



**UFRGS**  
UNIVERSIDADE FEDERAL  
DO RIO GRANDE DO SUL



PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL

**INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BIOLOGIA ANIMAL**

MATHEUS KINGESKI FERREIRA

**MODELOS HIERÁRQUICOS DE OCUPAÇÃO PARA *PONTOPORIA BLAINVILLEI***  
**(CETACEA: PONTOPORIIDAE) NA COSTA DO BRASIL**

PORTO ALEGRE  
2018

MATHEUS KINGESKI FERREIRA

**MODELOS HIERÁRQUICOS DE OCUPAÇÃO PARA *PONTOPORIA BLAINVILLEI*  
(CETACEA: PONTOPORIIDAE) NA COSTA DO BRASIL**

Dissertação/Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Biologia Animal, Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre/Doutor em Biologia Animal.

Área de concentração: Biologia e  
Comportamento Animal

Orientador: Prof. Dr. Márcio Borges Martins

Co-Orientador: Prof. Dr. Murilo Guimarães

PORTO ALEGRE  
2018

MATHEUS KINGESKI FERREIRA

**MODELOS HIERÁRQUICOS DE OCUPAÇÃO PARA *PONTOPORIA BLAINVILLEI*  
(CETACEA: PONTOPORIIDAE) NA COSTA DO BRASIL**

Aprovado em 31 de janeiro de 2018.

BANCA EXAMINADORA

---

Dr. Ignacio Maria Benites Moreno

---

Dra. Maria João Veloso da Costa Ramos Pereira

---

Dr. Rodrigo Machado

*Dedico este trabalho a todos que, de uma maneira ou outra, ajudaram-me a fazê-lo e mesmo os que hoje folheiam as suas páginas.*

*“Quão inapropriado chamar Terra a este planeta,  
quando é evidente que deveria chamar-se Oceano.”*

Arthur C. Clarke

## AGRADECIMENTOS

Nesses dois anos e meio de trabalho eu não fui o mais forte, nem o mais inteligente, mas o mais plástico possível. Foram muitas mudanças nos projetos até o entalhamento final dessa dissertação e ela não seria possível sem a ajuda de muitas pessoas. A todas elas eu sou muito grato.

Pela ordem cronológica dos fatos, inicio agradecendo a minha família, pai, mãe, tios, irmãos, primos e avós pelo inigualável apoio, carinho, compreensão, amor e diversão. Sem vocês nada disso seria possível. Valeu por tudo mesmo!!!

Agradeço a Dandy do meu coração, por colorir mais minha vida e me empurrar sempre para a frente nunca me deixando na mão. Por aguentar muito dias de loucuras, de noites de sono mal dormidas, chororôs e de fato me aguentar, porque eu sei as vezes não é fácil. Te amo.

Agradeço ao meu orientador Márcio por aceitar o desafio de me orientar e me impor muitos desafios que vão dos lagartos de dunas até as toninhas do mar. Se eu fui plástico é porque você é muito mais e acreditou que eu também poderia ser.

Agradeço ao coorientador Murilo por aceitar o desafio de me orientar, mesmo mal sabendo quem eu era. Mais que um coorientador, foi um ótimo professor e instigador, que fez minha cabeça abrir muito nesse tempo de mestrado, valeu mesmo pela ajuda.

Agradeço à Natyzinha que já desde os tempos de TCC fomos parceiros de campo, projeto e escrita. No mestrado não foi diferente, mas os Contomastix e o MelaNO não deixaram essa parceria ir até o fim. Ter passado contigo por esses percalços da vida fizeram as coisas ficarem mais simples.

Agradeço à gurizadinha da Herpeto (Diego Alvares, Diego Dalmolin, Karol, Gabriel, Vini Ferri, Vini Santos, Tobias, Raissa, Matias, Talita, Debs, Lídia, Marluci, Stephani, Michelli, Renata, Tulasy, Arthur, Bibiana, Pedro, Julia, Juliane, Mariana, Ismael, Nathyzinha, Nati Matias, Irina, Alexis, Mariana e devo ter esquecido muitas pessoas, porque é gente, Hehehhehhe) por fazer as cadeiras mais terríveis, sonolentas, legais, incríveis do mundo, por compartilhar das suas felicidades e tristezas, por deixar muito mais humano esse mundo acadêmico e imensamente divertido.

Agradeço a minha banca de acompanhamento Laura Verrastro e Maria João Ramos Pereira, pelas discussões e sugestões ajudando a moldar os projetos e a dissertação; e a banca examinadora, composta pelos doutores, Maria João Ramos Pereira (dublo agradecimento), Ignacio Benites Moreno, Rodrigo Machado.

Agradeço ao PPG Biologia Animal por todo o apoio; a CAPES pela bolsa concedida.

Agradeço a todos que me ajudaram de alguma forma em qualquer um dos meus projetos de mestrado.

## SUMÁRIO

RESUMO GERAL.....	2
ABSTRACT .....	3
INTRODUÇÃO GERAL.....	4
Distribuição Geográfica .....	4
Modelos de Distribuição de Espécie .....	5
Modelos Hierárquicos de Ocupação.....	6
Toninha ou Franciscana .....	8
Objetivos.....	13
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:.....	14
Capítulo 1 .....	20
RESUMO.....	21
INTRODUÇÃO.....	22
MÉTODOS .....	28
Área de estudo.....	28
Coleta de dados .....	29
Covariáveis .....	31
Análise.....	34
RESULTADOS .....	36
DISCUSSÃO.....	41
CONCLUSÃO.....	49
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS: .....	50
CONCLUSÃO GERAL.....	59
ANEXO A .....	60
ANEXO B .....	63

## RESUMO GERAL

Conhecer a distribuição geográfica das espécies é primordial para a tomada de ações efetivas de conservação. Modelos de ocupação são ferramentas importantes para estimar a distribuição das espécies, especialmente quando as informações são incompletas, como é o caso de muitas espécies ameaçadas ou em áreas ainda insuficientemente amostradas. O objetivo deste estudo é ampliar e refinar o conhecimento sobre a distribuição geográfica da toninha, *Pontoporia blainvillei*, um pequeno cetáceo ameaçado de extinção restrito às águas costeiras do Atlântico Sul ocidental, através de modelos de ocupação. Foram realizadas amostragens aéreas com 4 observadores independentes, em 2058 sítios de 4x4km na distribuição da espécie no Brasil. Foram utilizadas cinco covariáveis de detecção (transparência da água, escala Beaufort, reflexo solar, posição dos amostradores e número de amostradores) e três covariáveis de ocupação (batimetria, temperatura média e produtividade primária) com índices de correlação de Pearson menor que 0,7. Todas as covariáveis contínuas foram estandardizadas com média zero e desvio padrão igual a um. Os modelos de ocupação com autocorrelação espacial foram estimados com Inferência Bayesiana utilizando priors ‘vagos’ (média zero e variância 1.0E6). Em apenas 75 sítios foram detectadas toninhas. A probabilidade de detecção média foi de 0.23 (CRI 0.006 a 0.51), onde as covariáveis Beaufort (efeito negativo), reflexo solar (efeito negativo) e transparência da água (efeito positivo) apresentaram efeitos significativos. A média estimada de ocupação foi de 0,066 (CRI 0,01 a 0,31). As covariáveis batimetria e a temperatura média apresentaram efeitos positivos e negativos sobre o processo de ocupação, respectivamente. Espacialmente o modelo prevê três áreas com altas probabilidades de ocupação aparentemente disjuntas: a) costa norte do Rio de Janeiro; b) costas norte de



Santa Catarina até São Paulo; c) costa do Rio Grande do Sul. Assim, agregamos importantes informações para a conservação da espécie e realização de novos estudos, apontando onde podemos encontrar maiores probabilidade de ocupação na costa do Brasil e covariáveis que determinam a ocupação e a detecção da espécie.

Palavras chave: *Toninha*, Modelos de Ocupação, Inferência Bayesiana, autocorrelação espacial, Atlântico Sul ocidental.

## ABSTRACT

Knowing the geographic distribution of a species is essential for taking effective conservation actions. Occupation Models are important tools for estimating species distribution, especially when information is incomplete, as is the case with many endangered species or in under-sampled areas. The aim of this study is to expand and refine the knowledge about the geographic distribution of the franciscana, *Pontoporia blainvillei*, a threatened small cetacean restricted to the coastal waters of the western South Atlantic, through Occupation Models. Aerial samplings were carried out with 4 independent observers, in 2058 sites of 4x4km across the distribution of the species in Brazilian waters. Five detection covariates were used (water transparency, Beaufort scale, solar reflectance, observer position and number of observers) and three covariates of occupation (bathymetry, mean temperature and primary productivity) with Pearson correlation indices less than 0.7. All continuous covariates were standardized with mean zero and standard deviation equal to one. Occupancy Models with spatial autocorrection were estimated using Bayesian Inference using 'vague' priors (zero mean and variance 1.0E6). Franciscana was detected only in 75 sites. The average detection probability

was 0.23 (CRI 0.006 to 0.51), where Beaufort (negative effect), solar reflex (negative effect) and water transparency (positive effect) covariables had significant effects. The estimated mean occupancy was 0.066 (CRI 0.01 to 0.31). The bathymetry and the mean temperature covariables had positive and negative effects on the occupation process, respectively. Spatially the model predicts three apparently disjunct areas with high probability of occupation: a) north coast of Rio de Janeiro; b) north coasts of Santa Catarina to São Paulo; c) coast of Rio Grande do Sul. Thus, we add important information for the conservation of species and new studies, pointing out where we can find greater likelihood of occupation on the coast of Brazil and covariates that determine the occupation and the detection of the species.

Key words: Franciscana, Occupation Models, Bayesian Inference, spatial autocorrelation, Atlantic South West.

## INTRODUÇÃO GERAL

### Distribuição Geográfica

Conhecer a distribuição geográfica das espécies é fundamental para a tomada de ações efetivas de conservação (Guisan & Thuiller 2005). A distribuição das espécies é um importante conceito biológico que agrega em uma única métrica múltiplas informações (Guisan & Thuiller 2005, Ladle & Whittaker 2011). Trata-se do resultado de uma complexa expressão histórica evolutiva e ecológica das espécies, onde diferentes classes de fatores, como as condições abióticas, as interações bióticas, regiões acessíveis e a capacidade de adaptação à novas condições, exercem pressão sobre os organismos (Brown 1995, Soberón & Peterson 2005). Esses fatores interagem de

maneira dinâmica em diferentes intensidades e escalas configurando então, a distribuição geográfica das espécies (Soberón & Peterson 2005).

#### Modelos de Distribuição de Espécie

Visando estimar e entender a distribuição geográfica das espécies foram desenvolvidos uma série de modelos de distribuição de espécies (SDM, sigla em inglês para *Species Distribution Models*) nas últimas décadas (Guisan & Thuiller 2005). Esses modelos ecológicos são uma simplificação da realidade, buscando trazer o máximo da explicação espacial com o mínimo de covariáveis possíveis (Carvalho & Almeida 2011). A utilização de covariáveis espaciais para mensurar a distribuição das espécies está diretamente ligado ao conceito de nicho, de tal forma que esses modelos também são conhecidos como modelos de nicho ecológico (Guisan & Thuiller 2005). Usualmente os SMDs entendem o nicho com os requerimentos ambientais das espécies, como definido nos conceitos de nicho por Grinnell ou Hutchinson (Grinnell 1917, Hutchinson 1957, Guisan & Thuiller 2005). Assim, os SDMs revelam muito além do espaço geográfico ocupado pelas espécies. Fato que os tornou uma importante ferramenta na ecologia, biogeografia, evolução, biologia da conservação e pesquisa sobre mudanças climáticas (Guisan & Thuiller 2005). Apesar de ser considerada uma ferramenta relativamente nova para o ambiente marinho, com apenas 11 trabalhos publicados até antes de 2008, já é considerada amplamente utilizada com mais de duas centenas de publicações para esse ambiente (Robinson et al. 2017). No entanto, ainda é particularmente pouco utilizada para a ecorregião oceânica Temperada da América do Sul, onde foram publicados apenas 3 artigos até então (Robinson et al. 2017).

## Modelos Hierárquicos de Ocupação

Os SDMs podem ser classificados em ao menos três classes dependentes do tipo dados e métodos utilizados: Somente-Presença, Presença-Background e Presença-Ausência, também conhecidos, respectivamente, por suas siglas em inglês PO, PB e PA (Guillera-Arroita et al. 2015, Guillera-Arroita 2017). Hierarquizando as categorias de métodos, há um aumento de precisão e robustez no sentido  $PO < PB < PA$  (Guillera-Arroita et al. 2015, Guillera-Arroita 2017). Dentro dos métodos que utilizam Presença-Ausência destacam-se os Modelos hierárquicos de Ocupação, ou simplesmente Modelos de Ocupação (Guillera-Arroita et al. 2015, Guillera-Arroita 2017). Cujo foco central é estimar a fração de sítios ocupados pelas espécies tendo em consideração a detecção imperfeita dos organismos (MacKenzie et al. 2002, 2006). A detecção imperfeita é a incapacidade em detectar uma espécie em um dado sítio mesmo que esta ocupe esse sítio (MacKenzie et al. 2002, 2006). Surge como o produto das características das espécies, do hábitat, do esforço da amostragem e da habilidade dos observadores em detectar as espécies, assim variando no tempo e no espaço (Guillera-Arroita et al. 2014, Lahoz-Monfort et al. 2014). As áreas de ocupação, estimadas nesses modelos, são a porção da distribuição geográfica da espécie onde efetivamente ocorrem (Gaston & Fuller 2009). Subentende-se assim, que podem existir áreas dentro da extensão de ocorrência de uma espécie que não são adequadas ou estão desocupadas (Gaston & Fuller 2009).

Nos Modelos de Ocupação há dois processos sendo estimados separadamente: o processo ecológico e o processo de observação, representados pelos parâmetros da Probabilidade de Ocupação e Probabilidade de Detecção, respectivamente (MacKenzie et al. 2002). Apesar de ter grande flexibilidade, possibilitando a incorporação de covariáveis e não exigir amostragens em todos os sítios em um mesmo evento amostral, o modelo descrito por MacKenzie et al (2002) requer a satisfação de alguns

pressupostos: a população deve ser fechada, assim um sítio não pode vir a ser ocupado ao longo das amostragens e nem deixar de ser ocupado; deve haver ausência de heterogeneidade inexplicada na ocupação e na detectabilidade; e necessita a realização de visitas independentes em diversos sítios independentes e aleatórios (MacKenzie et al. 2002, Guillera-Arroita 2017). No entanto, nem sempre é possível satisfazer essas condições, de maneira que a realização de uma única visita com múltiplos observadores independentes, múltiplos métodos de detecção independentes ou múltiplas subamostragens de um sítio também podem satisfazer a condição de visitas repetidas nos sítios (Mackenzie & Royle 2005). Para lidar com a falta de independência amostral entre os sítios, extensões dos Modelos de Ocupação foram criadas adicionando parâmetros que calculam e incorporam os efeitos da autocorrelação espacial (Hines et al. 2009, Vieilledent et al. 2014).

A autocorrelação espacial surge quando os valores de covariáveis de interesse em localidades próximas não são independentes umas das outras (Tobler 1970, Dormann et al. 2007). As causas da autocorrelação espacial são inúmeras, como processos biológicos de especiação, extinção, dispersão e interação entre espécie; relações modeladas erroneamente como lineares entre o ambiente e as espécies; relação das espécies com alguma covariável espacialmente autocorrelacionada; a resolução espacial trabalhada; e a quebra de pressupostos de independência amostral entre sítios (Dormann et al. 2007, Bardos et al. 2015). A falta de incorporação deste efeito quando necessário pode trazer consequências indesejadas, como a interpretação equivocada dos efeitos das covariáveis (Dormann et al. 2007).

O ajuste dos Modelos de Ocupação pode ser feito a partir da estatística clássica, com o uso de Estimadores da Máxima Verossimilhança (MLE sigla em inglês), ou com o uso da Inferência Bayesiana (Guillera-Arroita 2017). Amplamente conhecido e

utilizado, a MLE possui em seu favor uma bem fundamentada e discutida seleção de modelos pelos Critérios de Informação de Akaike (AIC) e ainda não incluem informação de priors como na Bayesiana, que é visto negativamente por alguns ecólogos como um elemento de subjetividade, portanto, indesejado (Kéry 2010). No entanto, quando a probabilidade de detecção ou de ocupação é pequena, ou o número de sítios e o número de visitas por sítios é pequeno os parâmetros estimados por MLE podem ser numericamente instáveis e imprecisos (Kéry 2010, Moreno & Lele 2010). Uma forma de contornar esse problema é a utilização da Inferência Bayesiana, que é exata mesmo quando o tamanho de amostra é pequeno (Kéry 2010), possibilitando investigar e gerar informações para espécies de hábitos elusivos, como mamíferos aquáticos incluindo a “tímida” toninha.

#### Toninha ou Franciscana

A toninha ou franciscana como é popularmente conhecida, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d’Orbigny, 1844), é um pequeno cetáceo odontoceto de uma família considerada de animais de água doce, Pontoporiidae (Hamilton et al. 2001), mas apesar disso tem sua distribuição em águas salgadas ou salobras (Siciliano 2002). Devido ao seu pequeno tamanho corporal, hábito gregário de ocorrer geralmente em pequenos grupos ou solitárias, comportamento típico de não saltar para fora d’água, por isso “tímida”, é uma espécie relativamente difícil de ser observada na natureza (Crespo et al. 1998, Danilewicz et al. 2009, Di Benedetto et al. 2010). Apesar disso, seu longo rosto, pequeno tamanho corporal, e coloração de marrom-claro a acinzentada facilitam sua identificação precisa (Crespo et al. 1998) (figura 1).



Figura 1. Visão aérea de uma fêmea com filhote de *Pontoporia blainvillei* (a). *Pontoporia blainvillei* vítima da captura acidental por redes de pesca (b). Fonte: a) Federico Sucunza b) Ignacio Benites Moreno.

Aparentemente a toninha é uma espécie que não realiza migração (Bordino 2002, Di Benedetto et al. 2010), apresenta uma movimentação relativamente curta, realizando deslocamentos de 70 – 90 km ao longo da linha da costa (Wells et al. 2013) e demonstra padrões de movimentação associados aos ciclos de marés e presença de presas (Bordino 2002). Rastreamentos por satélite revelam que a espécie possui movimentos localizados e áreas de vida que podem chegar a 345 km<sup>2</sup> (Bordino et al. 2008).

A ingestão de alimentos sólidos pela espécie inicia entre os 2 e 3 meses de idade, sendo composta essencialmente de camarões, nessa fase da vida (Di Benedetto et al. 2010). Quando adultas a dieta é principalmente composta por peixes ósseos e lulas, apresentando uma dieta supostamente oportunista onde se alimenta das presas mais abundantes no local e na estação, apresentando inclusive uma mudança na composição de presas em razão do esgotamento de certos pescados (Crespo 2009, Di Benedetto et al. 2010, Henning et al. 2017). Apesar de bem detalhado o conhecimento da toninha como predadora, pouco é conhecido quando essa se torna presa. Apenas são conhecidos alguns predadores tubarões como a tintureira (*Galeocerdo cuveri*), o cação-

bruxa (*Notorynchus cepedianus*), o tubarão- martelo (*Sphyrna spp.*) e a orca (*Orcinus orca*), com poucos eventos registrados (Praderi 1985, Ott & Danilewicz 1998, Di Benedetto 2004, Santos & Netto 2005).

A distribuição geográfica da Toninha tem sido descrita como restrita às águas do Oceano Atlântico Sul Ocidental, ocorrendo na zona marítima costeira do Brasil, Uruguai e Argentina até uma profundidade de 50 metros (Siciliano 1994, Crespo et al. 1998, Danilewicz et al. 2009). É registrada desde Itaúnas (18° 25'S), na cidade de Conceição da Barra no estado Espírito Santo (Brasil) até Golfo Nuevo (42° 35'S), na Província de Chubut (Argentina) (Siciliano, 1994; Crespo *et al.*, 1998). A distribuição da toninha tem sido dividida em quatro Áreas de Manejo (FMAs - Franciscana Management Areas) (figura 2): a FMAI (costa dos Estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro); FMAII (costa dos Estados de São Paulo, Paraná e Santa Catarina, com limite ao sul na ilha de Florianópolis); FMAIII (tem seu limite ao norte na ilha de Florianópolis e ao sul o estuário do Rio da Prata); FMAIV (limite norte no estuário do Rio da Prata e limite sul na Província de Chubut) (Secchi, Danilewicz, et al. 2003). Muitos trabalhos realizados utilizam essa divisão para estimar parâmetros populacionais, uso do hábitat e efeitos da pesca, bem como programas de conservação.



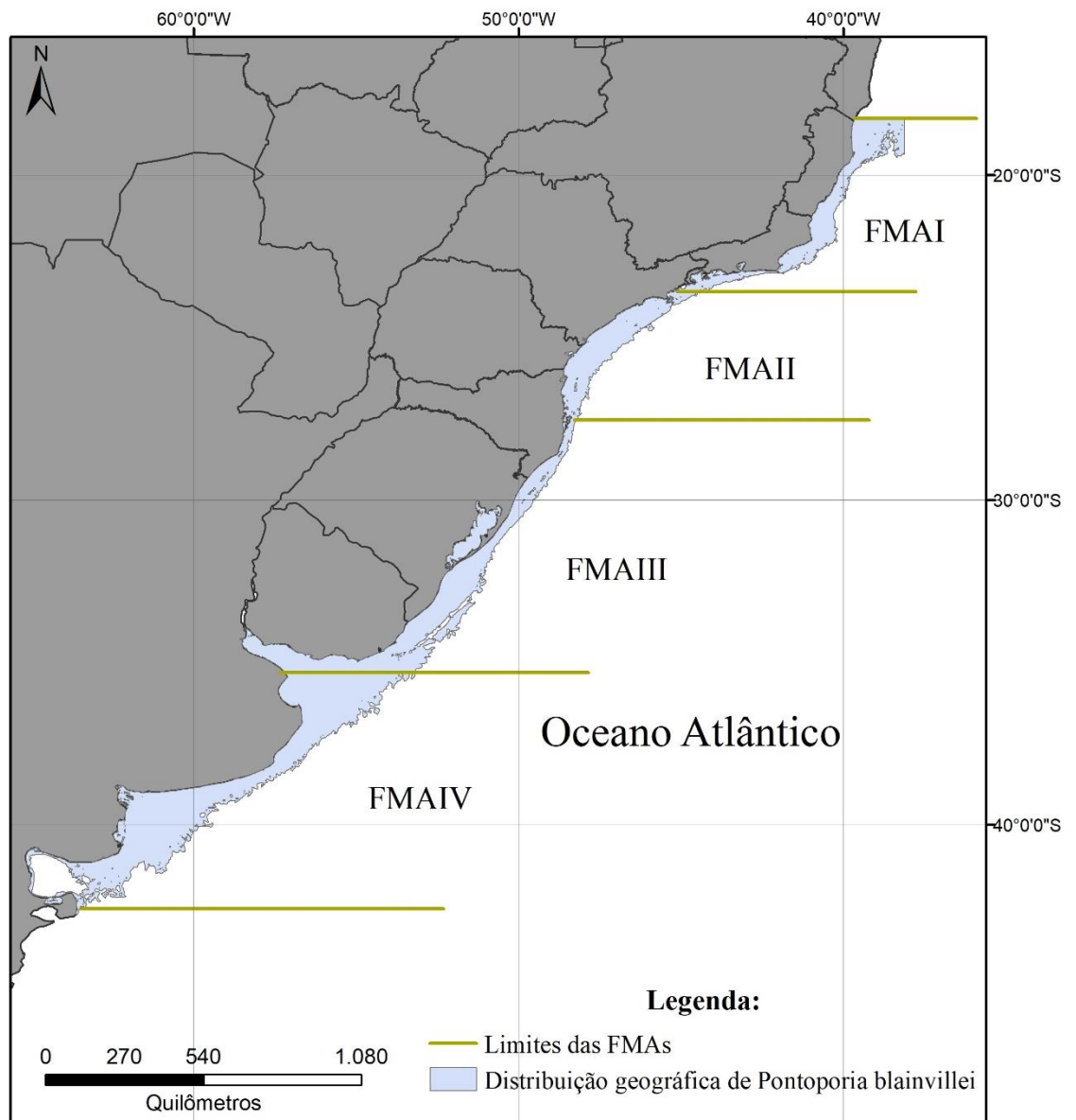


Figura 2. Distribuição geográfica da toninha (*Pontoporia blainvillei*). Demonstrando a delimitação das Áreas de Manejo da Toninha (FMA) segundo a proposta de Secchi et al. (2003).

O hábito costeiro faz da toninha especialmente suscetível às atividades humanas, onde a captura acidental pelas redes de pesca, ao longo de toda sua distribuição, é a principal ameaça para a conservação da espécie (Secchi, Ott, et al. 2003). Recorrentemente os índices de mortalidade das toninhas pelas capturas acidentais são estimados variando de centenas até milhares de espécimes mortos por ano (Di Benedetto

2003, Secchi, Ott, et al. 2003, Danilewicz 2007). As estimativas de densidades existentes na costa do Brasil para a espécie que indicam um crescimento na densidade com o aumento da latitude, apresentando máximos de densidade de 0,51 toninhas por km<sup>2</sup> na costa do estado do Rio Grande do Sul, (Di Benedetto et al. 2010, Zerbini et al. 2010, Danilewicz et al. 2012). Estudos de viabilidade populacional, considerando as taxas de captura acidental e o crescimento populacional, indicam que os níveis de capturas acidentais são insustentáveis para todas as FMAs (Secchi 2006). E devido a isso, é estimado um declínio populacional de mais de 30% em três gerações, o que leva a espécie ser considerada ameaçada de extinção como Vulnerável (segundo o critério A3d) pela IUCN (Taylor et al. 2007).

Embora os esforços de para a criação de áreas de conservação no Brasil tenham crescido significativamente, tornando o Brasil a nação que mais criou áreas de conservação nos últimos 10 anos, a região marinha é a menos protegida (Corrêa 2010). Apesar da meta de proteger ao menos 10% das áreas dos ecossistemas marinhos até 2010, apenas 1,57% da zona costeira e marinha estava protegida (Corrêa 2010). Nesse preocupante cenário a toninha está presente nas Unidades de Conservação (UCs): Parque Estadual da Serra do Mar/Núcleo Picinguaba, no Parque Estadual da Ilha Anchieta, na Estação Ecológica da Jurúia-Itatins e na Área Proteção Ambiental de Cananéia (São Paulo); Parque Nacional do Superagüi (Paraná); Área Proteção Ambiental da Baleia-Franca, Reserva Biológica Arvoredo (Santa Catarina); Refúgio de Vida Silvestre da Ilha dos Lobos (Rio Grande do Sul) (Di Benedetto et al. 2010). Contudo, as populações menos abundantes do Brasil, nos estados do Rio de Janeiro e Espírito, não estão inseridas em nenhuma UC (Di Benedetto et al. 2010, Danilewicz et al. 2012), demonstrando a urgente necessidade de criação de novas UCs para a proteção da espécie.

Recentemente um estudo realizado com SDM usando métodos Presence-Background para *P. blainvillei* demonstrou que a distribuição potencial do peixe, *Cynoscion guatucupa*, seria a covariável mais importante para a distribuição de *P. blainvillei*, seguida das covariáveis salinidade média e temperatura média (Gomez & Cassini 2015). Outros estudos reforçam a importância das covariáveis salinidade e temperatura (Siciliano 2002), demonstram a relação da espécie com a batimetria (Danilewicz et al. 2009), e ainda relacionam a ocupação da espécie a desembocaduras de águas continentais, favoráveis a alimentação e menores riscos de predação (Siciliano 2002).

Embora existam estudos visando esclarecer as relações da toninha com o seu ambiente e sua distribuição geográfica, nenhum modelo até então incorporou os efeitos da detecção imperfeita, tão pouco efeitos da autocorrelação espacial, com uma amostragem contínua e padronizada ao longo de toda distribuição da espécie na costa do Brasil (Danilewicz et al. 2009, Poupon 2011, Gomez & Cassini 2015). Por se tratar de uma espécie ameaçada de extinção é fundamental ampliar e refinar o conhecimento acerca de como a toninha está distribuída e de como as covariáveis influenciam na detecção e determinam a ocupação da espécie. Ademais, é especialmente importante estudos sobre a ecorregião oceânica Temperada da América do Sul, onde pouquíssimos trabalhos foram publicados estimando a distribuição das espécies da região.

### Objetivos

Nesse contexto, nosso objetivo geral é modelar a distribuição geográfica de *Pontoporia blainvillei* identificando áreas com baixas e altas probabilidades de ocupação na costa do Brasil. E secundariamente, visamos estimar quais covariáveis, bem como seus efeitos, determinam a ocupação e influenciam a detecção da espécie em amostragens com aeronaves.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

- Bardos DC, Guillera-Aroita G, Wintle BA (2015) Valid auto-models for spatially autocorrelated occupancy and abundance data. *Methods Ecol Evol* 6:1137–1149
- Beneditto APM Di (2003) Interactions between gillnet fisheries and small cetaceans in northern Rio de Janeiro, Brazil. *Lat Am J Aquat Mamm*:2001–2002
- Beneditto APM Di (2004) Presence of Franciscana Dolphin (*Pontoporia blainvillei*) Remains in the Stomach of a Tiger Shark (*Galeocerdo cuvieri*) Captured in Southeastern Brazil. *Aquat Mamm* 30(3):311–314
- Beneditto APM Di, Rocha-Campos CC, Danilewicz DS, Secchi ER, Moreno IB, Hassel LB, Tavares M, Ott PH, Siciliano S, Souza SP, Alves VC (2010) Plano de ação nacional para a conservação do pequeno cetáceo toninha: *Pontoporia blainvillei*.
- Bordino P (2002) MOVEMENT PATTERNS OF FRANCISCANA DOLPHINS (*PONTOPORIA BLAINVILLEI*) IN BAHIA ANEGADA, BUENOS AIRES, ARGENTINA. *Lat Am J Aquat Mamm* 1:71–76
- Bordino P, Wells RS, Stamper AM (2008) Satellite tracking of franciscana dolphins, *Pontoporia blainvillei*, in Argentina: preliminary information on ranging, diving and social patterns.
- Brown JH (1995) *Macroecology*.
- Carvalho CJB de, Almeida EAB (2011) *BIOGEOGRAFIA DA AMÉRICA DO SUL: PADRÕES E PROCESSOS*. São Paulo
- Corrêa C (2010) *A biodiversidade na Zona Costeira e Marinha do Brasil*. Ministério do Meio Ambiente
- Crespo EA (2009) Franciscana Dolphin: *Pontoporia blainvillei*. *Encycl Mar*

Mamm:466–469

Crespo EA, Harris G, Gonzalez R (1998) Group Size and Distributional Range of the Franciscana, *Pontoporia Blainvillei*. *Mar Mammal Sci* 14:845–849

Danilewicz D (2007) A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea), no litoral norte do Rio Grande do Sul: mortalidade acidental em redes de pesca, abundância populacional e perspectivas para a conservação da espécie. PONTIFÍCIA UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL

Danilewicz D, Secchi ER, Ott PH, Moreno IB, Bassoi M, Borges-Martins M (2009) Habitat use patterns of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) off southern Brazil in relation to water depth. *J Mar Biol Assoc United Kingdom* 89:943

Danilewicz D, Zerbini AN, Andriolo A, Secchi ER, Sucunza F, Ferreira E, Denuncio P, Flores P a. C (2012) Abundance and distribution of an isolated population of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in southeastern Brazil: red alert for FMA I?

Dormann CF, M. McPherson J, B. Araújo M, Bivand R, Bolliger J, Carl G, G. Davies R, Hirzel A, Jetz W, Daniel Kissling W, Kühn I, Ohlemüller R, R. Peres-Neto P, Reineking B, Schröder B, M. Schurr F, Wilson R (2007) Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review. *Ecography (Cop)* 30:609–628

Gaston KJ, Fuller R a. (2009) The sizes of species' geographic ranges. *J Appl Ecol* 46:1–9

Gomez JJ, Cassini MH (2015) Environmental predictors of habitat suitability and biogeographical range of Franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*). *Glob Ecol*

Conserv 3:90–99

Grinnell J (1917) The Niche-Relationships of the California Thrasher. *Auk* 34:427–433

Guillera-Arroita G (2017) Modelling of species distributions, range dynamics and communities under imperfect detection: advances, challenges and opportunities. *Ecography (Cop)* 40:281–295

Guillera-Arroita G, Lahoz-Monfort JJ, Elith J, Gordon A, Kujala H, Lentini PE, McCarthy MA, Tingley R, Wintle BA (2015) Is my species distribution model fit for purpose? Matching data and models to applications. *Glob Ecol Biogeogr* 24:276–292

Guillera-Arroita G, Lahoz-Monfort JJ, MacKenzie DI, Wintle BA, McCarthy MA (2014) Ignoring imperfect detection in biological surveys is dangerous: A response to “fitting and interpreting occupancy models.” *PLoS One* 9

Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecol Lett* 8:993–1009

Hamilton H, Caballero S, Collins a G, Brownell RL (2001) Evolution of river dolphins. *Proc Biol Sci* 268:549–556

Henning B, Sá Carvalho B de, Pires MM, Bassoi M, Marigo J, Bertozzi C, Araújo MS (2017) Geographical and intrapopulation variation in the diet of a threatened marine predator, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea). *Biotropica* 0:1–12

Hines J, Nichols J, Royle J, MacKenzie D, Gopalaswamy A, Kumar S, Karanth K (2009) Tigers on Trails: Occupancy Modeling for Cluster Sampling. *Ecol Appl* 20:100319061507001

Hutchinson GE (1957) Concluding Remarks. *Cold Spring Harb Symp Quant Biol*

Kéry M (2010) Introduction to WinBUGS for Ecologists.

Ladle RJ, Whittaker RJ (2011) Conservation Biogeography.

Lahoz-Monfort JJ, Guillera-Aroita G, Wintle BA (2014) Imperfect detection impacts the performance of species distribution models. *Glob Ecol Biogeogr* 23:504–515

MacKenzie DI, Nichols JD, Andrew Royle J, Pollock KH, Bailey LL, Hines JE (2006) Occupancy Estimation and Modeling. Inferring patterns and dynamics of species occurrence.

MacKenzie DI, Nichols JD, Lachman GB, Droege S, Royle AJ a., Langtimm C a. (2002) Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83:2248–2255

Mackenzie DI, Royle JA (2005) Designing occupancy studies: general advice and allocating survey effort. *J Appl Ecol* 42:1105–1114

Moreno M, Lele SR (2010) Improved estimation of site occupancy using penalized likelihood. *Ecology* 91:341–346

Ott PH, Danilewicz D (1998) Presence of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in the stomach of a killer whale (*Orcinus orca*) stranded in southern Brazil. *Mammalia*:5

Poupon M (2011) Distribution , niche modeling and conservation issue of an endangered cetacean species of Brazil : the franciscana dolphin ( *Pontoporia blainvillei* ).

Praderi R (1985) Relaciones entre *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea) y

tiburones (Selachii) de aguas Uruguayas. *Commun Zool del Mus Hist Nat*  
Montevideo

Robinson NM, Nelson WA, Costello MJ, Sutherland JE, Lundquist CJ (2017) A  
Systematic Review of Marine-Based Species Distribution Models (SDMs) with  
Recommendations for Best Practice. *Front Mar Sci* 4:1–11

Santos MCO, Netto DF (2005) Killer whale (*Orcinus orca*) predation on a franciscana  
dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in Brazilian waters. *Lat Am J Aquat Mamm* 4:69–  
72

Secchi ER (2006) Modelling the population dynamics and viability analysis of  
franciscana (*Pontoporia blainvillei*) and Hector's dolphins (*Cephalorhynchus*  
*hectori*) under the effects of bycatch in fisheries, parameter uncertainty and  
stochasticity. University of Otago

Secchi ER, Danilewicz D, Ott PH (2003) Applying the phylogeographic concept to  
identify franciscana dolphin stocks: implications to meet management objectives. *J*  
*Cetacean Res Manag* 5:61–68

Secchi ER, Ott PH, Danilewicz D (2003) Effects of fishing bycatch and the  
conservation status of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. In: Gales N,  
Hindell M, Kirkwood R (eds) *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and*  
*Management Issues*, CSIRO Publ. Collingwood, Australia, p 162–179

Siciliano S (1994) Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters  
of Brazil. International Whaling Commission. *Reports Internatinal Whal Comm*  
15:241–250

Siciliano S (2002) A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844)



(Mammalia, Cetácea. Pontoporiidae), nos Estados do Rio de Janeiro e Espírito Santo, costa sudeste do Brasil: caracterização dos habitats e fatores de isolamento das populações. *Bol do Mus Nac Zool* 476:1–15

Soberón J, Peterson T (2005) Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches and Species' Distributional Areas. *Biodivers Informatics* 2:1–10

Taylor BL, Chivers SJ, Larese J, Perrin WF (2007) Generation length and percent mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. La Jolla, California

Tobler WR (1970) A Computer Movie Simulation Urban Growth in Detroit Region. *Econ Geogr* 46:234–240

Vieilledent G, Merow C, Guélat J, Latimer A, Kéry M, Gelfand A, Wilson A, Mortier F, Silander Jr J (2014) Package “hSDM.”

Wells RS, Bordino P, Douglas DC (2013) Patterns of social association in the franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Mar Mammal Sci* 29:1–9

Zerbini an, Secchi E, Danilewicz D (2010) Abundance and distribution of the franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the Franciscana Management Area II (southeastern and southern Brazil). :1–14

## Capítulo 1

### **Modelos hierárquicos de ocupação para *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae) na costa do Brasil**

---

*Artigo a ser submetido para publicação no periódico Marine Ecology Progress Series*

*Normas aos autores: <http://www.int-res.com/journals/guidelines-for-authors/author-guidelines/>*

1 **Modelos hierárquicos de ocupação para *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae) na**  
2 **costa do Brasil**

3

4 Matheus Kingeski Ferreira<sup>1,\*</sup>, Murilo Guimarães<sup>1</sup>, Daniel Danilewicz Schiavon<sup>2,4</sup>,  
5 Federico Sucunza Perez<sup>2,3</sup>, Márcio Borges-Martins<sup>1,2</sup>

6

7 <sup>1</sup> Programa de Pós-graduação em Biologia Animal, Departamento de Zoologia, Instituto  
8 de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio Grande  
9 do Sul, 91501970, Brasil

10 <sup>2</sup> Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Rio  
11 Grande do Sul, Brasil

12 <sup>3</sup> Programa de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada ao Manejo e Conservação de  
13 Recursos Naturais da Universidade Federal de Juiz de Fora, Juiz de Fora, Minas Gerais,  
14 36036900, Brasil

15 <sup>4</sup> Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, Bahia  
16 45662000, Brasil

17

18 \* Autor correspondente: matheuskingski@gmail.com

19

20 **RESUMO**

21

22 Conhecer a distribuição geográfica das espécies é primordial para a tomada de ações  
23 efetivas de conservação. Modelos de ocupação são ferramentas importantes para estimar  
24 a distribuição das espécies, especialmente quando as informações são incompletas,  
25 como é o caso de muitas espécies ameaçadas. O objetivo deste estudo é ampliar e  
26 refinar o conhecimento sobre a distribuição geográfica da toninha, *Pontoporia*

27 *blainvillei*, cetáceo ameaçado de extinção restrito às águas costeiras do Atlântico Sul  
28 ocidental. Foram realizadas amostragens aéreas com quatro observadores  
29 independentes, em 2058 sítios de 4x4km na distribuição da espécie no Brasil. Foram  
30 utilizados Modelos de ocupação com autocorrelação espacial estimados com Inferência  
31 Bayesiana utilizando priors ‘vagos’. Em apenas 75 sítios foram detectadas toninhas. A  
32 probabilidade de detecção média foi de 0.23 (CRI 0.006 a 0.51), onde as covariáveis  
33 Beaufort (efeito negativo), reflexo solar (efeito negativo) e transparência da água (efeito  
34 positivo) apresentaram efeitos significativos. A média estimada de ocupação para foi de  
35 0,066 (CRI 0,01 a 0,31). As covariáveis batimetria e a temperatura média apresentaram  
36 efeitos positivos e negativos sobre o processo de ocupação, respectivamente.  
37 Espacialmente o modelo prevê três áreas com altas probabilidades de ocupação  
38 aparentemente isoladas: a) costa do Rio de Janeiro; b) costas norte de Santa Catarina até  
39 São Paulo; c) costa do Rio Grande do Sul. Assim, agregamos importantes informações  
40 para a conservação da espécie e realização de novos estudos, apontando onde podemos  
41 encontrar maiores probabilidade de ocupação na costa do Brasil e covariáveis que  
42 determinam a ocupação e a detecção da espécie.

43

44 Palavras chave: *Toninha*, Modelo de Distribuição de Espécie, Inferência Bayesiana,  
45 autocorrelação espacial, Atlântico Sul ocidental.

46

## 47 INTRODUÇÃO

48 A toninha ou franciscana, como é popularmente conhecida, *Pontoporia*  
49 *blainvillei* (Gervais & d’Orbigny, 1844), é um pequeno cetáceo odontoceto de uma  
50 família considerada de animais de água doce, Pontoporiidae (Hamilton et al. 2001), mas  
51 que apesar disso tem sua distribuição em águas salgadas ou salobras (Siciliano 2002).  
52 Devido ao seu pequeno tamanho corporal, hábito gregário de ocorrer geralmente em

53 pequenos grupos ou solitárias, comportamento típico de não saltar para fora d'água, é  
54 por isso considerada uma espécie relativamente difícil de ser observada na natureza  
55 (Crespo et al. 1998, Danilewicz et al. 2009, Di Benedetto et al. 2010). Apesar disso, seu  
56 longo rosto, pequeno tamanho corporal, e coloração de marrom-claro a acinzentada  
57 facilitam sua identificação precisa (Crespo et al. 1998) (figura 1).

58 A ingestão de alimentos sólidos pela espécie inicia entre os 2 e 3 meses de idade,  
59 sendo composta essencialmente de camarões, nessa fase da vida (Di Benedetto et al.  
60 2010). Quando adultas a dieta é principalmente composta por peixes ósseos e lulas,  
61 apresentando uma dieta supostamente oportunista onde se alimenta das presas mais  
62 abundantes no local e na estação, apresentando inclusive uma mudança na composição  
63 de presas em razão do esgotamento de certos pescados (Crespo 2009, Di Benedetto et al.  
64 2010, Henning et al. 2017). Apesar de bem detalhado o conhecimento da toninha como  
65 predadora, pouco é conhecido quando essa se torna presa. Apenas são conhecidos  
66 alguns predadores tubarões como a tintureira (*Galeocerdo cuveri*), o cação-bruxa  
67 (*Notorynchus cepedianus*), o tubarão- martelo (*Sphyrna spp.*) e a orca (*Orcinus orca*),  
68 com poucos eventos registrados (Praderi 1985, Ott & Danilewicz 1998, Di Benedetto  
69 2004, Santos & Netto 2005).

70 A distribuição geográfica da toninha é descrita como restrita às águas do Oceano  
71 Atlântico Sul Ocidental, ocorrendo na zona marítima costeira do Brasil, Uruguai e  
72 Argentina até uma profundidade de 50 metros (Siciliano 1994, Crespo et al. 1998,  
73 Danilewicz et al. 2009). É registrada desde Itaúnas (18° 25'S), na cidade de Conceição  
74 da Barra no estado Espírito Santo (Brasil) até Golfo Nuevo (42° 35'S), na Província de  
75 Chubut (Argentina) (Siciliano, 1994; Crespo *et al.*, 1998). Descrita como descontínua, a  
76 distribuição da espécie apresenta duas áreas não ocupadas pela espécie, denominados  
77 como hiatos, sendo ambas são encontradas na costa do Brasil. A primeira entre as

78 cidades de Regência, estado do Espírito Santo, e Barra do Itabapoana, estado do Rio de  
79 Janeiro, e a segunda entre as cidades de Macaé, estado do Rio de Janeiro, e Ubatuba,  
80 estado de São Paulo.

81 Seguindo a abordagem filogeográfica de Dizon et al. (1992), a distribuição da  
82 espécie é dividida em quatro Áreas de Manejo distintas (FMAs - Franciscana  
83 Management Areas), sustentada por dados de mtDNA, morfometria e parâmetros  
84 populacionais: FMAI (costa dos Estados do Espírito Santo e Rio de Janeiro); FMAII  
85 (costa dos Estados de São Paulo, Paraná e Santa Catarina, com limite ao sul na ilha de  
86 Florianópolis); FMAIII (tem seu limite ao norte na ilha de Florianópolis e ao sul o  
87 estuário do Rio da Prata); FMAIV (limite norte no estuário do Rio da Prata e limite sul  
88 na Província de Chubut) (Secchi, Danilewicz, et al. 2003). Morfologicamente, os  
89 indivíduos da FMAIII têm o maior comprimento médio do corpo, seguido pelos  
90 indivíduos da FMAIV, FMAI e FMAII, respectivamente (Barbato et al. 2011). De modo  
91 semelhante, a FMAIII tem a maior densidade de indivíduos por km<sup>2</sup>, seguido da  
92 FMAIV, FMAII e FMAI, respectivamente (Danilewicz et al. 2012). São estimados  
93 aproximadamente 7mil indivíduos somente para a costa do estado do Rio Grande do Sul  
94 na FMAIII, cerca de 14mil indivíduos para a FMAIV, entre 8mil a 9mil indivíduos para  
95 a FMAII e cerca de 2mil indivíduos para a FMAI (Danilewicz et al. 2012).

96 O hábito costeiro faz da toninha especialmente suscetível às atividades humanas,  
97 onde a captura acidental pelas redes de pesca de emalhe, ao longo de toda sua  
98 distribuição, é a principal ameaça para a conservação da espécie (Secchi, Ott, et al.  
99 2003). Os índices estimados de mortalidade das toninhas pelas capturas acidentais  
100 indicam que a FMAIII (média de 1,250 indivíduos mortos anualmente), é a que mais  
101 sofre com a captura acidental, seguida das FMAIV (405 indivíduos mortos anualmente),  
102 FMAII (279 indivíduos mortos anualmente) e FMAI (23 indivíduos mortos anualmente)

103 (Di Benedetto 2003, Secchi, Ott, et al. 2003, Danilewicz 2007). Devido a isso, é  
104 estimado um declínio populacional de mais de 30% em três gerações, o que leva a  
105 espécie ser considerada ameaçada de extinção como Vulnerável (segundo o critério  
106 A3d) pela IUCN (Taylor et al. 2007) e eleva, consideravelmente, a necessidade de  
107 conhecer melhor a espécie para protegê-la.

108



109

110 Figura 1. *Pontoporia blainvillei* vítimas da captura acidental por redes de pesca (a).  
111 Visão aérea de uma fêmea com filhote de *Pontoporia blainvillei* (b). Fonte: a)  
112 [http://www.projetotoninhas.org.br/index.php/site/ameacas\\_e\\_alternativas\\_de\\_estudo](http://www.projetotoninhas.org.br/index.php/site/ameacas_e_alternativas_de_estudo); b)  
113 Federico Sucunza.

114

115 Conhecer e entender a distribuição geográfica das espécies com o máximo de  
116 precisão e informação possível é fundamental para a tomada de ações efetivas de  
117 conservação (Guisan & Thuiller 2005). Visando estimar e entender a distribuição  
118 geográfica das espécies foram desenvolvidos uma série de Modelos de Distribuição de  
119 Espécies (SDM, sigla em inglês para *Species Distribution Models*) nas últimas décadas  
120 (Guisan & Thuiller 2005). Esses modelos ecológicos são uma simplificação da  
121 realidade, buscando trazer o máximo da explicação espacial com o mínimo de  
122 covariáveis possíveis (Carvalho & Almeida 2011). A utilização de covariáveis  
123 ambientais para mensurar a distribuição das espécies está diretamente ligado ao

124 conceito de nicho, de tal forma que esses modelos também são conhecidos como  
125 modelos de nicho ecológico (Guisan & Thuiller 2005). Assim, os SDMs revelam muito  
126 além do espaço geográfico ocupado pelas espécies. Fato que os tornou uma importante  
127 ferramenta na ecologia, biogeografia, evolução, biologia da conservação e pesquisa  
128 sobre mudanças climáticas (Guisan & Thuiller 2005).

129 Os SDMs podem ser classificados em ao menos três classes dependentes do tipo  
130 dados e métodos utilizados: Somente-Presença, Presença-Background e Presença-  
131 Ausência, também conhecidos, respectivamente, por suas siglas em inglês PO, PB e PA  
132 (Guillera-Arroita et al. 2015, Guillera-Arroita 2017). Hierarquizando as categorias de  
133 métodos, há um aumento de precisão e robustez no sentido PO < PB < PA (Guillera-  
134 Arroita et al. 2015, Guillera-Arroita 2017).

135 Dentro dos métodos que utilizam Presença-Ausência destacam-se os Modelos  
136 hierárquicos de Ocupação, ou simplesmente Modelos de Ocupação (Guillera-Arroita et  
137 al. 2015, Guillera-Arroita 2017). No qual há dois processos sendo estimados  
138 separadamente: o processo ecológico e o processo de observação, representados pelos  
139 parâmetros da Probabilidade de Ocupação e Probabilidade de Detecção,  
140 respectivamente (MacKenzie et al. 2002). Para estimar os parâmetros de Probabilidade  
141 de Ocupação e Probabilidade de Detecção, idealmente é necessário realizar visitas  
142 independentes em diversos sítios independentes e aleatórios (MacKenzie et al. 2002,  
143 Guillera-Arroita 2017). No entanto, nem sempre é possível satisfazer essas condições,  
144 de maneira que a realização de uma única visita com múltiplos observadores  
145 independentes, múltiplos métodos de detecção independentes ou múltiplas  
146 subamostragens de um sítio também podem satisfazer a condição de visitas repetidas  
147 nos sítios (Mackenzie & Royle 2005). Para lidar com a falta de independência amostral  
148 entre os sítios, extensões dos Modelos de Ocupação foram criadas adicionando



149 parâmetros que calculam e incorporam os efeitos da autocorrelação espacial (Hines et  
150 al. 2009, Vieilledent et al. 2014).

151           Recentemente um estudo realizado com SDM usando métodos Presence-  
152 Background para *P. blainvillei* demonstrou que a distribuição potencial do peixe,  
153 *Cynoscion guatucupa*, seria a covariável mais importante para a distribuição de *P.*  
154 *blainvillei*, seguida das covariáveis salinidade média e temperatura média (Gomez &  
155 Cassini 2015). Outros estudos reforçam a importância das covariáveis salinidade e  
156 temperatura (Siciliano 2002), demonstram a relação da espécie com a batimetria  
157 (Danilewicz et al. 2009), e ainda relacionam a ocupação da espécie a desembocaduras  
158 de águas continentais, favoráveis a alimentação e menor risco de predação (Siciliano  
159 2002).

160           Apesar da existência de estudos visando esclarecer as relações da toninha com o  
161 seu ambiente e sua distribuição geográfica, nenhum modelo até então incorporou os  
162 efeitos da detecção imperfeita, tão pouco efeitos da autocorrelação espacial, com uma  
163 amostragem contínua e padronizada ao longo de toda distribuição da espécie na costa do  
164 Brasil (Danilewicz et al. 2009, Gomez & Cassini 2015). Por se tratar de uma espécie  
165 ameaçada de extinção é fundamental ampliar e refinar o conhecimento acerca de como a  
166 toninha está distribuída, e de como as covariáveis influenciam na detecção e  
167 determinam a ocupação da espécie.

168           Nesse contexto, nosso objetivo geral é modelar a distribuição geográfica de  
169 *Pontoporia blainvillei* identificando áreas com baixas e altas probabilidades de  
170 ocupação na costa do Brasil. E secundariamente, visamos estimar quais covariáveis,  
171 bem como seus efeitos, determinam a ocupação e influenciam a detecção da espécie em  
172 amostragem com aeronaves.

173

174 MÉTODOS

175 Área de estudo

176 Nossa área de estudos corresponde a área de distribuição de *Pontoporia*  
177 *blainvillei* na costa do Brasil, entre os estados do Espírito Santo e Rio Grande do Sul,  
178 incluindo gaps de distribuição conhecidos da espécie (Siciliano 1994, 2002, Crespo et  
179 al. 1998). Trata-se de uma região compreendida entre as latitudes 18° 21'S e 33° 35'S  
180 (figura 2), banhada pelo Oceano Atlântico Sul Ocidental, que apresenta uma plataforma  
181 continental com a tendência de se alargar em direção ao sul chegando aos 200 km no sul  
182 do Rio Grande do Sul, 220 km no largo do embainhamento de São Paulo, e largura  
183 mínima ao sul do Espírito Santo e do Rio de Janeiro (Muehe & Garcez 2005).

184 A circulação oceânica no Oceano Atlântico Sul Ocidental é influenciada pelas  
185 Correntes Equatorial Sul, do Brasil e das Malvinas (Emílsson 1961, Schmiegelow  
186 2004a). A Corrente do Brasil é predominante na costa norte e centro da área de estudo,  
187 perdendo influencia na parte sul para a Corrente das Malvinas (Emílsson 1961). O  
188 encontro destas duas correntes, Corrente do Brasil e das Malvinas, origina a zona de  
189 Convergência Subtropical do Oceano Atlântico Sul Ocidental, uma das regiões mais  
190 energéticas do oceano mundial e marca o limite entre as águas quentes e frias na região  
191 (Emílsson 1961, Schmiegelow 2004a). Assim, as Águas Tropicais onde as temperaturas  
192 podem ser maiores que os 20°C e salinidade superiores aos 36 ppm, dão lugar a águas  
193 superficiais com temperaturas entre 10 e 20°C e salinidade entre 35 e 36 ppm em  
194 regiões de Águas Subtropicais (Emílsson 1961).

195 As águas de origem subantárticas, ricas em nutrientes da Corrente das Malvinas,  
196 associadas à descarga continental de água doce do Rio da Prata e da Lagoa dos Patos,  
197 juntamente com a ressurgência de Água Subtropical, fazem da porção sul a com maior  
198 produtividade primária da área de estudo (Seeliger et al. 1998). Embora possam ocorrer  
199 eventos intermitentes e pequenos de ressurgência ao longo da costa brasileira, o

200 principal fenômeno ocorre em Cabo Frio no Rio de Janeiro, fazendo desta região a  
201 segunda em termos de produtividade primária na área de estudo (Schmiegelow 2004a).  
202 As demais áreas da região apresentam relativamente baixa produtividade primária  
203 (Schmiegelow 2004a).

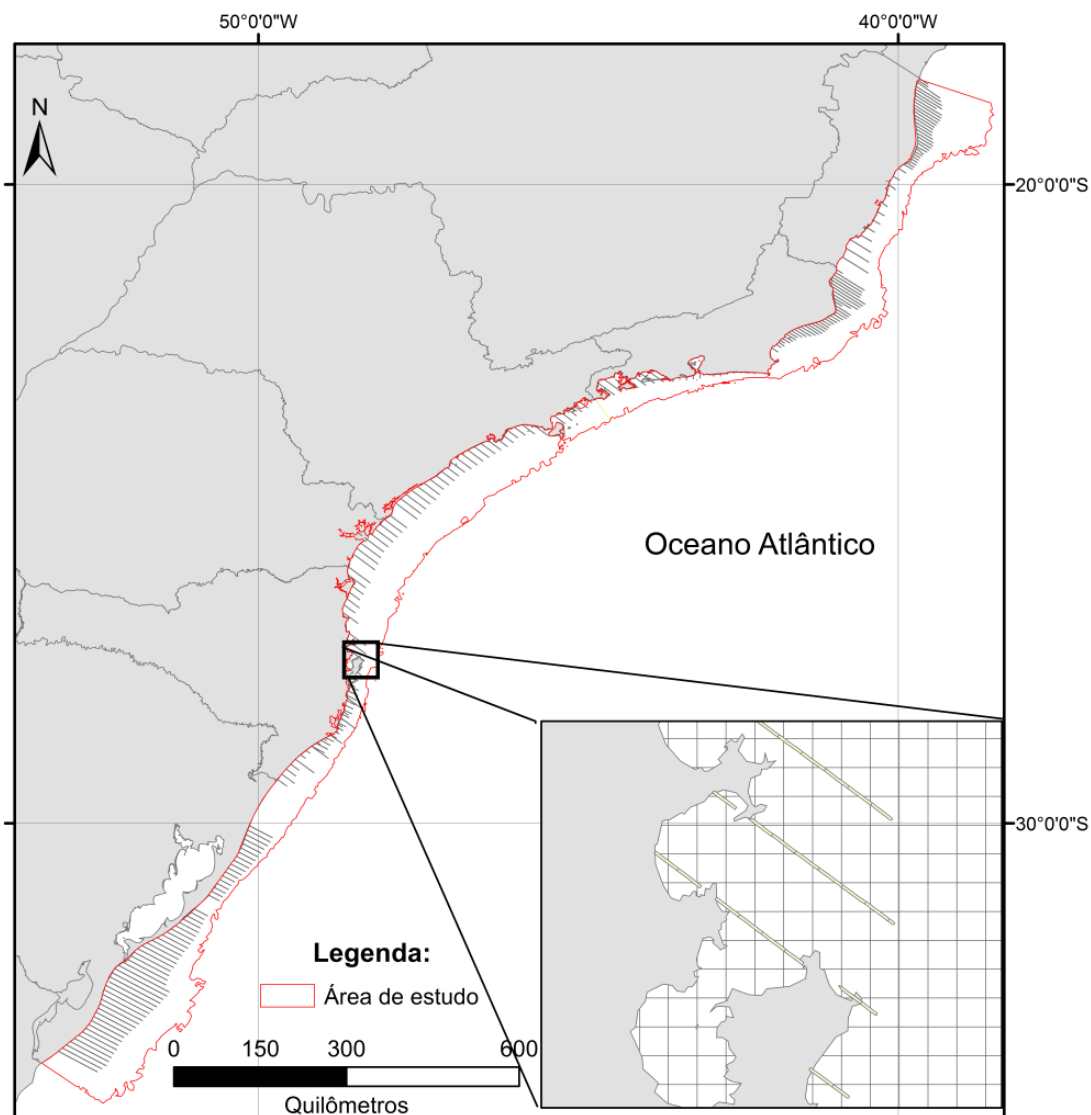
204

205 Coleta de dados

206 Ao longo da área de estudo existem três FMAs que estruturaram a amostragem  
207 em três campanhas diferentes: FMA I – entre dezembro de 2011 e janeiro de 2012;  
208 FMA II – entre dezembro de 2008 e janeiro de 2009; e FMA III - de janeiro a março de  
209 2014.

210 Para a coleta dos dados foi utilizada uma aeronave Aerocommander 500B com  
211 asas altas e duas janelas laterais de cada lado, sendo duas janelas-bolha e duas janelas-  
212 plana, janelas dianteiras e traseiras, respectivamente. Cada janela foi ocupada por um  
213 amostrador independente que registrava os indivíduos de *P. blainvillei*, e covariáveis  
214 que poderiam influenciar na detecção da espécie (tabela 1). Os dados dos dois  
215 amostradores dianteiros e dos dois amostradores traseiros foram unidos formando dois  
216 grupos de amostradores: dianteiros e traseiros. A união dos amostradores em dois  
217 grupos é justificada pela demanda dos amostradores terem a capacidade de observar os  
218 mesmos lugares sob limitações semelhantes. Dessa forma cada sítio possui dois dados  
219 de amostragem e, portanto, duas visitas.

220



221

222 Figura 2. Área de estudo com transectos realizados (linhas cinzas perpendiculares). Em  
 223 detalhe os transectos realizados com a aplicação do gradeamento formando os sítios de  
 224 4x4km.

225

226 Ao longo da amostragem a aeronave se deslocou em transectos quase  
 227 perpendiculares a costa brasileira a uma altura aproximada de 150 metros e uma  
 228 velocidade de média de 180km/h. As transecções iniciavam às margens da costa e  
 229 terminavam sobre a isóbata de 50 m, desenhando um total de 242 transectos de  
 230 comprimentos que variaram entre 4 km e 54 km e média de 35 km. Esse desenho foi

231 processado e modificado para a abordagem dos modelos de ocupação, tomamos essa  
232 prática de mudar a estrutura de análise dos dados para ir ao encontro dos objetivos e  
233 reduzir vieses provenientes de uma possível falha amostral ao registrar o número de  
234 indivíduos, devido à alta velocidade do avião (Zerbini et al. 2011). Toda a área de  
235 estudo foi sobreposta por um gradeamento de 4 km x 4 km, de modo que cada sítio  
236 possui essas dimensões de 4 km x 4 km. Assim os transectos foram divididos pelos  
237 sítios sobrepostos a eles. A decisão pelo tamanho do sítio foi baseada no compromisso  
238 entre a variação das covariáveis espaciais utilizadas dentro de cada sítio e informações  
239 sobre padrões de movimento da espécie.

240

#### 241 Covariáveis

242 As covariáveis de detecção, transparência de água (TRANSP), reflexo solar  
243 (REFL) e Beaufort (BEAUF), foram selecionadas por terem a conhecida capacidade de  
244 afetarem a detecção de cetáceos (Caughley et al. 1976, Barlow et al. 2001, Pollock et al.  
245 2006). Como os diferentes formatos das janelas geram diferenças nos campos de visão  
246 entre os amostradores, dianteiros e traseiros, incorporamos uma covariável para lidar  
247 com esse efeito, descrita como posição dos amostradores (POS). No entanto, os dados  
248 de alguns amostradores estão parcialmente disponíveis para as FMA1 e 2, para tanto,  
249 adicionamos a covariável descrita como número de amostradores (OBS).

250 Além das cinco covariáveis de detecção, coletadas no instante da amostragem,  
251 foram utilizadas outras três covariáveis para a ocupação (tabela 1), contabilizando ao  
252 todo 8 covariáveis. As covariáveis de ocupação, selecionadas com base no  
253 conhecimento prévio acumulado em trabalhos anteriormente realizados com a espécie e  
254 outros cetáceos (Cañadas et al. 2005, Guisan & Thuiller 2005, Poupon 2011,  
255 Danilewicz et al. 2012, Dwyer 2014, Gomez & Cassini 2015), foram obtidas a partir de  
256 dois bancos de dados: Bio-oracle com uma resolução de 5arcminutos (~9.2 km) e

257 MARSPEC com uma resolução de 30 arcsegundos (~1 km), sendo processadas no  
258 ArcGIS 10 (*Environmental Systems Research Institute, Inc. [ESRI]*), utilizando o  
259 Datum WGS 84, e padronizadas com resolução de 4 km por pixel. Todas as covariáveis  
260 contínuas foram estandardizadas com média zero e desvio padrão igual a um.

261 Não foram utilizadas covariáveis com coeficiente de correlação de Pearson  
262 maior do que 0,7. Assim, das três covariáveis de ocupação selecionadas, duas  
263 apresentaram altos índices de correlação de Person com outras duas covariáveis, são  
264 elas: temperatura média com salinidade média, e produtividade primária média com  
265 turbidez média. Sendo selecionada temperatura média e a produtividade primária média.  
266 Apesar de acreditarmos que a salinidade tem um papel muito importante sobre a  
267 fisiologia da espécie, a covariável temperatura média foi selecionada por demonstrar  
268 uma estabilização gráfica das cadeias de Markov (estabilização necessária para uma  
269 correta interpretação dos resultados) antes que a covariável salinidade média. Dessa  
270 forma a temperatura média foi selecionada no intuito de poupar esforço computacional.  
271 Optamos pela covariável produtividade primária média ao invés da turbidez média, pois  
272 apesar de haver estudos que hipotetizem a presença da espécie em áreas turvas com a  
273 proteção de predadores (Siciliano 2002), essa relação ainda é incerta (Danilewicz et al.  
274 2009) e pouco testada para a toninha. Por outro lado, a covariável produtividade  
275 primária média é relacionada com a disponibilidade de alimento no ambiente marinho e,  
276 portanto, fundamental às espécies (Pauly & Christensen 1995). Desse modo, ao  
277 modelarmos com a distribuição da toninha com a covariável ambiental temperatura  
278 média ocultamente estamos modelando a distribuição pela salinidade média. O mesmo  
279 ocorre com as covariáveis produtividade primária média e turbidez média.

280

281 Tabela 1. Lista de covariáveis utilizadas na modelagem de ocupação de *Pontoporia*  
 282 *blainvillei* na costa brasileira. As covariáveis de detecção e de ocupação foram  
 283 associadas à detecção e ocupação da espécie, respectivamente. Fonte: <sup>1</sup>Bio-ORACLE;  
 284 <sup>2</sup>MARSPEC.

Covariáveis	Descrição das covariáveis	Níveis das covariáveis categóricas
Covariáveis de detecção		
TRANSP	Transparência da água dividida em duas categorias	1) Clara 2) Turva
BEAUF	Estado de agitação do mar provocado pelos ventos segundo a escala Beaufort com cinco categorias registradas no presente estudo	1) Beaufort 1 2) Beaufort 2 3) Beaufort 3 4) Beaufort 4 5) Beaufort 5
REFL	Presença ou ausência de reflexo solar dividido em três categorias	1) Sem reflexo solar nos dois lados do avião 2) Reflexo em um lado do avião 3) Com reflexo nos dois lados do avião
POS	Posição do grupo de amostradores no avião dividido em duas categorias	1) Frente 2) Atrás
OBS	Número de amostradores por grupo, covariável contínua	
Covariáveis de ocupação		
PRODp <sup>1</sup>	Produtividade primária em g.m-3.day-1, covariável contínua	
BATP <sup>2</sup>	Profundidade do assoalho do	

	mar em metros, covariável contínua
mTEMP <sup>2</sup>	Temperatura média da superfície do mar em °C, covariável contínua

285

286 Análise

287 Em virtude do baixo número de detecções e buscando melhorar o poder preditivo,  
288 agrupamos as três FMAs em uma unidade amostral. Que foi analisada empregando os  
289 Modelos de Ocupação com uma única espécie em uma única estação (MacKenzie et al.  
290 2002). Apesar de ter grande flexibilidade possibilitando a incorporação de covariáveis e  
291 não exigir amostragens em todos os sítios no mesmo evento amostral, o modelo descrito  
292 por MacKenzie et al (2002) requer a satisfação de alguns pressupostos: de população  
293 fechada, assim um sítio não pode vir a ser ocupado ao longo das amostragens e nem  
294 deixar de ser ocupado; ausência de heterogeneidade inexplicada na ocupação e na  
295 detectabilidade; e a independência entre os sítios. Mas, devido às características do  
296 desenho amostral antecipamos que a variável resposta, a presença da espécie em um  
297 determinado sítio, pode ser influenciada pela presença da espécie nos sítios vizinhos.  
298 Para tanto decidimos utilizar uma extensão do Modelo de Ocupação descrito por  
299 MacKenzie et al. (2002) que incorpora os efeitos da autocorrelação espacial, Modelo de  
300 Ocupação autorregressivo condicional intrínseco (iCAR) que inclui os efeitos aleatórios  
301 nos sítios (Vieilledent et al. 2014).

302 Nos Modelo de Ocupação podemos entender o processo ecológico de ocupação  
303 ( $z=1$ ) ou não ocupação ( $z=0$ ) observada em um sitio  $i$  como uma covariável aleatória  
304 com distribuição de Bernoulli da probabilidade de ocupação ( $\Psi$ ). Onde os efeitos das  
305 covariáveis sobre a probabilidade de ocupação podem ser modelados através de uma  
306 função de ligação (*logit*) em um modelo de regressão logística ou relacionado (Kéry



307 2010). Na formulação abaixo  $\beta$  representa o vetor do coeficiente de regressão e  $X$  a  
308 matrix de covariáveis.

309

$$z_i \sim \text{Bernoulli}(\Psi_i)$$

$$\text{logit}(\Psi) = X_i\beta$$

310

311 No processo observacional a variável  $y_{it}$  representa a detecção da espécie no sítio  
312  $i$  no tempo  $t$ . O parâmetro  $y_{it}$  é governado por uma distribuição de Bernoulli de  $z_i\delta_{it}$ ,  
313 entende-se assim que uma espécie só pode ser detectada com uma probabilidade de  
314 detecção  $\delta$  em dado sítio  $i$  se estiver ocupado  $z=1$ . Os efeitos das covariáveis sobre a  
315 probabilidade de detecção  $\delta_{it}$  podem ser modelados através uma função de ligação,  
316 combinando variáveis explicativas  $W_{it}$  e o parâmetro de regressão  $\gamma$ .

317

$$y_{it}|z_i \sim \text{Bernoulli}(z_i\delta_{it})$$

$$\text{logit}(\delta_{it}) = W_{it}\gamma$$

318

319 Na abordagem com efeitos aleatórios, declaramos que a ocorrência em um dado  
320 sítio é oriunda de um processo aleatório governado por um modelo intrínseco  
321 autoregressivo (iCAR). Neste, modelamos a autocorrelação espacial como um processo  
322 discreto, assumindo que todos os vizinhos adjacentes influenciam a resposta em um  
323 dado sítio. A incorporação da autocorrelação espacial no processo ecológico, leva a  
324 adição de apenas um novo parâmetro,  $\rho$ , em relação ao modelo descrito por MacKenzie  
325 et al. (2002). O parâmetro  $\rho$  representa o efeito aleatório espacial, assumindo assim que  
326 a probabilidade da ocupação em um dado sítio também depende da ocupação nos sítios  
327 vizinhos, em qualquer um dos lados (Vieilledent et al. 2014).

328

$$z_i \sim \text{Bernoulli}(\Psi_i)$$

$$\text{logit}(\Psi) = X_i\beta + \rho_{j(i)}$$

329

330 As análises foram realizadas usando o pacote hSDM (Vieilledent et al. 2014)  
331 utilizando a função hSDM.siteocc.iCAR no ambiente estatístico R (R Development  
332 Core Team, 2017). As estimativas dos parâmetros foram geradas através da inferência  
333 bayesiana com cadeias de Markov (MCMC). Para tanto adotamos priors vagos oriundos  
334 de uma distribuição normal com média 0, e variância 1.0E6 para todos os parâmetros.  
335 Empregamos 3 cadeias com 750000 iterações cada, burnin de 750000 e thinning rate de  
336 750. Avaliamos a convergência das cadeias observando visualmente as distribuições  
337 posteriores dos parâmetros e por meio da estatística de Brooks-Gelman-Rubin <1,1  
338 (Brooks and Gelman 1998).

339 Os modelos resultantes das análises foram avaliados usando o método  
340 comparativo da performance preditiva das covariáveis, onde as covariáveis com  
341 estimativas de efeitos que cruzavam o zero, dentro do intervalo de credibilidade de 95%  
342 (CRI), foram determinadas covariáveis sem efeito (Kery & Schaub 2012, Bailey et al.  
343 2017). As covariáveis sem efeito foram eliminadas da composição dos mapas preditivos  
344 de ocupação (Plumptre et al. 2016). Foram extraídos do modelo as probabilidades de  
345 ocupação e probabilidade de detecção, com seus respectivos CRIs.

346

## 347 RESULTADOS

348 Foram amostrados mais de 8,500 km em 242 de transectos realizados,  
349 totalizando 2058 sítios visitados, onde em 75 sítios foram registrados espécimes de  
350 *Pontoporia blainvillei*. Separadamente nas FMAs 1, 2 e 3 foram registrados 13, 24 e 38  
351 sítios ocupados pela espécie. As amostragens foram realizadas sob as condições de

352 ambientais de Beaufort (BEAUF1 – 4,88%; BEAUF2 – 37,55%; BEAUF3 – 29,21%;  
353 BEAUF4 – 21,05%; BEAUF5 7,29%); de reflexo solar (REFL1 – 18,81%; REFL2 –  
354 67,87%; REFL3 – 13,30%); e transparência da água (TRANP1- 54%; TRANP2 – 46%).

355 A probabilidade de detecção média foi de 0.23 (CRI 0.006 a 0.51). Três das  
356 cinco covariáveis utilizadas para estimar o processo de detecção apresentaram efeitos  
357 significativos. As covariáveis Beaufort, reflexo solar e transparência da água  
358 apresentaram efeitos significativos, em ao menos alguma das categorias que compõem  
359 essas covariáveis (tabela 2). As categorias 3, 4 e 5 da escala Beaufort apresentam efeitos  
360 negativos significativos e crescente conforme o aumento da escala. No reflexo solar  
361 somente a categoria 3, que representa a existência de reflexo solar em ambos os lados  
362 do avião, apresentou efeito, de modo negativo sobre a detecção da espécie. A categoria  
363 turva da covariável da transparência da água demonstrou efeito positivo sobre a  
364 detecção. Todas as demais covariáveis, OBS e POS, não apresentaram efeito sobre a  
365 detecção da espécie (tabela 2).

366 A média estimada de ocupação para a área amostral foi de 0,066 (CRI 0,01 a  
367 0,31). Para cada FMA em separado apresenta as probabilidades de ocupação são  
368 FMAIII = 9,70%, FMAII = 4,93% e FMAI = 3,01%. As covariáveis batimetria e a  
369 temperatura média apresentaram efeitos sobre o processo de ocupação. A Batimetria  
370 apresentou um efeito positivo, aumentado a probabilidade de ocupação em  
371 profundidades menores. Já a probabilidade de ocupação tem uma relação negativa com  
372 a temperatura, de modo que quanto maior a temperatura menor a probabilidade de  
373 ocupação.

374

375 Tabela 2. Distribuição posterior dos parâmetros estimados pelo modelo de  
376 ocupação com efeitos aleatórios, contendo covariáveis com efeito (\*) e sem efeito. As

377 covariáveis REFL, BEUAF, TRANSP e POS são listadas por suas categorias, por se  
 378 tratar de covariáveis categóricas. Os prefixos “beta.” e “gamma.” indicam os parâmetros  
 379 de ocupação e detecção, respectivamente. São informados a média, o desvio padrão  
 380 (DP), e os intervalos de credibilidade de 95% da distribuição posterior no espaço logit.

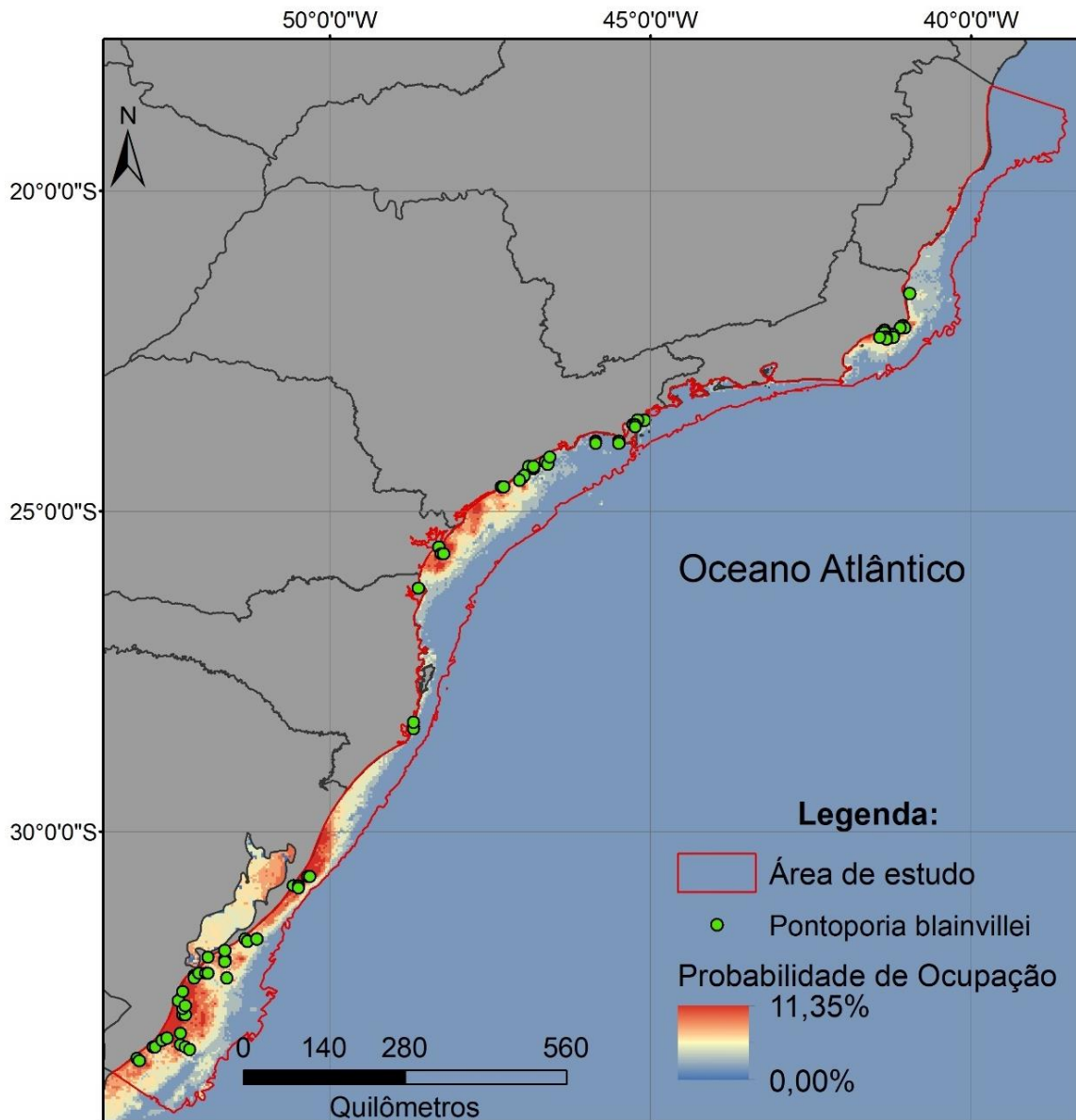
<b>Preditor</b>	<b>Média</b>	<b>DP</b>	<b>Q<sub>0.025</sub></b>	<b>Q<sub>0.5</sub></b>	<b>Q<sub>0.975</sub></b>
beta,Intercepto	8,189	5,11	-2,422	8,383	17,54
beta,mTEMP*	-0,00473	0,0022	-0,008918	-0,0047	-0,00027
beta,BATI*	0,04408	0,02006	0,006053	0,04344	0,08487
beta.PRODp	0,3722	0,2857	-0,1840	0,3854	0,9141
gamma,Intercepto	0,09294	0,4316	-0,7439	0,08663	0,9246
gamma,REFL2	0,02526	0,4388	-0,8447	0,02665	0,8684
gamma,REFL3*	-798,9	623,4	-2288	-659,4	-33,31
gamma,BEAUF2	-0,883	0,4718	-1,788	-0,8732	0,05776
gamma,BEAUF3*	-1,988	0,5717	-3,106	-1,992	-0,8771
gamma,BEAUF4*	-3,516	0,9566	-5,652	-3,441	-1,829
gamma,BEAUF5*	-798,6	591,1	-2196	-678,7	-38,45
gamma.TRANSF2*	0,6370	0,3715	0,0208	0,6058	1,40
gamma.POS2	-0,1116	0,044	-0,9110	-0,1084	0,6943
gamma.OBS	0,1808	0,4797	-0,7686	0,1873	1,1043
$V\rho$	9,57	0,2647	9,094	9,592	9,979

381 \* indica que a covariável com 95% de credibilidade não sobrepõem o zero.

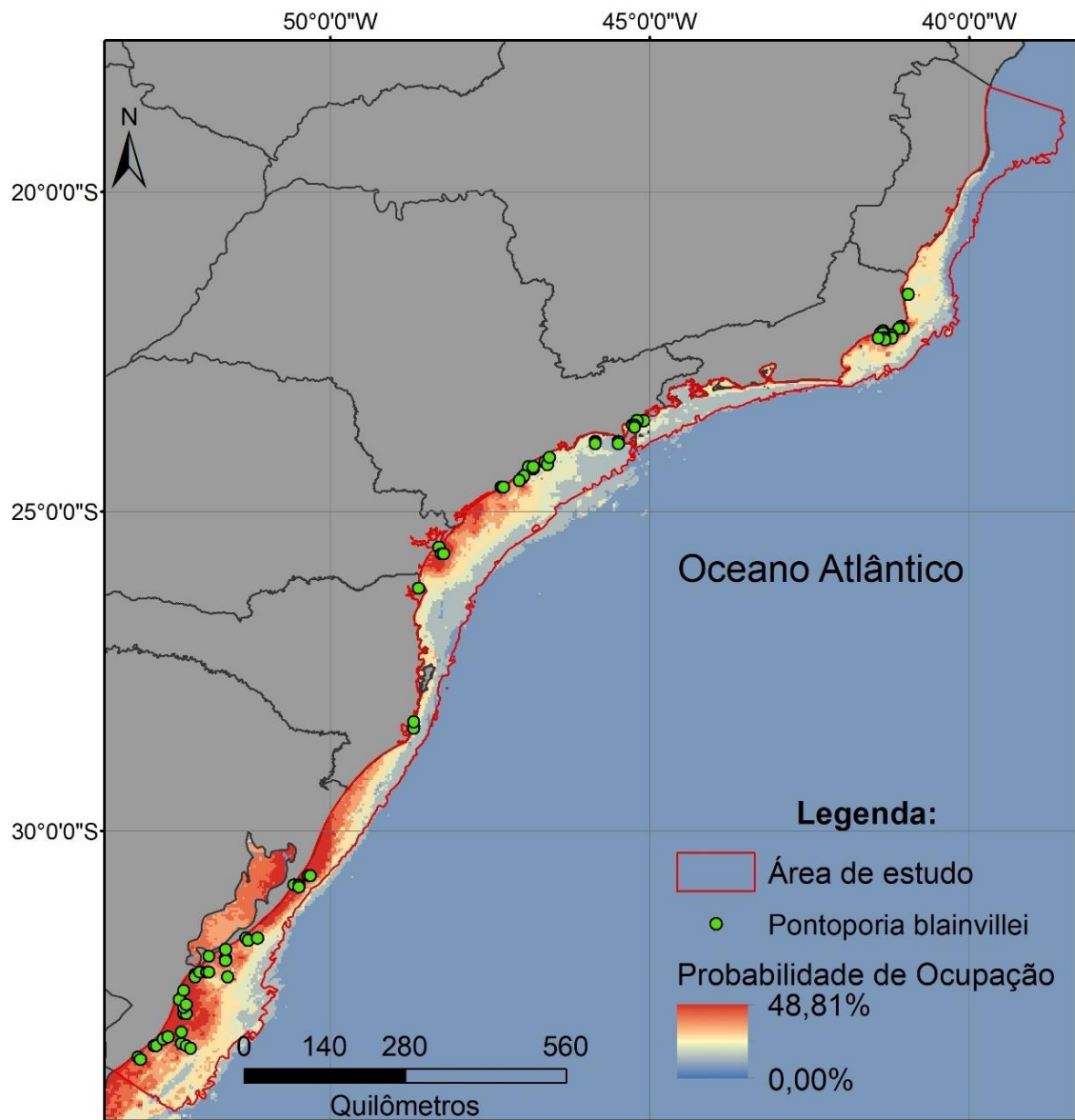
382

383 Os mapas preditivos indicam três a presença de áreas com altas probabilidades  
 384 de ocupação aparentemente isoladas (fig. 3; fig. 4; fig 5), uma em cada FMA: a) na  
 385 FMAI, no norte do Estado do Rio de Janeiro; b) na FMAII, concentrada entre a Baía da  
 386 Babitonga e a Baía de Santos; c) e na FMAIII com as áreas distribuídas praticamente de

387 maneira uniforme ao longo da costa do Estado do Rio Grande do Sul. Ainda nos mapas  
388 preditivos outras três áreas apresentaram baixas probabilidades de ocupação: a) costa do  
389 estado do Espírito Santo, região com as menores probabilidades de ocupação da área de  
390 estudo; b) limite entre as FMAs I e II; c) limite entre as FMAs II e III.

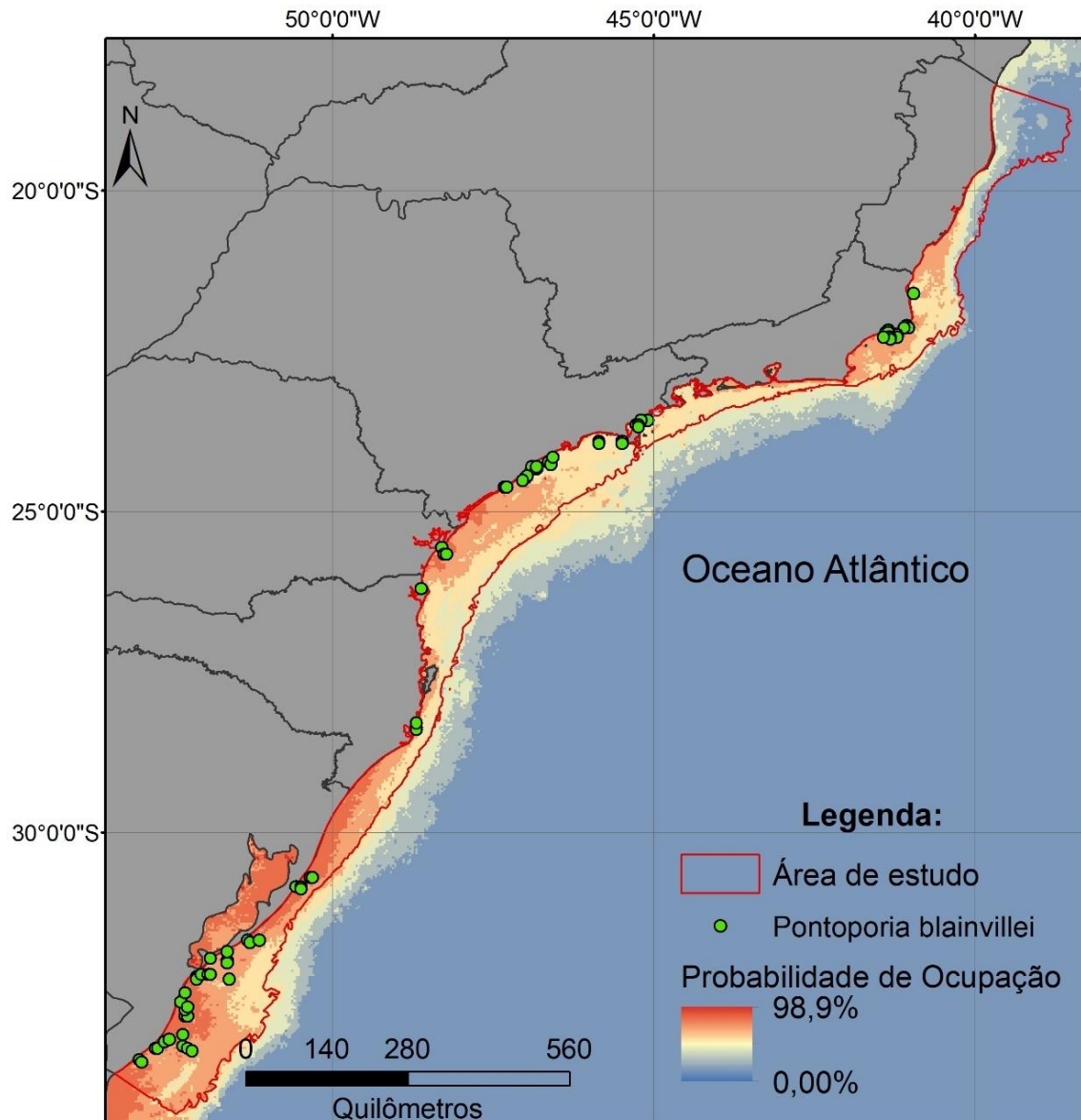


391  
392 Figura 3. Probabilidade de ocorrência de *Pontoporia blainvillei* sobre o limite inferior  
393 (0,025) do intervalos de credibilidade, ao longo do litoral brasileiro.



394

395 Figura 4. Probabilidade média de ocorrência de *Pontoporia blainvillei* ao longo do  
 396 litoral brasileiro.



397

398 Figura 5. Probabilidade de ocorrência de *Pontoporia blainvillei* sobre o limite superior  
 399 (0,975) do intervalo de credibilidade, ao longo do litoral brasileiro.

400

#### 401 DISCUSSÃO

402 As estimativas da probabilidade de detecção obtidas nos resultados devem ser  
 403 vistas com cautela devido ao largo intervalo de credibilidade, pois estatisticamente pode  
 404 assumir valores entre 0,006 e 0,5165. Porém, quando observamos as médias de detecção  
 405 de outros odontocetos conspícuos em estudos similares com *Stenella coeruleoalba* ( $\delta =$   
 406 0.35) e *Tursiops truncatus* ( $\delta = 0.31$ ) a média da probabilidade de detecção obtida em

407 nosso estudo ( $\delta = 0.23$ ) está dentro do esperado para uma espécie retratada como de  
408 difícil observação, e ainda em uma amostragem com aeronave, onde as altas  
409 velocidades demonstram uma queda na percepção dos indivíduos da espécie (Barlow  
410 2006, Zerbini et al. 2011, Pennino et al. 2017). Ainda que a estimativa da probabilidade  
411 de detecção em nosso estudo tenha um intervalo de confiança amplo, podemos  
412 razoavelmente interpretar os possíveis efeitos de não incorporar esse fator em estudos  
413 com a espécie. Desconsiderar a detecção imperfeita introduz vieses nos resultados,  
414 levando a subestimação das probabilidades de ocupação (Guillera-Arroita et al. 2014,  
415 Kellner & Swihart 2014, Lahoz-Monfort et al. 2014). Podem ainda comprometer  
416 substancialmente a identificação do habitats adequados para a espécie, logo, prejudicar  
417 análises e interpretações subsequentes sobre as propriedades e prioridades espaciais da  
418 espécie (Guillera-Arroita et al. 2014).

419 Três covariáveis demonstraram efeitos em algumas de suas categorias sobre a  
420 detecção de *Pontoporia blainvillei*: Escala Beaufort, reflexo do sol e a transparência da  
421 Água. Esta última, no entanto, apresentou um efeito contrário do esperado e encontrado  
422 em outros estudos (Pollock et al. 2006, Coggins et al. 2014). Era esperado uma relação  
423 positiva da categoria clara da transparência com a detecção, de modo a aumentar a  
424 probabilidade de detecção, e uma relação negativa da categoria turva da transparência  
425 com a detecção. No entanto, somente encontramos um efeito positivo da categoria turva  
426 sobre a detecção. Uma possível resposta para este resultado, pode ser não devido ao fato  
427 da turbidez facilitar a detecção das toninhas e sim um efeito relacionado com a turbidez.  
428 Águas turvas tentem a apresentar mais espécimes de toninhas, esses ainda podem  
429 apresentar maiores atividades ficando maiores tempos disponíveis para a visualização  
430 por estarem em possíveis áreas de alimentação e de proteção de predadores (Bordino et  
431 al. 2002, Siciliano 2002, Danilewicz et al. 2009). Adicionalmente, na FMAIII onde são



432 encontradas as águas mais turvas, também são encontrados os maiores indivíduos da  
433 espécie (Barbato et al. 2011) de modo que indivíduos maiores tenderiam a ser mais  
434 fáceis de serem visualizados e elevariam a probabilidade de detectar a espécie. Esses  
435 fatores em conjunto ou separados podem estar facilitando a detecção da espécie sobre  
436 essa covariável e influenciado nesse resultado.

437 O aumento da ondulação do mar provocado pelos ventos, mensurado pela escala  
438 Beaufort, recorrentemente é retratado como uma covariável que afeta negativamente na  
439 detecção dos cetáceos (Forney 2000, Barlow et al. 2001, Hammond et al. 2013, Dwyer  
440 2014, Pennino et al. 2017). Nossos resultados vão ao encontro dessa informação.  
441 Encontramos a partir do Beaufort 3 efeitos significativamente negativos, e aumentando  
442 negativamente o efeito com o aumento do Beaufort. Não encontramos efeitos nos  
443 Beaufort 1 e 2 apesar de existirem estudos que retratam efeitos sobre essas categorias  
444 (Barlow et al. 2001, Dwyer 2014). No entanto, os efeitos do Beaufort sobre a detecção  
445 podem ser obscurecidos em pequenas espécies (Barlow et al. 2001), como a toninha.

446 A covariável reflexo do sol apresentou efeito somente quando há reflexo em  
447 ambos os lados do avião, prejudicando a detecção dos espécimes. Porém não foi  
448 detectado efeito quando não há reflexo ou mesmo reflexo em somente um dos lados do  
449 avião. Uma possível explicação para esse resultado, deve-se ao processamento dos  
450 dados, com a união das informações dos dois amostradores dianteiro e dos dois traseiros  
451 as estimativas ficam menos suscetíveis aos efeitos do reflexo do sol sobre a visão dos  
452 amostradores. A incorporação de refinamento nessa covariável elevaria muito o número  
453 de categorias e poderia afetar o poder preditivo desta e de outras covariáveis pela baixa  
454 quantidade de sítios com a espécie. Mesmo com a incorporação de refinamento é  
455 possível não se encontrar efeitos, uma vez que a maior parte da amostragem apresenta  
456 reflexo em ao menos um dos lados, 67,87%. Não encontramos efeito quando não há

457 reflexo solar em ambos os lados do avião. Poderíamos esperar um efeito positivo de  
458 modo que quando não há reflexos solares a probabilidade de detecção aumenta.  
459 Podemos estar diante da ação de uma covariável não incluída na análise sobre o  
460 resultado dessa categoria, tal como a cobertura de nuvens que ao mesmo tempo tende a  
461 diminuir os reflexos solares, mas seu reflexo acinzentado na superfície do mar pode  
462 dificultar a detecção da espécie. Ainda que o reflexo solar possa ser uma covariável que  
463 dificulte a detecção dos animais, estudos anteriores não encontram efeito desta  
464 covariável sobre a detecção de outras espécies de cetáceos (Barlow et al. 2001,  
465 Hammond et al. 2013, Fuentes et al. 2015).

466 Sobre o processo de ocupação a batimetria e temperatura média apresentaram  
467 efeitos. A batimetria, apresentou efeito positivo sobre a ocupação, de modo que quanto  
468 mais alto o assoalho marinho maior a probabilidade de ocupação. Em diversos estudos a  
469 batimetria é relacionada como uma importante covariável para a distribuição de *P.*  
470 *blainvillei*, para os cetáceos e mesmo animais marinhos em geral (Danilewicz et al.  
471 2009, Poupon 2011, Brown & Thatje 2014, Vilela et al. 2016). Ocupar áreas  
472 relativamente pouco profundas pode estar ligado a distribuição de presas e predadores  
473 (Danilewicz et al. 2009). A grande importância dessas áreas na disponibilidade de  
474 presas pode ser ilustrada, simplesmente, pelo fato de cerca de 90% da produção  
475 pesqueira mundial é capturada sobre a plataforma continental (Schmiegelow 2004b).  
476 Apesar disso, a relação da profundidade do assoalho marinho com o risco de predação  
477 por tubarões, hipoteticamente importantes predadores dos cetáceos, ainda é pouco  
478 compreendida (Heithaus 2001, Heithaus et al. 2006), especialmente para a toninha.

479 Devido ao alto coeficiente de correlação de Pearson entre as covariáveis  
480 temperatura e salinidade quando analisamos e discutimos os efeitos da temperatura  
481 sobre a ocupação estamos intrinsecamente analisando e discutindo os efeitos da

482 salinidade sobre *P. blainvillei*. Estudos prévios com toda a distribuição da espécie  
483 demonstraram que ambas as covariáveis, temperatura e salinidade, são importantes para a  
484 distribuição da espécie (Gomez & Cassini 2015), de modo que ambas funcionariam  
485 como limitantes fisiológicos tanto ao norte, quanto ao sul da distribuição (Gomez &  
486 Cassini 2015). Pequenos cetáceos apresentam altos índices relativos de área corporal e  
487 pequenas camadas de gorduras que facilitam as trocas de calor entre o corpo e o  
488 ambiente, de modo a ser um fator limitante principalmente em baixas temperaturas  
489 (Worthy & Edwards 1990). Por se tratar de uma espécie de uma família de água doce  
490 (Hamilton et al. 2001) é especialmente esperado um efeito negativo de altas salinidades  
491 sobre a distribuição da espécie. Assim ao observar o efeito negativo da temperatura  
492 sobre a ocupação da espécie, encontrado em nosso estudo, podemos estar observando  
493 principalmente o efeito da salinidade sobre a distribuição da espécie. Desse modo,  
494 quanto maior a temperatura ou a salinidade, menor a probabilidade de ocupação. É  
495 necessário lembrar, contudo, que em nosso estudo modelamos apenas a porção norte da  
496 distribuição da espécie, assim estaríamos apenas identificando os efeitos dessas  
497 covariáveis sobre a fisiologia da espécie nessa porção.

498         Gomez & Cassini (2015) incluem em suas análises covariáveis de esforço de  
499 pesca e distribuição geográfica potencial de presas de *P. blainvillei*, concluindo que a  
500 distribuição potencial do peixe, *Cynoscion guatucupa* (Cuvier, 1830), conhecido  
501 popularmente por pescada, seria a covariável mais importante para predizer a  
502 distribuição de *P. blainvillei*. Ainda segundo o estudo *C. guatucupa* seria a espécie com  
503 maior importância na dieta de *P. blainvillei*, entretanto, outros estudos apontam que *P.*  
504 *blainvillei* apresenta uma dieta oportunista se alimentando das presas mais abundantes  
505 no local e na estação, apresentando inclusive uma mudança na composição de presas em  
506 razão do esgotamento de certos pescados (Crespo 2009, Di Benedetto et al. 2010,

507 Henning et al. 2017). O resultado da distribuição *C. guatucupa* predizer a distribuição  
508 de *P. blainvillei* pode ser simplesmente pelo fato que ambas reagirem de forma  
509 semelhante a algumas covariáveis ambientais de modo que tenham distribuições  
510 geográficas semelhantes. Nesse sentido, apesar de ser uma importante tentativa de  
511 incluir covariáveis bióticas nos modelos de distribuição de espécies, acreditamos que  
512 ainda são necessárias mais informações para a implementação e interpretação  
513 satisfatória da importância das presas, especialmente nesta espécie com dieta  
514 supostamente oportunista.

515 *Pontoporia blainvillei* tem sido constantemente relacionada a descargas  
516 continentais de água doce (Crespo et al. 1998, Siciliano 2002, Di Benedetto et al. 2010).  
517 Ao observar espacialmente três áreas com altas probabilidades de ocupação, uma em  
518 cada FMA, estão distribuídas ao longo da costa do Brasil. Na costa da FMAII  
519 encontramos áreas com altas concentrações de probabilidade de ocupação entre a Baía  
520 da Babitonga e a Baía de Santos. Na FMAIII estão distribuídas praticamente de maneira  
521 uniforme ao longo da costa do estado do Rio Grande do Sul, mas é evidente a grande  
522 concentração de sítios ocupados de aproximadamente 100km acima e abaixo do estuário  
523 da Laguna dos Patos. Nessas áreas, nas FMAs II e III, as maiores probabilidades de  
524 ocupação podem estar relacionadas com a proximidades de descargas de águas  
525 provenientes do continente. O comportamento de habitar preferencialmente áreas  
526 próximas a locais de descargas de água doce pode estar relacionada a condições ideais  
527 para a alimentação, proteção de predadores e ainda a termorregulação e osmorregulação  
528 da espécie (Crespo et al. 1998, Danilewicz et al. 2009). Com a adição da covariável  
529 Temperatura média, que é altamente correlacionada com a salinidade, esperamos ter  
530 incorporado essa possível relação entre a proximidades de descargas de água doce do  
531 continente e a ocupação de *P. blainvillei* (Crespo et al. 1998, Siciliano 2002, Di

532 Beneditto et al. 2010). No entanto, quando observamos sobre a FMAI, percebemos que  
533 nessa FMA as maiores probabilidades de ocupação são encontradas no norte do estado  
534 do Rio de Janeiro, mas cerca de 90 km ao sul do principal rio do estado, o Rio Paraíba  
535 do Sul. A possível relação de ocupar áreas próximas a efluentes e de água doce não se  
536 confirma para essa FMA, e coloca em dúvida essa relação, ao menos para essa região.

537 Sobre os mapas preditivos (fig. 3; fig. 4; fig. 5) é notável a baixa probabilidade  
538 de ocupação da espécie na costa do Espírito Santo e a alta probabilidade de ocupação no  
539 Complexo lagunar Laguna dos Patos no estado do Rio Grande do Sul. Na primeira área,  
540 costa do Espírito Santo, é provável a influência da falta de detecção da espécie. Apesar  
541 da ocorrência documentada da espécie para a costa do Espírito Santo (Siciliano 2002), a  
542 não detecção nos sobrevoos e as diferentes características dessa área em relação as  
543 demais (Emílsson 1961, Muehe & Garcez 2005), podem ter limitado a capacidade de  
544 extrapolação dos modelos para área. No Complexo lagunar Laguna dos Patos, apesar da  
545 não existência de registro da espécie, o que ocorre é o oposto. As covariáveis utilizadas  
546 não apresentam grandes diferenças entre o Complexo lagunar e mar ao entorno, onde há  
547 alta probabilidade de ocupação para a espécie, e esses fatores podem estar colaborando  
548 para esse o resultado apresentado. Resultado semelhante é encontrado por estudo  
549 anterior que encontra excelente adequabilidade ambiental para o Complexo lagunar  
550 Laguna dos Pastos (Gomez & Cassini 2015), demonstrando certa limitação das  
551 estimativas geradas pelos SDMs com as covariáveis utilizadas até então. A realização  
552 de novas amostragens na costa do Espírito Santo e a adição de novas covariáveis podem  
553 resultar em modelos que predigam corretamente a probabilidade de ocupação para essas  
554 áreas.

555 Na costa do estado do Espírito Santo encontramos ainda um gap conhecido da  
556 distribuição da espécie, que em nosso estudo apresenta relativa baixa probabilidade de

557 ocupação (Siciliano 2002). Outras duas áreas demonstraram ter baixa probabilidade de  
558 ocupação na costa brasileira. A primeira área entre os limites das FMAs I e II, que  
559 igualmente corresponde a um gap da distribuição geográfica (Siciliano 2002). E a  
560 segunda área ocorre entre as FMAs II e III, que não foi identificada como um gap da  
561 distribuição da espécie (Siciliano 2002). Por se tratar de uma espécie considerada não  
562 migratória e com relativo pequeno deslocamento (Di Benedetto et al. 2010) atribuímos o  
563 fato de não termos encontrado altas probabilidades de ocupação relativas, nem  
564 registrado a espécie no limite entre as FMAs II e III, por ser uma região em baixas  
565 densidades da espécie e com o esforço amostral empregado não termos sido capazes de  
566 registrar a espécie nessa região. No entanto, novas amostragens devem ser realizadas  
567 nessa região para confirmar ou não essa hipótese, pois podemos estar diante de uma  
568 área temporalmente não ocupada pela espécie, uma vez que as distribuições geográficas  
569 assim como suas áreas de ocupação não são fixas no espaço e no tempo (Carvalho &  
570 Almeida 2011).

571 Quando comparamos a probabilidade de ocupação média de 6,58% para a área  
572 de estudo com as probabilidades de ocupação média em cada FMA em separado,  
573 observamos que a FMAIII (9,70%) tem a maior probabilidade de ocupação seguido da  
574 FMAII (4,93%) e FMAI (3,01%). Esse padrão de ocupação reflete o padrão de  
575 abundância estimado para a espécie, que é mais abundante na FMAIII que a FMAII, e  
576 nessas que na FMAI (Danilewicz et al. 2012). Espécies de cetáceos com hábitos  
577 solitários ou em grupos pequenos apresentam uma relação linear positiva entre a  
578 ocupação e abundância (Hall et al. 2010). Nosso resultado corrobora os estudos de Hall  
579 et al. (2010) e adiciona o conhecimento de onde possivelmente podemos encontramos  
580 áreas com maiores valores de ocupação e abundância da espécie na costa do Brasil e  
581 dentro de cada FMA. Embora os esforços de para a criação de áreas de conservação no

582 Brasil tenham crescido significativamente, tornando-se a nação do mundo que mais  
583 criou áreas de conservação nos últimos 10 anos, a região marinha é a menos protegida  
584 (Corrêa 2010). Compreender como *P. blainvillei* ocupa o espaço e como sua abundância  
585 está distribuída nesse espaço ajuda a entender onde podem ser criadas áreas de  
586 conservação da espécie com restrições à pesca de emalhe visando a recuperação dos  
587 estoques da população, e pode ainda guiar novos estudos com a espécie.

588

## 589 CONCLUSÃO

590 Nosso estudo é a primeira modelagem de ocupação para *Pontoporia blainvillei*  
591 visando entender e estimar a distribuição da espécie na costa do Brasil. A adição do  
592 processo de observação sobre o processo ecológico demonstrou a importância das  
593 covariáveis Beaufort, reflexo solar e transparência da água agindo sobre a capacidade de  
594 detectar a espécie. Corroborando com estudos prévios, a distribuição da espécie é  
595 determinada pela batimetria e temperatura média, que podem agir como limitantes  
596 fisiológicos a distribuição da espécie (Danilewicz et al. 2009, Gomez & Cassini 2015).  
597 A existência da relação positiva entre ocupação e abundância, segundo Hall et al.  
598 (2010), possibilita encontramos padrões da distribuição de áreas com maiores  
599 probabilidades de ocupação e conseqüentemente de abundância, tais como áreas  
600 próximas às desembocaduras dos principais rios, nas FMAs II e III. Ainda que presentes  
601 algumas inconsistências nos mapas preditivos e os amplos intervalos de confianças, a  
602 modelagem de ocupação com inferência Bayesiana demonstrou resultados consistentes  
603 com a literatura, agregando importantes informações para a conservação e a realização  
604 de novos estudos, tais como áreas com altas probabilidades de ocupação, possivelmente  
605 de abundância, e covariáveis que determinação essa ocupação e a detecção da espécie.  
606 Apesar disso resultados mais robustos são desejados e podem ser obtidos com a adição

607 de novas covariáveis e com a realização de novas amostragem, sobretudo, nas costas do  
608 Espírito Santo e de Santa Catarina, no limite entre as FMAs II e III.

609

610 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

611 Bailey AM, Ober HK, Sovie AR, McCleery RA (2017) Impact of land use and climate  
612 on the distribution of the endangered Florida bonneted bat. *J Mammal* 98:1586–  
613 1593

614 Barbato BH a., Secchi ER, Benedetto APM Di, Ramos RM a., Bertozzi C, Marigo J,  
615 Bordino P, Kinas PG (2011) Geographical variation in franciscana (*Pontoporia*  
616 *blainvillei*) external morphology. *J Mar Biol Assoc United Kingdom* 92:1–12

617 Bardos DC, Guillera-Aroita G, Wintle BA (2015) Valid auto-models for spatially  
618 autocorrelated occupancy and abundance data. *Methods Ecol Evol* 6:1137–1149

619 Barlow J (2006) Cetacean abundance in Hawaiian waters estimated from a summer/fall  
620 survey in 2002. *Mar Mammal Sci* 22:446–464

621 Barlow J, Gerrodette T, Forcada J (2001) Factors affecting perpendicular sighting  
622 distances on shipboard line-transect surveys for cetaceans. *J Cetacean Res Manag*  
623 3:201–212

624 Benedetto APM Di (2003) Interactions between gillnet fisheries and small cetaceans in  
625 northern Rio de Janeiro , Brazil : *Lat Am J Aquat Mamm*:2001–2002

626 Benedetto APM Di (2004) Presence of Franciscana Dolphin (*Pontoporia blainvillei*)  
627 Remains in the Stomach of a Tiger Shark (*Galeocerdo cuvieri*) Captured in  
628 Southeastern Brazil. *Aquat Mamm* 30(3):311–314

629 Benedetto APM Di, Rocha-Campos CC, Danilewicz DS, Secchi ER, Moreno IB, Hassel  
630 LB, Tavares M, Ott PH, Siciliano S, Souza SP, Alves VC (2010) Plano de acao  
631 nacional para a conservacao do pequeno cetaceo toninha: *Pontoporia blainvillei*.



632 Bordino P (2002) MOVEMENT PATTERNS OF FRANCISCANA DOLPHINS  
633 (PONTOPORIA BLAINVILLEI) IN BAHIA ANEGADA, BUENOS AIRES,  
634 ARGENTINA. *Lat Am J Aquat Mamm* 1:71–76

635 Bordino P, Siciliano S, Bastida R, Cremer M (2002) Report of the Working Group on  
636 Distribution and Behavior. *Lajam* 1:21–23

637 Bordino P, Wells RS, Stamper AM (2008) Satellite tracking of franciscana dolphins,  
638 *Pontoporia blainvillei*, in Argentina: preliminary information on ranging, diving  
639 and social patterns.

640 Brown JH (1995) *Macroecology*.

641 Brown A, Thatje S (2014) Explaining bathymetric diversity patterns in marine benthic  
642 invertebrates and demersal fishes: Physiological contributions to adaptation of life  
643 at depth. *Biol Rev* 89:406–426

644 Cañadas A, Sagarminaga R, Stephanis R De, Urquiola E, Hammond PS (2005) Habitat  
645 preference modelling as a conservation tool: Proposals for marine protected areas  
646 for cetaceans in southern Spanish waters. *Aquat Conserv Mar Freshw Ecosyst*  
647 15:495–521

648 Carvalho CJB de, Almeida EAB (2011) *BIOGEOGRAFIA DA AMÉRICA DO SUL:  
649 PADRÕES E PROCESSOS*. São Paulo

650 Caughley G, Sinclair R, Scott-Kemmis D (1976) Experiments in Aerial Survey. *J Wildl  
651 Manage* 40:290

652 Coggins LG, Bachelier NM, Gwinn DC (2014) Occupancy models for monitoring  
653 marine fish: A Bayesian hierarchical approach to model imperfect detection with a  
654 novel gear combination. *PLoS One* 9:1–14

655 Corrêa C (2010) *A biodiversidade na Zona Costeira e Marinha do Brasil*. Ministério do  
656 Meio Ambient

657 Crespo EA (2009) Franciscana Dolphin: *Pontoporia blainvillei*. *Encycl Mar*  
658 *Mamm*:466–469

659 Crespo EA, Harris G, Gonzalez R (1998) Group Size and Distributional Range of the  
660 Franciscana, *Pontoporia Blainvillei*. *Mar Mammal Sci* 14:845–849

661 Danilewicz D (2007) A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea), no litoral  
662 norte do Rio Grande do Sul: mortalidade acidental em redes de pesca, abundância  
663 populacional e perspectivas para a conservação da espécie. *PONTIFÍCIA*  
664 *UNIVERSIDADE CATÓLICA DO RIO GRANDE DO SUL*

665 Danilewicz D, Secchi ER, Ott PH, Moreno IB, Bassoi M, Borges-Martins M (2009)  
666 Habitat use patterns of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) off southern  
667 Brazil in relation to water depth. *J Mar Biol Assoc United Kingdom* 89:943

668 Danilewicz D, Zerbini AN, Andriolo A, Secchi ER, Sucunza F, Ferreira E, Denuncio P,  
669 Flores P a. C (2012) Abundance and distribution of an isolated population of  
670 franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*) in southeastern Brazil: red alert for  
671 FMA I?

672 DIZON AE, LOCKYER C, PERRIN WF, DEMASTER DP, SISSON J (1992)  
673 Rethinking the Stock Concept: A Phylogeographic Approach. *Conserv Biol* 6:24–  
674 36

675 Dormann CF, M. McPherson J, B. Araújo M, Bivand R, Bolliger J, Carl G, G. Davies  
676 R, Hirzel A, Jetz W, Daniel Kissling W, Kühn I, Ohlemüller R, R. Peres-Neto P,  
677 Reineking B, Schröder B, M. Schurr F, Wilson R (2007) Methods to account for  
678 spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review.  
679 *Ecography (Cop)* 30:609–628

680 Dwyer SL (2014) *Spatial Ecology and Conservation of Cetaceans using the Hauraki*  
681 *Gulf, New Zealand*. Albany, New Zealand

682 Emílsson I (1961) The shelf and coastal waters off southern Brazil. *Bol do Inst Ocean*  
683 11:101–112

684 Forney KA (2000) Environmental models of cetaceans abundance: Reducing  
685 uncertainty in population trends. *Conserv Biol* 14:1271–1286

686 Fuentes MMPB, Bell I, Hagihara R, Hamann M, Hazel J, Huth A, Seminoff JA,  
687 Soltzick S, Marsh H (2015) Improving in-water estimates of marine turtle  
688 abundance by adjusting aerial survey counts for perception and availability biases.  
689 *J Exp Mar Bio Ecol* 471:77–83

690 Gaston KJ, Fuller R a. (2009) The sizes of species’ geographic ranges. *J Appl Ecol*  
691 46:1–9

692 Gomez JJ, Cassini MH (2015) Environmental predictors of habitat suitability and  
693 biogeographical range of Franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*). *Glob Ecol*  
694 *Conserv* 3:90–99

695 Grinnell J (1917) The Niche-Relationships of the California Thrasher. *Auk* 34:427–433

696 Guillera-Arroita G (2017) Modelling of species distributions, range dynamics and  
697 communities under imperfect detection: advances, challenges and opportunities.  
698 *Ecography (Cop)* 40:281–295

699 Guillera-Arroita G, Lahoz-Monfort JJ, Elith J, Gordon A, Kujala H, Lentini PE,  
700 Mccarthy MA, Tingley R, Wintle BA (2015) Is my species distribution model fit  
701 for purpose? Matching data and models to applications. *Glob Ecol Biogeogr*  
702 24:276–292

703 Guillera-Arroita G, Lahoz-Monfort JJ, MacKenzie DI, Wintle BA, McCarthy MA  
704 (2014) Ignoring imperfect detection in biological surveys is dangerous: A response  
705 to “fitting and interpreting occupancy models.” *PLoS One* 9

706 Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: Offering more than simple

707 habitat models. *Ecol Lett* 8:993–1009

708 Hall K, MacLeod CD, Mandleberg L, Schweder-Goad CM, Bannon SM, Pierce GJ  
709 (2010) Do abundance–occupancy relationships exist in cetaceans? *J Mar Biol*  
710 *Assoc United Kingdom* 90:1571–1581

711 Hamilton H, Caballero S, Collins a G, Brownell RL (2001) Evolution of river dolphins.  
712 *Proc Biol Sci* 268:549–556

713 Hammond PS, Macleod K, Berggren P, Borchers DL, Burt L, Cañadas A, Desportes G,  
714 Donovan GP, Gilles A, Gillespie D, Gordon J, Hiby L, Kuklik I, Leaper R, Lehnert  
715 K, Leopold M, Lovell P, Øien N, Paxton CGM, Ridoux V, Rogan E, Samarra F,  
716 Scheidat M, Sequeira M, Siebert U, Skov H, Swift R, Tasker ML, Teilmann J,  
717 Canneyt O Van, Vázquez JA (2013) Cetacean abundance and distribution in  
718 European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. *Biol*  
719 *Conserv* 164:107–122

720 Heithaus MR (2001) Predator-prey and competitive interactions between sharks (orden  
721 *Selachii*) and dolphins (suboreder *Odontoceti*): a review. *J zool Lond* 253:53–68

722 Heithaus MR, Heithaus MR, Dill LM, Dill LM (2006) Does tiger shark predation risk in  
723 uence foraging habitat use by bottlenose dolphins at multiple spatial scales. *Oikos*  
724 114:257–264

725 Henning B, Sá Carvalho B de, Pires MM, Bassoi M, Marigo J, Bertozzi C, Araújo MS  
726 (2017) Geographical and intrapopulation variation in the diet of a threatened  
727 marine predator, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea). *Biotropica* 0:1–12

728 Hines J, Nichols J, Royle J, MacKenzie D, Gopalaswamy A, Kumar S, Karanth K  
729 (2009) Tigers on Trails: Occupancy Modeling for Cluster Sampling. *Ecol Appl*  
730 20:100319061507001

731 Hutchinson GE (1957) Concluding Remarks. *Cold Spring Harb Symp Quant Biol*

732 22:415–427

733 Kellner KF, Swihart RK (2014) Accounting for imperfect detection in ecology: A  
734 quantitative review. *PLoS One* 9

735 Kéry M (2010) *Introduction to WinBUGS for Ecologists*.

736 Kery M, Schaub M (2012) *Bayesian Population Analysis using WinBUGS*. Elsevier,  
737 Waltham, Massachusetts

738 Ladle RJ, Whittaker RJ (2011) *Conservation Biogeography*.

739 Lahoz-Monfort JJ, Guillera-Arroita G, Wintle BA (2014) Imperfect detection impacts  
740 the performance of species distribution models. *Glob Ecol Biogeogr* 23:504–515

741 MacKenzie DI, Nichols JD, Andrew Royle J, Pollock KH, Bailey LL, Hines JE (2006)  
742 *Occupancy Estimation and Modeling. Inferring patterns and dynamics of species*  
743 *occurrence*.

744 MacKenzie DI, Nichols JD, Lachman GB, Droege S, Royle AJ a., Langtimm C a.  
745 (2002) Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than  
746 one. *Ecology* 83:2248–2255

747 Mackenzie DI, Royle JA (2005) Designing occupancy studies: general advice and  
748 allocating survey effort. *J Appl Ecol* 42:1105–1114

749 Moreno M, Lele SR (2010) Improved estimation of site occupancy using penalized  
750 likelihood. *Ecology* 91:341–346

751 Muehe D, Garcez D (2005) A PLATAFORMA CONTINENTAL BRASILEIRA E  
752 SUA RELAÇÃO COM A ZONA COSTEIRA E A PESCA. *Mercat - Rev Geogr*  
753 *da UFC* 4:69–88

754 Ott PH, Danilewicz D (1998) Presence of franciscana dolphins (*Pontoporia blainvillei*)  
755 in the stomach of a killer whale (*Orcinus orca*) stranded in southern Brazil.  
756 *Mammalia*:5

757 Pauly D, Christensen V (1995) Primary production required to sustain global fisheries.  
758 Nature 374:255–257

759 Pennino MG, Mérigot B, Fonseca VP, Monni V, Rotta A (2017) Habitat modeling for  
760 cetacean management: Spatial distribution in the southern Pelagos Sanctuary  
761 (Mediterranean Sea). Deep Res Part II Top Stud Oceanogr 141:203–211

762 Plumptre AJ, Nixon S, Kujirakwinja DK, Vieilledent G, Critchlow R, Williamson EA,  
763 Nishuli R, Kirkby AE, Hall JS (2016) Catastrophic decline of world’s largest  
764 primate: 80% loss of grauer’s gorilla (*Gorilla beringei graueri*) population justifies  
765 critically endangered status. PLoS One 11:1–13

766 Pollock KH, Marsh HD, Lawler IR, W AM (2006) Estimating Animal Abundance in  
767 Heterogeneous Environments: An Application to Aerial Surveys for Dugongs. J  
768 Wildl 70:255–262

769 Poupon M (2011) Distribution , niche modeling and conservation issue of an  
770 endangered cetacean species of Brazil : the franciscana dolphin ( *Pontoporia*  
771 *blainvillei* ).

772 Praderi R (1985) Relaciones entre *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea) y  
773 tiburones (Selachii) de aguas Uruguayas. Commun Zool del Mus Hist Nat  
774 Montevideo

775 Robinson NM, Nelson WA, Costello MJ, Sutherland JE, Lundquist CJ (2017) A  
776 Systematic Review of Marine-Based Species Distribution Models (SDMs) with  
777 Recommendations for Best Practice. Front Mar Sci 4:1–11

778 Santos MCO, Netto DF (2005) Killer whale (*Orcinus orca*) predation on a franciscana  
779 dolphin (*Pontoporia blainvillei*) in Brazilian waters. Lat Am J Aquat Mamm 4:69–  
780 72

781 Schmiegelow JMM (2004a) Ressurgência. In: O planeta azul: uma introdução às

782 Ciências Marinhas.p 101–109

783 Schmiegelow JMM (2004b) Geomorfologia dos oceanos. In: O planeta azul: uma  
784 introdução às Ciências Marinhas.p 27–39

785 Secchi ER (2006) Modelling the population dynamics and viability analysis of  
786 franciscana (*Pontoporia blainvillei*) and Hector’s dolphins (*Cephalorhynchus*  
787 *hectori*) under the effects of bycatch in fisheries, parameter uncertainty and  
788 stochasticity. University of Otago

789 Secchi ER, Danilewicz D, Ott PH (2003) Applying the phylogeographic concept to  
790 identify franciscana dolphin stocks: implications to meet management objectives. *J*  
791 *Cetacean Res Manag* 5:61–68

792 Secchi ER, Ott PH, Danilewicz D (2003) Effects of fishing bycatch and the  
793 conservation status of the franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. In: Gales N,  
794 Hindell M, Kirkwood R (eds) *Marine Mammals: Fisheries, Tourism and*  
795 *Management Issues*, CSIRO Publ. Collingwood, Australia, p 162–179

796 Seeliger U, Odebrecht C, Castello J (1998) Ambientes Costeiros e Marinhos e sua  
797 Biota. In: *Os ecossistemas costeiros e marinhos do extremo sul do Brasil*.p 101–  
798 177

799 Siciliano S (1994) Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters  
800 of Brazil. *International Whaling Commission. Reports Internatinal Whal Comm*  
801 15:241–250

802 Siciliano S (2002) A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d’Orbigny, 1844)  
803 (Mammalia, Cetácea. Pontoporiidae), nos Estados do Rio de Janeiro e Espírito  
804 Santo, costa sudeste do Brasil: caracterização dos habitats e fatores de isolamento  
805 das populações. *Bol do Mus Nac Zool* 476:1–15

806 Soberón J, Peterson a T (2005) Interpretation of Models of Fundamental Ecological

807 Niches and Species ' Distributional Areas. *Biodivers Informatics* 2:1–10

808 Taylor BL, Chivers SJ, Larese J, Perrin WF (2007) Generation length and percent  
809 mature estimates for IUCN assessments of cetaceans. La Jolla, California

810 Tobler WR (1970) A Computer Movie Simulation Urban Growth in Detroit Region.  
811 *Econ Geogr* 46:234–240

812 Vieilledent G, Merow C, Guélat J, Latimer A, Kéry M, Gelfand A, Wilson A, Mortier  
813 F, Silander Jr J (2014) Package “hSDM.”

814 Vilela R, Pena U, Esteban R, Koemans R (2016) Bayesian spatial modeling of cetacean  
815 sightings during a seismic acquisition survey. *Mar Pollut Bull* 109:512–520

816 Wells RS, Bordino P, Douglas DC (2013) Patterns of social association in the  
817 franciscana, *Pontoporia blainvillei*. *Mar Mammal Sci* 29:1–9

818 Worthy GAJ, Edwards EF (1990) Morphometric and biochemical factors affecting heat  
819 loss in a small temperate cetacean (*Phocoena phocoena*) and a small tropical  
820 cetacean (*Stenella attenuata*). *Physiol Zool* 63:432–442

821 Zerbini AN, Danilewicz D, Secchi ER, Andriolo A, Cremer M, Flores P a. ., Ferreira E,  
822 Alves LCP, Sucunza F, Castro FR De, Pretto D, Sartori CM, Schulze B, Denuncio  
823 P, Laake J (2011) Assessing bias in abundance estimates from aerial surveys to  
824 improve conservation of threatened franciscana dolphins : preliminary results from  
825 a survey conducted in southern Brazil. *IWC Sci Committee, Tromsø, Norw*:13

826 Zerbini an, Secchi E, Danilewicz D (2010) Abundance and distribution of the  
827 franciscana (*Pontoporia blainvillei*) in the Franciscana Management Area II  
828 (southeastern and southern Brazil). :1–14

829 R Core Team (2017). R: A language and environment for statistical computing. R  
830 Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL [https://www.R-](https://www.R-project.org/)  
831 [project.org/](https://www.R-project.org/).



832 CONCLUSÃO GERAL

833           Nosso estudo é a primeira modelagem de ocupação para *Pontoporia blainvillei*  
834 visando entender e estimar a distribuição da espécie na costa do Brasil. A adição do  
835 processo de observação sobre o processo ecológico demonstrou a importância das  
836 covariáveis Beaufort, reflexo solar e transparência da água agindo sobre a capacidade de  
837 detectar a espécie, onde estimamos uma detecção média de 0.23 (CRI 0.006 a 0.51).  
838 Sobre a ocupação, as covariáveis batimetria e temperatura média demonstraram ser  
839 importantes covariáveis para a distribuição da toninha, com uma média de ocupação  
840 estimada de 0,066 (CRI 0,01 a 0,31). A batimetria apresentou uma positiva com o  
841 aumento do assoalho marinho, já a temperatura demonstrou ter uma relação negativa  
842 com a ocupação da espécie na área de estudo. A existência da relação positiva entre  
843 ocupação e abundância, segundo Hall et al. 2010, possibilita encontramos padrões da  
844 distribuição de áreas com maiores probabilidades de ocupação e conseqüentemente de  
845 abundância, tais como áreas próximas às desembocaduras dos principais rios nas FMAs  
846 II e III. Esse conhecimento é de extrema importância na elaboração de planos e ações  
847 que visem a implementação de áreas de proteção e de recuperação dos estoques  
848 populacionais, bem como guiar novos estudos. Apesar disso resultados mais robustos  
849 são desejados e podem ser obtidos com a adição de novas covariáveis e com a  
850 realização de novas amostragem, sobretudo, nas costas do Espírito Santo e de Santa  
851 Catarina, no limite entre as FMAs II e III.

852

853

854

## ANEXO A

855

### Gráficos das cadeias de Markov sobre o modelo

856

$\Psi$  (Batimetria + Temperatura média +

857

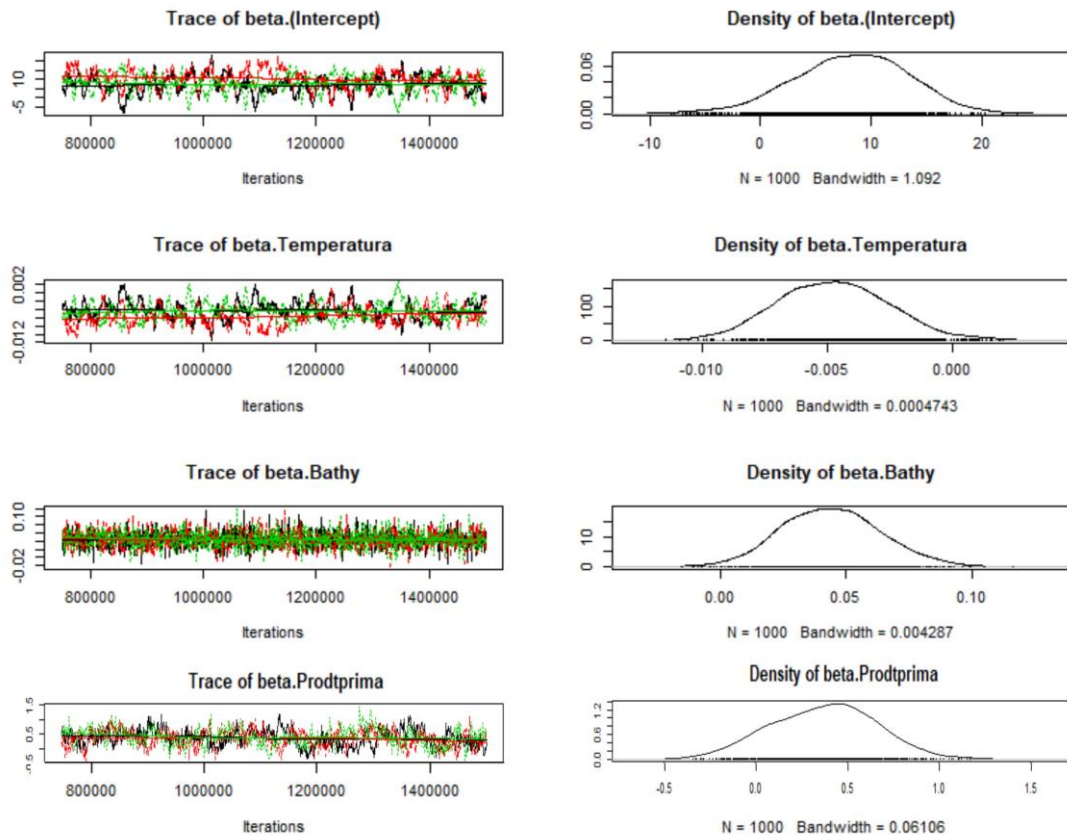
Produtividade primária)  $\delta$  (Beaufort + Reflexo solar +

858

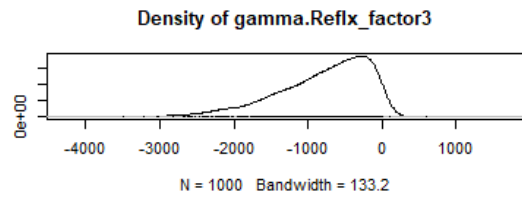
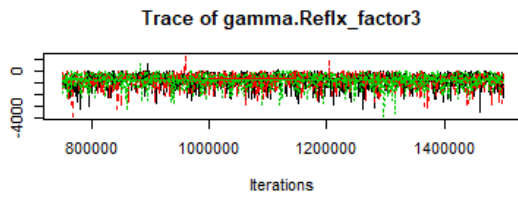
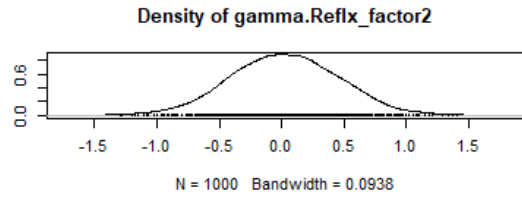
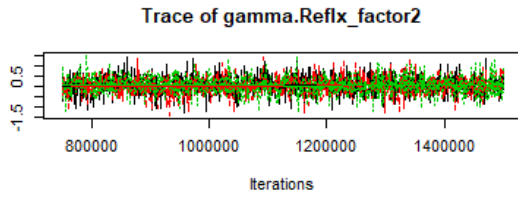
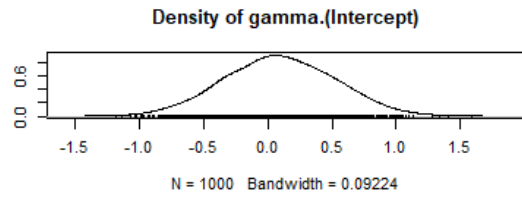
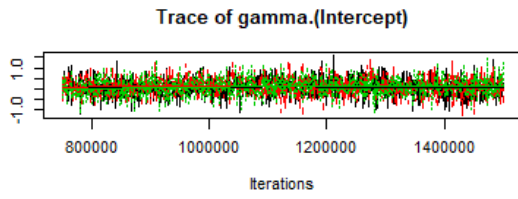
Transparência água + Número observadores + Posição observadores) com

859

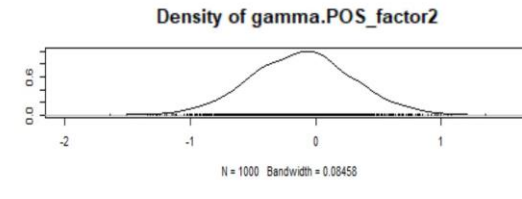
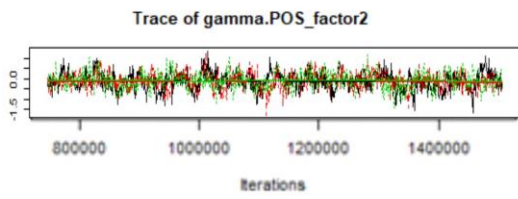
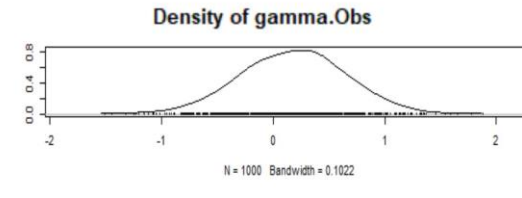
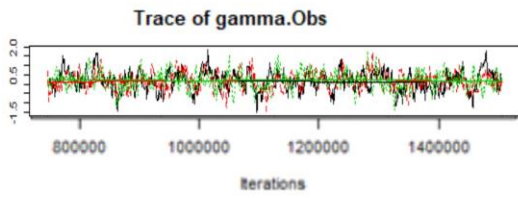
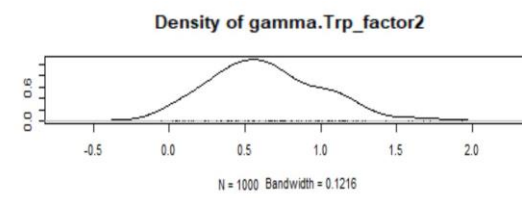
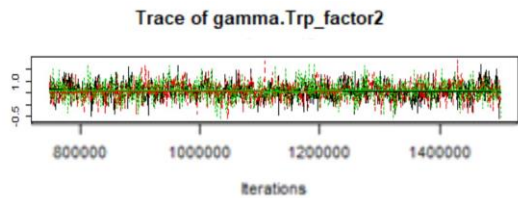
autocorrelação espacial iCAR



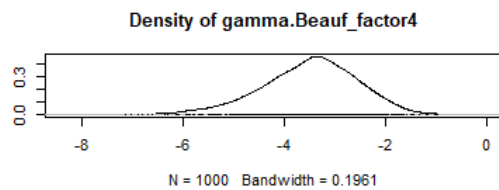
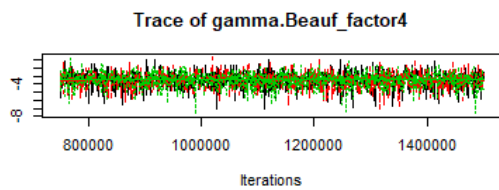
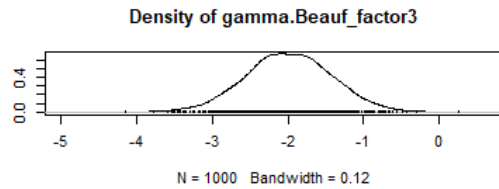
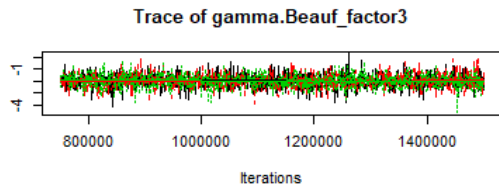
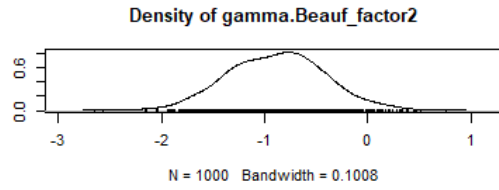
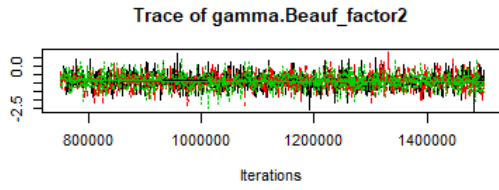
860



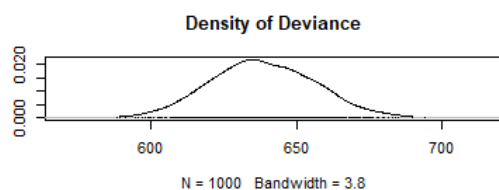
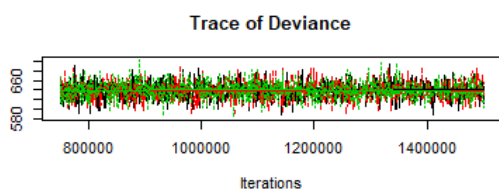
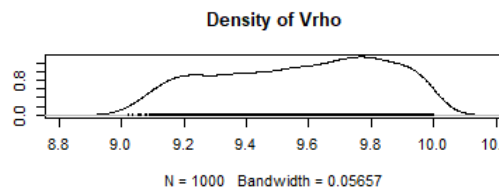
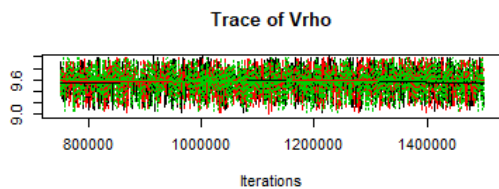
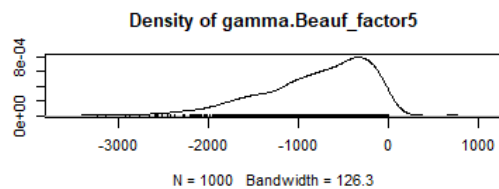
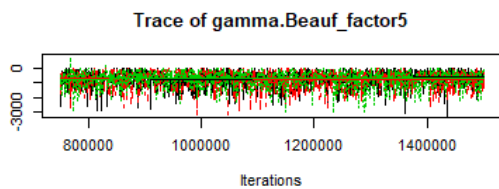
861



862



863



864

865

866

## ANEXO B

867

### Normas para publicação no periódico *Marine Ecology Progress Series*

868

869

870

O Programa de Pós-graduação em Biologia Animal da UFRGS estabelece que os

871

artigos apresentados na dissertação de Mestrado sejam colocados nas normas editoriais

872

exigidas para publicação direta nos periódicos científicos escolhidos e que as normas

873

sejam incluídas nas dissertações. No intuito de facilitar a leitura, algumas normas não

874

foram contempladas nessa dissertação. E ainda como há várias diretrizes para os autores

875

seguirem a fim de publicar no periódico *Marine Ecology Progress Series*, neste anexo

876

só foram colocadas apenas as mais importantes para a escrita do artigo. Para acessar as

877

normas do periódico na íntegra é necessário acessar o site do periódico: [http://www.int-](http://www.int-res.com/journals/guidelines-for-authors/author-guidelines/)

878

[res.com/journals/guidelines-for-authors/author-guidelines/](http://www.int-res.com/journals/guidelines-for-authors/author-guidelines/)

879

880

881

#### 1. Manuscript length

882

The target length of Research Articles is approximately 10 printed pages (generally

883

about 6000 words of body text). There are additional types of manuscripts that can be

884

submitted with different page/word targets.

885

886

#### 2. Title page

887

**Title:** The title should be concise and informative, i.e. summarizing either the subject or

888

the most important findings of the study rather than merely the hypothesis addressed. It

889

should have around 100 characters (ca. 15 words), and 150 characters at most (including

890

spaces). Avoid 'A', 'An', 'The', 'On', etc. at the beginning.

891

Provide a **running page head** with 3 to 6 words; e.g. 'Detection of shrimp WSSV'.

892

**Authors and addresses:** If a manuscript has several authors from different institutions:

893

- use superscript numerals for identification;

- 894 • provide the address of each author's institution, identifying any present  
895 address(es) if applicable. Include zip or postal code but not street address or box  
896 number;
- 897 • use an asterisk (\*) to refer to a footnote that identifies the single corresponding  
898 author and provide her/his e-mail.

899 **Abstract:** Limit length to 250 words. Provide concise information on your work, its  
900 significance and its principal results. Avoid literature cites, series of data, or  
901 meaningless clauses such as 'the results are discussed'.

902 **Key words:** Supply 3 to 8 key words, listed in order of importance.

903

### 904 **3. Text**

905 Please use continuously numbered pages and lines, 12 point font, and double spacing.  
906 Manuscripts that do not use correct English grammar, spelling and punctuation will be  
907 returned to authors without review; if you are not a native English speaker, you should  
908 have the text edited by someone who is, before submitting your manuscript. You may  
909 also wish to consult a 'How to' book such as Day & Gastel (2011; How to write and  
910 publish a scientific paper, 7th edn. Greenwood Press, Santa Barbara, CA).

911 **Verbosity:** Please eliminate verbiage;

912 **Genus and species names** must be in italics; write the genus name in full at first  
913 mention in each section (Abstract, Introduction, Materials and Methods, Results,  
914 Discussion) and abbreviate whenever mentioned again in the same section. When  
915 referring to a species, do not use the genus name alone, unless you have previously  
916 defined it that way; be precise when using 'sp.' (singular) and 'spp.' (plural).

917

918 At first mention in a section – 'The filter feeding of blue mussels *Mytilus edulis* was  
919 examined'.

920 After first mention in a section – 'Filter feeding rates of *M. edulis* increased with  
921 increasing temperature.'

922 **Abbreviations:** Define abbreviations and acronyms in the Abstract and at first mention  
923 in the main text, and thereafter use only the abbreviation / acronym.

#### 924 **Figures and tables**

925 Please consult [Guidelines to Authors on Figure Preparation](#).

926 Figures, tables, and their captions should be self-explanatory; e.g. abbreviations and  
927 acronyms must be defined here. For table footnotes, use superscripted lower case letters;  
928 asterisks can be used to indicate statistical significance (must be defined in the legend).

929

#### 930 **4. Acknowledgement section**

931 Declare all sources of funding of the study. In addition, you may wish to acknowledge  
932 any assistance you received from anyone not listed as author. Include this section before  
933 your Literature Cited.

934

#### 935 **5. References**

936 All references cited in the text must be listed in the Literature Cited section, and all  
937 listed literature must appear in the text, using Harvard (Name-Year) referencing style.

938 Citing references as 'in press' implies that the article has been accepted for publication;  
939 if pagination information is not available yet, the DOI should be included in the citation  
940 in the Literature Cited section. Unpublished results and submitted articles should be  
941 cited as: author's name unpub. data (e.g. N. Smith unpubl. data) in the text only.

942

943 **a. Within the text**

944 2 authors: use '&' between last names

945 3 or more authors: use the first author's last name followed by 'et al.' (not italicized and  
946 not separated by a comma)

947 If the same first author published multiple papers in the same year and the within-text  
948 citations would look identical, distinguish these citations with a lower case letter (a, b,  
949 c, etc.) after the year.

950 Multiple citations within a single bracket: separate cites with a comma (not a semi-  
951 colon). Sort multiple cites chronologically from oldest to newest and if several cites are  
952 from the same year, sort them alphabetically.

953 Examples:

954 (Burns 2000, Miller et al. 2000a,b, Quinn 2000, Barni in press)

955 **b. Literature Cited section**

956 Format required for citing literature (examples):

957 **Periodicals:** Use standard abbreviations according to 'BIOSIS Serial Sources' or use  
958 the style for your selected journal in a reference managing software. A list of over  
959 30000 journal names and BIOSIS abbreviations can be found [here](#). In addition, Endnote  
960 users may download styles for IR journals in this [Hiperlink](#) for import into reference  
961 managing software.

962 • Dempster T, Holmer M (2009) Introductory editorial. *Aquacult Environ Interact*  
963 1:1–5

964 **Books:** Write the title of the book in lower case, and give the publisher and place of  
965 publication. In the case of book series, give the series editor as well. Example:

966



967 • Hanski I (2005) The shrinking world: ecological consequences of habitat loss.  
968 In: Kinne O (ed) Excellence in ecology, Book 14. International Ecology Institute,  
969 Oldendorf/Luhe

970 **Papers from books, conference reports, symposium proceedings, etc.:** Give the title  
971 of the chapter, the editor(s) and title of the volume, the publisher and place of the  
972 publisher (not the location where the conference was held), and the pages of the chapter.  
973 The date cited must be the year of publication (not the year in which the conference was  
974 held). Example:

975 • West TL, Amrose WG (1992) Abiotic and biotic effects on population dynamics  
976 of oligohaline benthic invertebrates. In: Colombo G, Ferrari I, Ceccherelli VU, Rossi R  
977 (eds) Marine eutrophication and population dynamics. Proc 25th Eur Mar Biol Symp.  
978 Olsen & Olsen, Fredensburg, p 189–194

979 **Dissertations:** Write the title in lower case, the type of thesis / dissertation (e.g. MS /  
980 MSc / PhD), and give the university and its location. Example:

981 • Eve TM (2001) Chemistry and chemical ecology of Indo-Pacific gorgonians.  
982 PhD dissertation, University of California, San Diego, CA

983 **Websites:** Permanent databases such as FishBase, GenBank, or climatological sources  
984 may be included in the Literature Cited list; the access date must be given. URLs for  
985 printed publications also available online may be included with their citations. Example:  
986

987 • Froese F, Pauly D (2009) FishBase. [www.fishbase.org](http://www.fishbase.org) (accessed 13 Jan 2013)  
988 Other website references should only be cited in the body text.