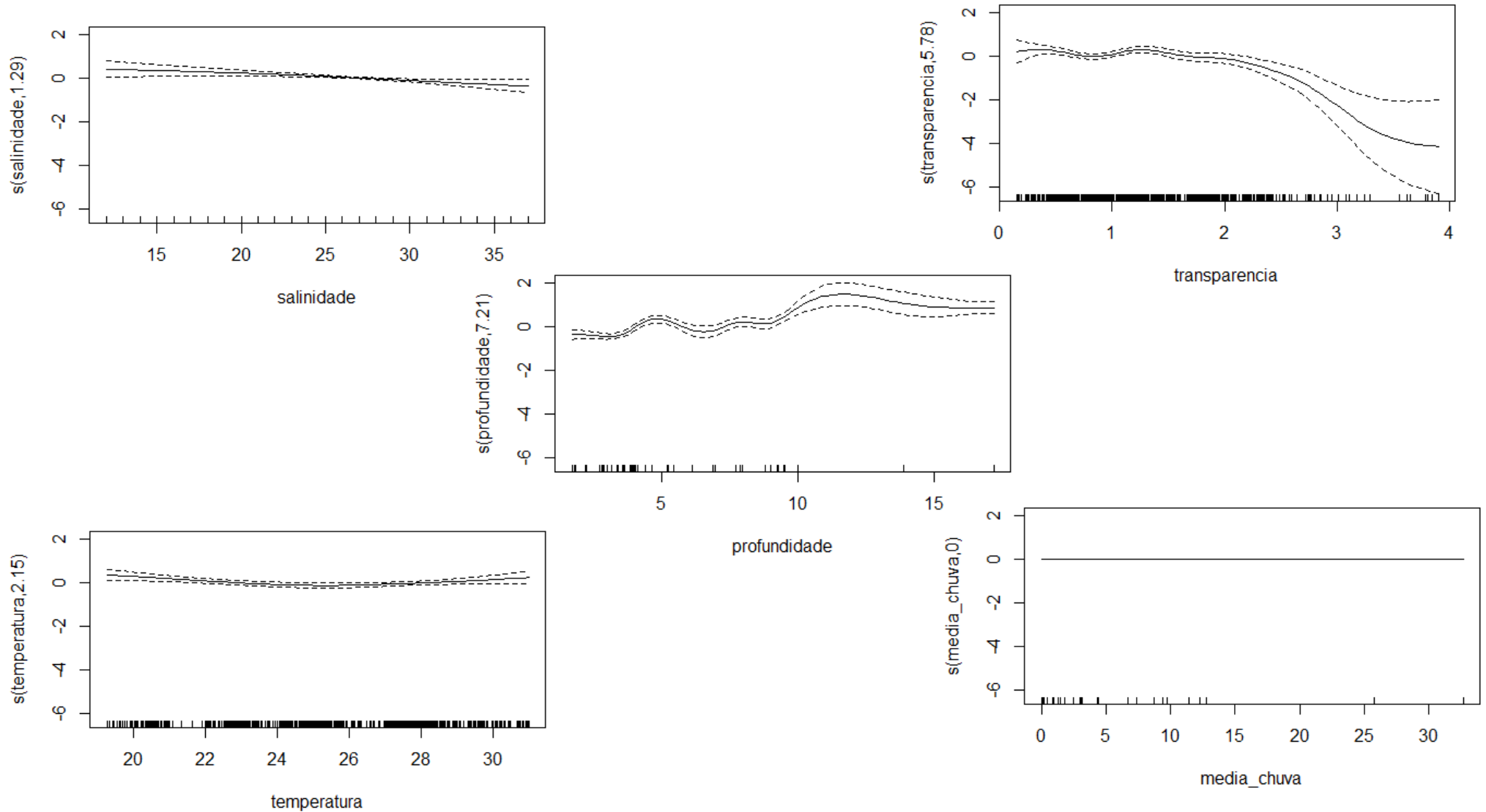


Figura 08. Funções suavizadas do GAM e intervalo de confiança de 95% (linhas tracejadas) que representam a relação entre o número de botos e as variáveis ambientais no setor II na área de estudo entre janeiro de 2012 a novembro de 2014.

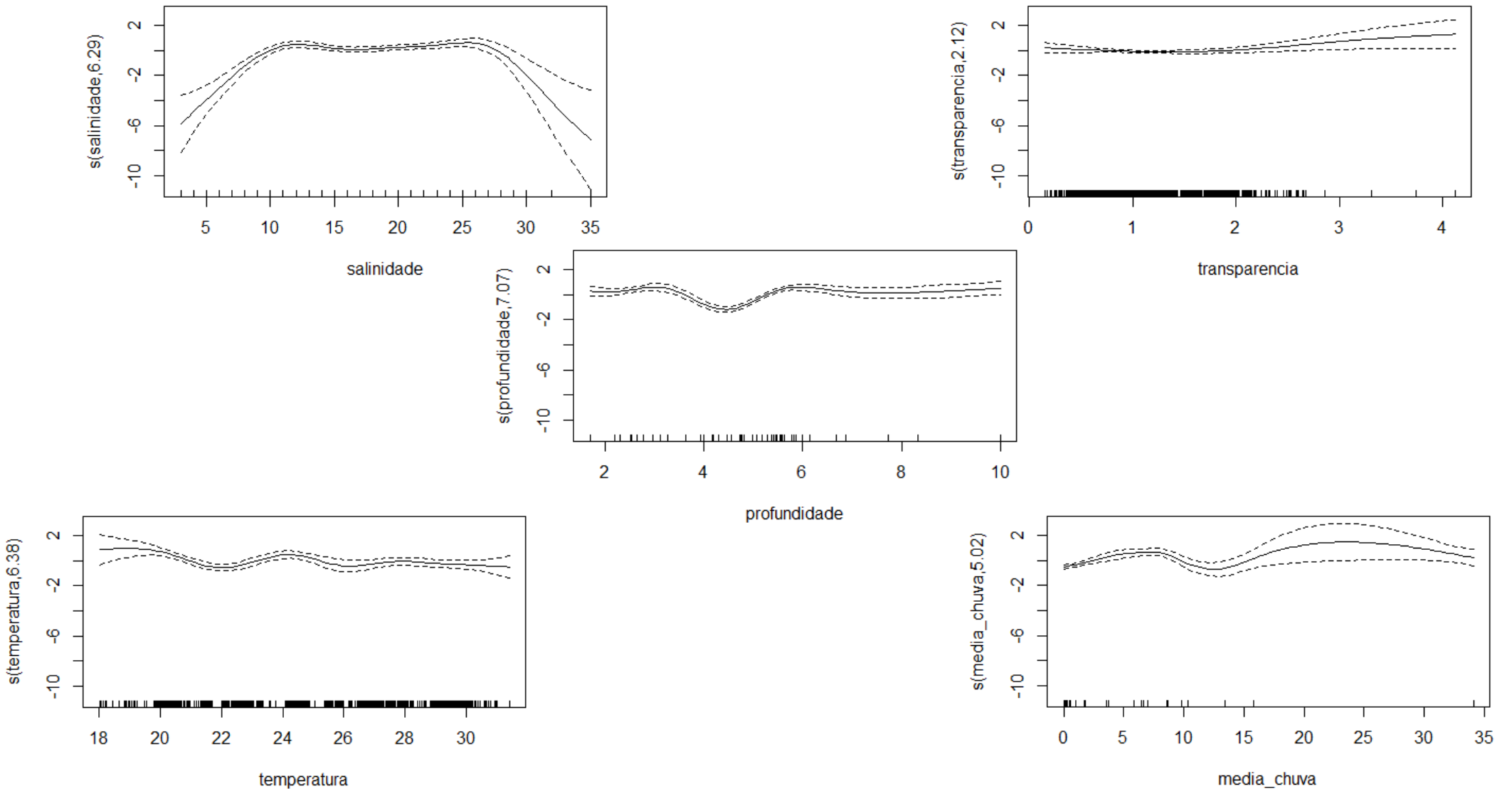


Figura 09. Funções suavizadas do GAM e intervalo de confiança de 95% (linhas tracejadas) que representam a relação entre o número de botos e as variáveis ambientais no setor III na área de estudo entre janeiro de 2012 a novembro de 2014.

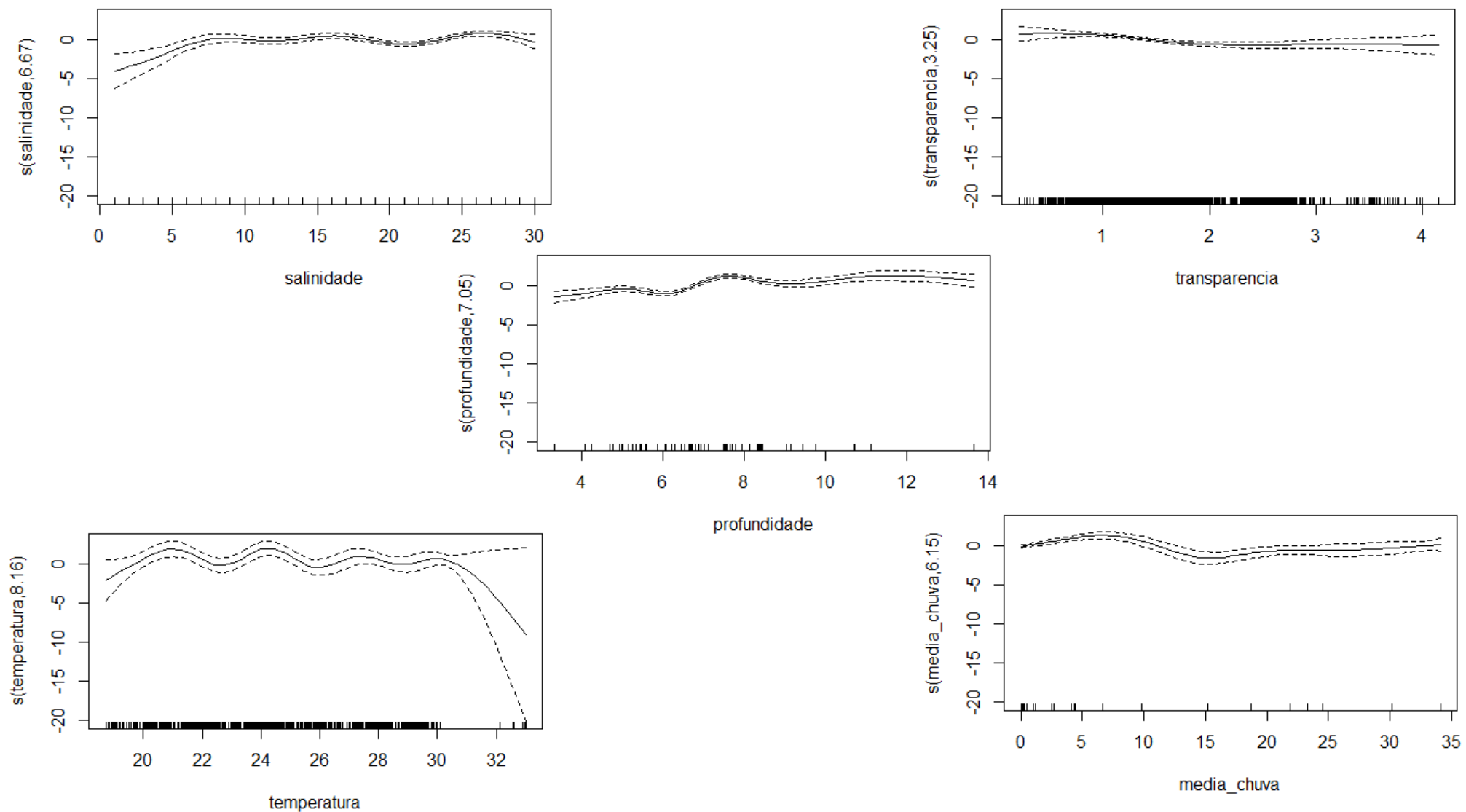


Figura 10. Funções suavizadas do GAM e intervalo de confiança de 95% (linhas tracejadas) que representam a relação entre o número de botos e as variáveis ambientais no setor IV na área de estudo entre janeiro de 2012 a novembro de 2014.

Modelos por estação do ano

Para avaliar se as variáveis ambientais influenciaram o uso do habitat pelo boto nas estações do ano de maneira diferente, foram desenvolvidos modelos por setor. Assim como no modelo geral e nos setores, em todos os modelos desenvolvidos por estação o valor de AIC para a distribuição binomial negativa foi menor que para distribuição de Poisson.

Na primavera os botos utilizaram mais os setores II e III se comparado com os setores I (intercepto) e IV (Tabela 09). No verão houve uma diminuição significativa na ocorrência dos botos no setor I e IV. No setor II houve uma maior utilização da área pelos botos (Tabela 10). No outono os botos utilizaram mais o setor II e menos o setor IV (Tabela 11). Já no inverno houve uma aumento da ocorrência dos botos no setor III se comparada aos outros setores (Tabela 12). As marés de sizígias influenciaram positivamente na ocorrência do boto-cinza no verão e no inverno (Tabela 10 e Tabela 12).

Tabela 09. Tabela com os resultados das variáveis paramétricas do modelo aditivo generalizado com distribuição binomial negativa na primavera na área de estudo entre janeiro de 2012 a novembro de 2014.

coeficientes paramétricos	Estimate	Erro padrão	p-valor
Intercepto	-1.1478	0.323	0.00038***
setorII	0.729	0.2994	0.01489*
setorIII	-1.2022	0.4642	0.00961**
setorIV	-0.6061	0.3023	0.04494*
luasizigia	0.4383	0.3626	0.22667

Significâncias: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 '.' 1

Tabela 10. Tabela com os resultados das variáveis paramétricas do modelo aditivo generalizado com distribuição binomial negativa no verão na área de estudo entre janeiro de 2012 a novembro de 2014.

coeficientes paramétricos	Estimate	Erro padrão	p-valor
Intercepto	-1.0657	0.165	0.000000000107***
setorII	0.7803	0.1943	0.0000592***
setorIII	-0.3677	0.243	0.1302
setorIV	-1.0449	0.2208	0.00000223***
luasizigia	0.4185	0.1385	0.0025**

Significâncias: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabela 11. Tabela com os resultados das variáveis paramétricas do modelo aditivo generalizado com distribuição binomial negativa no outono na área de estudo entre janeiro de 2012 a novembro de 2014.

coeficientes paramétricos	Estimate	Erro padrão	p-valor
Intercepto	-0.17544	0.13627	0.198
setorII	0.62244	0.1455	0.0000189***
setorIII	0.01397	0.16117	0.931
setorIV	-0.85466	0.15127	0.0000000161***
luasizigia	-0.10461	0.11091	0.346

Significâncias: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tabela 12. Tabela com os resultados das variáveis paramétricas do modelo aditivo generalizado com distribuição binomial negativa no inverno na área de estudo entre janeiro de 2012 a novembro de 2014.

coeficientes paramétricos	Estimate	Erro padrão	p-valor
Intercepto	-1.1949	0.2638	0.00000591 ***
setorII	0.2222	0.3141	0.47921
setorIII	1.0817	0.3362	0.00129**
setorIV	-0.833	0.3189	0.00899**
luasizigia	0.5659	0.2271	0.01272 *

Significâncias: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Os resultados dos dados não paramétricos demonstram que todos os termos suavizados influenciaram na ocorrência do boto-cinza na primavera e no outono (Figura 11, Figura 12 e Figura 13). No inverno apenas a transparência não teve uma relação com a ocorrência dos botos-cinza (Figura 14).

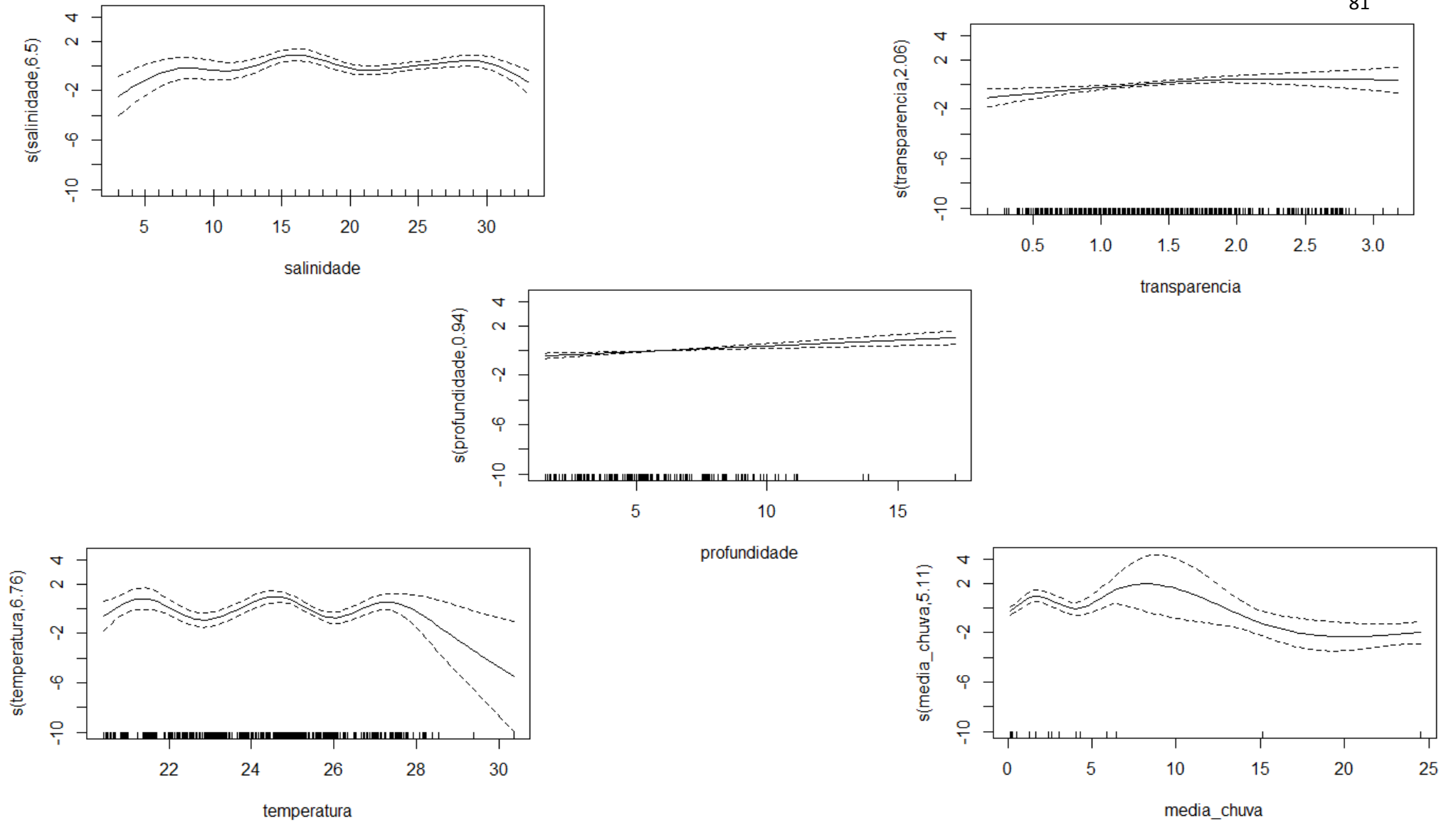


Figura 11. Funções suavizadas do GAM e intervalo de confiança de 95% (linhas tracejadas) que representam a relação entre o número de botos e as variáveis ambientais na primavera

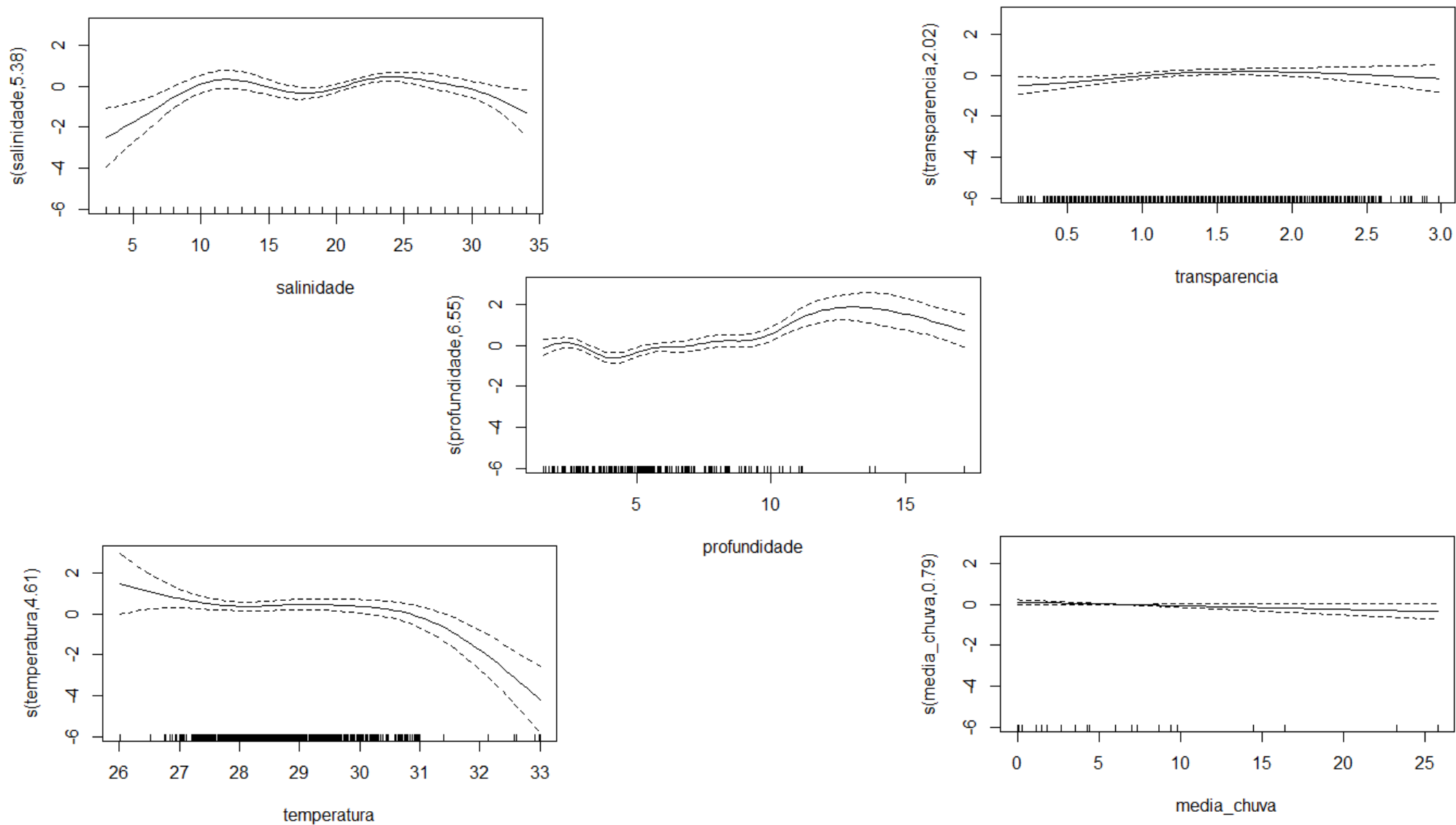


Figura 12. Funções suavizadas do GAM e intervalo de confiança de 95% (linhas tracejadas) que representam a relação entre o número de botos e as variáveis ambientais no verão.

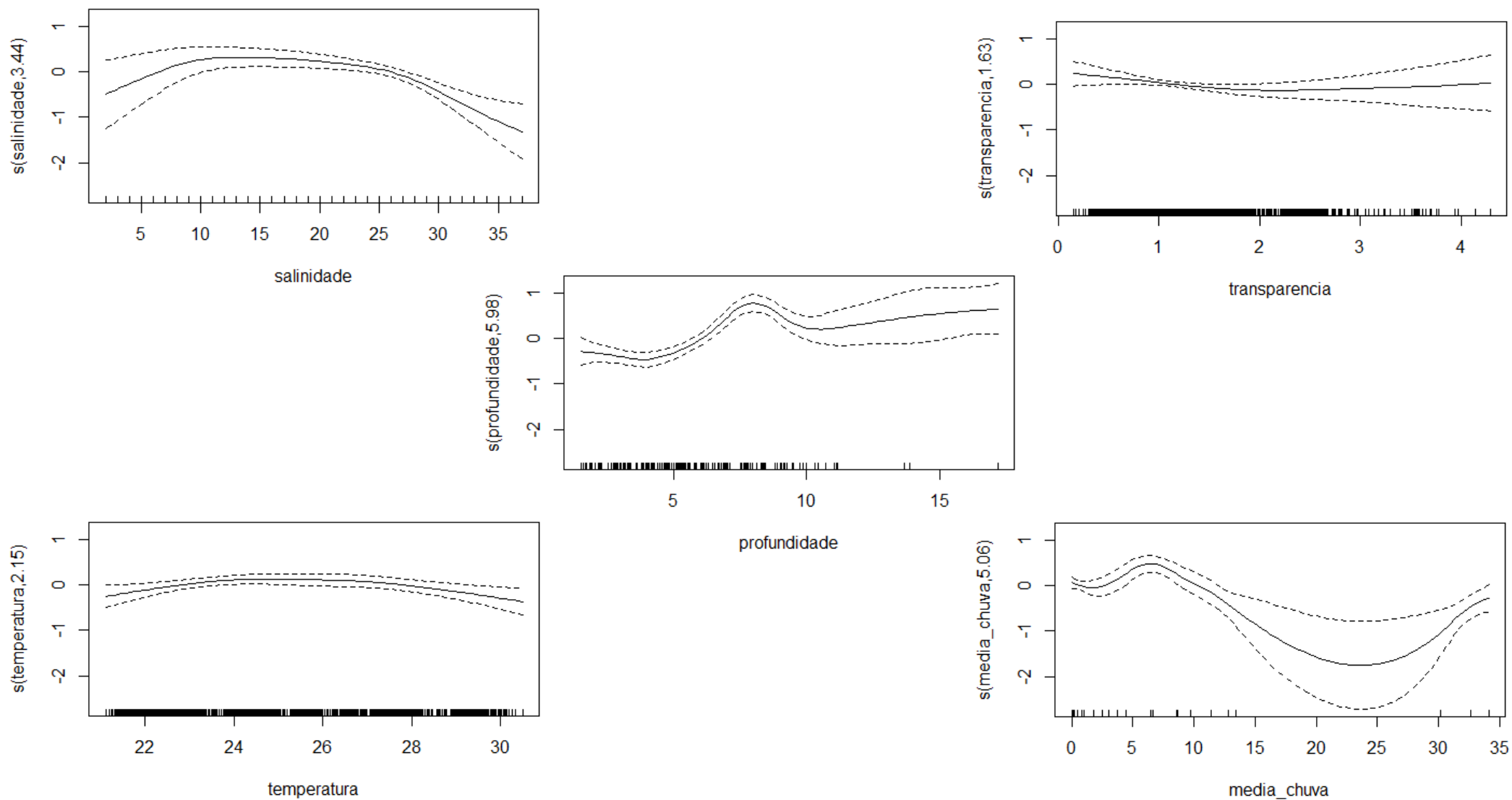


Figura 13. Funções suavizadas do GAM e intervalo de confiança de 95% (linhas tracejadas) que representam a relação entre o número de botos e as variáveis ambientais no outono

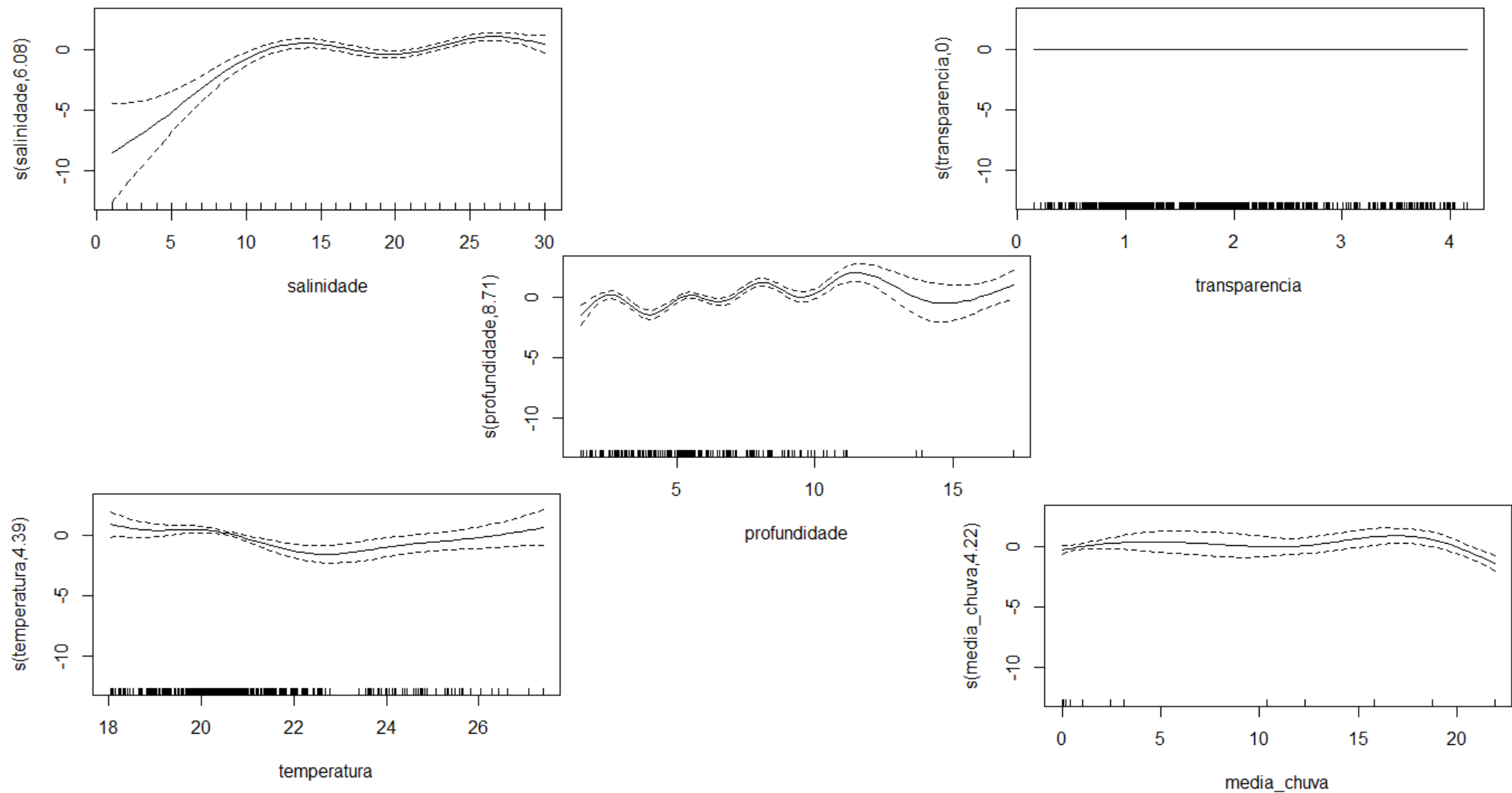


Figura 14. Funções suavizadas do GAM e intervalo de confiança de 95% (linhas tracejadas) que representam a relação entre o número de botos e as variáveis ambientais no inverno

Discussão

Para os pequenos cetáceos, o tamanho de agrupamento pode ser muito fluido e flexível, pois flutuações na disponibilidade de presas parecem ter um papel ligado tanto ao tamanho como na composição do agrupamento (Geise et al., 1999; Lodi, 2002; Daura-Jorge et al., 2004; Flores e Bazzalo, 2004). Pequenos agrupamentos de 2 a 5 indivíduos foram os mais comumente observados em Cananéia, corroborando com os estudos de Geise et al. (1999), Monteiro-Filho (2000); Filla e Monteiro-Filho (2009).

Na Baía de Paranaguá, estado do Paraná, (Bonin, 2001; Filla, 2004; Filla e Monteiro-Filho, 2009), na Baía de Guaratuba (Filla, 2004; Filla e Monteiro-Filho, 2009) e em Cayos Miskito na Nicaraguá (Edwards e Schnell, 2001) as formações familiares (2 e 3 indivíduos) foram as mais comuns. Diferentemente destas áreas citadas acima que são áreas mais fechadas, na Baía Norte (SC), a média de indivíduos por grupo foi de 29 indivíduos (Daura-Jorge et al., 2004). No Estado do Rio de Janeiro, na Baía de Paraty, os grupos com mais de 30 indivíduos foram mais comuns (Lodi, 2003), podendo ser avistados grupos com até 450 indivíduos (Lodi, 2003), e na Baía de Sepetiba, os grupos eram formados por até 280 indivíduos (Flach et al., 2008). Lodi (2003) e Flach et al. (2008) sugerem que a ocorrência de agrupamentos maiores em Paraty e Sepetiba deve-se à estratégia de efeito de grupo na tentativa de aumentar o sucesso na obtenção dos recursos alimentares, visto que as espécies de peixes que ocorrem nessas áreas são similares. Apesar destes registros, aparentemente existe uma tendência de que os botos apresentem agrupamentos menores em áreas protegidas.

Compreender os padrões na distribuição de uma população ou espécie no que diz respeito as variáveis ambientais é um fator importante para o conhecimento dos aspectos ecológicos que findam no estabelecimento de estratégias de conservação e de gestão (Embling et al., 2010; Azzelino et al., 2012). Na área de estudo, quando comparamos os setores, o setor II é o que possui as características mais próximas ao mar, havendo menos variações nas variáveis ambientais se comparado aos outros setores. A presença da Barra de Cananéia (desembocadura do estuário) neste setor também ocasiona a entrada dos peixes dentro do estuário, podendo ser o responsável por mais ocorrências dos botos neste setor. Geise et al. (1999), Bisi (2001) e Havukainen et al. (2011) também encontraram maiores concentrações de botos-cinza nesta região. Outros estudos com esta espécie em áreas fechadas também reportam a maior utilização das áreas próximas às ligações com o mar. Filla e Monteiro-Filho (2009) trabalharam nas Baías de Paranaguá e Guaratuba, no Estado do Paraná, próximo ao limite sul da distribuição da espécie; Flach et al. (2008) Baía de Sepetiba,

no Estado do Rio de Janeiro; Rossi-Santos (2006) no Rio Caravelas, no Estado da Bahia; e Edwards e Schnell (2001) em Cayos Miskito próximo ao limite norte de distribuição da espécie, todos encontraram resultados semelhantes, o que pode ser um padrão para a espécie *Sotalia guianensis*. Portanto, os botos-cinza apresentam uma distribuição não aleatória, utilizando mais alguns setores dentro de suas áreas de ocorrência confirmando a informação já apresentada por Bonin et al. (2008).

Estações do ano

A ocorrência dos botos foi maior nas estações mais frias (outono e inverno) que tiveram as menores temperaturas da água e também foi onde ocorreu uma distribuição mais heterogênea em toda a área. Essa distribuição mais ampla pode ser consequência da maior homogeneidade das variáveis ambientais. O mesmo foi encontrado na Baía Norte, em Santa Catarina, onde os botos utilizaram uma área maior no inverno quando comparado ao verão (Wedekin et al., 2007). Bräger et al. (2003) concluiu que a abundância pareceu mudar sazonalmente em algumas áreas de ocorrência do *Cephalorhynchus hectori* na costa da Nova Zelândia, o que coincide com os dados apresentados neste estudo. No inverno os valores de salinidade se tornam mais estáveis pela diminuição das chuvas e conseqüentemente das vazões dos rios, principalmente do canal artificial que desagua água doce diretamente no Complexo Estuarino, o Valo Grande, permitindo que a água do estuário permaneça salobra e não doce, como ocorre nas estações chuvosas. Essa água salobra distribuída por todo o estuário permite uma maior distribuição e abundância de possíveis presas (Maciel, 2001; Contente, 2013).

Variáveis ambientais

As características físico-químicas do estuário apresentam grandes variações ocasionada pela mistura da água doce proveniente dos rios com a água do mar e, sendo a salinidade a principal característica que mais varia, podendo ter influência importante sobre a distribuição (Schmiegelow, 2004; Begon et al., 2007). Os resultados do presente estudo apontaram que mesmo em frequências menores, os botos também foram encontrados em salinidades baixas, cerca de 6 ppm. Em outros locais também foram encontrados indivíduos tanto em salinidades baixas quanto em salinidades mais altas, tendo uma maior frequência de ocorrência em valores próximos à salinidade marinha (Santos, 2005; Rossi-Santos, 2006; Flach et al., 2008; Dias et al., 2009; Stutz Reis 2013; Kanaji et al., 2016). E menor ocorrência de botos em águas com pouca salinidade pode ser justificada porque diversas espécies de peixes entram

no estuário, em busca de águas salobras para desovar (Pereira et al., 2014), não chegando a ocorrer em águas praticamente doces.

A mistura da água doce com a água salgada é refletida também na turbidez dos estuários e a consequência dessa mistura, é a constante movimentação dos sedimentos (Schmiegelow, 2004). Em Cananéia na estação chuvosa (verão) as águas se tornam mais turvas devido ao aumento das chuvas que carregam os sedimentos dos rios e manguezais para o estuário. Santos (2005) sugere que, os sedimentos em suspensão, que alteram a transparência da água, podem tornar os peixes associados ao fundo em alvos fáceis, como também podem concentrar tainhas e paratis que são comumente predados pelos botos. Mesmo assim o uso do habitat pelos botos não esteve associado a transparência da água, considerando toda a área de estudo. Estudos anteriores nesta região também mostraram que o uso do habitat não possui correlação com a transparência (Santos e Rosso, 2007; Godoy et al., 2015). Quando avaliamos os setores e estações do ano separadamente apenas no inverno a transparência não estava correlacionada com a distribuição dos botos. A hipótese é que no inverno, a salinidade, a transparência não se altera tanto como nas outras estações, devido a diminuição das chuvas. Em um levantamento da ictiofauna da região os resultados mostraram que o alto índice de turbidez determinou a baixa abundância e riqueza de peixes nas margens no eixo sul (Contente, 2013), podendo influenciar a ocorrência do boto. Em outras localidades a transparência parece ser fator importante para a ocorrência de cetáceos como encontrado por Karczmarski et al. (2000), Bräger et al. (2003), Lodi (2003) e Viddi et al. (2015).

Dentro das variáveis, a profundidade é um dos fatores mais importantes na distribuição e uso de habitat (Bräger et al., 2003; Dias et al., 2009; Garaffo et al., 2010; Azzelino et al., 2012; Castro et al., 2013; Boer et al., 2014; Kanaji et al., 2016) O resultado da modelagem, assim como estudos anteriores também indicam que a profundidade afeta de maneira positiva a ocorrência dos animais na área. Alguns autores relatam um maior uso de áreas superiores a 10 m de profundidade por *S. guianensis*, onde a abundância de alimentos é maior (Geise, 1991; Simão e Poletto, 2002; Araújo et al., 2001; Azevedo et al., 2007; Cremer et al., 2012; Contente, 2013). Na Baía de Sepetiba, Simão e Poletto (2002) observaram botos pescando em águas entre 3 e 30 m de profundidade, com uma profundidade média de 13 m, um valor próximo ao 12 m encontrados na Baía de Guanabara (Azevedo et al., 2007). No entanto, outras populações usam áreas rasas com mais frequência, com profundidades inferiores a 1 m (Geise et al., 1999), 3 m (Edwards e Schnell, 2001; Flores e Bazzalo, 2004; Bazzalo et al., 2008) ou 6 m (Lodi, 2003; Rossi-Santos, 2006). Os botos foram encontrados em profundidade com menos de 1 metro até áreas mais

profundas, sendo essas áreas mais utilizadas pelos botos, assim como encontrado por Godoy et al. (2015). Na Ilha das Peças (PR), a profundidade não foi limitante para a ocorrência dos botos na área de estudo (Bonin, 2001). Azevedo et al. (2007), na Baía de Guanabara avistaram uma maior quantidade de agrupamentos (69.8%) entre 5 e 15 metros de profundidade. Diferente do que ocorre na Baía de Paraty, onde aproximadamente 90% dos animais ocorriam em águas rasas em profundidades localizadas entre 2 e 6m (Lodi, 2002). Essa ocorrência em diversas faixas de profundidade deve-se possivelmente ao hábito alimentar dos botos que é de capturar espécies pelágicas e espécies demersais em diferentes profundidades (Borobia e Barros, 1989; Zanelatto, 2001; Oliveira, 2003; Oliveira et al., 2008).

Os botos ocorreram em águas mais frias e a medida que a temperatura aumentou a ocorrência dos botos diminuiu, tendo uma queda brusca após aproximadamente os 30°C graus. Alguns estudos sugerem que apenas nas escalas regionais ou globais a distribuição dos mamíferos marinhos pode estar relacionada diretamente com a temperatura da água, enquanto que, a distribuição em pequena escala, como ocorre em Cananéia, pode estar relacionada às características oceanográficas através de seus efeitos na distribuição das suas presas (Learmonth et al., 2006; MacLeod, 2009). Flores e Fontoura (2006) estudando botos na Baía Norte no Estado de Santa Catarina verificaram que os botos ocorreram em áreas onde a temperatura variou entre 13.5°C a 28°C. Na costa da Nova Zelândia, Gaskin (1968) relacionou a distribuição de espécies de odontocetos com a temperatura de superfície da água. Nesta região *Delphinus delphis* estava restrito a uma temperatura de superfície mínima de cerca de 14°C, ao passo que *Lagenorhynchus peroni* ocorreu entre as temperaturas de superfície de 9°C e 16°C; *Lagenorhynchus obscurus* em temperaturas da superfície no verão de aproximadamente 14°C a 15°C e *Lagenorhynchus cruciger* em uma faixa de temperatura de superfície de 2°C a 9°C. Garaffo et al. (2010) evidenciaram que nas estações mais quentes os *Lagenorhynchus obscurus* utilizaram águas mais frias, evitando as áreas com maiores temperaturas.

Diversos estudos também associaram a presença de cetáceos às marés e sua amplitude (Santos et al., 2010; Booth et al., 2013; Viddi et al., 2015). As marés possuem forças diferentes, com uma altura da maré que pode ser amplificada atingindo vários metros, tendo uma grande variação, sendo maiores durante as marés de sizígia (lua cheia ou nova) se comparada com a altura de marés de quadratura (quarto crescente e minguante) (Miranda et al., 2002). Em virtude disso as marés de sizígia podem provocar maior entrada de cardumes no estuário de acordo com Maciel (2001) e Godefroid et al. (2003). Com base nesta informação, no presente estudo foram levadas em consideração as fases da lua, revelando uma maior ocorrência de

indivíduos nas marés enchentes de sizígia. Quando avaliado cada setor, o II teve a significância positiva provavelmente por se encontrar próximo a ligação com o mar e sofrer a influência mais direta da força de maré. O mesmo também foi encontrado por Godoy (2011) na mesma área de estudo, onde os botos ocorreram mais nas marés enchentes de sizígia. No estudo de Rossi-Santos (2006) as marés foram uma das variáveis mais relacionadas com as avistagens de botos-cinza no Rio Caravelas (BA). De acordo com a distribuição de frequências foi observado que 69% dos botos foram avistados na maré enchente. Durante as fases de lua cheia ou nova (marés de sizígia), onde a amplitude de maré é maior, as avistagens de botos ocorreram em cerca de 80% do tempo no estado de maré enchente, ao contrário das fases de lua crescente ou minguante, que possuem amplitude de maré menor. O autor sugere uma exploração oportunista da direção e velocidade da maré por botos para forrageamento, entrar e sair estuários.

Através dos dados apresentados neste capítulo podemos inferir que os botos se distribuem de maneira desigual pelo ambiente. As variações de valores das variáveis ambientais apresentadas podem influenciar na distribuição entorno da Ilha, alterando assim o uso do ambiente por esta população.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, T. P., 2015. Padrão de ocupação de hábitat das espécies dominantes de characiformes do Lago Guaíba (Rio Grande do Sul, Brasil) em função de parâmetros ambientais naturais. Tese de Doutorado. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande Do Sul

AMARAL, K. B., ALVARES, D. J., HEINZELMANN, L., BORGES-MARTINS, M., SICILIANO, S., MORENO, I. B., 2015. Ecological niche modeling of *Stenella dolphins* (Cetartiodactyla: Delphinidae) in the southwestern Atlantic Ocean. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 472, 166-179.

ANDRADE , L., SICILIANO S, CAPISTRANO, L. 1987. Movimentos e atividades do boto, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía da Guanabara – Rio de Janeiro. Resumos da 2º Reunião de Trabalhos de Especialistas em Mamíferos Aquáticos da América do Sul. Rio de Janeiro, RJ. p 41-56.

ARAÚJO JP, JZO PASSAVANTE y AS SOUTO. 2001. Behavior of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis*, at Dolphin Bay, Pipa, Rio Grande do Norte, Brazil. *Tropical Oceanography* .29,13-23.

ARCANGELI, A., CAMPANA, I., MARINI, L., MACLEOD, C. D., 2016. Long-term presence and habitat use of Cuvier's beaked whale (*Ziphius cavirostris*) in the Central Tyrrhenian Sea. *Marine Ecology*, 37, 296-282.

AZEVEDO, A.F., VIANA, S.C., OLIVEIRA, A. M., SLUYS, M.Y., 2007. 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* 87, 201–205.

AZZELLINO, A., GASPARI, S., AIROLDI, S., NANI, B., 2008. Habitat use and preferences of cetaceans along the continental slope and the adjacent pelagic waters in the western Ligurian Sea. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 55(3), 296-323.

AZZELLINO, A., PANIGADA, S., LANFREDI, C., ZANARDELLI, M., AIROLDI, S., NOTARBARTOLO DI SCIARA, G., 2012. Predictive habitat models for managing

marine areas: Spatial and temporal distribution of marine mammals within the Pelagos Sanctuary (Northwestern Mediterranean sea) *Ocean & Coastal Management* 67, 63-74.

BAZZALO, M., FLORES, P. A., PEREIRA, M. G., 2008. Uso de hábitat y principales comportamientos del delfín gris (*Sotalia guianensis*, Van Bénéden, 1864) en la Bahía Norte, estado de Santa Catarina, Brasil. *Mastozoología neotropical*, 15(1), 9-22.

BAUMANN-PICKERING, S., TRICKEY, J. S., WIGGINS, S. M., OLESON, E. M., 2016. Odontocete occurrence in relation to changes in oceanography at a remote equatorial Pacific seamount. *Marine Mammal Science*.

BAUMGARTNER, M. F., MULLIN, K. D., MAY, L. N., LEMING, T. D., 2001. Cetacean habitats in the northern Gulf of Mexico. *Fishery Bulletin-National Oceanic And Atmospheric Administration*, 99(2), 219-239.

BEARZI, G., AZZELLINO, A., POLITI, E., COSTA, M., BASTIANINI, M., 2008 Influence of seasonal forcing on habitat use by bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Northern Adriatic Sea. *Ocean Science Journal* 43, 175-182.

BECKER, E. A., FORNEY, K. A., FIEDLER, P. C., BARLOW, J., CHIVERS, S. J., EDWARDS, C. A., REDFERN, J. V., 2016. Moving Towards Dynamic Ocean Management: How Well Do Modeled Ocean Products Predict Species Distributions?. *Remote Sensing*, 8(2), 149.

BEGON, M., TOWNSEND, C. R., HARPER, J. L., 2007. Ecología de Individuos a Ecosistemas. 4ªed, Artmed, Porto Alegre. (2005, 4ª ed. Blackwell, Oxford).

BISI, T. L., 2001. Estimativa da densidade populacional do boto-cinza *Sotalia guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) na região estuarina lagunar de Cananéia, SP. Monografia de Graduação. Universidade Estadual Paulista, SP.

BOER, M.N., SIMMONDS, M.P., REIJNDERS, P. J., AARTS, G., 2014. The Influence of Topographic and Dynamic Cyclic Variables on the Distribution of Small Cetaceans in a Shallow Coastal System. *PloS one* 9(1), e86331.

BONIN, C.A., 2001. Utilização de hábitat pelo boto-cinza, *Sotalia fluviatilis guianensis* (Cetacea: Delphinidae), na porção norte do complexo estuarino da Baía de Paranaguá, PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, PR.

BONIN, C.A., FILLA, G.F., OLIVEIRA, L.V., MONTEIRO-FILHO, E.L.A., 2008. Densidade Populacional: Métodos e Implicações, in: Monteiro-Filho, E.L.A, Monteiro, K.D.K.A., (Eds.), *Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza*. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo.

BOOTH, C. G., EMBLING, C., GORDON, J., CALDERAN, S. V., HAMMOND, P. S., 2013. Habitat preferences and distribution of the harbour porpoise *Phocoena phocoena* west of Scotland. *Marine Ecology Progress Series*, 478, 273-285.

BOROBIA, M., BARROS, N.B., 1989. Notes on the diet of marine *Sotalia fluviatilis*. *Marine Mammal Science* 5, 395-399.

BoYCE, M. S., JOHNSON, C. J., MERRILL, E. H., NIELSEN, S. E., SOLBERG, E. J., MOORTER, B., 2016. REVIEW: Can habitat selection predict abundance?. *Journal of Animal Ecology*, 85(1), 11-20.

BURNHAM, K. P., ANDERSON, D. R., 2002. Information and likelihood theory: a basis for model selection and inference. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*, 49-97.

BRÄGER, S., HARRAWAY, J. A., MANLY, B. F. J., 2003. Habitat selection in a coastal dolphin species (*Cephalorhynchus hectori*). *Marine Biology*, 143(2), 233-244.

CAÑADAS, A., SAGARMINAGA, R., DE STEPHANIS, R., URQUIOLA, E., HAMMOND, P. S., 2005. Habitat preference modelling as a conservation tool: proposals for marine protected areas for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems* 15, 495–521.

CASTRO, R. L., DANS, S. L., COSCARELLA, M. A., CRESPO, E. A., 2013. Living in an estuary: Commerson's dolphin (*Cephalorhynchus commersonii* (Lacépède, 1804)), habitat use and behavioural pattern at the Santa Cruz River, Patagonia, Argentina/Viviendo en un estuario: uso de hábitat y patrón de comportamiento de la

tonina overa (*Cephalorhynchus commersonii* (Lacépède, 1804)) en el río Santa Cruz, Patagonia, Argentina. *Latin American journal of aquatic research*, 41(5), 985.

CHENOWETH, E. M., GABRIELE, C. M., HILL, D. F., 2011. Tidal influences on humpback whale habitat selection near headlands. *Marine Ecology Progress Series*, 423, 279-289.

CONTENTE, R. F., 2013. Padrões ecológicos locais e multidecadais da ictiofauna do estuário Cananéia-Iguape. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo.

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

DAEE, São Paulo, 2015. Disponível em <http://www.hidrologia.dae.sp.gov.br/>. Acessado em: 21 de maio de 2015.

DALLA ROSA, L., FORD, J. K., TRITES, A. W., 2012. Distribution and relative abundance of humpback whales in relation to environmental variables in coastal British Columbia and adjacent waters. *Continental Shelf Research* 36, 89-104.

DAURA-JORGE, F. G., WEDEKIN, L. L., PIACENTINI, V. Q., SIMÕES-LOPES, P. C., 2004. "Seasonal and daily patterns of group size, cohesion and activity of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (P.J. van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae), in Southern Brazil." *Revista Brasileira de Zoologia*, vol. 22, n. 4, pp. 1014 – 1021.

DAVIES, K. T., ROSS, T., TAGGART, C. T., 2013. Tidal and subtidal currents affect deep aggregations of right whale prey, *Calanus spp.*, along a shelf-basin margin. *Marine Ecology Progress Series*, 479, 263-282.

DAVIS, R. W.; FARGION, G. S.; MAY, M.; LEMING, T. D.; BAUMGARTNER, M.; EVANS, W. E.; HANSEN, L. J.; MULLIN, K., 1998. Physical habitat of cetaceans along the continental slope in the North-Central and Western Gulf of Mexico. *Marine Mammal Science* 14(3): 490-507.

DIAS, L. A., HERZING, D., FLACH, L., 2009. Aggregations of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, south-eastern Brazil: distribution patterns and ecological characteristics. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(05), 967-973.

EDWARDS, H.H., SCHNELL G.D., 2001. Status and ecology of *Sotalia fluviatilis* in the Cayos Miskito Reserve, Nicaragua. *Marine Mammal Science* 17, 445–472.

EMBLING, C. B., GILLIBRAND, P. A., GORDON, J., SHRIMPTON, J., STEVICK, P. T., HAMMOND, P. S., 2010. Using habitat models to identify suitable sites for marine protected areas for harbour porpoises (*Phocoena phocoena*). *Biological Conservation*, 143(2), 267-279.

EVANS, P.G.H., BJØRGE, A., 2013 Impacts of climate change on marine mammals, *MCCIP Science Review* 2013, 134-148.

FILLA, G., 2004. Estimativa da densidade populacional e estrutura de agrupamento do boto-cinza *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) na baía de Guaratuba e na porção norte do Complexo Estuarino da Baía de Paranaguá, PR. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

FILLA, G. F. 2008. Monitoramento das interações entre o boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864), e atividades de turismo no Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia, litoral sul do Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

FILLA, G. F.; ATEM, A. C. G.; BISI, T. L.; OLIVEIRA, L. V.; DOMIT, C.; GONÇALVES, M.; HAVUKAINEN, L.; OLIVEIRA, F.; RODRIGUES, R. G.; ROSAS, F. C. W.; SANTOS-LOPES, A. R.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A 2008. Proposal for creation of a 'zoning with regulation of use in the Cananéia Estuarine-Lagoon Complex' aiming the conservation of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae) *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 3, 75-83.

FILLA, G.F., MONTEIRO-FILHO E.L.A., 2009. Group structure of *Sotalia guianensis* in the bays within the coast of Paraná, south of Brazil . *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 89, 985-993.

FLACH, L., FLACH, P., CHIARELLO, A.G., 2008. Aspects of behavioral ecology of *Sotalia guianensis* in Sepetiba Bay, southeast Brazil. *Marine Mammal Science* 24, 503 – 515.

FLORES, P.A.C., FONTOURA, N.F., 2006. Ecology of marine tucuxi, *Sotalia guianensis*, and bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in Baía Norte, Santa Catarina state, Southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 5, 105-115.

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

FORNEY, K. A., BECKER, E. A., FOLEY, D. G., BARLOW, J., OLESON, E. M., 2015. Habitat-based models of cetacean density and distribution in the central North Pacific. *Endangered Species Research*, 27(1), 1-20.

FRANKLIN, J., 2009. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

GARAFFO, G. V., DANS, S. L., PEDRAZA, S. N., CRESPO, E. A., DEGRATI, M., 2007. Habitat use by dusky dolphin in Patagonia: how predictable is their location?. *Marine Biology*, 152(1), 165-177.

GARAFFO, G. V., DANS, S. L., CRESPO, E. A., DEGRATI, M., GIUDICI, P., GAGLIARDINI, D. A., 2010. Dusky dolphin: modeling habitat selection. *Journal of Mammalogy*, 91(1), 54-65.

GASKIN, D. E., 1968. Distribution of delphinidae (CETACEA) in relation to sea surface temperatures off eastern and southern New Zealand. *Journal of Marine and Freshwater Research* 2(3), 527-534.

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

GODEFROID, R. S., SPACH, H.L., SCHWARZ JR, R., QUEIROZ, G.M.L.N., OLIVEIRA NETO, J.F., 2003. Efeito da lua e da maré na captura de peixes em uma

planície de maré da baía de Paranaguá, Paraná, Brasil. *Boletim Instituto de Pesca* 29 (1), 47 – 55.

GODOY, D. F., 2011. Utilização de hábitat pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae), na região do Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia, São Paulo. 2011. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora, MG.

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

GONÇALVES, M. 2003. Interações entre embarcações e *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), no estuário de Cananéia, Estado de São Paulo, Brasil. Monografia de Graduação. Universidade dos Açores, Portugal.

GRIFFITHS, J., 2015. The definition of bottlenose dolphin specific MPAs: Habitat modelling of the English Channel and Bay of Biscay using data from platforms of opportunity.

GREGG, E. J., BAUMGARTNER, M. F., LAIDRE, K. L., PALACIOS, D. M., 2013. Marine mammal habitat models come of age: the emergence of ecological and management relevance. *Endangered Species Research*, 22(3), 205-212.

GUISAN, A., ZIMMERMANN, N. E., 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135(2), 147-186.

GUISAN, A., EDWARDS, T. C., HASTIE, T., 2002. Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological modelling*, 157(2), 89-100.

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

HAVUKAINEN, L., MONTEIRO-FILHO, E.L.A., FILLA, G.F., 2011. Population density of *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae) in the Cananéia region, Southeastern Brazil. *Revista Biologica Tropical* 59, 1275-1284.

HAYES, A. J. S. 1998. Aspectos da atividade comportamental diurna da forma marinha do tucuxi *Sotalia fluviatilis* Gervais, 1953 (Cetácea-Delphinidae), na Praia de Iracema (Fortaleza – Ceará – Brasil). Relatório de Licenciatura, Universidade do Algarve, Faro.

IOUSP. 2015. Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. Disponível em: <http://www.io.usp.br/>. Acessado em 10 de janeiro de 2015.

KANAJI, Y., OKAZAKI, M., WATANABE, H., MIYASHITA, T., 2016. Biogeography of small odontocetes in relation to wide-scale oceanographic structure in the North Pacific Ocean. *Fisheries Oceanography*, , 25(2), 119-132.

KARCZMARSKI, L., COCKCROFT, V.G., MCLACHLAN, A., 2000. Habitat use and preferences of Indo-Pacific humpback dolphins *Sousa chinensis* in Algoa Bay, South Africa. *Marine Mammals Science* 16(1), 65-79.

KASCHNER K, TITTENSOR DP, READY J, GERRODETTE T, WORM B., 2011. Current and Future Patterns of Global Marine Mammal Biodiversity. *PLoS ONE* 6(5): e19653. doi:10.1371/journal.pone.0019653

LAMBERT, E., PIERCE, G. J., HALL, K., BRERETON, T., DUNN, T. E., WALL, D., MACLEOD, C. D., 2014. Cetacean range and climate in the eastern North Atlantic: future predictions and implications for conservation. *Global change biology*, 20(6), 1782-1793.

LEARMONTH, J. A., MACLEOD, C. D., SANTOS, M. B., PIERCE, G. J., CRICK, H. Q. P., ROBINSON, R. A., 2006. Potential effects of climate change on marine mammals. *Oceanography and Marine Biology*, 44, 431.

LITTAYE, A., GANNIER, A., LARAN, S., WILSON, J. P., 2004. The relationship between summer aggregation of fin whales and satellite-derived environmental conditions in the northwestern Mediterranean Sea. *Remote Sensing of Environment*, 90(1), 44-52.

LODI, L., 2002. Uso do hábitat e preferências do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) na Baía de Paraty, Rio de Janeiro. Tese de Doutorado. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, RJ.

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

MACIEL, N. A. L., 2001. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna do Complexo Estuarino-Lagunar de Iguape-Cananéia-São Paulo, Brasil. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, SP.

MACLEOD, C. D. 2009. Global climate change, range changes and potential implications for the conservation of marine cetaceans: a review and synthesis. *Endangered Species Research*, 7(2), 125-136.

MIRANDA, L.B., CASTRO, M.B., KJERFVE, B., 2002. Princípios de oceanografia física de estuários. Edusp, São Paulo.

MONTEIRO-FILHO, E. L. A. 2000. "Group organization in the dolphin *Sotalia guianensis* in an estuary of southeastern Brazil." *Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 52(.2). 97-101.

OLIVEIRA, J. A.; ÁVILA, F. J. C.; ALVES JÚNIOR, T. T.; FURTADO-NETO, M. A. A., MONTEIRO-NETO, C. 1995. "Monitoramento do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) em Fortaleza, Estado do Ceará, Brasil." *Arquivo Ciências do Mar*, 29 (1-2). 28-35.

OLIVEIRA, M. R., 2003. Ecologia alimentar de *Sotalia guianensis* e *Pontoporia blainvilliei* (Cetácea, Delphinidae e Pontoporiidae) no litoral sul do estado de São Paulo e litoral do estado do Paraná. Dissertação de Mestrado, Universidade Federal do Paraná, PR.

OLIVEIRA, M.R., ROSAS, F C.W., PINHEIRO, P.C., DOS SANTOS, R.A., 2008. Alimentação, in: E. L. A. Monteiro-Filho and, K. D. K. A. Monteiro, (Eds.), *Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza*. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo.

PANIGADA, S., ZANARDELLI, M., MACKENZIE, M., DONAVAN, C., MÉLIN, F., HAMMOND, P.S., 2008. Habitat Modelling for Large Cetaceans, in: Evans, P.G.H. (Ed.), Selection Criteria for Marine Protected Areas for Cetaceans. European Cetacean Society's 21st Annual Conference, *Ecs Special Publication Series*, 48, 31-38.

PIROTTA, E., MATTHIOPOULOS, J., MACKENZIE, M., SCOTT-HAYWARD, L., RENDELL, L., 2011. Modelling sperm whale habitat preference: a novel approach combining transect and follow data. *Marine Ecology Progress Series*, 436, 257-272.

PRACA, E., GANNIER, A., DAS, K., LARAN, S., 2009. Modelling the habitat suitability of cetaceans: example of the sperm whale in the northwestern Mediterranean Sea. *Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers*, 56(4), 648-657.

R Development Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2009.

RANDI, M. A. F., RASSOLIN, P., ROSAS, F. C. W., MONTEIRO-FILHO, E. L. A., 2008. Padrão de cor da pele. In: MONTEIRO-FILHO, E. L. A., MONTEIRO, K. D. K. A. (Eds). *Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza*. Páginas & Letras Editora e Gráfica LTDA, São Paulo.

REDFERN, J. V.; FERGUSON, M. C.; BECKER, E. A.; HYRENBACH, K. D.; GOOD, C.; BARLOW, J.; KASCHNER, K.; BAUMGARTNER, M. F.; FORNEY, K. A.; BALLANCE, L. T.; FAUCHALD, P.; HALPIN, P.; HAMAZAKI, T.; PERSHING, A. J.; QIAN, S. S.; READ, A.; REILLY, S. B.; TORRES, L.; WERNER, F., 2006. Techniques for cetacean-habitat modeling. *Marine Ecology Progress Series* 310, 271-295.

REZENDE, F., 2000. Bioacústica e alterações acústico comportamentais de *Sotalia fluviatilis guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) frente à atividade de embarcações na Baía de Trapandé, Cananéia, SP. Tese de Doutorado, Universidade Federal de São Carlos, SP.

ROSS, P.S.; BARLOW, J.; JEFFERSON, T.A.; HICKIE, B.E.; LEE, T.; MACFARQUHAR, C.; PARSONS, E.C.; RIEHL, K.N.; ROSE, N.A.; SLOOTEN, E.; CHIA-YANG TSAI J, WANGD, J.Y.; WRIGHT, A.J.; YANG, S.C. 2011. Ten guiding

principles for the delineation of priority habitat for endangered small cetaceans. *Marine Policy* 35, 483–488.

ROSSI-SANTOS, M.R., 2006. Ecologia comportamental do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1874) (Cetacea: Delphinidae), na região extremo sul do Estado da Bahia, Nordeste do Brasil. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, PR.

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

SANTOS, M. C. O. 2005. Uso de área e organização social do boto-tucuxi marinho, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae), no estuário de Cananéia, SP. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, SP.

SANTOS, M.C.O., ROSSO, S., 2007. Ecological aspects of marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) basec on group size and composition in the Cananéia Estuary, Southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 6, 71-82.

SANTOS, U. A. D., ALVAREZ, M. R., SCHILLING, A. C., STRENZEL, G. M. R., PENDU, Y. L., 2010. Spatial distribution and activities of the estuarine dolphin *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864)(Cetacea, Delphinidae) in Pontal Bay, Ilhéus, Bahia, Brazil. *Biota Neotropica*, 10(2), 67-73.

SASAKI, G., 2012. Uso de habitat pelo Boto Cinza, *Sotalia Guianensis* (Van Bénédén, 1864), na região próxima à Desembocadura Sul da Baía de Paranaguá, Litoral do Estado do Paraná, Universidade Federal do Paraná, PR.

SCHMIEGELOW, J. M. M., 2004. O Planeta Azul: Uma introdução às Ciências Marinhas. Editora Interciencia.

SILBER, G. K., SMULTEA, M. A., 1990. Harbor porpoises utilize tidally-induced internal waves. *Bulletin of the Southern California Academy of Sciences*, 89(3), 139-142.

SIMÃO, S.M., POLETTO, F.R., 2002. 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.

STUTZ REIS, S., 2013. Uso do hábitat pelo boto-cinza *Sotalia guianensis* (Van Benédén, 1864)(Cetacea: Delphinidae) na Baía de Benevente, ES, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora, MG.

TARDIN, R.H., SIMÃO, S.M., ALVES, M.A.S., 2013 Distribution of *Tursiops truncatus* in Southeastern Brazil: a Modeling Approach for Summer Sampling. *Natureza & Conservação* 11(1):1-10.

TRIOLA, M. F., 2008. Introdução à Estatística. 10ª Ed. LTC, Rio de Janeiro.

VIDDI, F. A.; HARCOURT, R.G.; HUCKE-GAETE, R., 2015. Identifying key habitats for the conservation of Chilean dolphins in the fjords of southern Chile. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.* DOI: 10.1002/aqc.2553

WEDEKIN, L. L., 2007. Preferência de hábitat pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) em diferentes escalas espaciais na costa sul do Brasil. MSc Thesis, Universidade Federal do Paraná, PR.

WEDEKIN, L. L., DAURA-JORGE, F.G., PIACENTINI, V.C., SIMÕES-LOPES, S.M., 2007. Seasonal variations in spatial usage by the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) at its southern limit of distribution. *Brazilian Journal of Biology* 67, 1-8.

ZANELATTO, R.C., 2001. Dieta do boto-cinza *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) no Complexo Estuarino da Baía e Paranaguá e sua relação com a ictiofauna estuarina. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, PR.

ZUUR, A. F., IENO, E.N., WALKER, N.J., SAVELIEV, A.A., SMITH, G.M., 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology. Springer. New York.

Capítulo III

Influência da Vazão do canal artificial do Valo Grande sobre o uso do habitat pelos botos-cinza (*Sotalia guianensis*) no Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia

Introdução

Historicamente, as populações humanas têm habitado zonas costeiras e estuarinas, no entanto, especialmente nas últimas décadas, a intensificação das atividades humanas no litoral causou alterações na estrutura e função dos ecossistemas costeiros (Gusso-Choueri, 2015). Alterações de origem antrópica no ambiente têm trazido consequências negativas, tornando suscetíveis até mesmo as áreas protegidas por lei. Essas alterações provocadas pelas atividades humanas têm se intensificado nos ambientes costeiros, habitat de diversos cetáceos, tornando-os vulneráveis (Di Benedetto e Rosas, 2008; Filla et al., 2008; Zappes et al., 2009; Ross et al., 2011). Várias são as ameaças ao equilíbrio do ambiente marinho como a: destruição dos manguezais, pesca predatória, poluição de origem terrestre e dos navios, mudanças climáticas, bioinvasão, entre outros (Pereira et al., 2014).

A região sul do Estado de São Paulo e a norte do Estado do Paraná possuem o maior remanescente contínuo da Mata Atlântica. Nelas está inserido o Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia Iguape e Paranaguá, que representa um dos ecossistemas mais preservados da costa brasileira, estando legalmente protegido e possuindo mais de 40 Unidades de Conservação (UC's) nas esferas municipais, estaduais e federais com maior ou menor restrição de ocupação e uso (ICMbio, 2015).

Entre os diversos conflitos nessa região, a construção do canal artificial “Valo Grande” (Figura 01) é frequentemente discutido entre moradores, nos conselhos gestores da UC's, ou em processos judiciais; uma vez que o estuário vem sofrendo influência frente a abertura deste canal que, logo após sua construção em 1852, apresentava uma largura de 4,40 m, alargando-se rapidamente desde então (Besnard, 1950; Saldanha, 2005). Uma vez que suas margens não suportaram a força das águas, estas sofreram com o processo de erosão, derrubando casas existentes nas imediações de Iguape, além do rápido processo de assoreamento que impediu a entrada no Valo de barcos de grande calado, levando a região à decadência econômica (Fortes, 2000 *apud* Valentim, 2003 e Saldanha, 2005).



Figura 01. Região de Iguape, mostrando o local onde se encontra o Canal do Valo Grande (Fonte: www.patrimoniovaledoribeira.org)

Outras consequências associadas ao alargamento do canal foi o assoreamento do Mar Pequeno, que provocou erosões e inundações de áreas antes cultiváveis e habitadas no entorno do canal, acelerando a destruição quase total da praia do Leste, situada em Iguape e a aceleração do aumento da parte norte da Ilha Comprida (Figura 02) (Geobrás, 1966; Nascimento Jr et al., 2008).

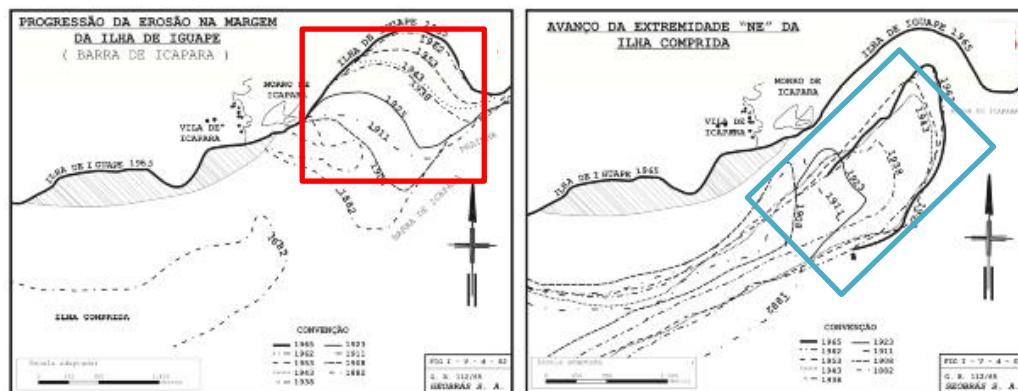


Figura 02. Aceleração nas modificações na Praia do Leste em Iguape (quadrado vermelho) e alongamento da Ilha Comprida (quadrado azul) provocadas pela abertura do Canal do Valo Grande. Adaptado de Geobrás, 1966.

Devido à erosão nas bordas, o canal hoje com mais de 300m de largura e profundidade máxima de 15 m, faz com que 70% da vazão do Rio Ribeira escoe por ele, acarretando grande efeito sobre o ecossistema como um todo, principalmente associada à diminuição da salinidade (Besnard, 1950; Saldanha, 2005). Esta alteração da salinidade, no entanto permitiu a entrada dos cardumes de manjubas e sua subida pelo Canal do Valo Grande. A espécie então, assumiu uma maior proporção frente a outras espécies, como crustáceos e peixes de água salgada, que deixaram de entrar na parte norte do Estuário (Carneiro, 2005; Saldanha, 2005).

Em 1978 o Governo do Estado de São Paulo decidiu fechar o Canal do Valo Grande através da construção de uma barragem, provocando, mais uma vez, alterações no ecossistema (Bonetti-Filho e Miranda, 1997). Foi observada melhoria na qualidade da água estuarina, com o rápido reaparecimento de mariscos, ostras e camarão (Saldanha, 2005). No entanto, essa recuperação da fauna na região estuarina acabou contrastando com as inundações das várzeas do Rio Ribeira, que já eram intensivamente ocupadas por famílias e comércio, estabelecendo um conflito entre perspectivas distintas sobre o aproveitamento múltiplo dos recursos hídricos no baixo curso da bacia (Souza, 2012).

Em 1995 houve o rompimento da barragem, permitindo novamente o fluxo da água doce juntamente com seus sedimentos e substâncias dissolvidas para o Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia-Iguape, colocando em risco mais uma vez as funções ambientais de regulação e suporte à biodiversidade do Complexo (Bonetti-Filho e Miranda, 1997; Bernardes e Miranda, 2001; Souza, 2012).

Para Nascimento Jr et al. (2008), a reabertura do Canal do Valo Grande ocasionou um aumento da vazão induzindo o surgimento de ilhas arenosas e a formação de manchas de areia no fundo do canal lagunar. No estudo realizado por Mahiques et al. (2009), na parte central do Complexo, houve uma mudança no padrão deposicional, uma vez que, antes da abertura do Canal do Valo Grande havia predominância de areias e atualmente, os sedimentos depositados apresentam mais de 65% de silte e 8% de argila. Ainda de acordo com o mesmo autor a presença hoje de metal nos sedimentos dentro do Estuarino de Cananéia é proveniente do sistema hidrológico do Rio Ribeira que, costumavam ser baixos quando o Canal estava fechado, aumentando substancialmente após a abertura.

Coelho (2011) e Stein (2011) constataram alterações na ciclagem biogeoquímica dos nutrientes e alterações na salinidade, em função da maior descarga de água doce no Sistema do Complexo. Os resultados do estudo de Coelho (2011) mostraram que a porção sul de Cananéia, ainda sofre a interferência do aporte de água doce, devido à baixa salinidade apresentada, podendo ser enquadrada como água doce. Essa diferença na salinidade também vem trazendo consequências para a região norte do Estuário e em locais mais próximos ao Canal do Valo Grande, observadas a partir dos bancos de macrófitas hoje encontrados dentro e ao redor dos bosques de mangues, sofrendo assim, uma redução das áreas cobertas por manguezais (Cunha-Lignon et al., 2015). O Plano de Manejo da APA CIP (Área de Proteção Ambiental Cananéia–Iguape–Peruibe) também aponta essa perda de hábitat dos manguezais na parte norte, resultantes das alterações provenientes da construção do Canal do Valo Grande, que passou a ser considerado um dos fatores de maior impacto sobre as espécies de manguezal e estuarinas da região (ICMBio, 2016). Uma vez reconhecida a sua importância para as teias alimentares dos estuários e das áreas marinhas, a destruição dos manguezais poderá levar ao declínio da pesca costeira e estuarina na região (Pereira et al., 2014).

De acordo com Maciel (2001) a ictiofauna da região também se modificou por causa da descarga de água doce no Complexo. Em seu estudo na região, utilizando vários métodos de captura de peixes entre os anos de 1996 e 1997, as espécies dulcícolas apresentaram-se mais abundantes na região de influência do Canal Valo Grande, principalmente no período chuvoso e as espécies tipicamente marinhas mais abundantes em áreas mais próximas ao oceano adjacente, onde a salinidade era mais elevada. Ainda segundo o autor, a vazão do Rio Ribeira é um tensor que modula a estrutura das comunidades de peixes na região. Espécies dulcícolas foram encontradas por ele no estuário, diferentemente do que foi encontrada por Contente

(2013) que utilizou dados anteriores a abertura do Canal Valo Grande, não encontrando espécies dulcícolas no estuário.

Frente às alterações aqui descritas, o objetivo do presente estudo é avaliar a influência da construção do Canal do Valo Grande sobre a ocorrência e distribuição do boto-cinza. Das alterações já observadas no Complexo Estuarino Lagunar de Cananéia provocadas pelo Canal do Valo Grande, a diminuição da salinidade poderia causar uma diminuição na ocorrência dos botos-cinza, já que esses animais são mais observados em áreas onde a salinidade é maior, como já foi observado por Godoy et al. (2015) e descrito no Capítulo 2.

Material e Métodos

1.1- Atividades de campo

A área de estudo abrange todo o entorno da Ilha de Cananéia e foi dividida em quatro setores: I, II, III e IV de acordo com as características fisiográficas da área. As transecções foram traçadas com o auxílio do programa GPS TrackMaker 13.5., mantendo uma distância entre as transecções para evitar a super e sub-amostragem na área (Figura 03). Entre janeiro de 2012 a novembro de 2014 foram realizadas três saídas por estação do ano a cada 3 meses por setor, para coleta dos descritores ambientais e ocorrência dos botos na área.

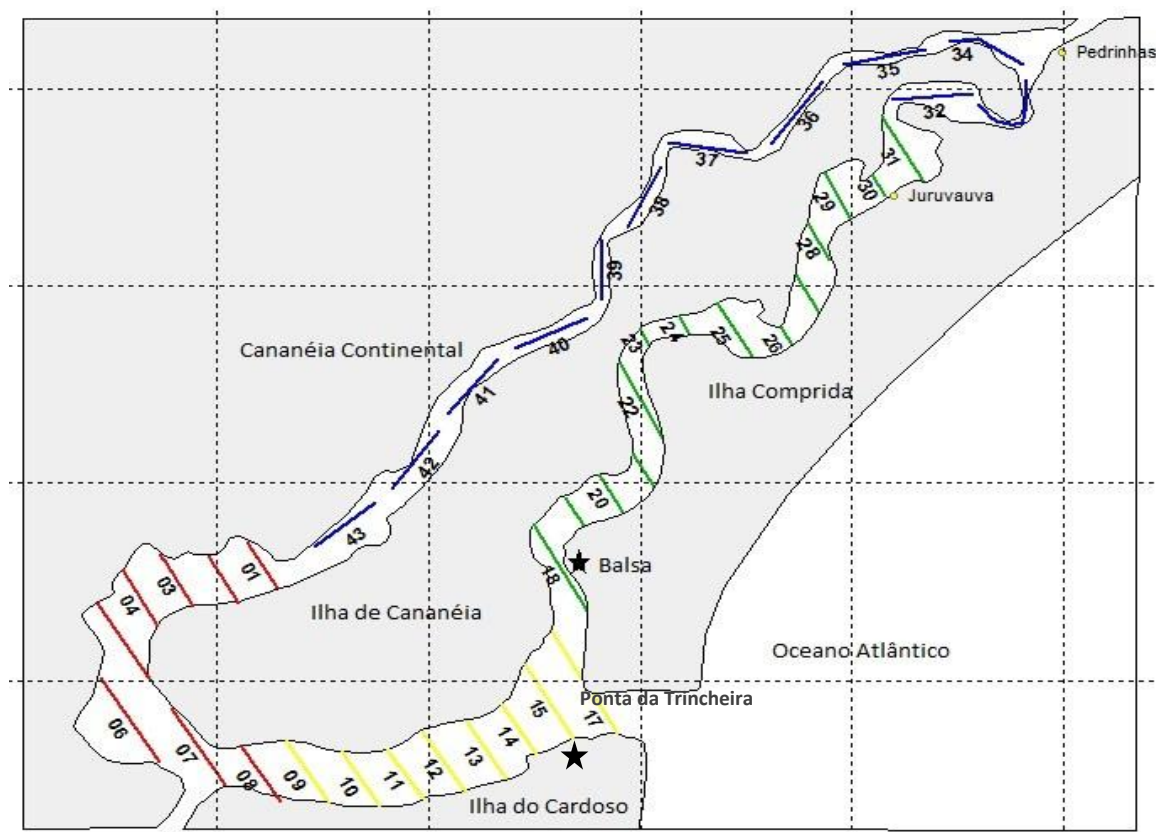


Figura 03. Mapa do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia onde foram realizadas as expedições de campo.. As transecções lineares de cada um dos quatro setores amostrais estão representadas por cores diferentes (Setor I: Cor vermelha; Setor II: cor amarela; Setor III: Cor verde; Setor IV: Cor azul).

Quando um período de amostragem estava em andamento e as condições climáticas se alteravam bruscamente, o trabalho de campo era interrompido, descartando os dados coletados caso menos da metade das transecções do setor tivessem sido percorridas.

As expedições foram realizadas a bordo de embarcação do tipo Flex-Boat, em baixa velocidade, aproximadamente 10 km/ hora, mantendo uma distância mínima de 50 metros dos botos, procurando tomar, assim, todos os cuidados para minimizar o impacto sobre os animais e não molestar os mesmos (Rezende, 2000; Filla, 2008; Filla et al., 2008). Para que toda a área fosse amostrada nos diferentes períodos do dia as expedições de campo foram feitas no período da manhã (8:00 – 12:30) e tarde (12:31 – 17:00). O horário de verão não foi adotado.

Três diferentes valores da vazão diária do Canal do Valo Grande (Figura 04): nula, média e máxima foram adotadas para as análises de predição, definidos a partir dos dados de vazão do Valo Grande encontrados durante o período do estudo. A vazão do Canal do Valo Grande foi estimada em 70% da vazão do Rio Ribeira, de acordo com os dados oriundos da estação meteorológica do Departamento de Águas e Energia Elétrica do Estado de São Paulo (DAEE, 2015).

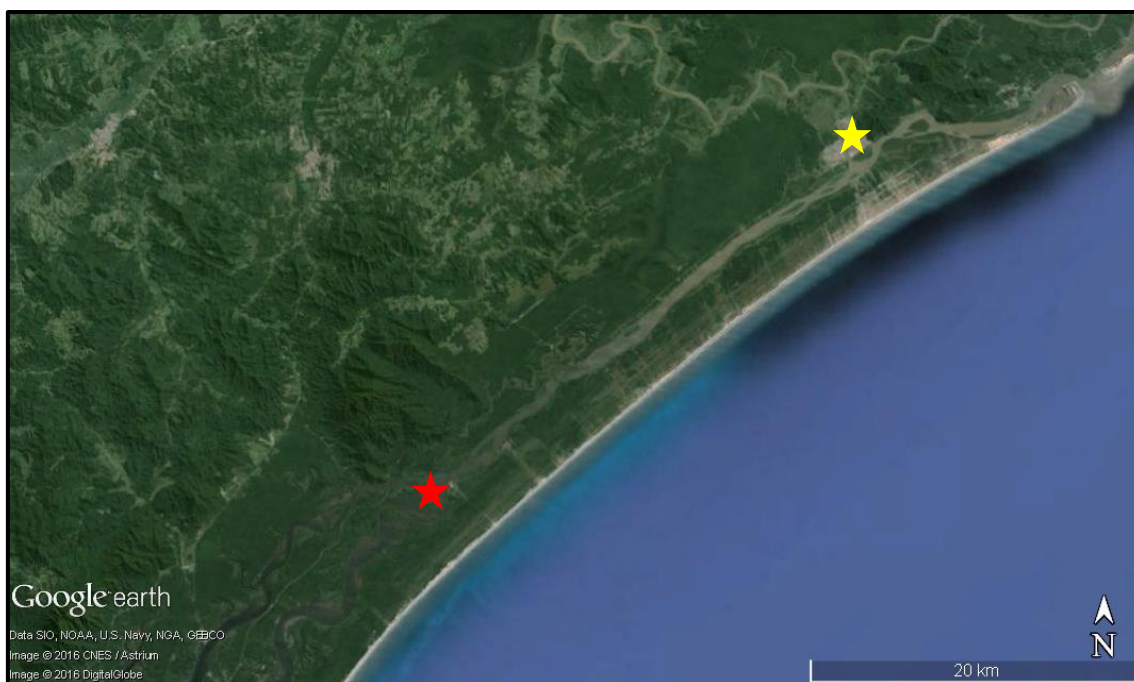


Figura 04. Mapa apresentando a localização da foz do Canal do Valo Grande (estrela amarela) e a parte norte do local da coleta dos dados de ocorrência dos botos-cinza (estrela vermelha) (Fonte: Google Earth)

O ano foi dividido em quatro estações: primavera, verão, outono e inverno, de acordo com o índice de precipitação, como apresentado na Tabela 01 para o período de estudo (dados também disponibilizados pelo DAEE, 2015).

Tabela 01. Média de precipitação nas estações do ano da região de Cananéia.

Estações do ano	Média da precipitação por estação (mm)
Verão 2012	698,6
Outono 2012	588,1
Inverno 2012	286,1
Primavera 2012	439,7
Verão 2012/2013	852,3
Outono 2013	473,6
Inverno 2013	297,7
Primavera 2013	706
Verão 2013/2014	730
Outono 2014	586,4
Inverno 2014	226,1
Primavera 2014	333,7

1.2- Análise dos dados

Para as análises foram utilizados o número total de indivíduos avistados por expedições de campo, sendo a “ocorrência dos boto” adotada como variável resposta e como variáveis explicativas ou preditores: (1) a vazão diária do Canal do Valo Grande, (2) estação do ano e (3) setor.

Modelos

Inicialmente foi feita uma análise exploratória a fim de identificar possíveis “outliers” e retirá-lo das análises subsequentes. Em seguida, para avaliar se as variáveis explicativas influenciaram a ocorrência dos indivíduos foi desenvolvido apenas o Modelo Linear Generalizado (GLM), utilizando-se o pacote *stats* no software *R* (R Core Team, 2015), por causa da simplicidade dos dados.. A variável resposta “ocorrência dos boto” são dados de contagem e de acordo com Zuur et al. (2009), variáveis resposta desta natureza são modeladas de acordo com a distribuição do Poisson ou binomial negativa. Acredita-se que modelos que utilizam a abundância, ao contrário dos modelos de presença e ausência, possam apresentar resultados mais confiáveis pela maior quantidade de dados coletados em um mesmo ponto (Alves, 2015).

Todos os GLMs foram melhor ajustados pela distribuição binomial negativa. A escolha do modelo mais ajustado foi feita através do Critério de Informação de Akaike

(AIC, Burnham e Anderson, 2002), no qual um menor valor (menor desvio inexplicável) significa um "melhor" modelo (Franklin, 2009).

Foi desenvolvido um modelo geral (modelo 1) com os 3 preditores e depois desenvolvidos modelos por setor (modelo 2) e estação do ano (modelo 3) apenas com a vazão diária. A Predição foi realizada com os diferentes valores de vazão diária do Canal do Valo Grande através da função "prediction" do software R nos setores e nas estações do ano. Esta função apresenta a média de botos e o número de botos dentro de cada valor de vazão nas diferentes estações do ano e setores. O teste Qui-quadrado foi realizado para avaliar se houve diferença significativa nos números de botos preditos pelo modelo dentro de cada valor de vazão em cada um dos modelos. Todos os testes estatísticos foram realizados no software R, sendo adotado como valor de significância 0,05.

Resultados

Foram realizadas 131 expedições de campo totalizando em 330 horas de esforço efetivo. Durante esse período foram avistados 5003 indivíduos, com uma média de 38 botos por expedição.

A vazão do Canal do Valo Grande apresentou uma média diária de 429 m³/s e máxima de 1087 m³/s.

Os resultados do melhor modelo 1 estão apresentados na tabela 02 de acordo com o valor de AIC:

Tabela 02. Resultados do modelo GLM utilizando a distribuição Binomial negativa.

Coeficientes	Estimate	Erro Padrão	p-valor	
(Intercepto)	3.838164	0.1877267	< 2e-16	***
outono	-0.027	0.1151717	0.814655	
primavera	-0.38784	0.1175123	0.000965	***
verão	-0.275	0.1218531	0.02402	*
setorII	0.71364	0.118703	1.83E-09	***
setorIII	0.471941	0.1192629	7.58E-05	***
setorIV	-0.16236	0.1187	0.171357	
vazao_diaria	-0.00088	0.0003534	0.013088	*

Significância: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Os resultados apontam que a ocorrência dos botos em toda a área de estudo foi menor na primavera e no verão, se comparada ao inverno (intercepto) (Tabela 02). O contrário foi observado nos setores onde houve um aumento significativo na ocorrência dos botos nos setores II e III. Ainda de acordo com os dados apresentados na Tabela 02 houve uma significância negativa da vazão diária do Canal do Valo Grande em relação a números de botos na região.

Modelos Lineares Generalizados (GLMs) foram também desenvolvidos para cada setor (modelo 2) e para cada estação do ano (modelo 3) considerando apenas a vazão diária do Canal do Valo Grande, como apresentado na Tabela 3 e Tabela 4:

Tabela 03. Resultados do GLM em cada setor, tendo a vazão diária do Canal do Valo Grande como variável explicativa.

Setor I				Setor II			
coeficientes	estimato	erro padrão	p-valor	coeficientes	estimato	erro padrão	p-valor
Intercepto	2.97233	0.2945584	<2e-16 ***	Intercepto	3.8763	0.2462245	<2e-16 ***
Vazão Diária	0.00069	0.0006514	0.287	Vazão diária	0.0002	0.0005597	0.605
AIC: 539.46				AIC: 667.53			
Setor III				Setor IV			
Coeficientes	Estimate	erro padrão	p-valor	coeficiente	Estimate	erro padrão	p-valor
Intercepto	4.565882	0.2215258	< 2e-16 ***	Intercepto	4.297443	0.463706	<2e-16 ***
Vazão Diária	-0.00182	0.0004904	0.000198 ***	Vazão diária	-0.00276	0.001067	0.0098 **
AIC: 657.13				AIC: 633.67			

Tabela 04. Resultados do GLM em cada setor, tendo a vazão diária do Canal do Valo Grande como variável explicativa.

Verão				Outono			
Coeficiente	Estimate	erro padrão	p-valor	coeficiente	Estimate	erro padrão	p-valor
Intercepto	3.97071	0.4228285	<2e-16 ***	Intercepto	4.13475	0.0782081	< 2e-16 ***
Vazão Diária	0.00095	0.0008194	0.246	Vazão diária	0.00100	0.0001874	8.3e-08 ***
AIC: 609.85				AIC: 1531.9			
Inverno				Primavera			
coeficientes	Estimate	erro padrão	p-valor	coeficiente	Estimate	erro padrão	p-valor
Intercepto	3.98311	0.0688548	< 2e-16 ***	Intercepto	3.98839	0.0948616	< 2e-16 ***
Vazão Diária	0.00041	0.0001604	0.00936 **	Vazão diária	0.00152	0.0002454	5.04e-10 ***
AIC: 1633.6				AIC: 1477			

Modelos de predição

Os resultados da média de botos preditos pelo modelo para cada valor de vazão diária do Canal do Valo Grande (nula, média e máxima) dentro dos setores e nas diferentes estações do ano assim estão representados nos gráficos abaixo (Figuras 05 e 06).

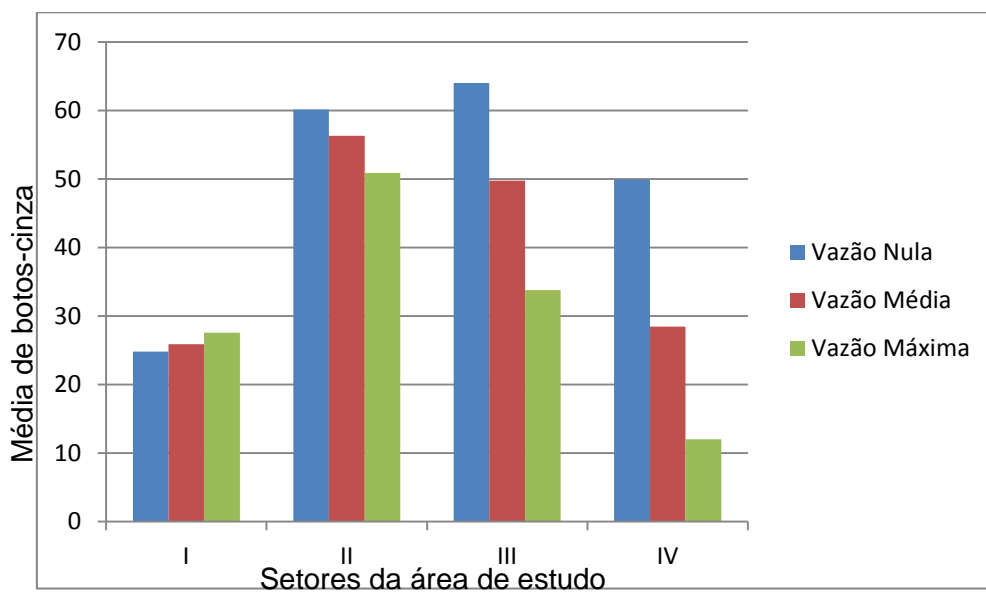


Figura 05. Média de botos-cinza encontrados nas diferentes vazões do Canal do Valo Grande (nula, média e máxima) nos diferentes setores.

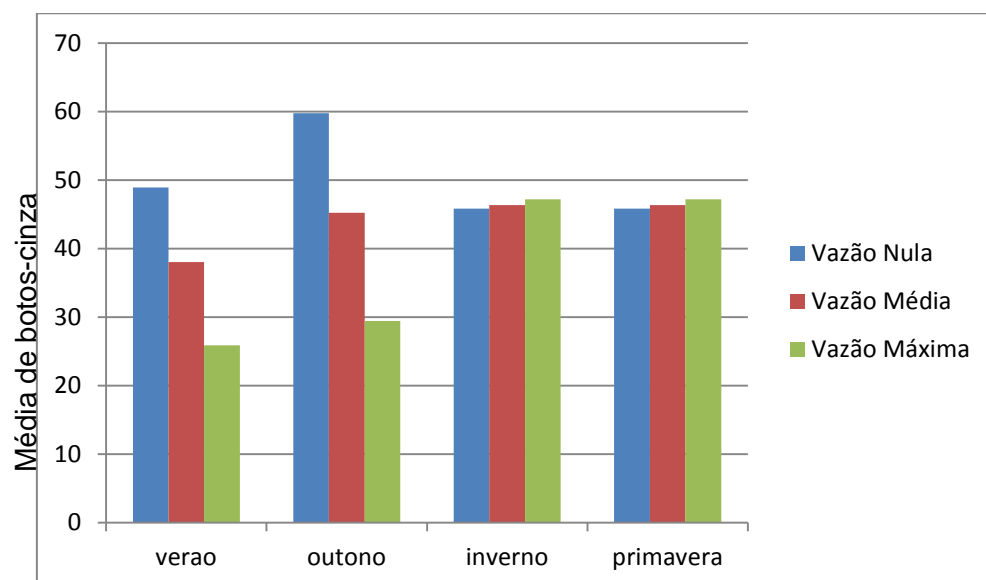


Figura 06. Média de botos-cinza encontrados nas diferentes vazões do Canal do Valo Grande (nula, média e máxima) em diferentes estações do ano.

Os resultados apontaram que o aumento da média de botos com a diminuição da vazão do Canal do Valo Grande no setor III foi quase do dobro enquanto no setor IV foi quase 4 vezes maior na vazão nula se comparada ao valor da vazão máxima.

No setor I e na estação inverno e primavera, houve um pequeno aumento da média de botos com o aumento da vazão.

Os valores exatos do número de botos apresentados pelo modelo dentro de cada estação do ano divididos por setor e os números de botos em cada setor divididos por estação do ano e os valores de Qui-quadrado estão no Anexo I e II.

Discussão

Ross et al. (2011) elencaram os 10 princípios que caracterizam as necessidades do habitat para os pequenos cetáceos auxiliando na delimitação das fronteiras e do habitat prioritário. Um dos princípios é que o habitat prioritário deve considerar as conexões externas necessárias para manter a integridade do habitat prioritário, pois muitas ações antropogênicas nas águas costeiras estão impactando fortemente os pequenos cetáceos. Dentre as ações antropogênicas sobre o ambiente, a regulação da carga dos ecossistemas fluviais tem sido a mais comum (Begon et al., 2007).

O Canal do Valo Grande é uma obra concluída em 1852, que alterou completamente a carga fluvial do Rio Ribeira já que atualmente o Canal do Valo Grande é responsável por 70% da vazão proveniente do alto do Rio Ribeira. O modelo geral apontou a influência negativa da vazão diária do Canal do Valo Grande em relação a diminuição no número de botos na área de estudo. De acordo com Coelho (2011), a parte sul da área de estudo, a Baía de Trapandé, mesmo estando distante mais de 50 quilômetros do Canal do Valo Grande, ainda sofre a influência do aporte da água doce, tendo alterações da salinidade. Esta Baía é a área de maior concentração de botos-cinza (Geise et al., 1999; Santos e Rosso, 2007; Godoy et al., 2015)

A salinidade é um fator importante para a distribuição das espécies, especialmente em estuários (Begon et al., 2007). Alguns trabalhos com cetáceos confirmam que a salinidade influencia na distribuição espacial de algumas espécies que vivem junto a costa e estuários (Dias et al., 2009; Stutz 2013; Godoy et al., 2015; Kanaji et al., 2016). A vazão do Canal do Valo Grande influencia diretamente na salinidade e a transparência da água dos setores avaliados (Bernardes e Miranda, 2001; Coelho, 2011). A diminuição da salinidade, por sua vez, afeta diretamente a ocorrência dos peixes marinhos que entram no estuário para reproduzir e alimentar (Maciel, 2001). De acordo com os resultados apresentados no Capítulo 1 os peixes consumíveis pelo boto-cinza são de águas salgadas ou salobras e a grande maioria deles são encontrados dentro do estuário, mostrando a importância da região para a espécie (Zanelatto 2001; Oliveira et al., 2008; Lopes, 2012).

Os modelos de predição mostraram que nos setores II, III e IV da área de estudo houve um aumento no número de botos com a diminuição da média da vazão do Canal do Valo Grande. Esse aumento no número de botos foi crescente do setor II ao IV, correspondente à proximidade destes setores com o Canal do Valo Grande. O setor I foi o único setor que teve uma diminuição do número de botos com o aumento da vazão do Valo, no entanto, esse aumento não foi significativo, de acordo com o

Anexo. Os resultados apresentados no modelo preditivo confirmam ainda que a diminuição da vazão afetaria positivamente a distribuição espacial dos botos na região, especialmente no setor IV, setor mais próximo ao Canal do Valo Grande. Os resultados das predições do número de botos nas estações do ano, não apresentaram diferença significativa quanto ao número de boto no inverno, diferentemente das outras estações. O Capítulo 2 deste estudo mostra que a distribuição dos botos foi mais heterogênea, ocupando todos os setores em diferentes proporções, nas estações que tiveram menores valores de pluviosidade e, como consequência, maiores índices de salinidades. Inversamente, os botos ficaram mais restritos a áreas mais próximas a Barra de Cananéia nas estações com alto índice pluviométrico já que estas áreas não sofrem tanto com a diminuição da salinidade devido ao aporte de água doce vindo dos rios.

Os resultados da influência negativa da vazão do Canal do Valo Grande na ocorrência dos botos-cinza no entorno de Cananéia contribuem para a confirmação de seu impacto sobre todo o ecossistema do Complexo Estuarino, assim como os resultados de outros trabalhos conduzidos na região a saber: (1) o aporte de água doce proveniente do Canal do Valo Grande afetou a diversidade das espécies de peixes na região, estando presentes no estuário, além da diversidade marinha, algumas espécies dulcícolas que são frequentemente encontradas no Rio Ribeira (Maciel, 2001; Contente, 2013), (2) alterações na estrutura dos manguezais na parte norte do estuário, região mais próxima ao Canal do Valo Grande, onde a vegetação deste ecossistema está sendo substituída por macrófitas (Cunha-Lignon et al., 2015), e (3) a abertura do Canal do Valo permitiu a descarga de metais pesados vindos de antigas mineradoras já existentes no Rio Ribeira para dentro do estuário (Mahiques et al., 2009; Maluf, 2009; Coelho, 2011; Saito e Oliveira, 2011).

Dentre as desvantagens do fechamento do Canal do Valo Grande está a alteração na pesca da manjuba em Iguape, observando que os impactos da abertura e fechamento do canal afetam principalmente a distribuição espacial do esforço de captura. No período em que o Canal do Valo permaneceu fechado, a subida dos cardumes deu-se pelo Rio Ribeira, fazendo com que os pescadores se deslocassem diariamente para essa região, diminuindo os pontos de pesca e alterando a economia da cidade de Iguape (Saldanha, 2005). No entanto, o assoreamento do curso do Rio Ribeira provocou inundações das áreas de várzeas que foram ocupadas pela população, causando inúmeros prejuízos financeiros (Souza, 2012; Ferreira, 2013). Caso o Canal do Valo volte a ser fechado seria necessário remover as comunidades da área de várzea e, ainda, realizar a dragagem da foz do Rio Ribeira.

Diante disso, podemos concluir através dos modelos preditivos que a vazão proveniente do canal do Valo Grande influencia de maneira negativa a distribuição do boto-cinza no entorno da Ilha de Cananéia, principalmente nas áreas mais próximas ao Valo Grande. Uma avaliação minuciosa dos prós e contras quanto o fechamento do Valo Grande torna-se iminente, levando em consideração, no entanto, que a perda de espécies de fauna e flora em determinadas regiões do estuário terá um valor inestimado, muitas vezes sem possibilidade de recuperação.

Considerações Finais

O presente estudo avaliou através dos modelos a influência de variáveis abióticas, bióticas e antrópicas na distribuição e utilização da área entorno a Ilha de Cananéia, litoral sul de São Paulo.

A influência dos peixes sobre a presença dos botos-cinza no estuário esteve relacionada ao tipo de arte de pesca utilizada para a captura. O estudo apontou que o cerco fixo é a arte de pesca importante para o boto-cinza, que utiliza essa arte como barreira nas estratégias de pesca. A utilização do cerco fixo nesse comportamento aumenta a capturabilidade do cerco. O inverso ocorre com a pesca de emalhe e as categorias de peixes capturadas pelo emalhe. A associação da presença do boto-cinza com as categorias de peixes parecem ter influência direta na maneira em que os boto utilizam o estuário. Esta distribuição dos peixes no estuário pode estar relacionada a diversas variáveis ambientais, que por sua vez influenciam o boto de maneira indireta.

Os GAMs, por sua vez, apresentaram que as variáveis ambientais (ou preditores) os botos-cinza utilizaram mais o setor II e tiveram uma distribuição mais heterogênea no outono e inverno, diferentemente do verão, onde os animais se concentraram nos setores mais próximos a Barra de Cananéia. Os botos utilizaram mais salinidades maiores que 10 ppm, profundidades maiores de 10 metros e ocorreram em águas mais frias.

Pelo exposto no Capítulo 3 a vazão do valo Grande parece ser um problema para o ecossistema, restringindo a distribuição do boto-cinza em todo o Complexo Estuarino Lagunar. Essa vazão tem influência direta na salinidade e transparência das águas do Complexo, variáveis utilizadas para avaliar o uso do habitat no Capítulo 2. Além disso, a água doce proveniente do Valo Grande também modifica a distribuição de peixes marinhos dentro do Complexo devido a baixa salinidade principalmente nos meses mais chuvosos, tendo assim uma influência indireta na distribuição dos botos-cinza.

Os resultados obtidos revelaram informações importantes sobre o uso do habitat, assim como a influência da pesca estuarina e a vazão do Valo Grande, contribuindo para o conhecimento a cerca da ecologia da espécie.

Referências Bibliográficas

ALVES, T. P., 2015. Padrão de ocupação de hábitat das espécies dominantes de characiformes do Lago Guaíba (Rio Grande do Sul, Brasil) em função de parâmetros ambientais naturais. Tese de Doutorado. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande Do Sul, RS.

BEGON, M., TOWNSEND, C. R., HARPER, J. L., 2007. Ecologia de Indivíduos a Ecossistemas. 4ªed, Artmed, Porto Alegre. (2005, 4ª ed. Blackwell, Oxford).

BESNARD, W., 1950. Considerações gerais em torno da questão lagunar de Cananéia-Iguape II. *Bolm. Inst. Paul. Oceanogr.*, São Paulo, 1 (2) 3-28.

BERNARDES, M. E. C., MIRANDA, L. B. D., 2001. Circulação estacionária e estratificação de sal em canais estuarinos: simulação com modelos analíticos. *Revista Brasileira de Oceanografia*, 49(1-2), 115-132.

BONETTI FILHO, J.; MIRANDA, L.B., 1997. Estimativa da descarga de água doce no Sistema Estuarino Lagunar de Cananéia-Iguape. *Revista Brasileira de Oceanografia, Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo*, São Paulo, São Paulo, 45, (1 - 2). 89-94.

BURNHAM, K. P., ANDERSON, D. R., 2002. Information and likelihood theory: a basis for model selection and inference. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*, 49-97.

CARNEIRO, R. R. S., 2005. A pesca da manjuba (*Anchoviella lepidentostole*) e o canal do Valo Grande: uma relação de (des) continuidades em Iguape-SP. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, SP.

COELHO, L. V., 2011. Estudo biogeoquímico do fósforo no complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape (SP): influência do Valo Grande e fluxo bêntico. Tese de Doutorado. Dissertação de Mestrado. Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo. São Paulo, SP.

CONTENTE, R. F., 2013. Padrões ecológicos locais e multidecadais da ictiofauna do estuário Cananéia-Iguape. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, SP.

CUNHA-LIGNON, M., ALMEIDA, R. , LIMA, N. G. B. , GALVANI, E., MENGHINI, R. P., COELHO-JR, C., SCHAFFER--NOVELLI, Y., 2015. Monitoramento de Manguezais: abordagem integrada frente às alterações ambientais. In: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação - CBUC, Curitiba. Anais do VIII CBUC - Trabalhos Técnicos 2015. Curitiba: Fundação Grupo Boticário, 2015. p. 1-17.

DAEE – Departamento de Águas e Energia Elétrica, 2015 – Disponível em: <http://www.hidrologia.daee.sp.gov.br/> - acessado em: 29 de janeiro de 2016.

DI BENEDITTO, A. P. M., ROSAS, F. C. W., 2008. Mortalidade, in: Monteiro-Filho, E.L.A., Monteiro, K.D.K.A. (Eds.), *Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza*. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo.

DIAS, L. A., HERZING, D., FLACH, L., 2009. Aggregations of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) in Sepetiba Bay, Rio de Janeiro, south-eastern Brazil: distribution patterns and ecological characteristics. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 89(05), 967-973.

FERREIRA, B.C.C., 2013. Estudo das inundações na Bacia do Rio Ribeira de Iguape e seus fatores hidroclimáticos e socioambientais. Trabalho de Monografia. Universidade Federal do ABC.

FILLA, G. F. 2008. Monitoramento das interações entre o boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864), e atividades de turismo no Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia, litoral sul do Estado de São Paulo. Tese de Doutorado, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

FILLA, G. F.; ATEM, A. C. G.; BISI, T. L.; OLIVEIRA, L. V.; DOMIT,C.; GONÇALVES, M.; HAVUKAINEN, L.; OLIVEIRA, F.; RODRIGUES, R. G.; ROSAS, F. C. W.; SANTOS-LOPES, A. R.; MONTEIRO-FILHO, E. L. A., 2008. Proposal for creation of a 'zoning with regulation of use in the Cananéia Estuarine-Lagoon Complex' aiming the conservation of the estuarine dolphin, *Sotalia guianensis* (van Bénédén) (Cetacea, Delphinidae) *Pan-American Journal of Aquatic Sciences* 3, 75-83.

FRANKLIN, J., 2009 Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

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

GEOBRÁS ENGENHARIA E FUNDAÇÕES S.A., 1966. Complexo Valo Grande, Mar Pequeno e rio Ribeira de Iguape. São Paulo: DAEE, 2v. (Relatório apresentado para o Serviço do Vale do Ribeira do Depto. de Águas e Energia Elétrica).

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

GUSSO-CHOUERI, P. K., 2015. Uso de bagre amarelo (*Cathorops spixii*) como modelo biológico de exposição e efeito de contaminantes no Complexo Estuarino-Lagunar Cananéia-Iguape-Peruíbe. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

ICMBio, 2015. Disponível em:

<http://www.icmbio.gov.br/portal/mosaicosecorredoresecologicos/moscaicos-reconhecidos-oficialmente/1870-mosaico-de-unidades-de-conservacao-donlitoral-sul-de-sao-paulo-e-do-litoral-do-parana-laqamar>. Acessado em: 08 de agosto de 2015

ICMBio, 2016. Plano de Manejo da Área de Proteção Ambiental Cananéia Iguape Peruíbe. Disponível em:

http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/DCOM_plano_de_manejo_Apa_Cananeia_Iguape_peribe_SP_20160418.pdf. Acessado em: 15 de abril de 2016

KANAJI, Y., OKAZAKI, M., WATANABE, H., MIYASHITA, T., 2016. Biogeography of small odontocetes in relation to wide-scale oceanographic structure in the North Pacific Ocean. *Fisheries Oceanography*, 25(2), 119-132.

LOPES, X. M., DA SILVA, E., BASSOI, M., DOS SANTOS, R. A., DE OLIVEIRA SANTOS, M. C., 2012. 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*, 92(08), 1723-1733.

MACIEL, N.A.L., 2001. Composição, abundância e distribuição espaço-temporal da ictiofauna do complexo estuarino-lagunar de Iguape-Cananéia-São Paulo-Brasil. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, SP.

MAHIQUES, M. M. D., BURONE, L., FIGUEIRA, R. C. L., LAVENÉRE-WANDERLEY, A. A. D. O., CAPELLARI, B., ROGACHESKI, C. E., BARROSO, C.P., SAMARITANO DOS SANTOS, L.A., CORDERO, L.M., CUSSIOLI, M. C., 2009. Anthropogenic Influences in a Lagoonal Environment: a Multiproxy Approach at the Valo Grande Mouth, Cananéia-Iguape System (SE Brazil). *Brazilian Journal of Oceanography*. São Paulo, 57 (4) 325-337.

MALUF, J. C. C., 2009. Estudo dos metais traço (zinco, cádmio e chumbo) em duas regiões do complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape (SP) sob diferentes pressões antrópicas. Tese de Doutorado, Universidade de São Paulo, SP.

MONTEIRO-FILHO, E. L. A., 2000. "Group organization in the dolphin *Sotalia guianensis* in an estuary of southeastern Brazil." *Ciência e Cultura Journal of the Brazilian Association for the Advancement of Science*, 52 (2). 97-101.

NASCIMENTO JR, D. R. D., GIANNINI, P. C. F., TANAKA, A. P. B., GUEDES, C. C. F., 2008. Mudanças morfológicas da extremidade NE da Ilha Comprida (SP) nos últimos dois séculos. *Geologia USP. Série Científica*, 8(1), 25-39.

OLIVEIRA, M.R., ROSAS, F C.W., PINHEIRO, P.C., DOS SANTOS, R.A., 2008. Alimentação, in: Monteiro-Filho, E.L.A., Monteiro, K.D.K.A. (Eds.), *Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza*. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo.

PEREIRA, D.S., AGASSI, E.S.M., POFFO, I.R.F., FERREIRA, R.B., 2014. *Cadernos de Educação Ambiental (18): Pesca Sustentável*. Editora: SMA/SP - Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. São Paulo

R Development Core Team. R., 2009. *A Language and Environment for Statistical Computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

RANDI, M. A. F., RASSOLIN, P., ROSAS, F. C. W., MONTEIRO-FILHO, E. L. A., 2008. Padrão de cor da pele. In: MONTEIRO-FILHO, E. L. A., MONTEIRO, K. D. K. A. (Eds). *Biologia, ecologia e conservação do boto-cinza*. Páginas & Letras Editora e Gráfica LTDA, São Paulo.

REZENDE, F. 2000. Bioacústica e alterações acústico comportamentais de *Sotalia fluviatilis guianensis* (CETACEA, DELPHINIDAE) frente à atividade de embarcações na Baía de Trapandé, Cananéia, SP. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de São Carlos, SP.

ROSS, P.S., BARLOW, J., JEFFERSON, T.A., HICKIE, B.E., LEE, T., MACFARQUHAR, C., PARSONS, E.C., RIEHL, K.N., ROSE, N.A., SLOOTEN, E., CHIA-YANG TSAI J, WANGD, J.Y., WRIGHT, A.J., YANG, S.C., 2011. Ten guiding principles for the delineation of priority habitat for endangered small cetaceans. *Marine Policy* 35, 483–488.

SAITO, R. T., OLIVEIRA, T. S., 2012. Implicações ambientais e sociais do canal do valo grande no Sistema Estuarino Lagunar Cananéia/Iguape-SP. *Anuário da Produção Acadêmica Docente*, 5(14), 153-170.

SALDANHA, I.R.R., 2005. Espaços, recursos e conhecimento tradicional dos pescadores de manjuba (*Anchoviella lepidentostole*) em Iguape/SP. São Paulo. Dissertação de Mestrado. Universidade de São Paulo, SP.

SANTOS, M.C.O., ROSSO, S., 2007. Ecological aspects of marine tucuxi dolphins (*Sotalia guianensis*) based on group size and composition in the Cananéia Estuary, Southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 6, 71-82.

SOUZA, E. P., 2012. Canal do Valo Grande: Governança das águas estuarinas na perspectiva da aprendizagem social. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, SP.

STEIN, C. E., 2011. Estudo do papel da *Spartina alterniflora* como espécie bioindicadora de contaminação por elementos traço no Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia-Iguape (SP). Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo, SP.

STUTZ REIS, S., 2013. Uso do hábitat pelo boto-cinza *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864)(Cetacea: Delphinidae) na Baía de Benevente, ES, Brasil. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal de Juiz de Fora, MG.

VALENTIM, A., 2003. Comércio Marítimo De Abastecimento: O Porto De Iguape (SP), 1798-1880. Disponível em:
<http://www.abphe.org.br/arquivos/2003_aginaldo_valentim_comercio-maritimo-de-abastecimento-o-porto-de-iguape-sp-1798_1880.pdf>. Acessado em: 7 de novembro de 2015.

ZANELATTO, R.C., 2001. Dieta do boto-cinza *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) no Complexo Estuarino da Baía e Paranaguá e sua relação com a ictiofauna estuarina. Tese de Doutorado. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR.

ZAPPES, C.A., ANDRIOLO, A., SILVA, F.O., MONTEIRO-FILHO, E.L.A., 2009. Potential conflicts between fishermen and *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae) in Brazil. *Sitientibus Série Ciências Biológicas* 9(4), 208-214.

ZUUR, A.F., IENO, E.N., WALKER, N.J., SAVELIEV, A.A., SMITH, G.M., 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R. Springer, New York, NY, USA.

Anexo I

Tabela 05. O número de botos-cinza em diferentes valores de vazão diária em m³/s do Rio Ribeira (nula, média e máxima) nos 4 setores da área de estudo nas diferentes estações, apresentando ainda os valores de Qui-quadrado dentro de cada setor.

Setor I				Setor III			
estacao	vazão diária	n° de botos	erro padrão	estacao	vazão diária	n° de botos	erro padrão
inverno	0	27.344	8.584	inverno	0	101.742	22.117
inverno	300	28.514	4.744	inverno	300	79.077	10.792
inverno	760.9	30.409	7.903	inverno	760.9	53.691	12.206
$\chi^2=0.166$ e p=0.9202				$\chi^2=14.784$ e p=0.0006			
outono	0	27.264	8.514	outono	0	63.735	14.378
outono	300	28.430	4.640	outono	300	49.537	6.412
outono	760.9	30.320	7.816	outono	760.9	33.634	6.839
$\chi^2=0.166$ e p=0.9204				$\chi^2=9.261$ e p=0.0097			
primavera	0	16.427	4.841	primavera	0	51.251	11.561
primavera	300	17.129	2.731	primavera	300	39.834	5.385
primavera	760.9	18.268	5.160	primavera	760.9	27.046	5.751
$\chi^2=0.10$ e p=0.9513				$\chi^2=7.447$ e p=0.0241			
verao	0	28.203	9.782	verao	0	39.349	11.458
verao	300	29.409	5.377	verao	300	30.583	5.531
verao	760.9	31.364	6.922	verao	760.9	20.765	3.582
$\chi^2=0.172$ e p=0.9178				$\chi^2=5.718$ e p=0.00573			
Setor II				Setor IV			
estacao	vazão diária	n° de botos	erro padrão	estacao	vazão diária	n° de botos	erro padrão
inverno	0	67.649	19.200	inverno	0	47.880	23.565
inverno	300	63.335	9.011	inverno	300	27.329	6.725
inverno	760.9	57.236	12.558	inverno	760.9	11.547	4.559
$\chi^2=0.873$ e p=0.6464				$\chi^2=22.955$ e p=<0.0001			
outono	0	67.649	15.173	outono	0	79.080	35.605
outono	300	63.335	6.943	outono	300	45.137	10.446
outono	760.9	57.236	9.852	outono	760.9	19.071	8.505
$\chi^2=0.873$ e p=0.6464				$\chi^2=37.914$ e p=<0.0001			
primavera	0	47.311	11.181	primavera	0	48.967	23.068
primavera	300	44.293	5.384	primavera	300	27.949	6.556
primavera	760.9	40.028	10.757	primavera	760.9	11.809	4.912
$\chi^2=0.61$ e p=0.7370				$\chi^2=23.477$ e p=<0.0001			
verao	0	71.708	21.256	verao	0	23.653	12.719
verao	300	67.135	10.080	verao	300	13.500	4.007
verao	760.9	60.670	12.542	verao	760.9	5.704	2.236
$\chi^2=0.925$ e p=0.6297				$\chi^2=11.311$ e p=0.0034			

Anexo II

Tabela 06. Média do número de botos-cinza em diferentes valores de vazão diária em m³/s do Rio Ribeira (nula, média e máxima) nas quatro estações do ano nos 4 setores, apresentando os valores do Qui-quadrado dentro de cada estação do ano.

verão				Inverno			
setor	vazão diária	n° de botos	erro padrão	setor	vazão diária	n° de botos	erro padrão
I	0	45.965	17.341	I	0	28.534	6.682
I	300	35.764	8.149	I	300	28.864	3.725
I	760.9	24.323	6.344	I	760.9	29.378	5.740
$\chi^2=6.632$ e p=0.0363				$\chi^2=0.013$ e p=0.9938			
II	0	95.474	34.657	II	0	60.006	14.121
II	300	74.286	16.240	II	300	60.699	7.490
II	760.9	50.521	13.723	II	760.9	61.779	11.344
$\chi^2=13.775$ e p=0.0010				$\chi^2=0.026$ e p=0.9870			
III	0	39.270	16.380	III	0	73.820	15.136
III	300	30.555	7.981	III	300	74.672	8.259
III	760.9	20.780	5.122	III	760.9	76.001	16.409
$\chi^2=5.666$ e p=0.0588				$\chi^2=0.032$ e p=0.09840			
IV	0	14.881	5.589	IV	0	20.906	4.832
IV	300	11.579	2.776	IV	300	21.148	2.531
IV	760.9	7.875	2.283	IV	760.9	21.524	3.993
$\chi^2=2.147$ e p=0.3419				$\chi^2=0.009$ e p=0.9954			
outono				Primavera			
setor	vazão diária	n° de botos	erro padrão	setor	vazão diária	n° de botos	erro padrão
I	0	44.333	14.520	I	0	26.608	11.150
I	300	33.538	5.740	I	300	18.874	3.904
I	760.9	21.844	5.938	I	760.9	11.136	4.480
$\chi^2=7.612$ e p=0.0222				$\chi^2=6.342$ e p=0.0420			
II	0	73.378	24.266	II	0	64.935	24.562
II	300	55.510	9.137	II	300	46.061	8.372
II	760.9	36.155	9.226	II	760.9	27.177	11.754
$\chi^2=12.599$ e p=0.0018				$\chi^2=15.477$ e p=0.0004			
III	0	66.004	20.363	III	0	58.289	24.336
III	300	49.932	7.459	III	300	41.347	8.001
III	760.9	32.522	8.893	III	760.9	24.396	9.456
$\chi^2=11.333$ e p=0.0035				$\chi^2=13.892$ e p=0.0010			
IV	0	55.329	16.380	IV	0	36.501	15.550
IV	300	41.856	6.232	IV	300	25.892	5.010
IV	760.9	27.262	7.995	IV	760.9	15.277	5.701
$\chi^2=9.50$ e p=0.0087				$\chi^2=8.699$ e p=0.0129			