



**UNIVERSIDADE ESTADUAL DE SANTA CRUZ - UESC**



**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SISTEMAS AQUÁTICOS TROPICAIS**

**ALINE DE JESUS LOBO**

**MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICO E DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DO  
BOTO-CINZA, *Sotalia guianensis* (VAN BENEDEN, 1864)**

**ILHÉUS – BAHIA – BRASIL  
2016**

**ALINE DE JESUS LOBO**

**MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICO E DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DO  
BOTO-CINZA, *Sotalia guianensis* (VAN BENEDEN, 1864)**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais da Universidade Estadual de Santa Cruz, como parte dos requisitos para a obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Área de concentração: Ecologia de comunidades e Ecossistemas Aquáticos

Orientador: Dr. Yvonnick Le Pendu

Coorientador: Dr. Leonardo Liberali Wedekin

**ILHÉUS – BAHIA – BRASIL  
2016**

L799 Lobo, Aline de Jesus.  
Modelagem de nicho ecológico e distribuição potencial do boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Beneden, 1864) / Aline de Jesus Lobo. – Ilhéus, BA: UESC, 2016.  
vii, 40 f. : il.

Orientador: Yvonnick Le Pendu.  
Coorientador: Leonardo Liberali Wedeklin.  
Dissertação (Mestrado) – Universidade Estadual de Santa Cruz. Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais.  
Inclui referências e apêndices.

1. Boto (Mamífero aquático). 2. Boto-cinza (*Sotalia guianensis*). 3. Cetáceo. 4. Animais – Comportamento. 5. Nicho (Ecologia). I. Título.

CDD 599.53

**ALINE DE JESUS LOBO**

**MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICO E DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DO  
BOTO-CINZA, *Sotalia guianensis* (VAN BENEDEN, 1864)**

ILHÉUS – BAHIA, ABRIL DE 2016.

---

Prof<sup>o</sup> Dr. Yvonnick Le Pendu  
UESC/DCB  
(Orientador)

---

Prof<sup>o</sup> Dr. Fábio Daura-Jorge  
UFSC  
(Examinador)

---

Prof<sup>o</sup> Dr. Marcos Rossi-Santos  
UFRB  
(Examinador)

**À Jesus que me deu a vida e a oportunidade de partilhar parte dela com os animais mais incríveis do mundo, em especial, Susy e Agatha!**

## AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Pós-Graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais da Universidade Estadual de Santa Cruz, pelo apoio durante todo o processo do curso e, também, financeiro (Projeto PROPP/UESC 1493).

À FAPESB pela concessão da bolsa durante todo o curso.

Ao professor Yvonnick por toda a sua disponibilidade, orientação e contribuição desde o início do processo seletivo até o final dessa dissertação.

Ao Leonardo por todo o incentivo, orientação, confiança e amizade durante meu processo de formação desde a graduação, assim como pela coorientação nesse projeto.

Ao Thadeu Sobral por sua paciência, contribuição e disponibilidade em compartilhar seu conhecimento sobre os *ENMs* e parceria nesse trabalho.

Ao professor Matheus Lima-Ribeiro pela acolhida em Goiânia e na Universidade Federal de Goiás com sua disciplina “Modelos de nicho ecológico e distribuição de espécies” que foram fundamentais para o esclarecimento de dúvidas e amadurecimento de ideias sobre os *ENMs*.

À banca, pela disponibilidade e por aceitarem avaliar e contribuir com o trabalho.

Ao Instituto Baleia Jubarte e ao Milton Marcondes pela oportunidade de estágio, apoio e parceria durante toda a minha formação acadêmica, contribuindo com dados, bibliografia e logística na elaboração de todos os trabalhos realizados e principalmente nesse projeto.

A todos os pesquisadores que coletaram, confiaram e disponibilizaram os dados, principalmente à Alexandre Douglas Paro, Ana Carolina Meirelles, Bianca Morais (GPMAl), Fernando Trujillo (*Fundación Omacha*), Gabrielle Amorim (GPMAl), Laurent Kelle (*WWF*), Leonardo Wedekin, Marcio Silva Bezzi, Maria do Socorro Santos Reis (Projeto MAMA), Meline Recchia (GPMAl) e Yvonnick Le Pendu (GPMAl).

A todos os observadores que participaram das coletas de dados, principalmente toda a equipe das embarcações Tomara, Boto-cinza e Moríá.

Ao meu noivo Marcio por todo amor, companheirismo e incentivo durante todo o meu processo de formação acadêmica, de vida e espiritual. TE AMO!

Aos meus pais e à toda minha família (de sangue: “de Jesus” e “Lobo”; e coração: “Bezzi”, “Nossa Senhora do Amparo” e amigos), por todo incentivo, confiança, auxílio e conselhos em todas as aventuras de minha vida. Lê, Dé e Bob, brigada pela acolhida no início dessa jornada.

Por fim e o mais importante agradecimento, à Deus que sempre me acompanhou e protegeu, principalmente durante os anos do mestrado onde me socorreu, deu amor e fortaleceu para que eu chegasse até aqui e sua mãe, Maria que me amparou e acolheu. Obrigada!!!

## MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICO E DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DO BOTO-CINZA, *Sotalia guianensis* (VAN BENEDEEN, 1864)

### RESUMO

Os modelos de nicho ecológico (*ecological niche models* - *ENMs*) promovem o conhecimento das interações de animais com o ambiente, fornecendo previsões de onde as espécies podem ocorrer de acordo com fatores ambientais. A partir dessas previsões, é possível identificar habitats mais ou menos adequados para a ocorrência das espécies, de acordo com os mapas de distribuição potencial gerados. O boto-cinza, *Sotalia guianensis*, é uma espécie costeira e bem estudada, porém os trabalhos publicados sobre sua distribuição e uso do habitat se limitam a determinadas populações. O presente estudo teve como objetivo modelar a distribuição geográfica potencial de *S. guianensis*, baseando-se em técnicas de *ENMs*, gerando um mapa de distribuição geográfica potencial da espécie. As coordenadas geográficas da espécie foram coletadas em saídas embarcadas entre 1997 e 2015 no Brasil, Guiana Francesa e Colômbia através de parcerias com Instituições e pesquisadores. Um total de 11 variáveis ambientais foram obtidas a partir do banco de dados MARSPEC em resolução de 10 km. Para a modelagem, as 859 coordenadas foram filtradas, para reduzir a autocorrelação espacial, resultando em 99 pontos independentes de presença de *S. guianensis*. Sete variáveis ambientais determinadas através da análise fatorial: batimetria, distância da costa, declividade, salinidade (mínima mensal e taxa de variação anual) e temperatura da superfície do mar (média anual e taxa de variação anual). Os dados foram analisados através dos *ENMs* onde foi gerado um mapa de distribuição potencial consensual entre diferentes algoritmos de *S. guianensis*. Os *ENMs* gerados nesse trabalho apontaram áreas potenciais para a distribuição de *S. guianensis* em plataformas rasas da margem continental da América do Sul e Central. Os modelos também apontaram como áreas potenciais diversas regiões onde não há registros de ocorrência da espécie, como por exemplo, áreas no Oceano Pacífico, Golfo da Califórnia, Golfo do México e ilhas do Mar do Caribe. Sugerimos que a ausência de *S. guianensis* nessas regiões pode ser devido a aspectos geográficos (p. ex. união entre os hemisférios), físicos (p. ex. temperatura da água), biológicos (p. ex. competição). Concluímos que o *S. guianensis* é uma espécie especialista de habitat onde sua distribuição geográfica potencial está concentrada nas plataformas rasas tropicais e subtropicais do Oceano Atlântico ocidental sendo mais restrita que as propostas da *IUCN* ou Da Silva et al. (2010).

Palavras-chave: Delphinidae. Mapas de adequabilidade. ENM.

**ECOLOGICAL NICHE MODELING AND POTENTIAL DISTRIBUTION OF  
GUIANA DOLPHIN, *Sotalia guianensis* (VAN BENEDEN, 1864)**

**ABSTRACT**

Ecological niche models (ENMs) promote knowledge about the interactions between animals and their environment by predicting where the species can occur according to environmental factors. Suitability maps are obtained through these models to show habitats that are more or less suitable for the species. Although the Guiana dolphin, *Sotalia guianensis*, is a coastal and well known species, published works on their distribution and habitat use are limited to the population level. Therefore, the objectives of this study were to: (1) model the potential geographical distribution of *S. guianensis* through ENMs, and (2) generate map of suitable habitats for the species. The geographical coordinates of the species were collected by marine mammal observers on research vessels between 1997 and 2015 in Brazil, French Guiana, and Colombia. The environment variables were obtained through the MARSPEC database with resolution of 10 km. The 859 records obtained were filtered to reduce spatial auto-correlation, resulting in 99 independent points of *S. guianensis* presence. The following environment variables were selected through a factorial analysis: bathymetry, distance to shore, bathymetric slope, salinity (monthly minimum and annual range) and sea surface temperature (annual mean and range). The data was analyzed through different ENMs, from which a combined suitability map was acquired. The ENMs calculated here show potential areas of *S. guianensis* distribution where the species was not reported, such as the Pacific Ocean, Gulf of California, Gulf of México, the oceanic islands in the Caribbean Sea. We suggest that the absence of *S. guianensis* in these regions is due to geographical (e.g. linking of North and South America), physical (e.g. water temperature) and biological (e.g. competition) dispersion barriers. Moreover, we conclude that *S. guianensis* is a specialist in habitat where their potential geographic distribution is concentrated in tropical and subtropical shallow platforms in the western Atlantic Ocean is more restrictive than the proposals of IUCN or Da Silva et al. (2010).

Keywords: Delphinidae. Maps of suitability. ENM.

## SUMÁRIO

	<b>RESUMO</b> .....	vi
	<b>ABSTRACT</b> .....	vii
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	1
<b>2</b>	<b>REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	3
<b>3</b>	<b>MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICO E DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DO BOTO-CINZA, <i>Sotalia guianensis</i> (VAN BENEDEN, 1864)</b> .....	6
	<b>Resumo</b> .....	6
<b>3.1</b>	<b>Introdução</b> .....	7
<b>3.2</b>	<b>Materiais e Métodos</b> .....	9
<b>3.3</b>	<b>Resultados</b> .....	14
<b>3.4</b>	<b>Discussão e conclusões</b> .....	17
<b>3.5</b>	<b>Agradecimentos</b> .....	21
<b>3.6</b>	<b>Literatura Citada</b> .....	22
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES GERAIS</b> .....	27
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	28
	<b>APÊNDICES</b> .....	31

## 1 INTRODUÇÃO

Os cetáceos são mamíferos aquáticos pertencentes à Ordem Cetartiodactyla que inclui os mysticetos, animais com barbatanas (p. ex. grandes baleias), e odontocetos, animais com dentes (p. ex. golfinhos). O gênero Neotropical *Sotalia* inclui as espécies tucuxi (*Sotalia fluviatilis* GERVAIS; DEVILLE IN GERVAIS, 1853) e boto-cinza (*Sotalia guianensis* VAN BENEDEEN, 1864) (CUNHA et al., 2011; MONTEIRO-FILHO et al., 2002). *S. fluviatilis* é encontrado em ambientes dulcícolas das bacias hidrográficas Amazônica e do Orinoco (CABALLERO et al., 2007; CUNHA et al., 2005; GOMEZ-SALAZAR et al., 2010). *S. guianensis* (Figura 1) ocorre principalmente em águas rasas e costeiras e em ambientes estuarinos (AZEVEDO et al., 2007; BOROBIA et al., 1991; FLORES; FONTOURA, 2006; LODI, 2003; ROSSI-SANTOS et al., 2006; WEDEKIN et al., 2010). Esses animais se distribuem na costa Atlântica ocidental da América Central e Sul, desde o sul do Brasil (27°35'S, 48°35'W) à Nicarágua (14°35'N, 83°14'W) e possivelmente Honduras (15°58'N, 79°54'W) (DA SILVA; BEST, 1996; SIMÕES-LOPES, 1988). Apesar de seus hábitos costeiros e estuarinos, a espécie pode ser encontrada a cerca de 70 km da costa em uma região conhecida como Banco dos Abrolhos, costa leste do Brasil (BOROBIA et al., 1991; ROSSI-SANTOS et al., 2006), que é caracterizado por um prolongamento da plataforma continental (LEÃO, 1994).



Figura 1 – Boto-cinza, *Sotalia guianensis*. (Foto: Lis Bittencourt)

Golfinhos costeiros estão sujeitos a diversos impactos devido à proximidade com áreas urbanas e desembocaduras de rios que, por sua vez, podem receber águas contaminadas por indústrias, mineração e agricultura. Algumas espécies são consideradas ameaçadas, como o boto-cinza no Brasil, classificado como “vulnerável” de acordo com a lista brasileira de espécies ameaçadas (Portarias MMA nº 444/2014 e nº 445/2014). Embora *S. guianensis* tenha hábitos costeiros e seja bem estudado, a lista vermelha de espécies ameaçadas da *IUCN* classifica-o “deficiente em dados”, pois não existem informações populacionais e de distribuição essenciais para a definição de status. Portanto, compreender e descrever processos ecológicos que determinam a distribuição dessa espécie, é tema relevante de pesquisa. Porém, são muitas as dificuldades na realização de pesquisas em ambiente marinho, pois geralmente os custos financeiros do trabalho de campo são altos.

Recentemente, estudos preditivos estão sendo realizados para determinar o nicho ecológico de uma espécie (p. ex. *Stenella longirostris*, THORNE et al., 2012), auxiliando no entendimento de sua distribuição geográfica. Jiménez (2005) ressalta que através desses métodos pode-se estudar espécies que habitam áreas de difícil acesso ou locais ainda desconhecidos pela comunidade científica.

Apesar de *S. guianensis* ser uma espécie costeira, os trabalhos publicados sobre sua distribuição se limitam a nível populacional. Portanto, o presente estudo tem como objetivo modelar a distribuição geográfica potencial de *S. guianensis*, baseando-se em técnicas de modelagem de nicho ecológico, gerando um mapa de distribuição potencial da espécie.

## 2 REVISÃO DE LITERATURA

O nicho ecológico foi descrito pela primeira vez por Grinnell (1917), onde o autor define que o conjunto de fatores abióticos (p. ex. temperatura), determina condições ambientais necessárias para o estabelecimento, sobrevivência e reprodução das espécies.

Posteriormente, Elton (1927) definiu nicho ecológico levando em consideração fatores bióticos como a dinâmica dos animais em relação a outras espécies, assim como sua relação com os recursos consumidos.

Mais tarde, Hutchinson (1957) descreveu o nicho ecológico como um “hipervolume n-dimensional”. Por exemplo, em animais aquáticos, o intervalo de temperatura que uma espécie tolera e as profundidades que limitam sua sobrevivência são alguns exemplos de fatores que definem o seu nicho ecológico. Portanto, o nicho é o resultado da interação entre as necessidades e tolerâncias que determinam as condições e recursos necessários para os indivíduos de uma espécie sobreviverem e se reproduzirem. Em outras palavras, o nicho de uma espécie tem relação com as suas necessidades e espaço geográfico (PULLIAM, 2000). Hutchinson (1957) ainda diferenciou nicho ecológico em dois: 1) nicho fundamental, também conhecido como “nicho Grineliiano”, relacionado às necessidades fisiológicas das espécies e 2) nicho realizado, com um enfoque biológico, onde a presença de uma espécie reduz o nicho fundamental de outra através da competição.

Segundo Soberón (2007) e Soberón e Peterson (2005), a área de distribuição de uma espécie é determinada por três fatores: 1) condições abióticas, 2) interações bióticas e 3) capacidade de dispersão. Esses fatores agem em conjunto e afetam a distribuição das espécies. Então, os resultados podem ser visualizados em um diagrama “BAM” (PETERSON et al., 2011; SOBERÓN, 2007; SOBERÓN; PETERSON, 2005) (Figura 2).

A modelagem de nicho ecológico não aborda o nicho realizado de uma espécie tendo em vista as dificuldades, por exemplo, em mensurar as interações entre as espécies pois elas são dinâmicas e mudam a todo tempo (ARAÚJO; LUOTO, 2007; DAVIS et al., 1998). Esses estudos preditivos têm como foco o nicho fundamental ou Grineliiano, onde os fatores abióticos são utilizados para encontrar adequabilidade ambiental para a sobrevivência de uma espécie (PETERSON et al., 2011).

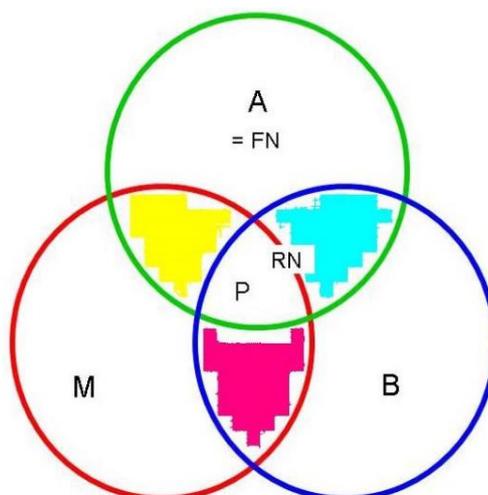


Figura 2 – Diagrama “BAM”. A área A (verde) representa a região onde os fatores abióticos são apropriados para a espécie e pode ser considerada como a expressão geográfica do Nicho Fundamental (*Fundamental Niche - FN*). A área B (azul) é a região onde ocorre a combinação ideal de interações bióticas. A interseção de A com B representa a extensão do Nicho Realizado (*Realized Niche - RN*). M (vermelho) é composto de todas as partes acessíveis para a espécie ocorrer, sem barreiras de dispersão e colonização. A interseção de A, B e M é igual a P, e corresponde à região em que os fatores abióticos e bióticos são favoráveis para que a espécie ocorra e é equivalente a distribuição geográfica das espécies. (SOBERÓN; PETERSON, 2005).

O processo de modelagem é estruturado em três pilares principais: i) os pontos de ocorrência da espécie; ii) as variáveis ambientais e iii) os algoritmos, que são capazes de unir os dois pilares anteriores e predizerem a distribuição potencial da espécie (FRANKLIN, 2009; PETERSON et al., 2011). Os pontos de ocorrência são as coordenadas geográficas das presenças da espécie que podem ser obtidas através de coletas de campo, literatura científica e, coleções. As variáveis ambientais estão disponíveis livremente em diversos bancos de dados para utilização em projetos acadêmicos e outros. Os algoritmos são utilizados para determinar as preferências da espécie em relação ao espaço ambiental. Entretanto, os algoritmos disponíveis atualmente apresentam diferenças fundamentais resultando em predições da distribuição potencial diferentes para a espécie estudada. Uma solução para gerar predições mais robustas é a utilização de uma técnica de projeção combinada conhecida como *ensemble solutions* (ARAÚJO; NEW, 2007). Uma maneira de apresentar a projeção combinada consiste em gerar um mapa de distribuição potencial consensual onde o número total de modelos é apresentado em cada local de ocorrência potencial da espécie (ARAÚJO; NEW, 2007).

Para validar os modelos, é necessário a utilização de um novo conjunto de dados: pode-se realizar uma nova coleta de dados ou a divisão do próprio conjunto de dados já coletados que deve ser aleatória e repetida inúmeras vezes para diminuir a correlação entre os dados de treino e de teste. Como na maioria dos casos, a coleta de novos dados é inviável,

pode-se utilizar uma técnica conhecida como *bootstrap* que divide os dados aleatoriamente em conjuntos de dados treino (que geram os modelos) e teste (que testam os modelos) (EFRON, 1979; GUIBAN; ZIMMERMANN, 2000). O conjunto de dados teste é confrontado com os modelos gerados pelo conjunto de dados treino e então calculam-se dois tipos de erros, que são baseados na matriz de confusão e conhecidos como erros de omissão e comissão (FIELDING; BELL, 1997). O erro de omissão (subprevisão) corresponde a regiões onde os modelos predizem a ausência da espécie quando na verdade ela está presente. O erro de comissão (sobrepredição) consiste na previsão de ocorrência da espécie em regiões onde ela não está presente, ou que ainda não foi observada (FIELDING; BELL, 1997; PETERSON et al., 2011).

Para melhor visualização e utilização dos estudos preditivos na conservação de espécies, pode-se estabelecer um limiar de decisão (*threshold*) para transformar os mapas de distribuição contínua em categorias de presença e ausência (FIELDING; BELL, 1997). Regiões com adequabilidade igual ou superior ao limiar são preditas como áreas potenciais para a ocorrência das espécies. As regiões preditas adequadas para a distribuição de uma espécie são dependentes do critério utilizado para escolher o limiar de decisão (NENZÉN; ARAÚJO, 2011) que é influenciado pelos objetivos do estudo. Por exemplo, se escolhermos um limiar conservador, a área de distribuição modelada será ampla, aumentando os erros de comissão. Entretanto, se o limiar escolhido for muito restritivo, a área de distribuição será reduzida, aumentando os erros de omissão.

Para avaliar os modelos gerados, uma métrica utilizada para essa finalidade é a *True Skill Statistics (TSS)* que leva em conta os erros de omissão e comissão (ALLOUCHE et al., 2006). Os valores de *TSS* variam de -1 à +1 onde: a) os valores +1 indicam que o desempenho dos modelos gerados com os dados treino foram melhores dos que os gerados pelos dados teste e b) os valores de zero ou menos indicam que o desempenho dos modelos gerados pelos dados treino foram piores que os gerados pelos dados teste (ALLOUCHE et al., 2006).

### 3 MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICO E DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DO BOTO-CINZA, *Sotalia guianensis* (VAN BENEDEEN, 1864)

#### RESUMO

Os modelos de nicho ecológico (*ENMs*) promovem o conhecimento das interações de animais com o ambiente, fornecendo previsões de onde as espécies podem ocorrer de acordo com fatores ambientais. Embora *Sotalia guianensis* seja uma espécie costeira e bem estudada, os trabalhos publicados sobre sua distribuição e uso do habitat se limitam a populações. Nesse estudo, a distribuição geográfica potencial de *S. guianensis* foi modelada através de *ENMs*. As coordenadas geográficas da espécie foram coletadas entre 1997 e 2015 no Brasil, Guiana Francesa e Colômbia. Onze variáveis ambientais foram extraídas do banco de dados MARSPEC em resolução de 10 km. Para modelar, as 859 coordenadas foram filtradas, para reduzir o viés espacial, resultando em 99 pontos independentes de presença de *S. guianensis*. Sete variáveis ambientais determinadas através da análise fatorial: batimetria, distância da costa, declividade, salinidade (mínima mensal e taxa de variação anual) e temperatura da superfície do mar (média anual e taxa de variação anual). A modelagem, entre diferentes algoritmos, gerou um mapa de distribuição potencial consensual de *S. guianensis*. Os modelos apontaram adequabilidade ambiental para a ocorrência de *S. guianensis* em plataformas rasas da margem continental da América do Sul e Central. Os *ENMs* também encontraram áreas adequadas onde não há registros da ocorrência da espécie, como por exemplo, Oceano Pacífico, Golfo do México e ilhas do Mar do Caribe. A ausência de *S. guianensis* nessas regiões pode ser devido a aspectos geográficos, físicos e biológicos. Concluímos que o *S. guianensis* é uma espécie especialista de habitat concentrando-se nas plataformas rasas tropicais e subtropicais do Oceano Atlântico ocidental.

Palavras-chave: cetacea, mapas de adequabilidade, *ENM*.

### 3.1 INTRODUÇÃO

O nicho ecológico de uma espécie foi definido por Hutchinson (1957) como um hipervolume n-dimensional, onde “n” é o número de dimensões que constituem o nicho dos organismos. Essas dimensões podem se sobrepor, mas devem diferir em pelo menos uma delas para evitar a exclusão competitiva (Gause *et al.* 1934, Hutchinson 1957). Um exemplo clássico é o trabalho de MacArthur (1958) sobre aves canoras em florestas coníferas no Hemisfério Norte. As diferentes espécies se alimentam em partes distintas das árvores e capturam seu alimento de forma diferente. Segundo o autor, fatores como o consumo de diferentes recursos, do mesmo recurso em locais distintos ou em momentos diferentes são importantes para partição de habitats entre as espécies (MacArthur 1958).

Os odontocetos estão presentes em sua maioria em águas tropicais e temperadas de ambos hemisférios (Forcada 2009). Sua distribuição pode ser influenciada por variáveis ambientais como profundidade, temperatura, salinidade, distância da costa e declividade (Davis *et al.* 1998, Davis *et al.* 2002, Torres *et al.* 2003, Parra *et al.* 2006, Redfern *et al.* 2006, Rossi-Santos *et al.* 2006, Azevedo *et al.* 2007, De Stephanis *et al.* 2008, Gross *et al.* 2009).

O boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Beneden 1864) é encontrado frequentemente em águas rasas de regiões costeiras (Azevedo *et al.* 2007, Borobia *et al.* 1991, Flores & Fontoura 2006, Lodi 2003, Rossi-Santos *et al.* 2006; Wedekin *et al.* 2010), mas estudos como o de Borobia *et al.* 1991 e Rossi-Santos *et al.* 2006, relatam sua ocorrência à cerca de 70 km da costa no Banco dos Abrolhos, costa leste do Brasil. Sua distribuição é descrita para a costa Atlântica ocidental da América Central e Sul, desde o sul do Brasil (27°35'S, 48°35'W) à Nicarágua (14°35'N, 83°14'W) e possivelmente Honduras (15°58'N, 79°54'W) (Simões-Lopes 1988, Da Silva & Best 1996, Flores & Da Silva 2009).

Animais com hábitos costeiros ficam vulneráveis à impactos antrópicos e vários deles são considerados ameaçados devido às pressões que sofrem nestes ambientes, como é o caso do *S. guianensis* que está na lista brasileira de espécies ameaçadas classificado como espécie “vulnerável”. Além disso, *S. guianensis* está na lista vermelha de espécies ameaçadas da *IUCN* classificado como “deficiente em dados”. Portanto, são necessários mais estudos sobre a ecologia e biologia da espécie.

Recentemente, surgiram análises matemáticas e computacionais que ajudam a compreender a distribuição geográfica de espécies (Peterson 2003, Jiménez 2005, Peterson *et al.* 2011, Silva *et al.* 2014, Caruso *et al.* 2015). Os modelos de nicho ecológico (*Ecological Niche Models - ENMs*) promovem o conhecimento das interações de animais com o ambiente, fornecendo previsões de onde as espécies podem ocorrer de acordo com fatores ambientais (Peterson *et al.* 2011). A partir dessas previsões, é possível identificar habitats mais e/ou menos adequados para a ocorrência das espécies, de acordo com os mapas de distribuição potencial gerados (Peterson *et al.* 2011). Os objetivos da modelagem de nicho ecológico é preencher as lacunas sobre o conhecimento da distribuição geográfica de espécies assim como inferir os seus padrões de distribuição em diferentes cenários temporais tais como passado, presente e futuro (Cassini 2013). Assim, a identificação das variáveis ambientais que influenciam a distribuição dos táxons e a elaboração de mapas preditivos de distribuição potencial são focos da modelagem de nicho ecológico.

Apesar de *S. guianensis* ter hábitos costeiros, há diversas lacunas sobre sua ecologia como, por exemplo, sua distribuição potencial tendo em vista que não foram encontrados na literatura trabalhos com essa abordagem para a espécie. Sendo assim, o objetivo deste estudo foi modelar a distribuição geográfica potencial de *S. guianensis*, através de *ENMs*, gerando um mapa de adequabilidade ambiental para a espécie.

### 3.2 MATERIAIS E MÉTODOS

Foram gerados *ENMs* para a região Neotropical como área de estudo a partir de um Sistema de Informações Geográficas (SIG) com o auxílio dos programas *ESRI ArcMap* versão 10 e *software* livre R (R Development Core Team 2015). As técnicas de *ENMs* são estruturadas em três pilares principais: i) conjunto de pontos de ocorrência da espécie; ii) as variáveis ambientais; e iii) os algoritmos/modelos, que são capazes de unir os dois pilares anteriores e predizerem a distribuição potencial da espécie (Franklin 2009, Peterson *et al.* 2011).

#### **i) Pontos de ocorrência**

Os pontos de ocorrência utilizados nesse trabalho são as coordenadas geográficas de presenças de *S. guianensis* que foram obtidos durante saídas embarcadas e sobrevoos realizados entre 1997 e 2015 por diferentes instituições e pesquisadores (Tabela 1). Esses pontos foram extraídos das planilhas de campo e padronizados em formato de graus decimais para a realização das etapas da modelagem de nicho. Após esse procedimento, cada um dos pontos foi plotado no *software ArcGIS* a fim de garantir a coerência dos dados em relação às informações fornecidas pelos parceiros deste projeto. Pontos duvidosos, como por exemplo, aqueles que estavam em terra, foram excluídos das análises. Para reduzir a auto correlação espacial e minimizar os vieses na modelagem, foi criado um filtro dos pontos disponíveis através da ferramenta *SDMtoolbox* no *software ArcGIS* (Brown 2014). O filtro consiste na escolha aleatória de pontos e exclusão dos pontos com distância inferior a 10 km.

Tabela 1 - Dados utilizados para a modelagem da distribuição geográfica potencial de *S. guianensis* (1997 – 2015).

<b>Ano</b>	<b>País / Estados</b>	<b>Autor dos registros</b>	<b>Tipo de coleta</b>
1997 à 2014	Brasil / PB, PE, SE, BA, ES	IBJ	Saídas embarcadas
2002 e 2003	Brasil / BA	Maria do Socorro Santos Reis (Projeto MAMA)	Saídas embarcadas
2008	Brasil / RN	Alexandre Douglas Paro	Saídas embarcadas
2009 à 2011	Brasil / CE	Ana Carolina Meirelles	Saídas embarcadas
2010	Brasil / BA	Meline Recchia (GPMIAI)	Saídas embarcadas
2010	Brasil / BA	Bianca Morais (GPMIAI)	Saídas embarcadas
2013	Guiana Francesa / ao longo de toda a costa	Laurent Kelle (WWF)	Sobrevoos
2013 à 2015	Brasil / BA, RJ, SC	Leonardo Wedekin	Saídas embarcadas
2014	Colômbia / Atlântico, Magdalena	Fernando Trujillo (Fundación Omacha)	Saídas embarcadas
2014 e 2015	Brasil / BA	Gabrielle Amorim (GPMIAI)	Saídas embarcadas
2015	Brasil / SP	Marcio Silva Bezzi	Saídas embarcadas

## ii) Variáveis ambientais

Os dados ambientais foram obtidos no banco de dados MARSPEC (<http://www.marspec.org/>) em uma resolução de 10 km (5 arc-min) em formato *raster*. O MARSPEC é um conjunto de dados georreferenciados de alta resolução com camadas de dados climáticos e geofísicos para os oceanos de todo o mundo (Sbrocco & Barber 2013). As variáveis geofísicas do MARSPEC foram derivadas de um conjunto de dados de batimetria de alta resolução do SRTM30\_PLUS (Becker *et al.* 2009). Os dados climáticos que o MARSPEC disponibiliza são derivados do Atlas Mundial dos Oceanos do NOAA e imagens do satélite AQUA, sensor MODIS, da NASA (Sbrocco & Barber 2013).

Foram geradas camadas para 11 variáveis climáticas e descritoras de habitat: batimetria, distância da costa, declividade, salinidade (média anual, mínima mensal, máxima mensal, taxa de variação anual e variância anual), temperatura da superfície do mar (média anual, taxa de variação anual e variância anual). Para selecionar as variáveis que serão utilizadas na modelagem, foi realizada uma análise fatorial a fim de evitar a utilização de variáveis correlacionadas e reduzir o viés das análises. As variáveis que apresentarem autocorrelação serão escolhidas através de sua relevância em relação a biologia da espécie.

## iii) Algoritmos

Os *ENMs* são gerados com dados de presença dos animais e calculados usando diferentes algoritmos, pois não há um que seja ideal e correto para todos os objetivos dos estudos sobre distribuição espacial (Marmion *et al.* 2009, Li & Wang 2013). Os modelos desse projeto foram calculados a partir de cinco algoritmos distintos: Bioclim, Gower, Mahalanobis, SVM e MaxEnt (Lima-Ribeiro & Diniz-Filho 2013).

O Bioclim é o modelo mais simples e se baseia em envelopes climáticos, onde são selecionadas (em formato de um envelope retilíneo) todas as regiões que apresentam valores

obrigatoriamente dentro de intervalos tolerados pela espécie em relação às variáveis estudadas (Busby 1986, Busby 1991). Essas regiões indicam a distribuição potencial para a espécie (Busby 1991). Esse algoritmo não demonstra um gradiente contínuo na adequabilidade do hábitat, mas indica se um local é adequado ou não à sobrevivência da espécie de acordo com seu envelope bioclimático (Busby 1991).

Os algoritmos Gower (modelos baseados em distâncias ambientais) (Carpenter *et al.* 1993) e distância de Mahalanobis (modelos baseados em análises multivariadas) (Farber & Kadmon 2003) diferem apenas no seu método para calcular os modelos. Na distância de Mahalanobis, o ótimo ecológico da espécie é estimado a partir de um espaço ambiental multivariado. Entretanto, ambos os algoritmos assumem a existência de um “ótimo” ecológico para a sobrevivência da espécie, determinado a partir de um centroide das condições ambientais em relação aos pontos de presença delas formando um envelope circular ou elipsoidal no espaço ambiental (Carpenter *et al.* 1993). Portanto, assume-se que a espécie apresenta taxas de crescimento cada vez menores conforme o ambiente se diferencia do ótimo ecológico.

Outra classe de modelos são os de aprendizagem-automática ou inteligência artificial, como os calculados pelos algoritmos MaxEnt (Maximum Entropy) (Phillips *et al.* 2006, Phillips & Dudik 2008, Elith *et al.* 2011) e SVM (Support Vector Machines) (Vapnik 1995, Guo *et al.* 2005, Drake *et al.* 2006, Lorena *et al.* 2008). Estes modelos são diferentes dos demais pois ajustam suas funções utilizando pseudo-ausências que são selecionadas aleatoriamente na área de estudo (*background*) (Phillips *et al.* 2009, Lorena *et al.* 2011).

Para lidar com as incertezas referentes aos diferentes tipos de algoritmos, usou-se uma técnica chamada *ensemble solutions*. Essa técnica de projeção combinada é utilizada para fornecer apenas um mapa de adequabilidade ambiental através das réplicas distintas geradas por diferentes algoritmos (Araújo & New 2007).

#### 4.1.1 Avaliação dos modelos

Para a avaliação dos modelos, são utilizados outros pontos de ocorrência que são sobrepostos aos modelos gerados. Uma forma de fazer isso é coletar novos dados em campo ou na literatura e contrastar aos modelos previamente gerados. Mas, como em muitos casos isso não é possível, outra técnica utilizada é a divisão do nosso próprio conjunto de dados de ocorrência em pontos treino (usados para gerar os modelos) e pontos teste (que serão contrastados aos modelos gerados). A técnica escolhida para avaliar os modelos deste projeto foi a de *bootstrap* (Efron 1979). De acordo com a técnica, os dados (pontos de presença) foram divididos de maneira aleatória em conjuntos de dados treino (75% dos dados para gerar os modelos) e teste (25% dos dados para validar os modelos) (Guisan & Zimmermann 2000). Esses pontos são confrontados com os modelos gerados e então se calcula dois tipos de erros, omissão e comissão, que são baseados na matriz de confusão (Fielding & Bell 1997).

Foi estabelecido um limiar de decisão para transformar os mapas de distribuição contínua em categórica (presença e ausência) (Fielding & Bell 1997) onde, por exemplo, regiões com adequabilidade igual ou superior ao limiar foram preditas potenciais para a ocorrência de *S. guianensis*. O limiar de decisão escolhido para este projeto tendo em vista o objetivo principal deste estudo a conservação da espécie, foi o de máxima sensibilidade e especificidade (*Maximized Sum Threshold - MST*) que maximiza o acerto das ocorrências e ausências da espécie de maneira mais acurada (Manel *et al.* 2001, Jiménez-Valverde & Lobo 2007). Portanto, valores iguais ou superiores ao maior valor de sensibilidade foi utilizado para predizer áreas adequadas para a presença de *S. guianensis*.

Para avaliar o desempenho dos modelos gerados deste projeto foi utilizada a métrica *True Skill Statistics (TSS)* que leva em conta os erros de omissão e comissão (Allouche *et al.* 2006).

#### 4.1.2 Modelagem

A modelagem foi repetida quinze vezes para cada algoritmo, totalizando setenta e cinco modelos (15 réplicas x 5 algoritmos = 75 modelos). As quinze réplicas de cada algoritmo foram combinadas através da técnica *ensemble* de frequência para a elaboração de apenas um mapa para cada um dos algoritmos. Após esse procedimento, foi realizada a combinação dos cinco modelos obtidos, resultando em um mapa de distribuição geográfica potencial consensual de *S. guianensis* (Figura 1).

### 3.3 RESULTADOS

#### *Pontos de ocorrência*

Foram utilizados 859 pontos de presença de *S. guianensis* da Colômbia ao Sul do Brasil onde, após a filtragem, permaneceram 99 pontos para a utilização nas análises.

#### *Variáveis ambientais*

Uma análise fatorial (Tabela 2) permitiu selecionar 7 das 11 variáveis ambientais disponíveis no MARSPEC para modelagem, quais sejam: batimetria, distância da costa, declividade, salinidade (mínima mensal e taxa de variação anual) e temperatura da superfície do mar (média anual e taxa de variação anual).

As variáveis que demonstram correlação entre si foram escolhidas por critérios biológicos, avaliando sua relevância de acordo com a biologia da espécie. Por exemplo, as variáveis derivadas da salinidade (veja fator MR1), onde foi escolhida a mínima mensal da salinidade. Esta escolha baseou-se no fato de que a espécie não é encontrada em ambientes dulcícolas e a salinidade mínima é um possível fator limitante para a ocorrência da mesma. Mesmo quando

encontrada em estuários, o boto-cinza adentra os rios quando a salinidade é mais próxima da água do mar.

Tabela 2 - Resultados obtidos na análise de correlação (Análise Fatorial) entre um conjunto de variáveis ambientais de acordo com os fatores: MR1, MR2, MR3 e MR4. Notação: Em negrito seguem as variáveis escolhidas para a modelagem. As variáveis: média anual de salinidade, mínima mensal de salinidade e máxima mensal de salinidade correspondem ao primeiro fator (MR1). As variáveis: taxa de variação anual de salinidade e variância anual de salinidade correspondem ao segundo fator (MR2). As variáveis: taxa de variação anual da temperatura da superfície do mar e variância anual da temperatura da superfície do mar correspondem ao terceiro fator (MR3). As variáveis: batimetria, distância da costa, declividade e média anual da temperatura da superfície do mar correspondem ao quarto fator (MR4). As casas vazias são resultantes de valores abaixo de 0,1.

Variáveis	MR1	MR2	MR3	MR4
<b>Batimetria</b>	-0,189	0,154		<b>0,474</b>
<b>Distância da costa</b>				<b>-0,523</b>
<b>Declividade</b>				<b>0,102</b>
Média anual de salinidade	0,958	-0,187		-0,203
<b>Mínima mensal de salinidade</b>	<b>0,752</b>	-0,578		-0,326
Máxima mensal de salinidade	0,992			
<b>Taxa de variação anual de salinidade</b>		<b>0,932</b>		0,412
Variância anual de salinidade		0,852		
<b>Média anual de temperatura da superfície do mar</b>	0,648	0,125	-0,171	<b>0,381</b>
<b>Taxa de variação anual da temperatura da superfície do mar</b>			<b>0,977</b>	
Variância anual da temperatura da superfície do mar			0,966	0,152
	<b>MR1</b>	<b>MR2</b>	<b>MR3</b>	<b>MR4</b>
Autovalores	2,947	1,951	1,943	0,992
Proporção de variação	0,268	0,177	0,177	0,09
Variância cumulativa	0,268	0,445	0,622	0,712

### Modelagem

Um mapa consensual da distribuição geográfica potencial de *S. guianensis* para Região Neotropical oriundo da modelagem está apresentado na Figura 1.

O mapa mostra alta adequabilidade ambiental para a ocorrência do boto-cinza nas plataformas rasas da América do Sul e Central que margeiam o Oceano Atlântico. Além disso, sua

distribuição potencial foi demonstrada em regiões do Oceano Pacífico, em águas mais frias do Oceano Atlântico Sul e ilhas onde a espécie não ocorre, como por exemplo no mar do Caribe, onde o mapa demonstra alta adequabilidade ambiental.

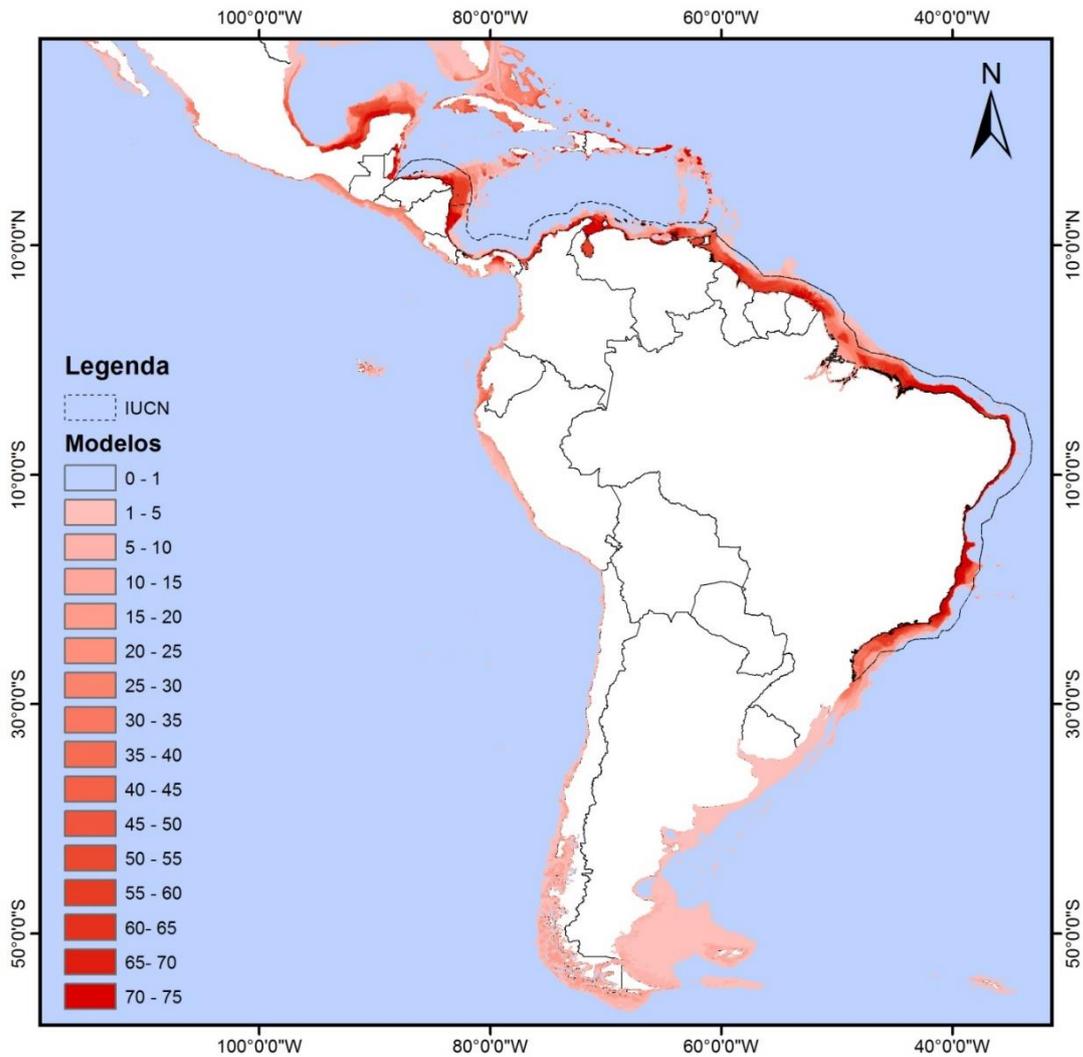


Figura 1 - Mapa com a distribuição potencial de *S. guianensis*, baseado em 75 modelos de nicho ecológico. A intensidade do tom vermelho aumenta conforme mais modelos encontram adequabilidade ambiental para a ocorrência da espécie. A área pontilhada é a região de distribuição conhecida da espécie de acordo com a IUCN (IUCN 2016).

### 3.4 DISCUSSÃO E CONCLUSÕES

A área de distribuição conhecida para *S. guianensis* situa-se desde o sul do Brasil à Nicarágua e possivelmente Honduras (Simões-Lopes 1988, Da Silva & Best 1996). Dentro da área de distribuição conhecida para a espécie, resumida pelo polígono aceito pela *IUCN*, os modelos indicam uma distribuição mais restrita a regiões próximas da costa. Esta distribuição mais restrita é notável em regiões com plataforma continental estreita, como o nordeste do Brasil. A distribuição geográfica potencial descrita pelos modelos corrobora a visão proposta por alguns autores de que o boto-cinza é um especialista de habitat (Wedekin *et al.* 2010), apesar de sua ampla distribuição latitudinal no Oceano Atlântico Sul ocidental, nas Américas Central e do Sul.

Os *ENMs* calculados nesse trabalho apontaram áreas potenciais para a distribuição de *S. guianensis* em locais onde não há registros de ocorrência da espécie, como por exemplo, áreas no Oceano Pacífico, Golfo da Califórnia, Golfo do México, Belize, ilhas oceânicas do Mar do Caribe. Sugere-se que a ausência de *S. guianensis* nessas regiões pode ser devido a aspectos geográficos (p. ex. união entre os hemisférios), físicos (p. ex. temperatura da água) e biológicos (p. ex. competição).

Estudos recentes (Bacon *et al.* 2015, Montes *et al.* 2015) apontam que as Américas do Norte e Sul provavelmente se uniram entre 10-15 milhões de anos atrás (Ma). Essa hipótese é corroborada pelos resultados encontrados nesse estudo sobre a ausência de *S. guianensis* no Oceano Pacífico, tendo em vista que o gênero *Sotalia* só surgiu há 5 Ma (Cunha *et al.* 2005). Segundo Cunha *et al.* 2011, a separação entre as espécies marinha e Amazônica de *Sotalia* ocorreu aproximadamente a 2,3 Ma quando se estabeleceu a bacia amazônica moderna (Campbell *et al.* 2006, Figueiredo *et al.* 2009). Além disso, segundo Cunha *et al.* 2011, a colonização da bacia amazônica por *Sotalia* certamente teve origem Atlântica pois a conexão

com o Caribe estava fechada pela Cordilheira dos Andes há cerca de 8 Ma (Hoorn *et al.* 1995). Sugere-se também que os animais não foram capazes de chegar ao Oceano Pacífico através da região Sul do Oceano Atlântico por não haver uma continuidade de habitats adequados: menos de 10 modelos encontraram áreas potenciais para a ocorrência da espécie nessa região.

Nas regiões do Golfo do México, ilhas do Mar do Caribe (p. ex. da Ilha Granada às Ilhas Virgens, Porto Rico, República Dominicana, Bahamas, Cuba, Jamaica), grande parte dos modelos (mais de 50) encontraram áreas potenciais para a ocorrência de *S. guianensis*, apesar de não haver conhecimento da presença da espécie nesses locais. No caso das ilhas do Caribe, as regiões profundas que separam estas ilhas representam descontinuidades dos habitats preferenciais do boto-cinza e podem atuar como um tipo de barreira comportamental de dispersão. O boto-cinza ocupa preferencialmente áreas rasas, em profundidades de até 50 m (Da Silva *et al.* 2010).

Outras variáveis não incluídas na modelagem também podem ser importantes para a distribuição da espécie. A distribuição geográfica do boto-cinza coincide com a distribuição dos ecossistemas de manguezais (Monteiro-Filho & Monteiro 2008). A associação da espécie com desembocaduras de rios também já foi proposta (Rossi-Santos *et al.* 2006). Tanto rios como manguezais podem gerar incremento da produtividade primária e/ou atuar como berçários para diferentes presas do boto-cinza. O papel destas e outras variáveis de habitat na distribuição da espécie merecem ser investigadas no futuro.

Outro fator importante, que pode impedir o estabelecimento do boto-cinza em determinadas áreas é a presença de potenciais competidores, como o golfinho nariz-de-garrafa, *Tursiops truncatus*. Uma espécie de maior porte como *T. truncatus* pode estar restringindo a ocorrência de *S. guianensis* devido a uma possível interação interespecífica negativa, como a competição. Interações comportamentais agonísticas entre *T. truncatus* e *S. guianensis* foi observada em

cativeiro por Terry (1984) e em ambientes naturais no Brasil por Wedekin *et al.* (2004), que descreveram um encontro agressivo entre essas espécies no limite sul de sua distribuição. Já foi proposto que o grupo grande e coeso de botos-cinza que habita o limite de distribuição sul, na Baía Norte, seja uma resposta comportamental ao risco iminente de interações agressivas com *T. truncatus* (Daura-Jorge *et al.*, 2005, Wedekin *et al.* 2004). É notável que além dos limites de distribuição da espécie, os estuários são dominados por *T. truncatus*. Ao sul são conhecidas populações residentes de *T. truncatus* em Laguna (Daura-Jorge *et al.* 2012) e na Lagoa dos Patos (Fruet *et al.* 2011). Ao norte existem populações de *T. truncatus* em estuários e sistemas de baías como Sarasota e outras (Wells *et al.* 2004). Também não podemos descartar a hipótese de que a substituição das espécies em regiões costeiras seja simplesmente determinada por preferência ou uso diferencial de habitat. Além dessas interações entre *S. guianensis* e *T. truncatus*, podemos encontrar na literatura trabalhos como o de Herzing e Johnson (1997) que observaram esse mesmo tipo de comportamento agressivo entre *T. truncatus* e *Stenella frontalis* (G. Cuvier 1829) nas Bahamas, região onde os modelos deste projeto indicaram como adequáveis para a ocorrência de *S. guianensis*. Segundo Shane (1995) interações agressivas podem levar ao deslocamento e exclusão competitiva de espécies que habitam áreas com recursos alimentares limitados.

Uma explicação alternativa para não ocorrência da espécie nas regiões onde a maioria dos ENMs encontraram adequabilidade ambiental são os possíveis erros de comissão, consequentes da modelagem, que acusam uma falsa presença da espécie em locais onde ela não está presente. Assim, os modelos sugeriram áreas potenciais para a ocorrência de *S. guianensis* em áreas onde a espécie nunca foi registrada e, provavelmente, não está presente (p. ex. águas mais frias do Oceano Atlântico Sul). Uma vantagem desse tipo de erro, caso o objetivo seja encontrar novos locais de ocorrência para espécie, é que podemos reduzir as chances de não incluir locais de ocorrência das espécies. De forma contrária, os erros de

omissão, fazem com que os modelos não demonstrem a presença da espécie sendo que a mesma se encontra presente. Este tipo de erro pode causar prejuízos na conservação de espécies, pois, locais onde elas se encontram não seriam investigados e ficariam à mercê das possíveis consequências geradas por impactos antrópicos sem devida proteção. Entretanto, estes dois erros podem ser minimizados de acordo com a escolha do limiar de decisão (*threshold*). Neste estudo utilizamos o critério de *threshold* de máxima sensibilidade e especificidade (*Maximized Sum Threshold – MST*) onde, segundo Jiménez-Valverde e Lobo (2007), fornece previsões mais acuradas.

Vieses (p. ex. espaciais) também podem afetar os modelos, como o fato de que os pontos de ocorrência utilizados eram oriundos apenas do Brasil, Guiana Francesa e Colômbia e em diferentes quantidades. Embora a filtragem dos pontos de ocorrência permita a redução desse viés, uma amostragem não sistemática não informa as preferências ecológicas das espécies adequadamente. Entretanto, vieses espaciais são dificilmente evitáveis, pois algumas regiões são mais estudadas que outras e possuem mais registros de ocorrência. Apesar disso, uma vantagem dos modelos de nicho ecológico é a sua capacidade de predição através da relação de coordenadas geográficas de espécies (pontos de presença) e características ambientais disponíveis (Peterson *et al.* 2011). Portanto, as áreas que os modelos inferirem com alta adequabilidade ambiental são áreas potenciais para a ocorrência da espécie estudada, uma vez que podem ser pontos de ocorrência ainda não conhecidos.

De acordo com os mapas gerados pelos estudos de modelagem de nicho, os esforços para pesquisa podem ser melhores administrados. Por exemplo, através de mapas de adequabilidade, pesquisadores podem direcionar suas pesquisas em regiões onde os modelos apontam uma alta chance de a espécie ocorrer. Portanto, de acordo com os resultados obtidos aqui, sugere-se que algumas áreas devem ser investigadas prioritariamente, sendo elas: da Ilha

Granada às Ilhas Virgens, Porto Rico, República Dominicana, Bahamas, Cuba, Jamaica, México e Belize.

Os *ENMs* não refletem os efeitos da dispersão e das interações bióticas e por isso não demonstram uma distribuição dos animais fiel à realidade. Entretanto, os modelos gerados neste projeto, corroboram com grande parte da distribuição conhecida de *S. guianensis* e podem ser utilizados como ferramentas de apoio para futuras pesquisas nas áreas identificadas e sugeridas como adequadas para a ocorrência da espécie. Uma maneira de colocar essa técnica em prática é utilizá-la como ferramenta através dos mapas gerados onde os gestores e os pesquisadores poderão elaborar estratégias para executar seus projetos de maneira mais eficiente, determinando as áreas que serão investigadas antes de ir a campo, maximizando seu esforço e logística. Além disso, através dessas ferramentas, pode-se estudar espécies ameaçadas e populações que habitam áreas de difícil acesso ou desconhecidas pela comunidade científica.

### 3.5 AGRADECIMENTOS

Agradeço à Deus, ao Leonardo Wedekin, Thadeu Sobral e Yvonnick Le Pendu por toda a colaboração neste manuscrito. Ao Instituto Baleia Jubarte (IBJ), Maria do Socorro Santos Reis (Projeto MAMA), Alexandre Douglas Paro, Ana Carolina Meirelles, Laurent Kelle (*WWF*), Fernando Trujillo (*Fundación Omacha*), Gabrielle Amorim, Bianca Morais e Meline Recchia (Grupo de Pesquisa em Mamíferos Aquáticos de Ilhéus - GPMAI) e Marcio Silva Bezzi pelo fornecimento dos dados. Ao apoio da Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC), Programa de Pós-graduação em Sistemas Aquáticos Tropicais (PPGSAT) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia (FAPESB).

## 3.6 LITERATURA CITADA

- Allouche, O., A. Tsoar & R. Kadmon. 2006. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, Kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43: 1223-1232.
- Araújo, M. B. & M. New. 2007. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution* 22: 42-47.
- Azevedo, A. F., A. M. Oliveira, S. C. Viana & M. V. Sluys. 2007. Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 87: 201-205.
- Bacon, C. D., D. Silvestro, C. Jaramillo, *et al.* 2015. Biological evidence supports an early and complex emergence of the Isthmus of Panama. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 112: 6110-6115.
- Becker, J. J., D. T. Sandwell, W. H. F. Smith, *et al.* 2009. Global bathymetry and elevation data at 30 Arc seconds resolution: SRTM30\_PLUS. *Marine Geodesy* 32: 355-371.
- Brown, J. L. 2014. SDMtoolbox: a python-based GIS toolkit for landscape genetic, biogeographic and species distribution model analyses. *Methods in Ecology and Evolution* 5: 694-700.
- Busby, J. R. 1986. Bioclimatic Prediction System (BIOCLIM) User's Manual Version 2.0. Australian Biological Resources Study Leaflet.
- Busby, J. R. 1991. BIOCLIM - a bioclimate analysis and prediction system. Pages 64-68 in C. R. Margules & M. P. Austin, eds. *Nature Conservation: Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis*. CSIRO, Canberra, Australia.
- Borobia, M., S. Siciliano, L. Lodi & W. Hoek. 1991. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. *Canadian Journal of Zoology* 69: 1025-1039.
- Campbell, K. E., C. D. Frailey & L. Romero-Pittman. 2006. The Pan-Amazonian Ucayali Peneplain, late Neogene sedimentation in Amazonia, and the birth of the modern Amazon River system. *Palaeogeography Palaeoclimatology Palaeoecology* 239: 166-219.
- Carpenter, G., A. N. Gillison & J. Winter. 1993. DOMAIN: A flexible modeling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity and Conservation* 2: 667-680.
- Caruso, N., M. Guerisoli, E. M. Luengos Vidal, D. Castillo & E. B. Casanave. 2015. Modelling the ecological niche of an endangered population of *Puma concolor*: First application of the GNESFA method to an elusive carnivore. *Ecological Modelling* 297: 11-19.

Cassini, M. H. 2013. Distribution ecology in conservation biology. Pages 101-104 *in* M. H. Cassini, ed. Distribution ecology: from individual habitat use to species biogeographical range. Springer-Berlin, NY.

Cunha, H. A., V. M. F. Da Silva, J. Lailson-Brito Jr, *et al.* 2005. Riverine and marine ecotypes of *Sotalia* dolphins are different species. *Marine Biology* 148: 449–457.

Cunha H. A., L. C. Moraes, B. V. Medeiros, *et al.* 2011. Phylogenetic status and timescale for the diversification of *Steno* and *Sotalia* dolphins. *PLoS ONE* 6(12): e28297. doi:10.1371/journal.pone.0028297.

Da Silva, V. M. & R. C. BEST. 1996. *Sotalia fluviatilis*. *Mammalian Species* 527: 1-7.

Da Silva, V. M. F., D. Fettuccia, E. D. S. Rodrigues, *et al.* 2010. Report of the working group on distribution, habitat characteristics and preferences, and group size. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 8(1-2): 31-38.

Daura-Jorge, F.G., M. Cantor, S. Ingram, D. Lusseau, P. C. Simões-Lopes. 2012. The structure of a bottlenose dolphin society is coupled to a unique foraging cooperation with artisanal fishermen. *Biology Letters* 8(5): 702-705.

Davis, R. W., G. S. Fargion, N. May, *et al.* 1998. Physical habitat of cetaceans along the continental slope in the north-central and western Gulf of Mexico. *Marine Mammal Science* 14: 490-507.

Davis, R. W., J. G. Ortega-Ortiz, C. A. Ribic, *et al.* 2002. Cetacean habitat in the northern oceanic Gulf of Mexico. *Deep-Sea Research I* 49: 121-142.

De Stephanis, R., T. Cornulier, P. Verborgh, J. S. Sierra, N. P. Gimeno & C. Guinet. 2008. Summer spatial distribution of cetaceans in the Strait of Gibraltar in relation to the oceanographic context. *Marine Ecology Progress Series* 353: 275-288.

Drake, J. M., C. Randin & A. Guisan. 2006. Modelling ecological niche with support vector machines. *Journal of Applied Ecology* 43: 424-432.

Efron, B. 1979. Bootstrap Methods: Another Look at the Jackknife. *The Annals of Statistics* 7: 1-26.

Elith J., S. J. Phillips, T. Hastie, M. Dudik, Y. E. Chee & C. J. Yates. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions* 17: 43-57.

Farber O. & R. Kadmon. 2003. Assessment of alternative approaches for bioclimatic modelling with special emphasis on the Mahalanobis distance. *Ecological Modelling* 160: 115-130.

- Fielding, A. H. & J. F. Bell. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24: 38-49.
- Figueiredo, J., C. Hoorn, P. van der Ven & E. Soares. 2009. Late Miocene onset of the Amazon River and the Amazon deep-sea fan: Evidence from the Foz do Amazonas Basin. *Geology* 37: 619-622.
- Flores, P. A. C. & M. Bazzalo. 2004. Home ranges and movement patterns of the marine tucuxi dolphin, *Sotalia fluviatilis*, in Baía Norte, southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 3(1): 37-52.
- Flores, P. A. C. & N. F. Fontoura. 2006. Ecology of marine tucuxi, *Sotalia guianensis*, and bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in Baía Norte, Santa Catarina state, southern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 5(2): 105-115.
- Flores, P. A. C. & V. M. F. Da Silva. 2009. Tucuxi and Guiana Dolphin *Sotalia fluviatilis* and *S. guianensis*. Pages 1188-192 in W. F. Perrin, B. Würsig & J. G. M. Thewissen, eds. *Encyclopedia of Marine Mammals*. 2 ed. Academic Press, San Diego, USA.
- Forcada, J. 2009. Distribution. Pages 316-321 in W. F. Perrin, B. Würsig & J. G. M. Thewissen, eds. *Encyclopedia of Marine Mammals*. 2 ed. Academic Press, San Diego, USA.
- Franklin, J. 2009. Mapping species distributions: spatial inference and prediction. Cambridge University Press, UK.
- Fruet, P. F., E. R. Secchi, J. C. Di Tullio & P. G. Kinas. 2011. Abundance of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus* (Cetacea: Delphinidae), inhabiting the Patos Lagoon estuary, southern Brazil: implications for conservation. *Zoologia* 28: 23-30.
- Gause, G. F., O. K. Nastukova & W. W. Alpatov. 1934. The influence of biologically conditioned media on the growth of a mixed population of *Paramecium caudatum* and *P. aurelia*. *Journal of Animal Ecology* 3(2): 222-230.
- Gross, A., J. Kiszka, O. Van Canneyt, P. Richard & V. Ridoux. 2009. A preliminary study of habitat and resource partitioning among co-occurring tropical dolphins around Mayotte, southwest Indian Ocean. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 84: 367-374.
- Guisan, A. & N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Guo, Q., M. Kelly & C. H. Graham. 2005. Support vector machines for predicting distribution of sudden oak death in California. *Ecological Modelling* 182: 75-90.
- Herzing, D. L. & C. M. Johnson. 1997. Interspecific interactions between Atlantic spotted dolphins (*Stenella frontalis*) and bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Bahamas, 1985-1995. *Aquatic Mammals* 23(1): 85-99.

Hoorn, C., J. Guerrero, G. A. Sarmiento & M. A. Lorente. 1995. Andean Tectonics as a Cause for Changing Drainage Patterns in Miocene Northern South-America. *Geology* 23: 237-240.

Hutchinson, G. E. 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology* 22: 415-427.

IUCN. 2016. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2015-4. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 06 February, 2016.

Jiménez, I. 2005. Development of predictive models to explain the distribution of the West Indian manatee *Trichechus manatus* in tropical watercourses. *Biological Conservation* 125: 491-503.

Jiménez-Valverde, A. & J. M. Lobo. 2007. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either-or presence-absence. *Acta Oecologica* 31: 361-369.

Li, X. & Y. Wang. 2013. Applying various algorithms for species distribution modelling. *Integrative Zoology* 8: 124-134.

Lima-Ribeiro, M. S. & J. A. F. Diniz-Filho. 2013. Modelos Ecológicos e a Extinção da Megafauna: clima e homem na América do Sul. Editora Cubo, São Carlos. 155 p.

Lodi, L. 2003. Seleção e uso do hábitat pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Estado do Rio de Janeiro. *Bioikos* 17: 5-20.

Lorena, A. C., M. F. Siqueira, R. Giovanni, A. C. P. L. F. Carvalho & R. C. Prati. 2008. Potential distribution modelling using machine learning. Pages 255-264 in Nguyen, N. T., L. Borzemski, A. Grzech *et al.*, eds. *New Frontiers in Applied Artificial Intelligence*. Springer Berlin Heidelberg, Germany.

Lorena, A. C., L. F. O. Jacintho, M. F. Siqueira, R. Giovanni, L. G. Lohmann, A. C. P. L. F. Carvalho & M. Yamamoto. 2011. Comparing machine learning classifiers in potential distribution modeling. *Expert Systems with Applications* 38: 5268-5275.

MacArthur, R. H. 1958. Population ecology of some warblers of Northeastern coniferous forests. *Ecology* 39: 599-619.

Manel, S., H. Ceri Williams & S. J. Ormerod. 2001. Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence. *Journal of Applied ecology* 38: 921-931.

Marmion, M., M. Luoto, R. K. Heikkinen & W. Thuiller. 2009. The performance of state-of-the-art modeling techniques depends on geographical distribution of species. *Ecological Modelling* 220: 3512-3520.

Monteiro-Filho, E. L. A. & K. D. K. A. Monteiro. 2008. *Biologia, Ecologia e Conservação do Boto-Cinza*. São Paulo: Páginas e Letras, Editora e Gráfica. 277p.

- Montes, C., A. Cardona, C. Jaramillo, A. Pardo, J. C. Silva, V. Valencia, C. Ayala, L. C. Pérez-Angel, L. A. Rodríguez-Parra, V. Ramirez & H. Niño. 2015. Middle Miocene closure of the Central American Seaway. *Science* 348, 226-229.
- Parra, G. J., R. Schick & P. J. Corkeron. 2006. Spatial distribution and environmental correlates of Australian snubfin and Indo-Pacific humpback dolphins. *Ecography* 29: 396-406.
- Peterson, A. T. 2003. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *Quarterly Review of Biology* 78: 419-433.
- Peterson, A. T., J. Soberón, R. G. Pearson, *et al.* 2011. Ecological niches and geographical distributions. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson & R. E. Schapire. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231-259.
- Phillips, S. J. & M. Dudik. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161-175.
- Phillips, S. J., M. Dudik, J. Elith, C. H. Graham, A. Lehmann, J. Leathwick & S. Ferrier. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19: 181-197.
- R Development Core Team. 2015. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Data de acesso: maio de 2015.
- Redfern, J. V., M. C. Ferguson, E. A. Becker, *et al.* 2006. Techniques for cetacean-habitat modeling. *Marine Ecology Progress Series* 310: 271-295.
- Rossi-Santos, M. R., L. L. Wedekin & R. S. Sousa-Lima. 2006. Distribution and habitat use of small cetaceans off Abrolhos Bank, Eastern Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals* 5(1): 23-28.
- Sbrocco, E. J. & P. H. Barber. 2013. MARSPEC: Ocean climate layers for marine spatial ecology. *Ecology* 94: 979.
- Shane, S. H. 1995. Relationship between pilot whales and Risso's dolphins at Santa Catalina Island, California, USA. *Marine Ecology Progress Series* 123: 5-11.
- Silva, D. P., V. H. Gonzalez, G. A. R. Melo, M. Lucia, L. J. Alvarez & P. De Marco Jr. 2014. Seeking the flowers for the bees: Integrating biotic interactions into niche models to assess the distribution of the exotic bee species *Lithurgus huberi* in South America. *Ecological Modelling* 273: 200-209.

Simões-Lopes, P. C. 1988. Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis* Gervais, 1853, (Cetacea, Delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. *Biotemas* 1(1): 57-62.

Terry, R. P. 1984. Intergeneric behavior between *Sotalia fluviatilis guianensis* and *Tursiops truncatus* in captivity. *Zeitschrift fur Saugetierkunde* 49: 290-299.

Torres, L. G., P. E. Rosel, C. D'Agrosa & A. J. Read. 2003. Improving management of overlapping bottlenose dolphin ecotypes through spatial analysis and genetics. *Marine Mammal Science* 19(3): 502-514.

Vapnik, V. 1995. *The Nature of Statistical Learning Theory*. Springer-Verlag. New York.

Wedekin, L. L., F. G. Daura-Jorge & P. C. Simões-Lopes. 2004. An aggressive interaction between the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) and the estuarine dolphin (*Sotalia guianensis*) in southern Brazil. *Aquatic Mammals* 30(3): 391-397.

Wedekin, L. L., F. G. Daura-Jorge & P. C. Simões-Lopes. 2010. Habitat preferences of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Norte Bay, southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom* 90(8): 1561-1570.

Wells, R. S., H. L. Rhinehart, L. J. Hansen, *et al.* 2004. Bottlenose dolphins as marine ecosystem sentinels: developing a health monitoring system. *EcoHealth*, 1(3): 246-254.

#### 4 CONCLUSÕES GERAIS

Os dados corroboram a visão de que o boto-cinza, apesar da ampla distribuição latitudinal, é um especialista de habitat. Os ENMs demonstram adequabilidade ambiental em grande parte da distribuição conhecida de *S. guianensis* com a exceção de algumas regiões no Oceano Pacífico, Golfo da Califórnia, Golfo do México, ilhas do Mar do Caribe. Entretanto os modelos apontam para uma distribuição geográfica mais restrita que as propostas da IUCN ou Da Silva et al. (2010), concentrando a adequabilidade nas plataformas rasas tropicais e subtropicais do Oceano Atlântico ocidental. Os dados sugerem que as águas profundas atuem como barreiras de dispersão da espécie e que outros fatores biológicos, como a presença do golfinho de maior porte *T. truncatus*, nos dois limites (sul e norte) da distribuição. Sendo assim, a ausência de *S. guianensis* nessas regiões têm relação com aspectos geográficos (p. ex. união entre os hemisférios), físicos (p. ex. temperatura da água) e biológicos (p. ex. competição). Além disso, erros de comissão podem ter afetado os resultados aumentando as chances de prever locais potenciais para ocorrência da espécie onde a mesma não se encontra

ou onde nunca foi registrada. Todavia, o critério de *threshold* escolhido, *MST*, maximiza o acerto das ocorrências e ausências da espécie de maneira mais acurada e é a melhor alternativa em estudos cujo objetivo central é a conservação para minimizar as chances de não incluir locais onde a espécie ocorre. Estudos preditivos, assim como análises matemáticas, estatísticas e computacionais contribuem como ferramentas que auxiliam o pesquisador a compreender a biologia de espécies ameaçadas, assim como, de animais que habitam áreas de difícil acesso ou populações que vivem em regiões ainda desconhecidas pela comunidade científica.

## REFERÊNCIAS

- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, Kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology**, v. 43, p. 1223-1232, 2006.
- ARAÚJO, M. B.; LUOTO, M. The importance of biotic interactions for modeling species distributions under climate change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, p. 743-753, 2007.
- ARAÚJO, M. B.; NEW, M. Ensemble forecasting of species distributions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, p. 42-47, 2007.
- AZEVEDO, A. F. et al. Habitat use by marine tucuxis (*Sotalia guianensis*) (Cetacea: Delphinidae) in Guanabara Bay, south-eastern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 87, p. 201-205, 2007.
- BOROBIA, M. et al. Distribution of the South American dolphin *Sotalia fluviatilis*. **Canadian Journal of Zoology**, v. 69, p. 1025-1039, 1991.
- CABALLERO, S. et al. Taxonomic status of the genus *Sotalia*: Species level ranking for tucuxi (*Sotalia fluviatilis*) and costero (*Sotalia guianensis*) dolphins. **Marine Mammal Science**, v. 23, p. 358-386, 2007.
- CUNHA, H. A. et al. Riverine and marine ecotypes of *Sotalia* dolphins are different species. **Marine Biology**, v. 148, p. 449-457, 2005.
- CUNHA, H. A., et al. Phylogenetic status and timescale for the diversification of *Steno* and *Sotalia* dolphins. **PLoS ONE**, v. 6(12), e28297. doi:10.1371/journal.pone.0028297, 2011.
- DA SILVA, V. M.; BEST, R. C. *Sotalia fluviatilis*. **Mammalian Species**, v. 527, p.1-7, 1996.
- DA SILVA, V. M. F. et al. Report of the working group on distribution, habitat characteristics and preferences, and group size. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 8, nº 1-2, p. 31-38, 2010.

DAVIS, R. W. et al. Physical habitat of cetaceans along the continental slope in the north-central and western Gulf of Mexico. **Marine Mammal Science**, v. 14, p. 490-507, 1998.

EFRON, B. Bootstrap Methods: Another Look at the Jackknife. **The Annals of Statistics**, v. 7, p. 1-26, 1979.

ELTON, C. **Animal Ecology**. London: Sedgwick and Jackson, 1927.

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

FLORES, P. A. C.; FONTOURA, N. F. Ecology of marine tucuxi, *Sotalia guianensis*, and bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in Baía Norte, Santa Catarina state, southern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 5(2), p. 105-115, 2006.

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

GOMEZ-SALAZAR, C. et al. Update on the freshwater distribution of *Sotalia* in Colombia, Ecuador, Peru, Venezuela and Suriname. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. *Sotalia* Special Volume. 8(1-2), p. 171-178, 2010.

GRINNELL, J. The niche-relationships of the California Thrasher. **The Auk**, v. 34(4), p. 427-433, 1917.

GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**, v. 135, p. 147-186, 2000.

HUTCHINSON, G. E. 1957. Concluding remarks. **Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology**, v. 22, p. 415-427, 1957.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Version 2015-4. <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Downloaded on 06 February, 2016.

JIMÉNEZ, I. Development of predictive models to explain the distribution of the West Indian manatee *Trichechus manatus* in tropical watercourses. **Biological Conservation**, v. 125, p. 491-503, 2005.

LEÃO, Z. M. A. N. Os recifes de coral do sul da Bahia. In Hetzel, B.; Castro, C. B. (Ed.). **Corais do Sul da Bahia**. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira, 1994. p. 151-159.

LODI, L. Seleção e uso do hábitat pelo boto-cinza, *Sotalia guianensis* (van Bénédén, 1864) (Cetacea, Delphinidae), na Baía de Paraty, Estado do Rio de Janeiro. **Bioikos**, v. 17, p. 5-20, 2003.

MONTEIRO-FILHO, E. L. A.; MONTEIRO, L. R.; REIS, S. F. Skull shape and size divergence in dolphins of the genus *Sotalia*: a tridimensional morphometric analysis. **Journal of Mammalogy**, vol. 83, n. 1, p. 125-134, 2002.

NENZÉN, H. K.; ARAÚJO, M. B. Choice of threshold alters projections of species range shifts under climate change. **Ecological Modelling**, v. 222, p. 3346-3354, 2011.

PETERSON, A. T. et al. **Ecological niches and geographical distributions**. Princeton: Princeton University Press, 2011.

PORTARIA MMA n°444, de 17 de dezembro de 2014.

PULLIAM, H. R. On the relationship between niche and distribution. **Ecology Letters**, v.3, p. 349-361, 2000.

ROSSI-SANTOS, M. R.; WEDEKIN, L. L.; SOUSA-LIMA, R. S. Distribution and habitat use of small cetaceans off Abrolhos Bank, Eastern Brazil. **Latin American Journal of Aquatic Mammals**, v. 5(1), p. 23-28, 2006.

SIMÕES-LOPES, P. C. Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis* Gervais, 1853, (Cetacea, Delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. **Biotemas**, v. 1, n. 1, p. 57-62, 1988.

SOBERÓN, J.; PETERSON, A. T. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional áreas. **Biodiversity Informatics**, v. 2, p. 1-10, 2005.

SOBERÓN, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecology Letters**, v. 10, p. 1-9, 2007.

THORNE, L. H. et al. Predictive Modeling of Spinner Dolphin (*Stenella longirostris*) resting habitat in the main Hawaiian islands. **PLoS ONE**, v. 7(8): e43167. doi:10.1371/journal.pone.0043167, 2012.

WEDEKIN, L. L.; DAURA-JORGE, F. G.; SIMÕES-LOPES, P. C. Habitat preferences of Guiana dolphins, *Sotalia guianensis* (Cetacea: Delphinidae), in Norte Bay, southern Brazil. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 90(8), p. 1561–1570, 2010.

## APÊNDICE A

Tabela 3 - Resultados obtidos nas avaliações dos modelos Bioclim. Notação: Em negrito seguem as métricas de avaliação: thrs (*threshold*), AUC (área abaixo da curva ROC / *receiver operating characteristic*) e TSS (*True Skill Statistics*).

Modelos	<b>thrs</b>	<b>AUC</b>	<b>TSS</b>
1	0.01378889	0.9	0.8
2	0.01359863	0.979166666666667	0.958333333333333
3	0.01378889	0.98	0.96
4	0.01378889	0.86	0.72
5	0.02729726	0.958333333333333	0.916666666666667
6	0.04156667	0.88	0.76
7	0.01359863	0.916666666666667	0.833333333333333
8	0.04044054	1	1
9	0.01359863	0.916666666666667	0.833333333333333
10	0.02729726	0.895833333333333	0.791666666666667
11	0.02767778	0.98	0.96
12	0.02729726	0.9375	0.875
13	0.01378889	0.94	0.88
14	0.02767778	0.92	0.84
15	0.01378889	0.86	0.72

**APÊNDICE B**

Tabela 4 - Resultados obtidos nas avaliações dos modelos Gower. Notação: Em negrito seguem as métricas de avaliação: thrs (*threshold*), AUC (área abaixo da curva ROC / *receiver operating characteristic*) e TSS (*True Skill Statistics*).

Modelos	<b>thrs</b>	<b>AUC</b>	<b>TSS</b>
1	0.05415488	1	1
2	0.10174634	1	1
3	0.09470676	1	1
4	0.10719108	1	1
5	0.08350205	1	1
6	0.13300571	0.98	0.96
7	0.09221686	1	1
8	0.21249318	1	1
9	0.11314103	1	1
10	0.11305832	0.9375	0.875
11	0.17478906	1	1
12	0.0849757	1	1
13	0.03903049	0.98	0.96
14	0.16442705	1	1
15	0.05336476	1	1

## APÊNDICE C

Tabela 5 - Resultados obtidos nas avaliações dos modelos Mahalanobis. Notação: Em negrito seguem as métricas de avaliação: thrs (*threshold*), AUC (área abaixo da curva ROC / *receiver operating characteristic*) e TSS (*True Skill Statistics*).

Modelos	<b>thrs</b>	<b>AUC</b>	<b>TSS</b>
1	-1.173.137.853	1	1
2	-1.766.620.406	1	1
3	-4.509.899.081	1	1
4	-1.782.760.418	1	1
5	-1.229.894.688	1	1
6	-1.175.698.358	1	1
7	-5.128.916.045	1	1
8	-6.798.547.799	1	1
9	-4.935.168.349	1	1
10	-	1	1
	10.992.971.568		
11	-1.064.631.631	1	1
12	-970.629.541	1	1
13	-1.469.786.595	1	1
14	-1.546.910.744	1	1
15	-4.377.958.224	1	1

## APÊNDICE D

Tabela 6 - Resultados obtidos nas avaliações dos modelos Maxent. Notação: Em negrito seguem as métricas de avaliação: thrs (*threshold*), AUC (área abaixo da curva ROC / *receiver operating characteristic*) e TSS (*True Skill Statistics*).

Modelos	<b>thrs</b>	<b>AUC</b>	<b>TSS</b>
1	0.48493667	1	1
2	0.410733	1	1
3	0.44478782	0.974	0.95
4	0.47953837	0.989473684210526	0.947368421052631
5	0.48026185	1	1
6	0.42056044	1	1
7	0.44550102	0.980263157894737	0.947368421052631
8	0.48504888	1	1
9	0.42105292	1	1
10	0.17681498	1	1
11	0.41922151	1	1
12	0.47564827	0.979166666666667	0.95
13	0.37566264	1	1
14	0.48516049	1	1
15	0.47120528	0.976470588235294	0.941176470588235

## APÊNDICE E

Tabela 7 - Resultados obtidos nas avaliações dos modelos SVM. Notação: Em negrito seguem as métricas de avaliação: thrs (*threshold*), AUC (área abaixo da curva ROC / *receiver operating characteristic*) e TSS (*True Skill Statistics*).

Modelos	<b>thrs</b>	<b>AUC</b>	<b>TSS</b>
1	0.37865149	1	1
2	0.41236115	0.99375	0.9583333333333333
3	0.37478157	1	1
4	0.7622372	0.997894736842105	0.96
5	0.49382462	1	1
6	0.48160511	1	1
7	0.47086915	1	1
8	0.31130745	1	0.956521739130435
9	0.48282493	1	1
10	0.29616605	0.9583333333333333	0.875
11	0.74778182	1	1
12	0.47792042	1	1
13	0.49749427	1	1
14	0.71026088	0.9975	0.96
15	0.29954918	1	1

## APÊNDICE F

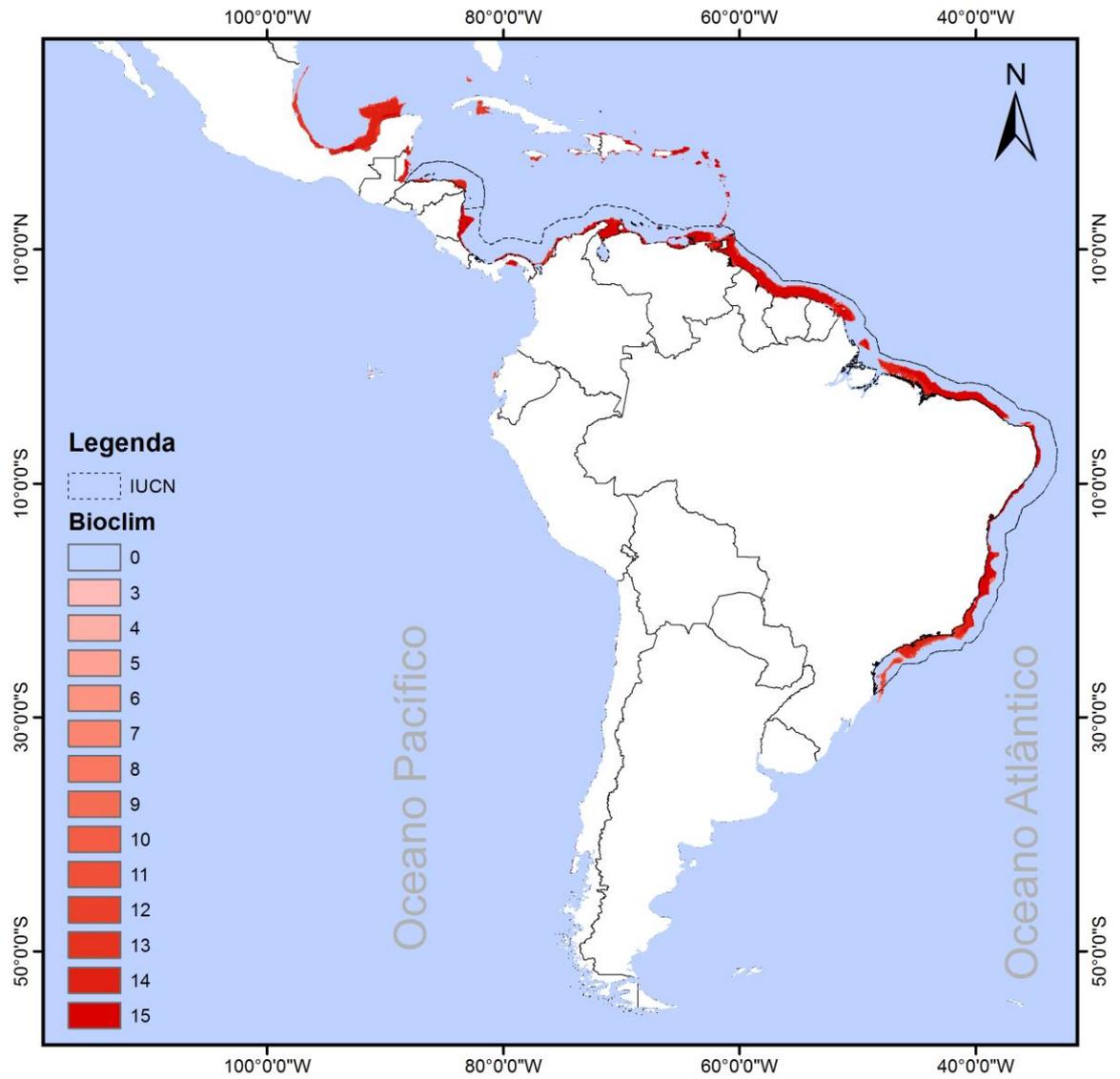


Figura 3 - Mapa com a distribuição potencial de *S. guianensis*, baseado em 15 modelos Bioclim. A intensidade do tom vermelho aumenta conforme mais modelos encontram adequabilidade ambiental para a ocorrência da espécie. A área pontilhada é a região de distribuição conhecida da espécie de acordo com a IUCN (IUCN 2016).

## APÊNDICE G



Figura 4 - Mapa com a distribuição potencial de *S. guianensis*, baseado em 15 modelos Gower. A intensidade do tom vermelho aumenta conforme mais modelos encontram adequabilidade ambiental para a ocorrência da espécie. A área pontilhada é a região de distribuição conhecida da espécie de acordo com a IUCN (IUCN 2016).

## APÊNDICE H



Figura 5 - Mapa com a distribuição potencial de *S. guianensis*, baseado em 15 modelos Mahalanobis. A intensidade do tom vermelho aumenta conforme mais modelos encontram adequabilidade ambiental para a ocorrência da espécie. A área pontilhada é a região de distribuição conhecida da espécie de acordo com a IUCN (IUCN 2016).

## APÊNDICE I

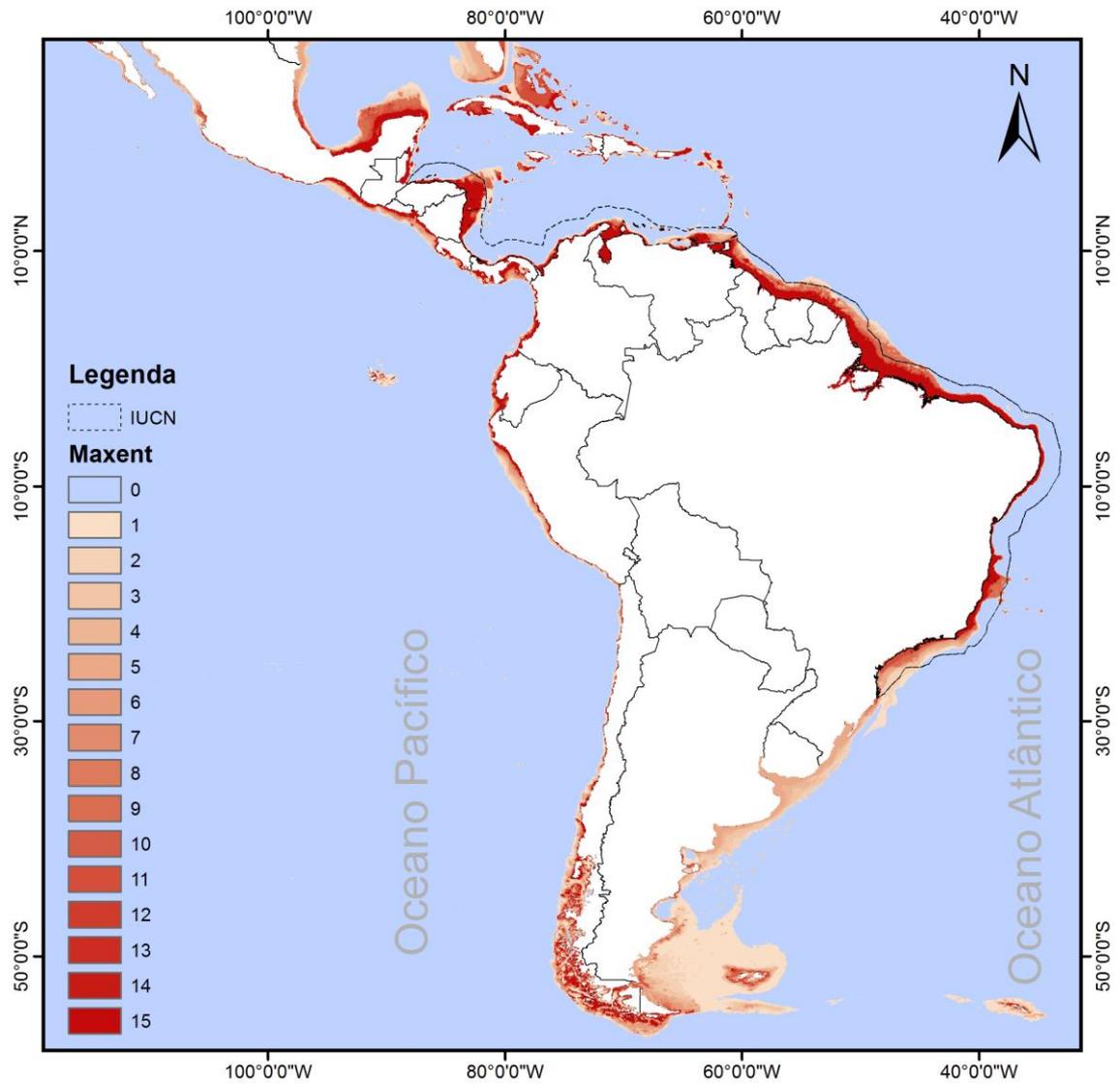


Figura 6 - Mapa com a distribuição potencial de *S. guianensis*, baseado em 15 modelos Maxent. A intensidade do tom vermelho aumenta conforme mais modelos encontram adequabilidade ambiental para a ocorrência da espécie. A área pontilhada é a região de distribuição conhecida da espécie de acordo com a IUCN (IUCN 2016).

## APÊNDICE J

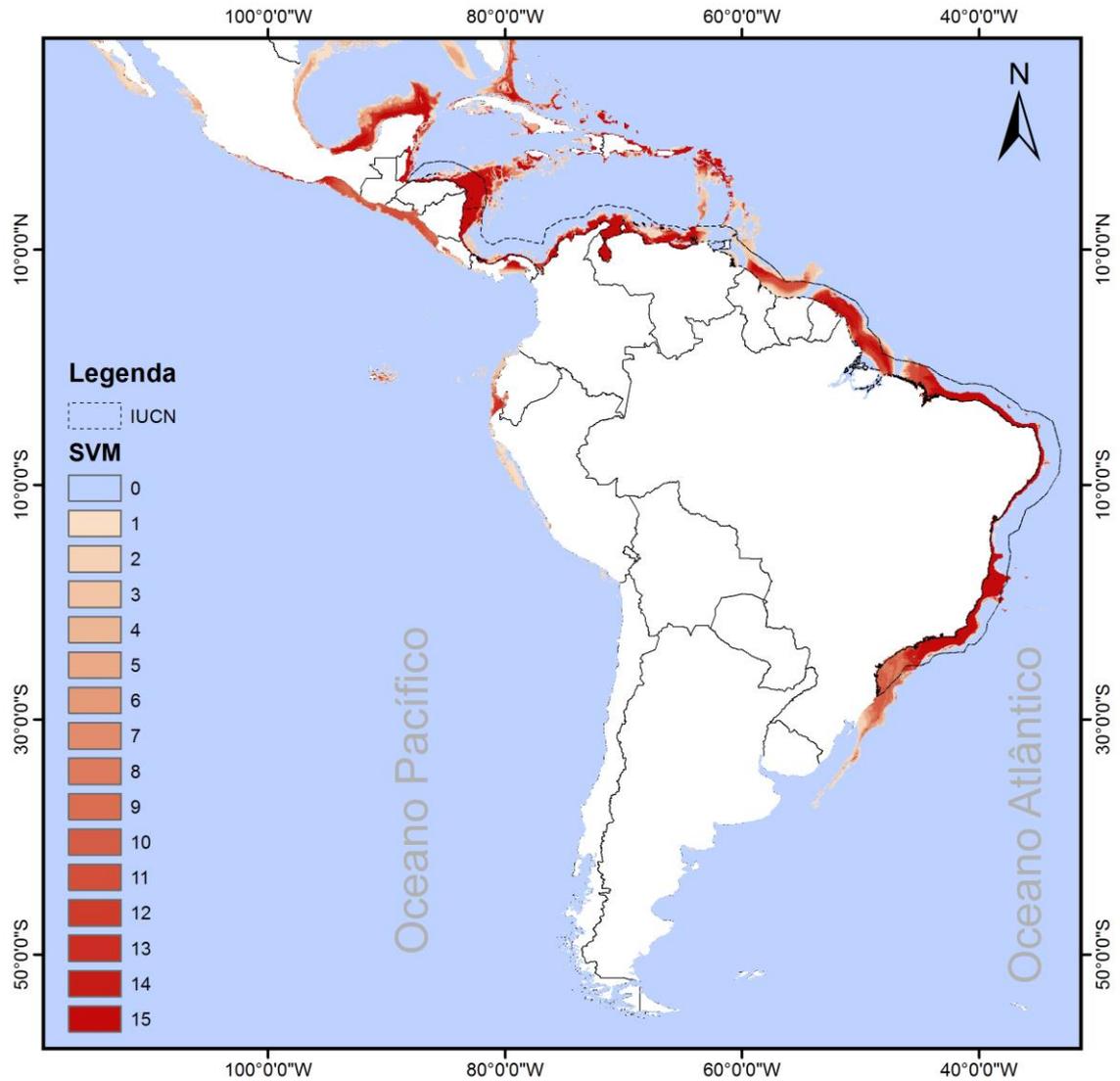


Figura 7 - Mapa com a distribuição potencial de *S. guianensis*, baseado em 15 modelos SVM. A intensidade do tom vermelho aumenta conforme mais modelos encontram adequabilidade ambiental para a ocorrência da espécie. A área pontilhada é a região de distribuição conhecida da espécie de acordo com a IUCN (IUCN 2016).