



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

---

JOSÉ RICARDO PIRES ADELINO

**USO DE MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES  
(MDE's) COMO FERRAMENTA PARA DETECÇÃO DE  
ÁREAS PROPÍCIAS AO ESTABELECIMENTO DE AVES NÃO  
NATIVAS INTRODUZIDAS NO BRASIL**

JOSÉ RICARDO PIRES ADELINO

**USO DE MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES  
(MDE's) COMO FERRAMENTA PARA DETECÇÃO DE  
ÁREAS PROPÍCIAS AO ESTABELECIMENTO DE AVES NÃO  
NATIVAS INTRODUZIDAS NO BRASIL**

Dissertação apresentada ao programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina, como requisito para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas.

Orientador: Dr. Prof. Marcos Robalinho Lima.

Londrina  
2017

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

Adelino, José Ricardo Pires .

USO DE MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES (MDE's) COMO FERRAMENTA PARA DETECÇÃO DE ÁREAS PROPÍCIAS AO ESTABELECIMENTO DE AVES NÃO NATIVAS INTRODUZIDAS NO BRASIL / José Ricardo Pires Adelino. - Londrina, 2017.

65 f. : il.

Orientador: Marcos Robalinho Lima.

Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2017. Inclui bibliografia.

1. Macro ecologia - Tese. 2. Espécies Invasoras - Tese. 3. Modelos de Distribuição das espécies - Tese. I. Lima, Marcos Robalinho. II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.



UNIVERSIDADE  
ESTADUAL DE LONDRINA

CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS  
BIOLÓGICAS

*DEFESA DE DISSERTAÇÃO DE MESTRADO*

Discente: José Ricardo Pires Adelino

Título: "Uso de modelos de distribuição de espécies (MDE's) como ferramenta para detecção de áreas propícias ao estabelecimento de aves não nativas introduzidas no Brasil".

Data da Defesa: 31 de janeiro de 2017 – 14:00 horas. na sala CCB S/10, desta Universidade.

**Banca Examinadora**

**Parecer**

Presidente:

Dr. Marcos Robalinho Lima

APROVADO

Titulares:

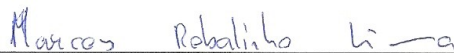
Dr. Gustavo Monteiro Teixeira

APROVADO


Dr. Rafael Dudeque Zenni

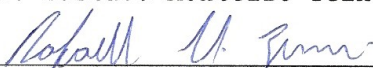
APROVADO

Parecer Final APROVADO



Dr. Marcos Robalinho Lima

  
Dr. Gustavo Monteiro Teixeira

  
Dr. Rafael Dudeque Zenni

## **AGRADECIMENTOS**

- Ao orientador, Prof. Dr. Marcos Robalinho Lima, pela oportunidade e confiança em mim depositados. Ao Prof. Dr. Luiz dos Anjos, pelo acolhimento em seu laboratório e aconselhamento durante a idealização do projeto
- Aos professores e à coordenação do Programa de Pós-Graduação em ciências Biológicas da UEL, pelo suporte fornecido
- Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES e, Fundação Araucária de apoio científico e tecnológico do Paraná pelo suporte financeiro
- Ao Laboratório de Bioinformática e ao Prof. Dr. Rogério Fernandes De Souza pelo apoio ao desenvolvimento deste estudo, cedendo a disponibilidade de uso de seu computador Servidor para análise dos dados.

ADELINO, José Ricardo Pires. **Uso de Modelos de Distribuição de Espécies (MDE's) como ferramenta para detecção de áreas propícias ao estabelecimento de aves não nativas introduzidas no Brasil.** 2017. 65 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

## RESUMO

A invasão biológica é reconhecida como um dos componentes significativos das mudanças ambientais em resposta às atividades humanas e a segunda maior causa de ameaça de extinção à biodiversidade. O sucesso no estabelecimento de espécies invasoras pode resultar em danos econômicos, biológicos, ecológicos e do bem estar humano. Entretanto, para que uma espécie não nativa torne-se invasora é necessário a superação de barreiras ambientais para propagação no novo ambiente. Atualmente, o processo de invasão biológica é promovido pelo desenvolvimento do comércio global e facilidade de viagens intercontinentais impulsionada pelos rápidos avanços da tecnologia aplicada ao transporte, tornando a invasão biológica uma das consequências do mundo globalizado. Modelos de Distribuição das Espécies (MDE's) são ferramentas computacionais que permitem estabelecer relações matemáticas entre os locais de ocorrência das espécies com variáveis ambientais, e produzem mapas geográficos de adequação ambiental que podem ser projetados no espaço e no tempo. Devido à elevada variação de desempenho existente entre as classes de MDE's, a melhor forma de obter um resultado menos suscetível às diferenças metodológicas é combinar os múltiplos modelos para gerar apenas um modelo que leve em consideração as diferentes abordagens analíticas. Para o Brasil, a ecologia de espécies de vertebrados invasores é pouco abordada na literatura científica, e pouco conhecimento existe sobre a ocorrência e o histórico de introdução dessas espécies, tendo a classe das Aves como grupo com informações mais limitadas. Medidas preventivas e mitigatórias como documentos oficiais, políticas de monitoramento, prevenção, e planos de manejo para invasão biológica de vertebrados são escassos e os registros de espécies não nativas com potencial de ameaça para o ecossistema e as comunidades nativas vem aumentando. Como a prevenção e o monitoramento em estágios iniciais da invasão são as alternativas mais eficientes e econômicas para remover as espécies invasoras antes de seu estabelecimento, o presente estudo tem por objetivo utilizar MDE's para analisar os padrões macroecológicos de introdução e estabelecimento de potenciais aves exóticas no território brasileiro.

**Palavras -chave:** Macroecologia. Espécies invasoras. Ensemble.

ADELINO, José Ricardo Pires. **Use of Species Distribution Models (SDM's) as tool to detect suitable establishment areas for non-native birds in Brazil.** 2017. 65 p. Dissertation (Master's Degree in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017.

## ABSTRACT

Biological invasion is recognized as a significant component of biodiversity change in response to human activities and a second major cause of biodiversity loss. Establishment success of invasive species can result in economic, biological, ecological and human well-being damage. However, for an exotic species to become invasive, it needs to overcome climatic and environmental restrictions throughout its introduction process in the new environment. Currently, the biological invasion process is promoted by the expansion of global trade and ease of intercontinental travel, both of which have increased substantially with the rapid advances of technology applied to transportation, making biological invasions one of the consequences of the globalized world. Species Distribution Models (SDM's) are computational tools that establish mathematical relationships between species occurrence sites and their environment, which results in geographic maps of environmental suitability that can be projected in space and time. Due to the high performance variation among the SDM's classes, a better way to obtain a result less susceptible to different methodologies is to combine different models into a unique model that takes into account the different analytical approaches. In Brazil, ecology of invasive species is little discussed in the scientific literature, and little is known about the occurrence and history of invasive species, especially in birds. Strategies on the prevention and control such as official documents, monitoring policies, prevention and management plans for biological invasion are scarce, and records of species with devastating potential for the ecosystem and as native communities are increasing. As prevention and monitoring in the early stages of invasion are the most efficient and economical strategies to remove invasive species prior to their establishment, the present study aims to use the SDM's to analyze macroecological patterns of introduction and establishment of potential exotic birds in the Brazilian territory

**Keywords:** Macroecology. Invasive species. Ensemble.

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

- Figura I:** Estágios do processo de invasão biológica. **I)** Transporte, **II)** Introdução, **III)** Estabelecimento, **IV)** Propagação/Expansão e **V)** Impacto. ....1
- Figura II:** Fluxograma simplificado da introdução de espécies exóticas em região não nativa como resultado direto ou indireto da atividade humana. Imagem adaptada de Hume et al. (2008). Seta vermelha representa os limites da introdução intencional. Seta Azul, representa os limites da introdução não intencional.....4
- Figura III:** Circunferência em azul representa os limites de distribuição abiótica do organismo, circunferência em vermelho representa os limites de distribuição potencial de organismos no mesmo habitat. **A)** Nicho fundamental: todas as potenciais regiões disponíveis na ausência de interações interespecíficas (*área hachurada*), **B)** Nicho realizado: intersecção entre limites de distribuição biótica (vermelho) e abiótica (azul) e, **C)** Representação em três dimensões do nicho de Hutchinson. Imagem adaptada de Leibold e Chase (2003).....5
- Figura IV:** **A)** região geográfica nativa (Verde), limitada a Sul (1) por fatores bióticos (vermelho) e à Oeste por uma barreira física de dispersão (2). A porção norte é limitada pela inabilidade de adaptação da espécie a componentes abióticos, com populações marginais pequenas e isoladas, resultando em um baixo fluxo gênico em relação a população central. **B)** representação heurística da mesma região, com espaços do nicho distribuídos em dois eixos ambientais. (A) corresponde a região em que condições abióticas permitem o crescimento populacional positivo da espécie na ausência de competidores (nicho fundamental), (B) região geográfica em que espécie coexiste com competidores potenciais (nicho realizado), (M) regiões favoráveis de condições dentro da capacidade de dispersão da espécie. A intersecção desses três domínios representa o nicho realizado.....6
- Figura 1.1:** A esquerda, pontos de ocorrência antes da aplicação do filtro espacial. A direita, pontos de ocorrência após o uso do filtro espacial. Quadrados em vermelho tracejado mostram como o filtro espacial atua para reduzir possíveis vieses de amostragem.....19

<b>Figura 1.2:</b>	Imagem de ordenação das variáveis climáticas. Variáveis correlacionadas são indicadas por pontos de mesma cor.....	21
<b>Figura 1.3:</b>	A esquerda, distribuição da espécie de acordo com BirdLife. À direita, área de distribuição com pontos de ocorrência .....	22
<b>Figura 1.4:</b>	A esquerda, registros de ocorrência do corvo bicolor ( <i>C. albus</i> ) para região nativa. A direita, modelo de adequação climática após a abordagem de modelos conjugados (i.e. ensemble). Gradiente do azul em direção ao vermelho indicam os valores estimados de adequação para cada célula.....	25
<b>Figura 1.5:</b>	Correlação do modelo de adequação com: <b>A)</b> Pegada humana (índice IHH), <b>B)</b> Precipitação anual, <b>C)</b> Precipitação no quartil mais seco e <b>D)</b> Iluminação noturna.....	26
<b>Figura 1.6:</b>	Tabela de correlação par a par dos valores de adequação climática obtidos a partir da abordagem de modelos conjugados (i.e. ensemble) em relação as variáveis ambientais utilizadas no procedimento de modelagem. <b>Suitability</b> = adequação climática, <b>Annual Mean Temp</b> = temperatura média anual, <b>Annual Prec</b> = precipitação anual, <b>Prec of Wettest Month</b> = Precipitação no mês mais úmido, <b>Prec of Driest Quarter</b> = precipitação no quartil mais seco, <b>Max Temp of Warmest Month</b> = temperatura máxima no mês mais úmido, <b>Min temp of Coldest Month</b> = temperatura mínima no mês mais frio, <b>Temp Annual Range</b> = amplitude da temperatura anual, <b>Footprint</b> = pegada humana, <b>Nightlight</b> = Iluminação noturna.....	27
<b>Figura 1.7:</b>	Mapa de adequação climática para ocorrência de <i>C. albus</i> na América do Sul. <b>A)</b> Costa nordeste do Brasil, <b>B)</b> Costa sudeste do Brasil e, <b>C)</b> Região central do Brasil. Baixos valores de adequação climática estão representados pelo gradiente de cor azul, e elevados valores de adequação estão representados pelo gradiente de cor vermelha. <b>BA</b> = Bahia, <b>SE</b> = Sergipe, <b>AL</b> = Alagoas, <b>PE</b> = Pernambuco, <b>PB</b> = Paraíba, <b>RN</b> = Rio Grande do Norte, <b>CE</b> = Ceará, <b>PI</b> = Piauí, <b>MA</b> = Maranhão. ....	28
<b>Figura 1.8:</b>	Medida de similaridade da superfície ambiental multivariada (SSAM) obtida com os dados de treino para a região nativa da África .....	29

<b>Figura 1.9:</b>	Valores de adequação para as células próximas ao registro de ocorrência. Devido aos valores não disponíveis (i.e. NA) da célula de adequação para os registros conhecidos de <i>C. albus</i> , adotamos a célula mais próxima como valor de adequação climática. Quadrados pretos são os sítios de ocorrência obtidos em Lima & Kamada (2009). PS corresponde a localização do Porto de Santos .....	29
<b>Figura 1.10:</b>	Mapas binários de adequação climática para cada um dos algoritmos utilizados. Azul indica regiões consideradas como não adequadas, Vermelho indica regiões consideradas como adequadas. O modelo combinado corresponde a soma de todos os modelos binários.....	30
<b>Figura 1.11:</b>	Mapa binário para a ocorrência de <i>C. albus</i> no Brasil. <b>A)</b> Costa nordeste do Brasil, <b>B)</b> Costa sudeste do Brasil, <b>C)</b> distância mínima da área adequada mais próxima. Estrelas vermelhas correspondem aos portos. Círculo azul identifica o perímetro do Porto de Santos, pontos azuis são as últimas ocorrências de <i>C. albus</i> para o Brasil. Em <b>C</b> , a escala é apresentada com diferentes distâncias de circunferência. Números <b>1, 2 e 3</b> seguido das setas azuis indicam as células mais próxima do último registro de ocorrência.....	31
<b>Figura 2.1:</b>	Modelos de distribuição individual para as 16 espécies retidas. Gradiente de coloração azul para o vermelho indicam a direção de baixa adequação climática para elevada adequação climática por quadrícula, respectivamente.....	51
<b>Figura 2.2:</b>	Modelos de distribuição para aves introduzidas construídos a partir da soma dos valores de adequação para as espécies que apresentaram valores de AUC $\geq 0,75$ . As categorias referente ao risco de invasão estão em ordem crescente de valores de adequação. As categorias foram obtidas a partir do último quartil que foi dividido em 5 intervalos iguais: Risco Mínimo, Baixo Risco, Risco Intermediário, Risco Elevado e Alto Risco. <b>A)</b> Mapa de adequação climática aproximado para região Nordeste, <b>B)</b> Mapa de aproximação climática aproximado para a região centro Sul.....	52

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.1:</b>	Registros do Corvo bicolor ( <i>C. albus</i> ) no Brasil com suas respectivas coordenadas, datas de observação, local de observação e observadores .....	17
<b>Tabela 1.2:</b>	Loadings das variáveis bioclimáticas. Números em negrito indicam os maiores valores de loading, critério utilizado para seleção prévia das variáveis. Em itálico, variáveis retidas para o modelo de distribuição de <i>C. albus</i> .....	20
<b>Tabela 1.3:</b>	Seleção de componentes principais usando o critério de Broken-Stick. Componentes com autovalores maiores que os indicados por valores de Broken – Stick foram retidos.....	21
<b>Tabela 1.4:</b>	Classe de algoritmos e referências bibliográficas sobre sua origem e funcionamento.....	23
<b>Tabela 1.5:</b>	Área parcial da curva (pAUC) e limiares de corte (sensitividade = especificidade) para cinco dos algoritmos usados para modelar a distribuição potencial de <i>C. albus</i> (Modelos foram combinados se pAUC >1).....	25
<b>Tabela 1.6:</b>	Tabela com a importância relativa para cada variável usada para modelar a distribuição de <i>C. albus</i> .....	26
<b>Tabela 2.1:</b>	Espécies introduzidas ao território brasileiro.....	46
<b>Tabela 2.2:</b>	Registros de ocorrência utilizados para a construção do modelo de distribuição. <b>Dados brutos</b> = Número de ocorrência obtido em GBIF+VertNet; <b>NAT</b> = número final de ocorrências retidas após o procedimento de triagem utilizando dados somente para região nativa. * Espécies removidas devido ao baixo número de ocorrências remanescentes após o procedimento de “Data Cleaning”; ** Espécie removida por apresentar número de quadrículas em área de distribuição menor que o número de ocorrências retidas.....	47
<b>Tabela 2.3:</b>	Origem e proporção de espécies introduzidas detectadas em território brasileiro de acordo com a região de distribuição nativa. Distribuição nativa: Continente de origem da espécie segundo malhas digitais da BirdLife. *Devido à dificuldade em delimitar a área de distribuição de algumas espécies, foram consideradas de origem Europeia com distribuição entre Norte da África, Europa e Ásia.....	48

<b>Tabela 2.4:</b>	Valores de Broken – Stick e Autovetores usados para selecionar o número de componentes principais utilizados na seleção de variáveis. Eixos que apresentam o valor de Autovetor maior do que o Broken-Stick são considerados adequados. Camadas Bioclimáticas: camadas ambientais retidas na seleção de variáveis pelo método de Análise de componentes principais.....	49
<b>Tabela 2.5:</b>	Valores de AUC e limiar de corte (THR: sensibilidade = especificidade) para os modelos. *espécies detectadas com valor de área sob a curva $AUC \leq 0,75$ . .....	50
<b>Tabela 2.6:</b>	Valor do somatório da adequação climática para a coordenada geográfica de cada porto brasileiro e a categoria de risco. * Portos classificados nas categorias Elevado e alto.....	53

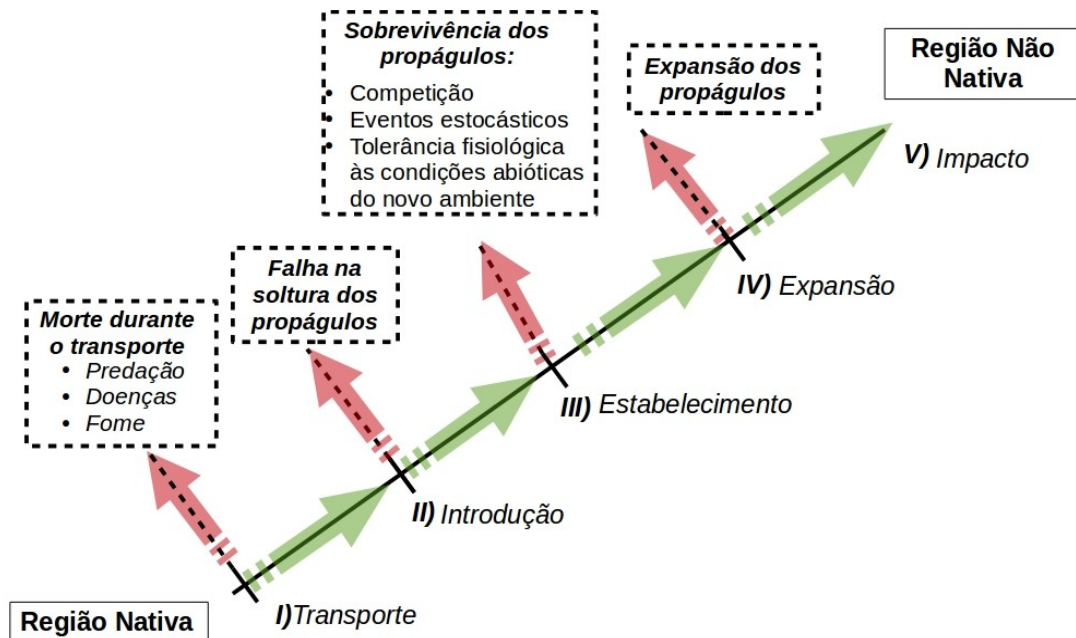
## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL .....</b>	<b>1</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>10</b>
<b>ARTIGO 1: POTENCIAL Invasor do Corvo Bicolor (<i>Corvus albus</i>) no leste do Brasil: Melhor erradicar antes que ocorra sua expansão .....</b>	<b>14</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>15</b>
<b>Introdução.....</b>	<b>16</b>
<b>Método .....</b>	<b>18</b>
<b>Resultados .....</b>	<b>25</b>
<b>Discussão .....</b>	<b>31</b>
<b>Conclusão .....</b>	<b>33</b>
<b>Referências .....</b>	<b>34</b>
<b>ARTIGO 2: Potenciais pontos de entrada e estabelecimento de aves não nativas introduzidas em território brasileiro .....</b>	<b>38</b>
<b>RESUMO.....</b>	<b>39</b>
<b>Introdução.....</b>	<b>40</b>
<b>Materiais e Métodos.....</b>	<b>42</b>
<b>Resultados .....</b>	<b>45</b>
<b>Discussão .....</b>	<b>54</b>
<b>Conclusão .....</b>	<b>58</b>
<b>Referências .....</b>	<b>59</b>

## INTRODUÇÃO GERAL<sup>1</sup>

### *Invasão biológica*

O processo de invasão biológica é por definição a introdução intencional ou não intencional de organismos, indivíduos ou espécies para além de seus limites naturais de distribuição, mediada por atividades humanas (RICHARDSON, 2011). A invasão biológica é reconhecida como um componente significativo de mudanças ambientais em resposta às atividades humanas, e pode resultar em danos econômicos, biológicos e modificação do funcionamento de ecossistemas (MACK et al. 2000). Entretanto, para que o processo de invasão biológica seja bem-sucedido é necessário que o organismo invasor supere barreiras ambientais e biológicas que dificultam sua dispersão e estabelecimento no ambiente receptor. Tais barreiras correspondem a quatro etapas: I) Transporte, II) Estabelecimento, III) Propagação e IV) Impacto detectado por humanos (Figura I). Devido a possibilidade da espécie introduzida não sobreviver a uma dessas sucessivas etapas, estas podem ser entendidas como filtros que atuam na seleção de organismos durante o processo de invasão à novos ambientes. Portanto, para um organismo ser considerado invasor este deve necessariamente superar cada uma dessas etapas (LOCKWOOD, 2007).



**Figura I:** Estágios do processo de invasão biológica. **I)** Transporte, **II)** Introdução, **III)** Estabelecimento, **IV)** Propagação/Expansão e **V)** Impacto.

<sup>1</sup> Introdução geral elaborada de acordo com normas da Associação Brasileiro de Normas Técnicas (ABNT)

O processo de invasão tem início com a transporte do(s) organismos(s) (i.e. propágulos) além dos limites de distribuição nativa por meio de diferentes vetores e rotas de transporte. Uma vez introduzido, o estabelecimento do organismo ocorre em função da tolerância climática e da sobrevivência às interações inter e intra específicas ao novo ambiente (BLACKBURN et al, 2009). Dessa forma, múltiplas hipóteses estão relacionadas ao sucesso ou a falha no estabelecimento das espécies em ambiente não nativo (JESCHKE 2014), e podem ser atribuídas a: I) traços e características que tornam os organismos aptos à invasão (SAKAI et al., 2001; KOLAR; LODGE, 2001), e II) intensidade e frequência no número de eventos de introdução (i.e. pressão de propágulo) (SIMBERLOFF, 2009) e, III) condições ambientais que facilitam o processo de invasão (DAVIS et al., 2000).

Blackburn; Lockwood; Cassey, (2009), mostram que para aves, traços como a massa corporal, coloração, tamanho da área de distribuição, amplitude da dieta e de habitats estão fortemente relacionados ao sucesso na introdução. Sol e Lefebvre (2000), mostram que aves com maior volume cerebral apresentam em maior frequência uso de inovações no forrageamento, e por consequência, obtém maior sucesso no estabelecimento em região introduzida. Desta forma, a interação entre condições ambientais, história de vida e comportamento do taxa influenciam no estabelecimento dos organismos em ambiente não nativo, e podem ser características importantes para a superação à exposição de parasitas, predadores, competidores superiores e demais interações inter específicas com a biota do ambiente não nativo.

A pressão de propágulo corresponde ao número total de indivíduos introduzidos em conjunto com o número total de eventos de introdução (e.g. soltura, escape), e de forma geral, o aumento da pressão de propágulo conduz ao aumento na probabilidade de estabelecimento do organismo (LOCKWOOD, 2007; SIMBERLOFF, 2009). Isso ocorre porque quanto maior a pressão de propágulo menor é a suscetibilidade da população introduzida a estocasticidade demográfica, genética e ambiental.

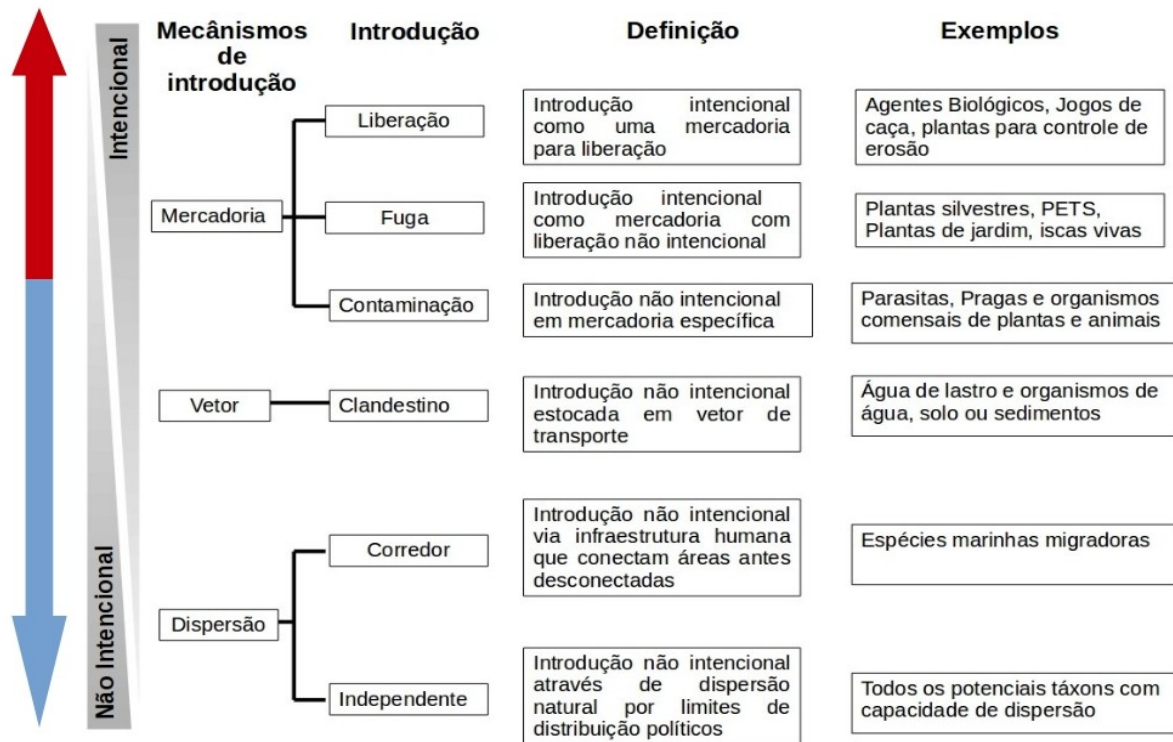
Em escala global o sucesso no estabelecimento do organismo em ambiente não nativo é fortemente relacionado com a equivalência climática entre as regiões de origem e de introdução, como apontado por Blackburn e Duncan (2001). Ao analisar padrões globais de introdução de aves, os pesquisadores concluem que áreas de introdução com latitude equivalente a região nativa apresentam maior chance de compartilhar componentes climáticos e ambientais semelhantes, aumentando a probabilidade de sucesso no estabelecimento dos organismos em ambientes com elevado grau de similaridade climática.

Combinados, os componentes listados evidenciam a complexidade dos mecanismos envolvidos no sucesso da invasão biológica (Jeschke 2014), e de forma geral apenas dez por cento das espécies introduzidas apresentam sucesso em seu estabelecimento e tornam-se invasoras (LOCKWOOD, 2007).

Após estabelecimento e expansão em novo ambiente, é necessário a detecção de sinais de impacto por humanos para atribuir a espécie o status de invasora. Um exemplo extremo do potencial devastador das espécies exóticas em ambiente não nativo é a introdução da Perca do Nilo (*Lates niloticus*) no Lago Vitória durante a década de cinquenta, levando a extinção de mais de 200 espécies endêmicas de vertebrados aquáticos em poucas décadas (Reinthal e Kaling, 1997 *apud* KOLAR, 2001). Mais ainda, a introdução de espécies pode também resultar em danos de saúde pública como na morte de mais de um milhão de pessoas em 1991 pela contaminação de fontes de água potável pelo micro-organismo (*Vibrio cholerae*) transportados via água de lastro (Bright, 1998 *apud* KOLAR, 2001).

#### *Invasão Biológica no Antropoceno*

Alterações na paisagem do ambiente devido às atividades humanas são o fio condutor das transformações globais de mudança climática, fragmentação de habitats, extinção de espécies e facilitação da introdução de espécies invasoras (VITOUSEK, 1997; PYSEK e RICHARDSON, 2010). Por milhares de anos, humanos têm introduzido plantas, animais e outros organismos ao redor do mundo em um processo lento de globalização e homogeneização da biota (OLDEN, 2006). Hulme (2009) aponta que o mundo está iniciando a terceira era da invasão biológica, promovida pelos efeitos da globalização e potencializado pelo crescimento econômico, eficiência do transporte, desenvolvimento do comércio global, e facilidade de viagens intercontinentais impulsionada pelos rápidos avanços da tecnologia aplicada ao transporte, tornando a invasão biológica uma das consequências do mundo globalizado. Entretanto, existem inúmeras maneiras de categorizar os vetores de transporte de organismos invasores (LOCKWOOD, 2007), e de modo generalizado, estes são classificados dentro de rotas de introdução intencional e não intencional (HULME et al 2008) (Figura II).

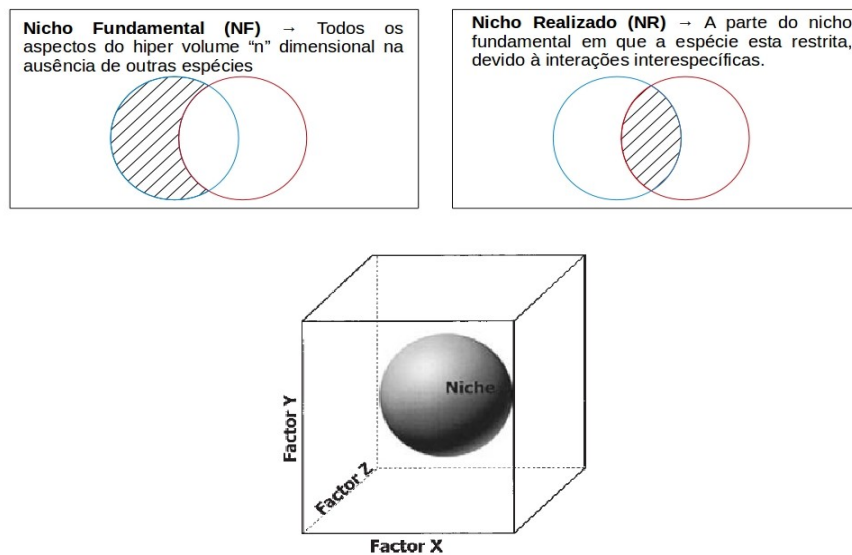


**Figura II:** Fluxograma simplificado da introdução de espécies exóticas em região não nativa como resultado direto ou indireto da atividade humana. Imagem adaptada de Hume et al. (2008). Seta vermelha representa os limites da introdução intencional. Seta Azul, representa os limites da introdução não intencional.

A Introdução intencional refere-se à introdução de um determinado organismo em ambiente não nativo com propósitos definidos tais como: agricultura, pecuária, silvicultura, piscicultura. Enquanto introdução não intencional refere-se ao transporte e descarga como resultado indireto de demais produtos e serviços. Assim, espécies podem ser transportadas dentro de outros organismos não nativos, como cargas acumuladas em pacotes de transporte, ou contaminantes dentro de produtos comerciais, que dificultam a detecção do organismo por humanos (LOCKWOOD 2007). Por exemplo, espécies transportadas de forma inadvertida como contaminantes dentro de produtos comerciais, como material aderido à carga de transporte em navios e aviões. Assim a introdução de insetos, plantas, vermes e inúmeros outros organismos via água de lastro.

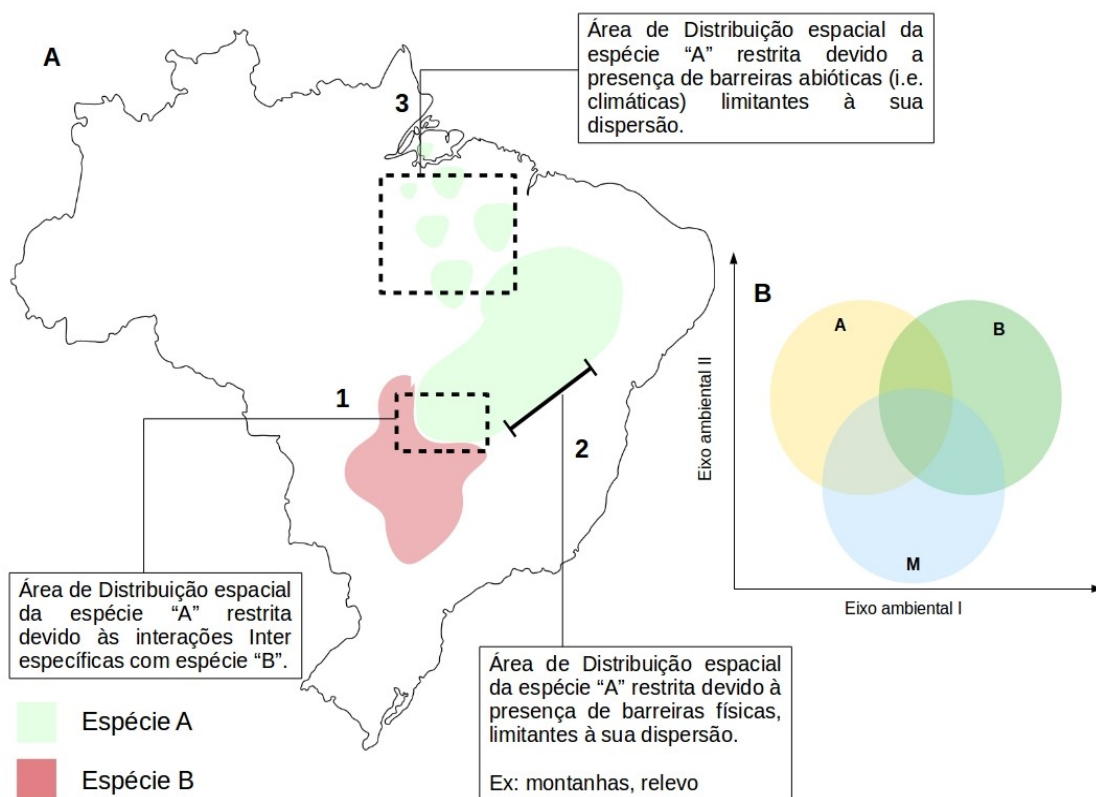
### *Teoria do Nicho Ecológico e Modelos de Distribuição das Espécies*

Joseph Grinnel é creditado como o primeiro a utilizar o termo “nicho” para descrever as condições ambientais dentro da qual uma espécie pode sobreviver e se reproduzir, essas condições são formadas por fatores abióticos e climáticos, assim como a interação entre ambos (GRINNELL, 1917). Charles Elton, por sua vez argumenta que o “nicho” é o local ou o papel da espécie dentro da comunidade ecológica, desconsiderando as condições abióticas e concentrando seu conceito nas relações entre as espécies e seus efeitos no ambiente (CHASE; LEIBOLD, 2003). Contudo, o conceito tradicional de nicho ecológico foi matematicamente formalizado por G. Evelyn Hutchinson (1957), o qual demonstra que o nicho das espécies é composto por dois níveis: I) nicho fundamental e II) nicho realizado. O nicho fundamental descreve as condições ambientais dentro das quais a espécie é capaz de sobreviver e se reproduzir na ausência de interações com outras espécies (Figura III A). O nicho realizado descreve as condições dentro das quais a espécie é observada, levando em consideração as interações com os demais organismos (Figura III B). Portanto o nicho ecológico é formalmente um espaço dentro de um hipervolume com múltiplas dimensões (Figura III C), e pode ser sintetizado como o conjunto de componentes ambientais (condições e recursos) que permitem o crescimento populacional positivo do organismo no espaço e no tempo (HUTCHINSON,1957).



**Figura III:** Circunferência em azul representa os limites de distribuição abiótica do organismo, circunferência em vermelho representa os limites de distribuição potencial de organismos no mesmo habitat. **A)** Nicho fundamental: todas as potenciais regiões disponíveis na ausência de interações interespecíficas (área hachurada), **B)** Nicho realizado: intersecção entre limites de distribuição biótica (vermelho) e abiótica (azul) e, **C)** Representação em três dimensões do nicho de Hutchinson. Imagem adaptada de Leibold e Chase (2003).

Alexander e Edwards (2010) argumentam que a distribuição das espécies no espaço e no tempo é determinada por fatores que limitam o crescimento populacional positivo. Estes podem ser divididos em: I) abióticos ou scenopoético, devido à incapacidade das populações em adaptar-se às condições abióticas além de seus limites de tolerância fisiológica (nicho fundamental), II) bióticos ou bionômicos devido à exclusão das espécies em partes do seu nicho fundamental devido às interações negativas com outros organismos (nicho realizado) e, III) biologia do organismo em função da incapacidade da espécie em dispersar por todas as potenciais áreas de distribuição, sendo também a etapa mais negligenciada nas análises de risco e de impacto ambiental (Figura IV).



**Figura IV:** **A)** região geográfica nativa (Verde), limitada a Sul (1) por fatores bióticos (vermelho) e à Oeste por uma barreira física de dispersão (2). A porção norte é limitada pela incapacidade de adaptação da espécie a componentes abióticos, com populações marginais pequenas e isoladas, resultando em um baixo fluxo gênico em relação a população central. **B)** representação heurística da mesma região, com espaços do nicho distribuídos em dois eixos ambientais. **(A)** corresponde a região em que condições abióticas permitem o crescimento populacional positivo da espécie na ausência de competidores (nicho fundamental), **(B)** região geográfica em que espécie coexiste com competidores potenciais (nicho realizado), **(M)** regiões favoráveis de condições dentro da capacidade de dispersão da espécie. A intersecção desses três domínios representa o nicho realizado.

Embora o conceito de nicho apresente componentes com elevado grau de subjetividade e abstração, uma vez definida a escala a ser analisada, suas métricas podem ser estudadas por técnicas matemáticas que permitem identificar aspectos do nicho a partir de visualizações numéricas (GODSOE, 2010), e estabelecem a base dos Modelos de Distribuição das Espécies (MDE's).

MDE's são formados por códigos computacionais denominados de algoritmos e cada algoritmo é construído para executar uma sequência de funções lógico-matemáticas especificadas pelo programador para estabelecer relações matemáticas entre os locais de ocorrência das espécies com variáveis ambientais, resultando em mapas de adequação climática das espécies ao espaço geográfico e climático (PETERSON et al, 2012), que podem ser projetados no espaço e no tempo (PETERSON, 2003). Diferentes algoritmos existem para gerar MDE's e podem ser agrupados nas classes: I) Algoritmos de Distância/Envelope Climático, II) Algoritmos de Regressão e III) Algoritmos de aprendizagem de máquinas (FRANKLIN, 2010). Cada classe de MDE's apresenta diferentes filosofias matemáticas expressas em algoritmos, que refletem dissimilaridades ecológicas e influenciam no grau de precisão, acurácia e realidade do modelo (RANGEL & LOYOLA, 2012). Assim, diferentes MDE's resultam em diferentes modelos preditivos. Portanto, devido à elevada variação de desempenho (i.e. qualidade de ajuste) existente entre os algoritmos implementados para cada classe de MDE's (DINIZ-FILHO et al., 2009), a melhor forma de obter um resultado menos suscetível às diferenças metodológicas é combinar os múltiplos modelos para gerar apenas um modelo que leve em consideração as diferentes abordagens analíticas (i.e. Ensemble). Esse procedimento é importante em função da tendência de anulação dos erros intrínsecos contidos entre os algoritmos (ARAÚJO; NEW, 2007), assegurando o aumento da capacidade preditiva do modelo final.

O uso de MDE's tem avançado bastante em virtude do progresso em tecnologia associada a Sistema de Informações Geográficas (KOZAK; GRAHAM; WIENS, 2008), disponibilidade de dados ambientais de alta qualidade (HIJMANS 2005), digitalização e disponibilidade de registros georreferenciados de ocorrência das espécies depositados em bancos de dados virtuais como o Global Information Facility Database – GBIF (MALDONADO et al 2015). MDE's são amplamente utilizados para testar hipóteses ecológicas, evolutivas e conservacionistas em diferentes escalas espaciais e temporais (ELITH et al 2011), tal como para a detecção de padrões espaciais de distribuição e ocorrência das espécies.

### *Espécies exóticas no Brasil*

A ecologia de vertebrados invasores para o território brasileiro é pouco abordada na literatura científica, com pouco conhecimento sobre a ocorrência e o histórico de introdução dessas espécies no Brasil. Embora existam publicações recentes pelo Ministério do Meio Ambiente sobre o tema, tal como o livro de espécies invasoras marinhas e de águas continentais, as demais edições referentes aos vertebrados terrestres apresentam-se arquivados devido à falta de capital para sua publicação (ZENNI; DECHOUM; ZELLER 2016). Mesmo assim, de forma independente, esforços recentes como a criação do banco de dados latino-americano de espécies invasoras, vinculados ao Instituto Hórus de conservação ao meio ambiente contribuem catalogando registros das espécies amostradas por pesquisadores e naturalistas. Entretanto documentos oficiais, políticas de monitoramento, prevenção, e planos de manejo para invasão biológica são escassos no Brasil, com a primeira revisão científica com foco na classe das aves publicadas no ano de 2013 (Fontoura et al., 2013).

Registros de espécies com potencial invasor para o ecossistema e as comunidades nativas tal como Java porco (*Sus scrofa*) (PEDROSA et al., 2015), e a Rã Touro (*Litobates catesbeanus*) (GIOVANELLI; HADDAD; ALEXANDRINO, 2008), vem aumentando, ao mesmo tempo em que os efeitos da presença de espécies invasoras vem sendo melhor compreendidos. As espécies invasoras podem provocar redução na riqueza e diversidade de comunidades nativas (Pelicice & Agostinho, 2009; Orsi & Britton, 2015), extinção de espécies (Clavero & García-Berthou, 2005) e homogeneização biótica (Baiser et al., 2012), aumento da pressão de predação (Kovalenko et al., 2010) e ruptura das teias tróficas, com impactos diretos e indiretos em diferentes níveis, desde produtores até consumidores secundários ou terciários (Ellis et al., 2011), influenciando também os processos ecossistêmicos (Strayer et al., 2006).

Em uma espiral crescente, com a crescente superação das etapas do processo de invasão por espécies invasoras, aumenta-se a dificuldade e o custo econômico mobilizado em técnicas de erradicação, sendo a prevenção e o monitoramento em estágios iniciais da invasão a alternativa mais eficiente e econômica para remover as espécies invasoras antes de seu estabelecimento (SAKAI, 2001). Dessa maneira, com a ferramenta de MDE em mãos é possível comparar as informações de ocorrência das espécies depositadas em bancos de dados globais com os registros de ocorrência das espécies invasoras para o território brasileiro, e estabelecer áreas de adequação climática a partir de sua distribuição nativa para entender as potenciais áreas de estabelecimento de

espécies não nativas no território brasileiro, incentivando ações de monitoramento e vigilância e controle das espécies exóticas no Brasil.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALEXANDER, J. M.; EDWARDS, P. J. Limits to the niche and range margins of alien species. *Oikos*, v. 119, n. 9, p. 1377–1386, 2010.
- ARAÚJO, M. B.; NEW, M. Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 22, n. 1, p. 42–47, 2007.
- BAISER, B. et al. Pattern and process of biotic homogenization in the New Pangaea. n. October, p. 4772–4777, 2012.
- BLACKBURN, T. M.; DUNCAN, R. P. Determinants of establishment success in introduced birds. *Nature*, v. 414, n. 6860, p. 195–197, 2001.
- BLACKBURN, T. M.; LOCKWOOD, J. L.; CASSEY, P. *Avian Invasions: The Ecology & Evolution of Exotic Birds*. 2009.
- CHASE, J. M.; LEIBOLD, M. A. *Ecological Niches: Linking classical and contemporary approaches*.
- CLAVERO, M.; GARCIA-BERTHOUS, E. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. v. 20, n. 3, p. 5451, 2005. CLAVERO, M.; GARCIA-BERTHOUS, E. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. v. 20, n. 3, p. 5451, 2005.
- DAVIS, M. A.; GRIME, J. P.; THOMPSON, K. Fluctuating resources in plant communities: a general theory of invasibility. *Journal of Ecology*, 88, 528-534.2000
- DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography*, v. 32, n. 6, p. 897–906, 2009.
- ELLIS, B. K. et al. Long-term effects of a trophic cascade in a large lake ecosystem. v. 108, n. 3, p. 1070–1075, 2011.

ELITH, J. et al. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, v. 17, n. 1, p. 43–57, 2011.

FERNANDO RANGEL, T.; DIAS LOYOLA, R. Labeling ecological niche models. *Brazilian Journal of Nature Conservation Essays & Perspectives Natureza & Conservação*, v. 10, n. 2, p. 119–126, 2012.

FRANKLIN, J. Mapping species distributions. Spatial inference and prediction. *Ecology, biodiversity and conservation*, v. 53, n. 9, p. 340, 2010.

GIOVANELLI, J. G. R.; HADDAD, C. F. B.; ALEXANDRINO, J. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biological Invasions*, v. 10, n. 5, p. 585–590, 2008.

GODSOE, W. I can't define the niche but i know it when i see it: A formal link between statistical theory and the ecological niche. *Oikos*, v. 119, n. 1, p. 53–60, 2010.

GRINNELL, J. Niche-relationships, The Author, California Thrasher. *The Auk: Ornithological Advances*, v. 34, n. 4, p. 427–433, 1917.

HIJMANS, R. J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, v. 25, p. 1965–1978, 2005.

HULME, P. E. et al. Grasping at the routes of biological invasions: A framework for integrating pathways into policy. *Journal of Applied Ecology*, v. 45, n. 2, p. 403–414, 2008.

HULME, P. E. Trade, transport and trouble: Managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology*, v. 46, n. 1, p. 10–18, 2009.

HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks. *Cold spring harbor symposia on quantitative biology*, v. 22, p. 415–427, 1957.

- JESCHKE, J. M. General hypotheses in invasion ecology. *Diversity and Distributions*, p. 1–6, 2014.
- KOLAR, C. S.; LODGE, D. M. Progress in invasion biology: Predicting invaders. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 16, n. 4, p. 199–204, 2001.
- KOVALENKO, K. E. et al. Recognition of non-native peacock bass, *Cichla kelberi* ´ hypothesis by native prey: testing the naivete. p. 3071–3080, 2010.
- KOZAK, K. H.; GRAHAM, C. H.; WIENS, J. J. Integrating GIS-based environmental data into evolutionary biology. *Trends in Ecology and Evolution*, v. 23, p. 141–148, 2008.
- LIMA, B.; KAMADA, B. Registros de corvo-bicolor *Corvus albus* (Passeriformes: Corvidae) em território brasileiro. *Atualidades Ornitológicas*, 2009.
- LOCKWOOD, J. L.; HOOPES, M. F.; MARCHETTI, M. P. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing, 2007.
- MACK, R. N. et al. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. *Ecological Applications*, v. 10, n. 3, p. 689, 2000.
- MALDONADO, C. et al. Estimating species diversity and distribution in the era of Big Data : to what extent can we trust public databases ? p. 1–12, 2015.
- OLDEN, J. D. Biotic homogenization: A new research agenda for conservation biogeography. *Journal of Biogeography*, v. 33, n. 12, p. 2027–2039, 2006.
- ORSI, M. L.; BRITTON, J. R. BRIEF COMMUNICATION Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir. v. 44, p. 1–7, 2014.
- PEDROSA, F. et al. Current distribution of invasive feral pigs in Brazil: economic impacts and ecological uncertainty. *Natureza & Conservação*, v. 3, p. 84–87, 2015.

PELICICE, F. M.; AGOSTINHO, A. A. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator ( *Cichla kelberi* ) in a Neotropical reservoir. p. 1789–1801, 2009.

PETERSON, A. T. et al. Ecological niches and geographic distributions.

PETERSON, A. T. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. v. 78, n. 4, p. 419–433, 2003.

RICHARDSON, D. M. D. et al. A compendium of essential concepts and terminology in invasion ecology. *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton*, p. 409–420, 2010.

RICHARDSON, D. M. *Fifty Years of Invasion Ecology*. 2011

SAKAI, A. K. et al. THE POPULATION BIOLOGY OF INVASIVE SPECIES Ann K. Sakai, Fred Syndallas Robert Joel. *Annual Review of Ecology and Systematics*, v. 32, p. 305–332, 2001.

SIMBERLOFF, D. The Role of Propagule Pressure in Biological Invasions. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 40, n. 1, p. 81–102, dez. 2009.

SOL, D.; LEFEBVRE, L. Behavioural flexibility predicts invasion success in birds introduced to New Zealand. *Oikos*, v. 90, n. 3, p. 599–605, 2000.

STRAYER, D. L. et al. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends Ecol Evol*, n. March, 2015.

VITOUSEK, P. et al. Introduced Species: A significant component of human-cause global change. *New Zealand Journal of Ecology*, v. 21, n. 1, p. 1–16, 1997.

ZENNI, R. D. Dez anos do informe brasileiro sobre espécies exóticas invasoras: avanços, lacunas e direções futuras. v. 29, n. 1, p. 133–153, 2016.

**ARTIGO 1****Potencial invasor do Corvo Bicolor (*Corvus albus*) no leste do Brasil: Melhor erradicar antes que ocorra sua expansão**José Ricardo Pires Adelino<sup>1\*</sup>, Luiz dos Anjos<sup>2</sup> e Marcos Robalinho Lima<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina, CP 6001, 86051-970, Londrina, Brasil

<sup>2</sup>Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, CP 10011, 86057-970, Londrina, Brasil

\* Autor correspondente

E-mail: adelinojrp@gmail.com

<sup>2</sup>Artigo publicado na revista *Perspectives in Ecology & Conservation*

DOI:dx.doi.org/10.1016/j.pecon.2017.07.001

---

2 Durante o período de produção do manuscrito a revista *Perspectives in Ecology & Conservation* denominava-se como Natureza & Conservação, modificando seu nome durante o processo de avaliação do trabalho.

## RESUMO

A invasão biológica é uma das principais ameaças à biodiversidade sendo responsável por inúmeros danos ambientais. Espécies invasoras são difíceis de erradicar e a prevenção é considerada a melhor abordagem. O corvo bicolor (*Corvus albus*) foi registrado recentemente no leste do Brasil (América do Sul). Esta espécie de ave Africana é considerada como um “invasor nativo” na África do Sul, e apresenta potencial para causar sérios impactos ecológicos. Portanto, é importante identificar as potenciais áreas adequadas e focos de entrada dessa espécie para o Brasil. A organização dessas informações permite esclarecer quais os locais em que a vigilância é necessária e se procedimentos de erradicação são requeridos. Foram usados Modelos de Nicho Ecológico para acessar a potencial distribuição do corvo bicolor no Brasil. Nosso modelo prevê áreas de adequação nas regiões sudeste, nordeste e central do Brasil, principalmente na região de Mata Atlântica. A ocorrência do corvo bicolor foi associada com a infraestrutura humana. O modelo binário falhou em incluir os registros publicados para *C. albus* no Brasil. Entretanto, áreas adequadas foram encontradas a uma distância de aproximadamente 46 km dos registos conhecidos para o Brasil. Defendemos que os portos são potenciais pontos de entrada não intencionais e medidas de monitoramento devem ser tomadas para prevenir a chegada e estabelecimento de novos propágulos no Brasil.

## Introdução

Atividades humanas são responsáveis pela introdução de espécies em locais além de seus limites de distribuição natural (Richardson et al. 2011). A introdução das espécies pode ocorrer com ou sem a intenção humana e é facilitado em paisagens modificadas por atividade humana (Mack et al. 2000). Espécies invasoras são uma ameaça à biodiversidade e ao bem estar humano devido aos impactos negativos às espécies nativas, comunidades e processos ecossistêmicos, saúde humana e economia (Blackburn et al. 2014). Entretanto, para que uma espécie seja bem sucedida em um novo ambiente, é necessário que consiga superar as seguintes barreiras (Blackburn et al. 2011): I) ter acesso a uma região geográfica considerada como inacessível antes da facilitação humana; II) estabelecer uma população viável na nova região geográfica, superando potenciais restrições impostas pelo novo ambiente; III) propagar-se para novos locais dentro do novo ambiente e; IV) apresentar impactos deletérios (Blackburn et al. 2014) no novo ambiente. A similaridade climática tem sido apontada como importante preditor para o sucesso da invasão (Hayes & Barry 2008.). O motivo é que as áreas introduzidas que apresentem clima similar ao da região nativa das espécies são mais propícias ao estabelecimento de populações viáveis, uma vez que essas áreas apresentaram condições climáticas apropriadas para o crescimento populacional positivo (Holt et al. 2005). Como a maneira mais eficiente de minimizar os impactos ecológicos e econômicos é a prevenção do estabelecimento de espécies invasoras (Sakai et al. 2001), modelos de distribuição das espécies e modelos de nicho ecológico podem ser usados como ferramentas preditivas para determinar o potencial invasivo de uma espécie (Peterson 2003). Com este modelo em mãos, procedimentos de monitoramento podem ser aplicados para deter o estabelecimento ou o avanço de uma potencial espécie invasora (Venette et al. 2010).

Em um recente estudo de meta-análise, Madden et al. (2015) aponta que corvos apresentam efeitos negativos pequenos na abundância e produtividade das aves (i.e. sucesso de nidificação, tamanho da ninhada). Entretanto, duas espécies de corvos – *Corvus splendens* e *C. albus* – são consideradas problemáticas. A primeira espécie foi capaz de estabelecer populações reprodutivas em muitos países que não fazem parte de sua área de distribuição nativa, cujas populações são responsáveis por impactos ecológicos (Ryall 1992), perdas econômicas (Kamel 2014), e problemas de saúde humana (Yap & Sodhi 2004). A segunda espécie, vem estabelecendo populações reprodutivas fora da sua região Pan-Africana nativa. Entretanto, na África do Sul, *C. albus* vem apresentando um aumento desproporcional em sua abundância e distribuição (Cunningham et al. 2016). Estudos científicos dos impactos ecológicos para esta espécie são ausentes, contudo, existem

registros de elevada pressão de predação em tartarugas nativas (Fincham & Lambrechts 2014), e do potencial de interações negativas com aves de rapina (Simmon & Barnard 2011). De fato, é possível que um processo de “invasão nativa” por *Corvus albus* esteja acontecendo na África do sul (Cunningham et al. 2016). Isso pode ser problemático pois esta espécie é um predador generalista que alimenta-se de um grande espectro de organismos, assim como organismos em decomposição (Anjos et al. 2009). Além disso, a infraestrutura humana pode facilitar a propagação de *C. albus*. Por exemplo, estruturas de rodovias e linhas de força estão associadas com o aumento no número de *C. albus* na África do Sul. No caso das rodovias, a mortes de animais por atropelamento fornece uma fonte alternativa de alimento (Joseph et al. 2017), já as linhas de força fornecem abrigo e poleiros, uma vez que *C. albus* é capaz de construir seus ninhos nos postes das linhas de transmissão (Cunningham et al. 2016).

A presença de *C. albus* no Brasil foi reportada inicialmente em 2004 (Silva & Olmos 2007), seguido de oito registros publicados para a espécie no litoral do estado de São Paulo (Tabela 1.1).

**Tabela 1.1:** Registros do Corvo bicolor (*C. albus*) no Brasil com suas respectivas coordenadas, datas de observação, local de observação e fonte dos registros.

Long	Lat	Data	Local	Fonte
-	-	26/07/04	Porto de Santos	Lima & Kamada 2009
46°17'40" O	23°59'11" S	26/03/06	Santos/Guarujá	Olmos & Silva 2007
46°24'05" O	23°52'48" S	20/07/06	Rio Cubatão	Olmos & Silva 2007
-	-	30/03/07	Santo/Guarujá	Olmos & Silva 2007
-	-	28/08/07	Cubatão	Lima & Kamada 2009
46°18'48.08" O	23°55'05.6" S	13/05/08	Estuário Santos	Lima & Kamada 2009
46°19'17.3" O	23°54'54" S	17/06/08	Ilha Barnabé - Santos	Lima & Kamada 2009
46°17'26.27" O	23°59'14.22" S	21/08/08	Santos/Guarujá - Balsa	Lima & Kamada 2009

Devido à espécie se apresentar como um “invasor nativo” (Cunningham et al. 2016), e a infraestrutura humana facilitar sua expansão na região nativa, é imperativo avaliar se *C. albus* é capaz de estabelecer uma população viável no Brasil. Em função desta necessidade, desenvolvemos um modelo de nicho ecológico utilizando dados da região nativa para identificar as potenciais áreas ambientais adequadas para a manutenção da população. Adicionalmente, traçamos possíveis rotas de expansão para a espécie baseado em registros recentes da espécie na costa do estado de São

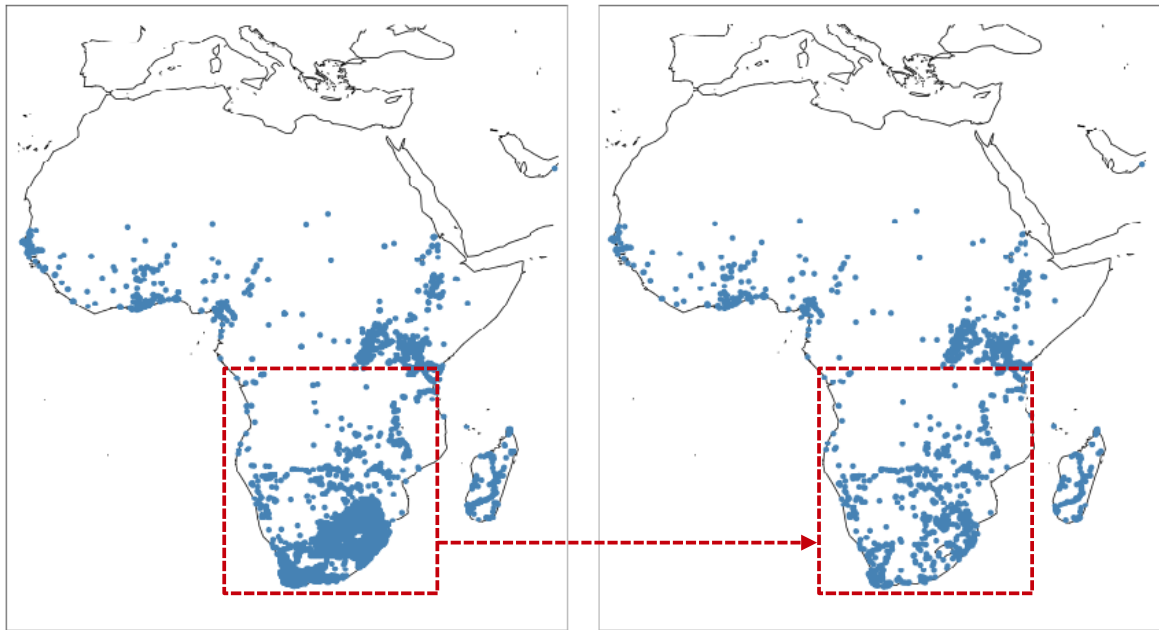
Paulo. Finalmente, discutimos a importância destes resultados para aumentar o conhecimento atual da distribuição do corvo bicolor com uma potencial espécie invasora neotropical.

## **Método**

### *Estudo da espécie e dados de ocorrência*

Corvos (Família: *Corvidae*) são aves de médio a grande porte com tamanho de até 69 cm e massa de até 2.000 g. Corvos apresentam morfologia similar, com plumagem preta, portando bicos e pernas fortes (Anjos et al. 2009). *Corvus albus*, é uma espécie Pan Africana de grande porte (45 cm, 400 g – 700 g) que apresenta cabeça, pescoço, asas, retríceas e partes superiores com contornos em preto, azul e ou roxo (Anjos et al. 2009). Diferente de outras espécies de corvos, esta espécie apresenta partes escuras que contrastam com o colar branco que se expande ao longo do peito até as partes inferiores (ver figura 5 em Lima & Kamada 2009). A espécie vive em áreas como pastagens, florestas abertas, bordas de florestas e paisagem de savana. Pode ser encontrada próximo a ambientes aquáticos, como rios e lagos (Anjos et al. 2009). O corvo bicolor evita florestas densas e desertos, e pode ocorrer em altitudes de até 3.700m acima do nível do mar, embora seja mais abundante em terras baixas (Anjos et al. 2009).

Registros de ocorrência para área nativa (N=42.238) foram obtidos no banco de dados “Global Information Facility Database” ([www.gbif.org](http://www.gbif.org)). Registros duplicados e coordenadas de ocorrência fora dos limites geográficos da região nativa (i.e. África) foram removidos. As coordenadas remanescentes (N=4.482) foram submetidas a um filtro espacial (i.e. remoção de ocorrências espacialmente relacionadas) para reduzir o viés de amostragem (Boria et al. 2014), utilizando o pacote *spThin* (Aiello et al. 2015) implementado para o software R. Este procedimento foi utilizado pois os dados de biodiversidade apresentam viés para áreas de fácil acesso. O procedimento foi executado com 100 iterações e calibrado para 10 km de distância (i.e, distância mínima entre os pontos de ocorrência) restando 2.635 ocorrências. Como etapa final, foram mantidas uma ocorrência por quadrícula para cada variável ambiental utilizada, resultando em 1.318 registros de ocorrências que foram usados como a nossa amostragem final (Figura 1.1). A análise do filtro espacial auxilia a reduzir os efeitos não desejados de pontos de ocorrências enviesados (Aiello et al. 2015). Aplicamos o procedimento de Aiello et al. (2015), como implementado no pacote “*spThin*”. Este procedimento utiliza algoritmos de aleatorização para retornar o número de ocorrências baseado no uso da distância mínima fornecida.



**Figura 1.1:** A esquerda, pontos de ocorrência antes da aplicação do filtro espacial. A direita, pontos de ocorrência após o uso do filtro espacial. Quadrados em vermelho tracejado mostram como o filtro espacial atua para reduzir possíveis vieses de amostragem.

### *Dados ambientais*

Dados climáticos foram obtidos do banco de dados WorldClim (Hijmans et al. 2005). Para remover o sobre ajuste dos modelos, as variáveis climáticas foram selecionadas de acordo com a ecologia de *C. albus*. Também usamos a análise de componentes principais para reduzir a colinearidade das variáveis ambientais. Isto foi feito mantendo as variáveis com maiores valores de “loading” quando estas eram correlacionadas. O banco de dados do WorldClim (Hijmans et al. 2005) apresenta 19 variáveis bioclimáticas. Entretanto, interpretamos que BIO2 = Mean Diurnal Range (mean of monthly (max temp – min temp) e BIO3 = Isothermality ((BIO2/BIO7) \* 100) estão relacionadas à duração do dia, uma importante condição para espécies com comportamento de voo migrador. Entendemos também que BIO4 = Temperature Seasonality (standard deviation \*100), BIO15 = Precipitation Seasonality são relacionados com estações reprodutivas bem definidas. Portanto, em função da ausência destas características em *C. albus* (Madge and Juana 2014), decidimos por remover essas camadas ambientais. Utilizamos, análise de componentes principais (ACP) para identificar quais variáveis foram mais correlacionadas (i.e. com vetor de direção similares) e escolhemos a variável com maior “loading” (Tabela 1.2).

**Tabela 1.2:** Loadings das variáveis bioclimáticas. Números em negrito indicam os maiores valores de loading, critério utilizado para seleção prévia das variáveis. Em itálico, variáveis retidas para o modelo de distribuição de *C. albus*

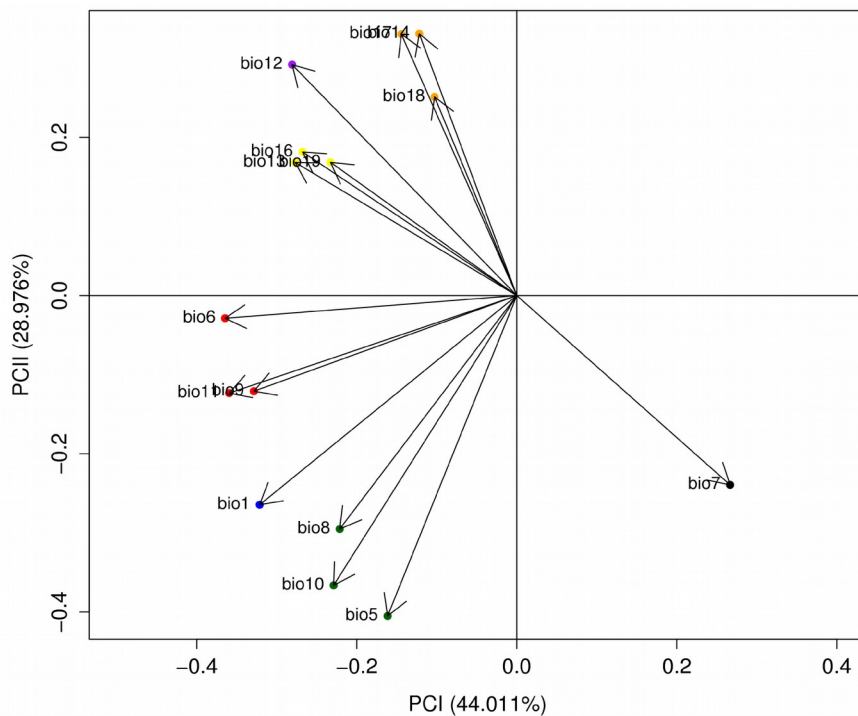
Cluster	Variable	Bioclimatic Variable Names	PC1	PC2
I (Preto)	Bio07	<i>Amplitude da temperatura anual</i>	<b>0.266</b>	<b>-0.239</b>
II (Verde)	Bio05	<i>Temperatura máxima no mês mais quente</i>	- 0.161	<b>-0.405</b>
	Bio10	Temperatura média no quartil mais quente	-0.228	- 0.366
	Bio8	Temperatura média no quartil mais húmido	-0.221	- 0.295
III (Azul)	Bio01	<i>Temperatura media anual</i>	<b>-0.321</b>	<b>- 0.264</b>
IV (Vermelho)	Bio06	<i>Temperatura minima no mês mais frio</i>	<b>- 0.364</b>	- 0.239
	Bio09	Temperatura média no quartil mais seco	- 0.328	-0.120
	Bio11	Temperatura média no quartil mais frio	-0.228	-0.366
V (Amarelo)	Bio13	<i>Precipitação no mês mais úmido</i>	<b>-0.277</b>	<b>0.168</b>
	Bio16	Precipitação no quartil mais úmido	-0.267	0.181
	Bio19	Precipitação no quartil mais frio	- 0.232	0.168
VI (Roxo)	Bio12	<i>Precipitação anual</i>	<b>-0.280</b>	<b>0.291</b>
VII (Laranja)	Bio14	Precipitação no mês mais seco	- 0.121	0.330
	Bio17	<i>Precipitação no quartil mais seco</i>	<b>- 0.144</b>	<b>0.330</b>
	Bio18	Precipitação no quartil mais quente	- 0.102	0.251

Os dados utilizados na ACP foram obtidos pela extração dos valores para cada uma das 16 variáveis bioclimáticas para cada um dos 1.318 pontos de ocorrência usados para modelar a potencial distribuição de *C. albus*. Usamos o critério de Broken – Stick (Legendre & Legendre 1998), para determinar o número dos principais componentes à serem retidos (Tabela 1.3).

**Tabela 1.3:** Seleção de componentes principais usando o critério de Broken-Stick. Componentes com autovalores maiores que os indicados por valores de Broken – Stick foram retidos.

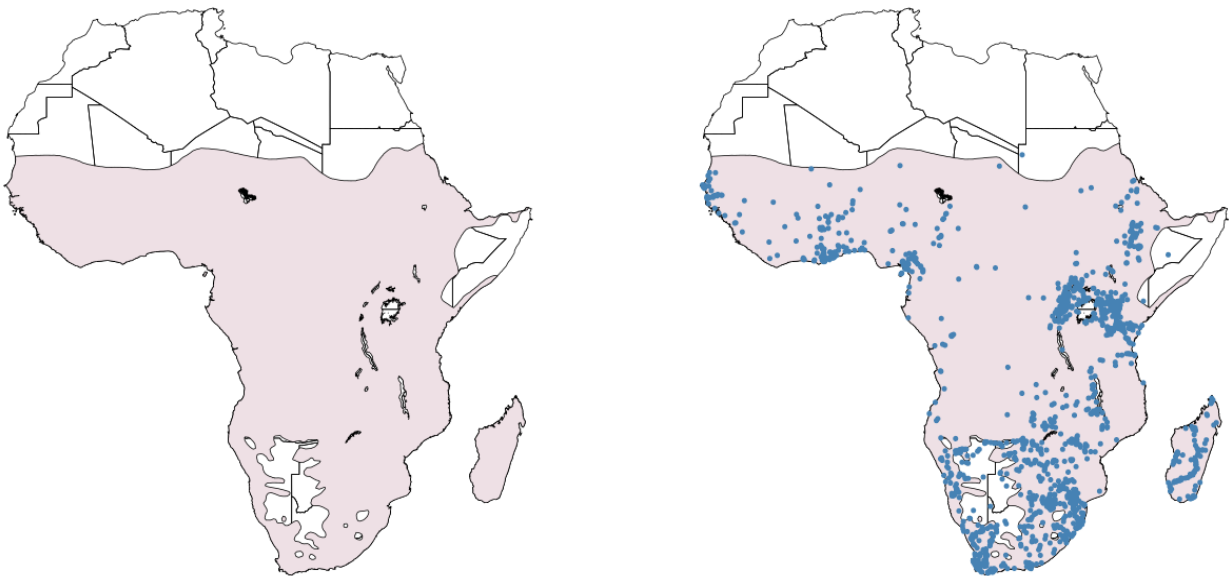
	PC1	PC2	PC3
<b>Broken-Stick</b>	3.318	2.318	1.818
<b>Eigenvalues</b>	6.601	4.346	1.726

Este critério assume que a variância total é dividida aleatoriamente ao longo dos vários componentes, criando assim uma distribuição esperada para os autovalores, que seguem a distribuição de Broken – Stick. Os autovalores observados são considerados interpretáveis se apresentarem valores maiores que os autovalores gerados pelo modelo de Broken – Stick, e os componentes com autovalores maiores que os identificados pelo critério de Broken – Stick foram retidos. Nossa ACP revelou quatro agrupamentos (Figura 1.2). Escolhemos as variáveis com o maior valor de “loading” para os grupos vermelho e verde (Figura 1.2). Entretanto, esta abordagem não foi utilizada para os grupos amarelos e laranjas (Tabela 1.2). Nestes casos, decidimos manter a variável que apresentou maior “loading” no primeiro componente principal, uma vez que este componente explica a maior proporção da variância.



**Figura 1.2:** Imagem de ordenação das variáveis climáticas. Variáveis correlacionadas são indicadas por pontos de mesma cor.

Devido à natureza sinantrópica de *C. albus* (Anjos et al. 2009), incluímos no modelo final duas variáveis que refletem mudanças associadas as modificações da paisagem: 1) intensidade de iluminação noturna (NOAA's National Geophysical Data Center; raster disponível em: <http://ngdc.noaa.gov/eog/dmsp/downloadV4composites.html>); e 2) pegada ecológica humana (Wildlife Conservation Society, Center for International Earth Science Information Network, 2005; raster disponível em: <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/wildareas-v2-human-footprint-geographic>), que reflete efeitos ecológicos das alterações ambientais por atividades humanas utilizando o Índice de Influência Humana (IIH). IIH é determinado com dados da densidade da população humana, uso da terra, infraestrutura e acesso humano (i.e. rodovias, trilhos, rios navegáveis e linhas costeiras). A extensão para a área nativa usada no modelo foi 37°20' 58.632" N, 51°24' 46.908E, 46°58' 44.148S, 25°21' 31.5" W. Os modelos finais foram projetados para América do sul (extensão: 13°22' 43.032" N, 29°21' 35.028" E, 55°55' 10.956" S, 109° 26' 56.94" W) usando a projeção WGS84. A resolução das células foi de 0.25°, correspondem à aproximadamente 28 km<sup>2</sup> em cada raster. Usamos esta resolução devido a ampla extensão na distribuição da espécie em área nativa (Figura 1.3), elevada densidade de ocorrências para a região Sul da África – indicando possível vieses de amostragem – e a escala continental do estudo (modelo construído usando ocorrências para o Continente Africano, no qual foi projetado para o continente sul Americano).



**Figura 1.3:** A esquerda, distribuição da espécie de acordo com BirdLife. À direita, área de distribuição com pontos de ocorrência usados nos modelos.

### Modelo de Nicho Ecológico e calibragem dos modelos

Foram utilizados cinco diferentes classes de algoritmos (Tabela 1.4) para modelar o potencial de distribuição de *C. albus*. Os algoritmos foram escolhidos de acordo com as diferentes abordagens usadas para modelar a distribuição das espécies (Loyola & Rangel, 2012), assim como pela capacidade de modelar utilizando dados de somente presença (Franklin et al., 2010).

**Tabela 1.4:** Classe de algoritmos e referências bibliográficas sobre sua origem e funcionamento.

<b>Classe</b>	<b>Algoritmo</b>	<b>Referência</b>
Envelope climático	Bioclim	Nix 1986, Booth et al. 2014
Distância (Gower)	Domain	Carpenter et al. 1971
Distância (Mahalanobis)	Mahalanobis	Farber & Kadmon 2003
Máquina de aprendizagem	Support Vector Machine	Guo & Graham 2005, Drake et al. 2006
Máquina de aprendizagem	Maxent	Phillips et al. 2004

Estes métodos produzem mapas com valores contínuos de adequação para cada quadricula, e foram re-escalados para valores de zero (i.e. quadricula não adequada) até um (i.e. quadricula adequada) quando necessário. Os modelos que apresentaram bom ajuste (veja a seguir) foram combinados para gerar um único modelo (Araújo & New 2007), e projetado para a América do Sul para avaliar o potencial invasivo de *C. albus*. Utilizamos 75% dos dados de ocorrências (n = 988) para calibrar os modelos e 25% (n = 329) para validar os modelos. Quando necessário foi utilizado a abordagem de pseudo ausência para simular a ausência de ocorrências.

Foram utilizadas 100 iterações para cada algoritmo e a área parcial sob a curva da característica de operação do receptor (COR) para medir o ajuste do modelo (Peterson et al. 2008). Para esta análise foi utilizado o software “Partial ROC” (Barve 2008). A abordagem de partial ROC é a mais adequada para avaliar modelos de nicho ambiental, pois permite reduzir os vieses gerados pelo procedimento de pseudo ausência (para detalhes, ver Peterson et al. 2008). Usamos 10.000 iterações, e para iteração re-amostramos 50% dos dados de teste (i.e. bootstrap) com aceite de 95% de erro (ajuste padrão). Modelos com a taxa de área parcial da curva (pAUC) maiores que um (pAUC >1) foram considerados como sendo melhores do que uma performance aleatória, e foram combinados em um único modelo (i.e. abordagem ensemble sensu Araújo & New 2007). Também usamos a medida de similaridade da superfície ambiental multivariada (SSAM) (i.e. MESS sensu Elith et al. 2010) para avaliar a similaridade entre a região não nativa projetada em comparação com

modelo de treinamento para área nativa (Elith et al. 2010). Análise de SSAM foi conduzida usando o pacote *dismo* (Hijmans et al. 2016) implementado para o software R (R Core Team 2013).

### *Potenciais áreas de adequação na América do Sul e Análise espacial*

Foram elaborados modelos binários para estimar a região geográfica potencial de ocorrência de *C. albus* no Brasil. Para cada modelo aceito como adequado (taxa de pAUC > 1), um mapa binário foi obtido usando limiar de corte de sensibilidade igual à especificidade. Este limiar foi escolhido por minimizar a taxa de erros positivos e negativos (Liu 2005). Todos os modelos (veja resultados) foram considerados adequados e seus mapas binários foram combinados para obter um único mapa binário. Células foram consideradas adequadas para *C. albus* quando ao menos dois dos cinco modelos adequados previam a ocorrência (i.e. soma dos valores  $\geq 2$ ). Escolhemos esse valor, pois dois dos modelos (SVM e Mahalanobis) foram substancialmente diferentes dos demais modelos. Devido à falha do modelo binário ao incluir os registros de ocorrência no Brasil (veja resultados), calculamos a distância mínima do último registro de ocorrência para a célula com valor de adequação mais próximo. Isto foi feito utilizando a distância da trigonometria esférica de Haversine implementado no pacote R *geosphere* (Hijmans, 2015). Para avaliar qual Bioma é mais suscetível ao potencial de invasão para *C. albus*, calculamos a área proporcional do Bioma que foi predito como adequada pelo modelo. Para analisar a suscetibilidade de cada bioma à potencial ocorrência de *C. albus*, usamos a abordagem do índice relativo do Bioma (IRB) como implementado por Ortega-Andrade et al. (2015). Este índice indica a proporção de áreas adequadas em cada bioma, e varia de 0 (i.e. não há áreas adequadas para o bioma) para 1 (i.e. áreas adequadas pertencem a um único bioma). O índice é obtido pela razão da área total adequada detectada pelo modelo binário final pela extensão do bioma. Para isso, usamos ferramentas de SIG implementadas no pacote *raster* (Hijmans 2015), para estimar a área em Km<sup>2</sup> para células em resolução de 0.25°. Os mapas dos biomas foram obtidos do Instituto Brasileiro de Geografia e estatística (IBGE – [www.ibge.gov.br](http://www.ibge.gov.br)). Adicionalmente, analisamos a importância relativa para cada variável usada no modelo, com o pacote *relaimpo* (Grömping, 2006) implementado no R.

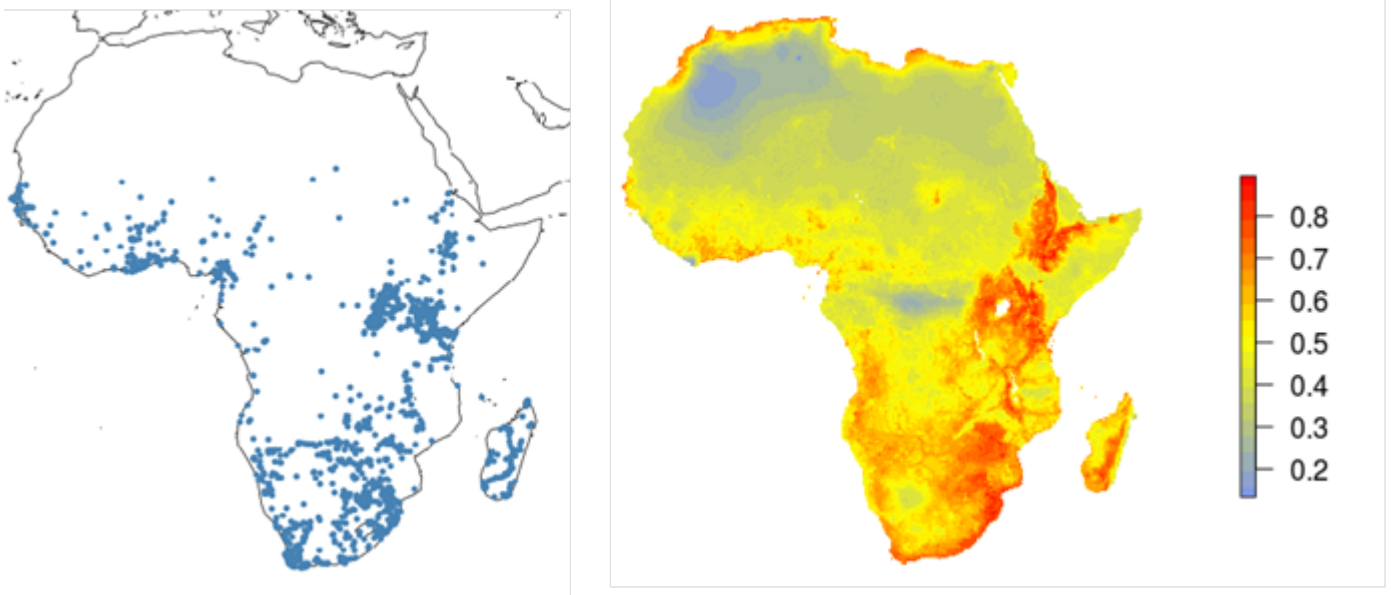
## Resultados

Todos os algoritmos foram considerados com bom ajuste de modelo (Tabela 1.5).

**Tabela 1.5:** Área parcial da curva (pAUC) e limiares de corte (sensitividade = especificidade) para cinco dos algoritmos usados para modelar a distribuição potencial de *C. albus* (Modelos foram combinados se pAUC >1)

Métrica	Bioclim	Domain	Mahalanobis	Maxent	SVM
pROC	1.999 ± 0.000	1.963 ± 0.000	1.995 ± 0.002	1.999 ± 0.000	1.999 ± 0.000
Threshold	0.072 ± 0.007	0.672 ± 0.006	0.207 ± 0.058	0.332 ± 0.020	0.63 ± 0.035

O modelo de distribuição para região nativa se mostrou congruente com o dados amostrados para a área de estudo (Figura 1.4)



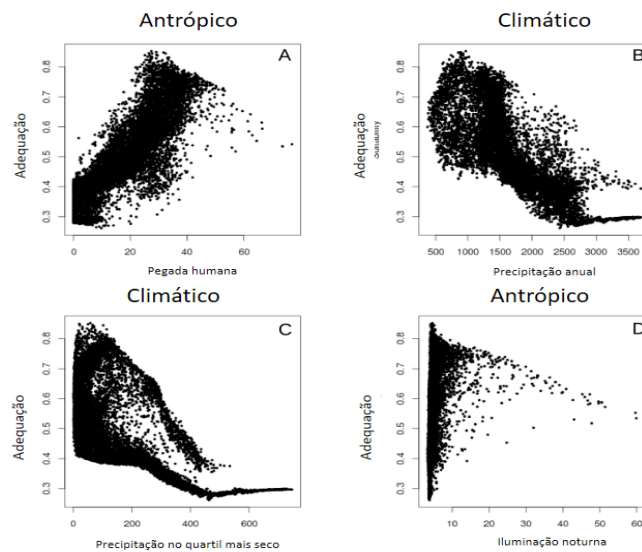
**Figura 1.4:** A esquerda, registros de ocorrência do corvo bicolor (*C. albus*) para região nativa. A direita, modelo de adequação climática após a abordagem de modelos conjugados (i.e. ensemble). Gradiente do azul em direção ao vermelho indicam os valores estimados de adequação para cada célula.

As variáveis selecionadas explicam 85% da variância do modelo. Variáveis que apresentaram maiores valores de importância relativa foram: Pegada humana, Precipitação anual e precipitação no quartil mais seco (Tabela 1.6).

**Tabela 1.6:** Tabela com a importância relativa para cada variável usada para modelar a distribuição de *C. albus*

Importância relativa de cada variável	
Camadas ambientais	Importância relativa
Pegada Humana	0.296
Precipitação anual	0.219
Precipitação no quartil mais seco	0.116
Precipitação no mês mais úmido	0.094
Temperatura mínima no mês mais frio	0.069
Temperatura média anual	0.067
Temperatura máxima no mês mais quente	0.064
Amplitude da temperatura anual	0.037
Iluminação noturna	0.033

Pegada Humana apresentou relação positiva com o modelo de adequação, enquanto precipitação anual e no quartil mais seco apresentaram associação negativa (Figura 1.5 e Figura 1.6). Os biomas da Floresta Atlântica e da Caatinga foram identificados como as principais regiões à serem afetadas com a potência invasão do corvo bicolor com valor do índice relativo de 0.562 e 0.575 respectivamente.

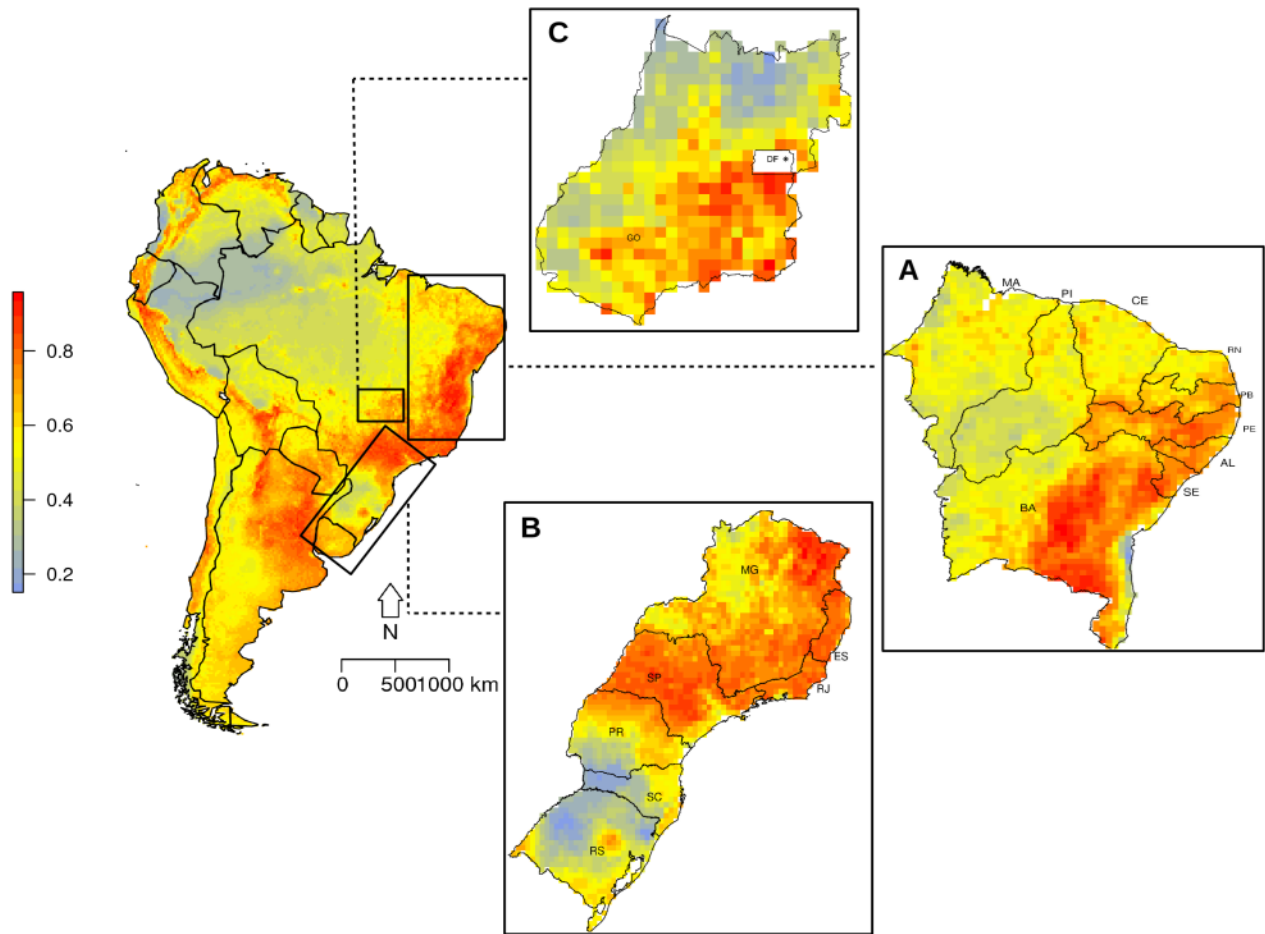


**Figura 1.5:** Correlação do modelo de adequação com: **A)** Pegada humana (índice IHH), **B)** Precipitação anual, **C)** Precipitação no quartil mais seco e **D)** Iluminação noturna.



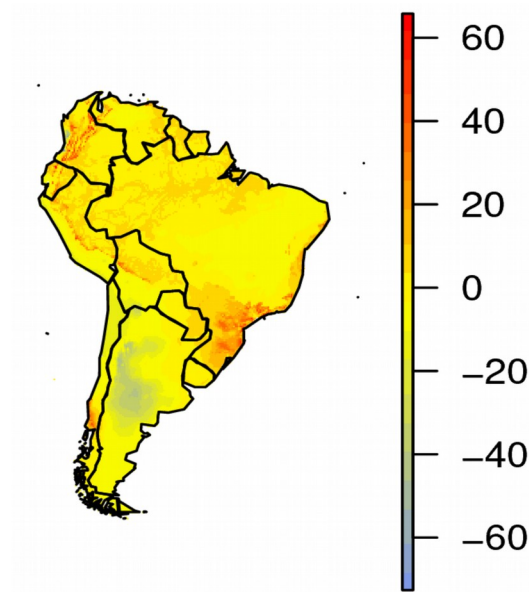
**Figura 1.6:** Tabela de correlação par a par dos valores de adequação climática obtidos a partir da abordagem de modelos conjugados (i.e. ensemble) em relação as variáveis ambientais utilizadas no procedimento de modelagem. **Suitability** = adequação climática, **Annual Mean Temp** = temperatura média anual, **Annual Prec** = precipitação anual, **Prec of Wettest Month** = Precipitação no mês mais úmido, **Prec of Driest Quarter** = precipitação no quartil mais seco, **Max Temp of Warmest Month** = temperatura máxima no mês mais úmido, **Min temp of Coldest Month** = temperatura mínima no mês mais frio, **Temp Annual Range** = amplitude da temperatura anual, **Footprint** = pegada humana, **Nightlight** = Iluminação noturna.

As regiões indicadas com maior probabilidade de adequação para *C. albus* na América do sul estão distribuídas ao longo do litoral Atlântico e dos Andes (do Chile) até Venezuela (Figura 1.7).



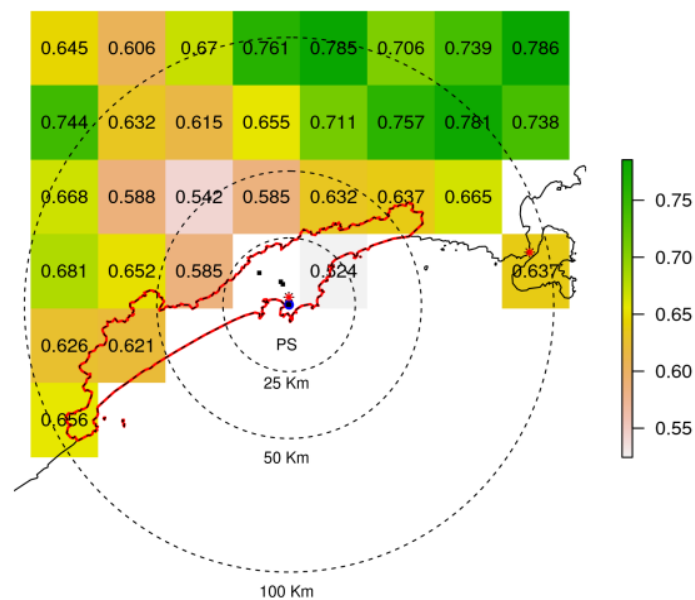
**Figura 1.7:** Mapa de adequação climática para ocorrência de *C. albus* na América do Sul. **A)** Costa nordeste do Brasil, **B)** Costa sudeste do Brasil e, **C)** Região central do Brasil. Baixos valores de adequação climática estão representados pelo gradiente de cor azul, e elevados valores de adequação estão representados pelo gradiente de cor vermelha. **BA** = Bahia, **SE** = Sergipe, **AL** = Alagoas, **PE** = Pernambuco, **PB** = Paraíba, **RN** = Rio Grande do Norte, **CE** = Ceará, **PI** = Piauí, **MA** = Maranhão.

No Brasil, três importantes regiões apresentaram elevada adequação: I) Região Nordeste para os estados da Bahia (BA), Alagoas (AL), Pernambuco (PE) e Paraíba (PB) (Figura 1.7 A); II) Região Sudeste nos estados de São Paulo (SP), Rio de Janeiro (RJ), Paraná (PR), Minas Gerais (MG) e Espírito Santo (ES) (Figura 1.7 B); e III) região central no estado de Goiás (GO) com pequenas áreas de adequação no Distrito federal (DF) (Figura 1.7 C). As áreas de elevada adequação também apresentam elevada correlação com SSAM, o que indica que o modelo não extrapola para novas regiões climáticas (Figura 1.8).



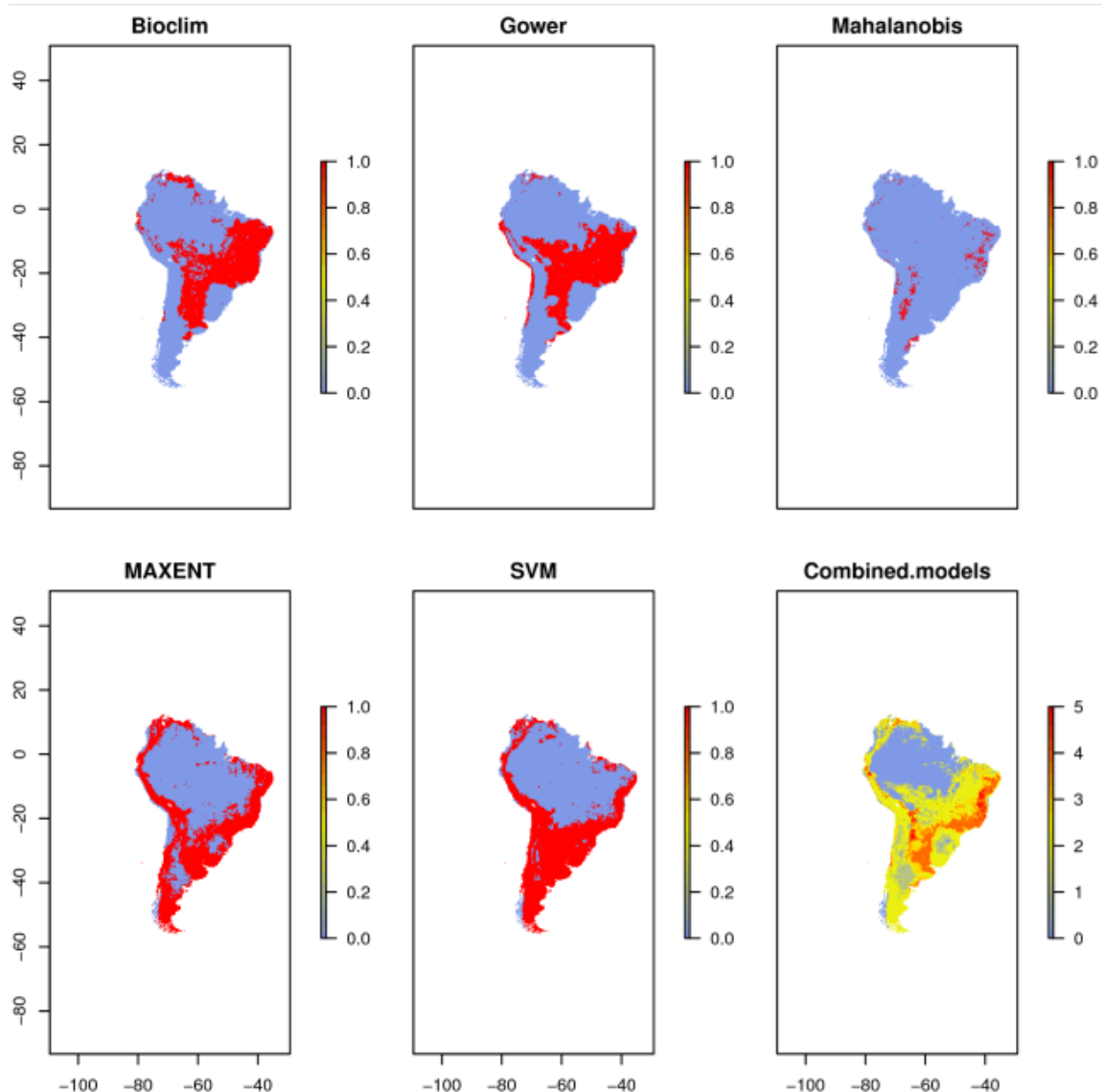
**Figura 1.8:** Medida de similaridade da superfície ambiental multivariada (SSAM) obtida com os dados de treino para a região nativa da África

Todos os registros de ocorrência em território brasileiro encontram-se localizados dentro da mesma quadrícula com valor de adequação de 0,524 (Figura 1.9).

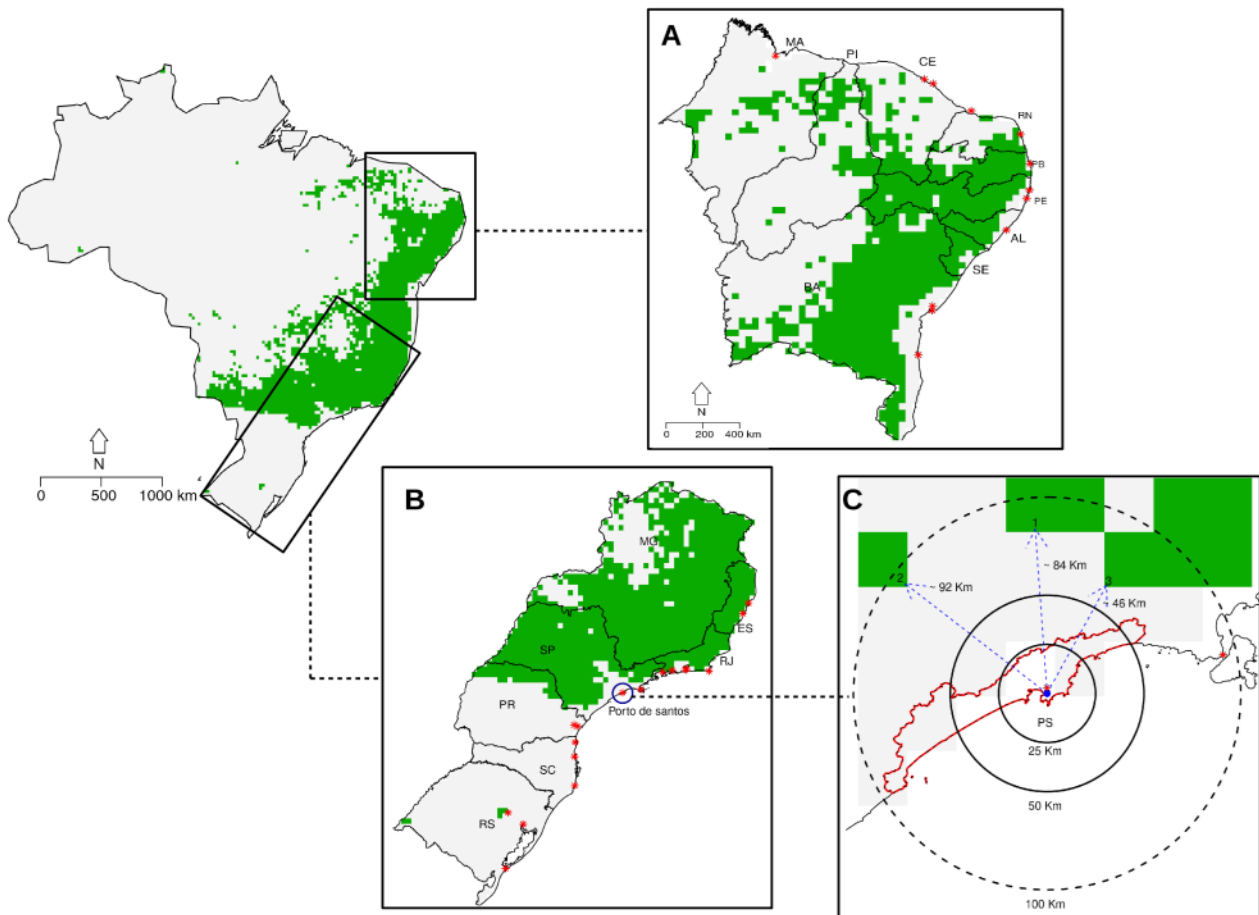


**Figura 1.9:** Valores de adequação para as células próximas ao registro de ocorrência. Devido aos valores não disponíveis (i.e. NA) da célula de adequação para os registros conhecidos de *C. albus*, adotamos a célula mais próxima como valor de adequação climática. Quadrados pretos são os sítios de ocorrência obtidos em Lima & Kamada (2009). PS corresponde a localização do Porto de Santos.

Modelo binário final mostra que 19,7% da superfície brasileira (~ 16.275 Km<sup>2</sup>) é adequada para a potencial ocorrência de *C. albus* (Figura 1.10). Cinco dos nove estados na costa nordeste apresentam atividade portuária ativa na ou em células próximas consideradas adequadas para a ocorrência de *C. albus* (Figura 1.11). Na região sudeste, foi detectado grande área de adequação no interior dos estados do Paraná, São Paulo, Minas Gerais, Rio de Janeiro e Espírito Santo, com uma pequena área de adequação na costa do estado de São Paulo. Registros de ocorrência para *C. albus* no Brasil estão fora da área predita como adequada pelo modelo final, entretanto estão próximas do porto de Santos e a 46 Km de células consideradas adequadas.



**Figura 1.10:** Mapas binários de adequação climática para cada um dos algoritmos utilizados. Azul indica regiões consideradas como não adequadas, Vermelho indica regiões consideradas como adequadas. O modelo combinado corresponde a soma de todos os modelos binários.



**Figura 1.11:** Mapa binário para a ocorrência de *C. albus* no Brasil. **A)** Costa nordeste do Brasil, **B)** Costa sudeste do Brasil, **C)** distância mínima da área adequada mais próxima. Estrelas vermelhas correspondem aos portos. Círculo azul identifica o perímetro do Porto de Santos, pontos azuis são as últimas ocorrências de *C. albus* para o Brasil. Em **C**, a escala é apresentada com diferentes distâncias de circunferência. Números 1, 2 e 3 seguido das setas azuis indicam as células mais próxima do último registro de ocorrência.

## Discussão

Detectamos que a modificação antrópica da paisagem (pegada humana) foi o preditor mais importante para *C. albus*, em que áreas com alto grau de modificação foram positivamente correlacionadas com adequação climática. Mesmo com uma baixa importância relativa, iluminação noturna também apresentou correlação positiva com o modelo final de adequação climática ( $r = 0.34$ ; Figura 1.6), reforçando a ideia de que a infraestrutura da paisagem humana é um bom preditor de ocorrência para esta espécie. Infraestruturas humanas, como linhas de força e redes de transporte, afetam positivamente a abundância do corvo bicolor na África do Sul (Cunningham et al. 2016,

Joseph et al. 2017), uma região considerada quente e seca (Metzger et al. 2013). Encontramos que a precipitação anual e precipitação no quartil mais seco são os principais contribuintes climáticos para a predição de áreas adequadas para o corvo bicolor. Estas variáveis climáticas apresentaram efeito negativo com a adequação climática do modelo final, indicando que a espécie possa favorecer regiões mais secas. Portanto, nosso modelo está de acordo com os estudos prévios e é uma importante ferramenta a ser usada na identificação de áreas com potencial de ocorrência para o corvo bicolor no Brasil.

Áreas adequadas no Brasil foram encontradas principalmente no bioma da Mata Atlântica, que vem sofrendo alterações severas na paisagem. Por exemplo, as estimativas de cobertura vegetal variam de 11.4% a 16%, com a maioria dos fragmentos florestais (80%) sendo menores que 50 hectares (Ribeiro et al. 2009). Isso é problemático pois a modificação da paisagem por ações humanas (pegada humana) foi a principal preditora de ocorrência para *C. albus*. Além disso, existem evidências que a infraestrutura humana é um facilitador da dispersão de *C. albus* em sua região nativa (Cunningham et al. 2016, Joseph et al. 2017). Portanto, a paisagem atual no bioma da Mata Atlântica pode facilitar a propagação de *C. albus* no Brasil.

Registros de ocorrência para *C. albus* no Brasil foram localizados fora da região predita como adequada para a espécie (Figura 1.9). Até o momento, registros publicados para esta espécie em território brasileiro não indicam que a espécie esteja expandindo ou estabelecendo populações reprodutivas no Brasil (Lima & Kamada 2009). O último registro publicado para a espécie ocorreu em 2008, no qual pode-se concluir que a espécie falhou em estabelecer populações reprodutivas no Brasil. Entretanto, é possível que o tamanho populacional atual seja pequeno demais para chamar a atenção de ornitólogos e observadores de aves. Geralmente demora um certo tempo até que uma espécie se torne amplamente distribuída e invasora (Simberloff 2009). Então, é possível que a população atual do corvo bicolor no Brasil seja pequena, local e inócua.

A introdução do corvo bicolor no Brasil não foi intencional, o que significa que mais propágulos podem ser introduzido no futuro. De fato, existe um registro fotográfico recente para esta espécie em 2014 (P.P. Rodrigues comunicação pessoal) no município de Maceió no estado de Alagoas (AL). Embora não exista evidência direta de como *C. albus* desembarcou no Brasil, o vetor mais provável de introdução são navios de mercadorias. Muitos dos portos no Brasil estão em áreas de elevada adequação para a ocorrência de *C. albus* (Figura 1.11). Portos são conhecidos centros de atividade para a entrada de muitas espécies invasoras (Lockwood et al. 2007), e é possível que mais indivíduos possam sobreviver ao transporte e entrar no país. Embora a espécie seja grande, sua

sobrevivência ao transporte é possível devido à sua flexibilidade comportamental, plasticidade da dieta e associação aparente com humanos (Anjos et al. 2009). A entrada de novos propágulos podem reduzir a estocasticidade ambiental e demográfica, assim como introduzir novos genótipos no Brasil (Simberlof 2009), aumentando as chances para o estabelecimento e dispersão de *C. albus* no país.

Corvídeos são conhecidos pela sua alta habilidade de aprendizagem, tornando-os imprevisíveis quando submetidos à novas condições ambientais e uso de recursos, como vem sendo mostrado para muitas espécies do grupo (veja Anjos et al. 2009). Além disso, a flexibilidade comportamental é um importante preditor para o sucesso de invasão em aves (Sol et al. 2002). Atualmente, o corvo bicolor vem sendo chamado de um “nativo invasor” em sua área de distribuição nativa, devido ao grande aumento em sua abundância e dos potenciais impactos negativos na fauna nativa (Cunningham et al. 2015). Portanto, o corvo bicolor é uma potencial ameaça para a biota nativa no Brasil e sua recente chegada ao território brasileiro não pode ser ignorada. Nosso modelo prevê áreas ao longo da costa brasileira com elevada adequação para ocorrência de *C. albus*. Recomendamos elevada vigilância nos portos localizados na região da Mata Atlântica e esforços para erradicar *C. albus* no Brasil antes que esta consiga se propagar.

## **Conclusão**

É de extrema importância que ornitólogos e observadores de aves fiquem atentos para esta espécie, especialmente na região sudeste, para certificar que a espécie não foi capaz de estabelecer populações reprodutivas. Embora nosso modelo tenha falhado em prever a ocorrência dos registros atuais, estes estão apenas a 46 km de distância das áreas consideradas adequadas e em uma região do Brasil que é conhecida por sua infraestrutura bem desenvolvida. Por ser uma espécie predadora voraz de pequenos mamíferos, pássaros, répteis e anfíbios, e seu status atual de “invasor nativo” na África do Sul, defendemos a necessidade de vigilância para esta espécie.

## Referências

- Aiello-lammens M E et al., 2015. spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models 1–5. doi:10.1111/ecog.01132
- Anjos, L. dos et al., 2009. Family Corvidae (Crows). In del Hoyo, J. et al. 2009. Handbook of the Birds of the World. Vol. 14. Bush-shrikes to Old World Sparrows. Lynx Edicions, Barcelona. p 494-640
- Araújo M B & New M, 2007. Ensemble forecasting of species distributions. Trends Ecol. Evol. 22, 42–47. doi:10.1016/j.tree.2006.09.010
- Bellard, C., Cassey, P., Blackburn, T.M., 2016. Alien species as a driver of recent extinctions 24–27.
- Blackburn T M et al., 2014. A Unified classification of alien species based on the magnitude of their environmental impacts. PLoS Biol. 12. doi:10.1371/journal.pbio.1001850
- Blackburn T M, Lockwood J L & Cassey P, 2009. Avian Invasions. New York: Oxford
- Boria R A et al., 2014. Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. Ecol. Modell. 275, 73–77. doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.12.012
- Booth, T.H., H.A. Nix, J.R. Busby and M.F. Hutchinson, 2014. BIOCLIM: the first species distribution modelling package, its early applications and relevance to most current MAXENT studies. Diversity and Distributions 20: 1-9
- Brook B W et al., 2003. Abundance and project control of Invasive House crow in Singapore. J.Wildl. Manage 67.(4):2003
- Carpenter, G., Gillison, A.N., Winter, J., 1993. Domain - a flexible modeling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. Biodivers. Conserv. 2, 667–680. doi:10.1007/BF00051966

- Drake, J.M., Randin, C., Guisan, A., 2006. Modelling ecological niches with support vector machines. *J. Appl. Ecol.* 43, 424–432. doi:10.1111/j.1365-2664.2006.01141.x
- Farber, O., Kadmon, R., 2003. Assessment of alternative approaches for bioclimatic modeling with special emphasis on the Mahalanobis distance. *Ecol. Modell.* 160, 115–130. doi:10.1016/S0304-3800(02)00327-7
- Fincham JE & Lambrechts N, 2014. HOW MANY TORTOISES DO A PAIR OF PIED CROWS CORVUS ALBA NEED TO KILL TO FEED THEIR CHICKS? *Ornithol. Obs.* 5, 135–138.
- Fincham JE et al., 2015. The impacts of the Pied Crow *Corvus albus* on other species need to be determined. *Ornithol. Obs.* 6, 232-239
- Franklin J 2010. Mapping species distributions. Spatial inference and prediction. Cambridge University Press.
- Grömping U, 2006. Relative importance for linear regression in R: the package relaimpo. *J. Stat. Softw.* 17, 139–147. doi:10.1016/j.foreco.2006.08.245
- Guo, Q., Kelly, M., Graham, C.H., 2005. Support vector machines for predicting distribution of Sudden Oak Death in California. *Ecol. Modell.* 182, 75–90. doi:10.1016/j.ecolmodel.2004.07.012
- Hayes K R & Barry S C, 2008. Are there any consistent predictors of invasion success?. *Biol Invasions* (2008) 10:483–506
- Hijmans R J et al., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965–1978. doi:10.1002/joc.1276
- Holt R D, Barfield M & Gomulkiewicz R, 2005. Theories of Niche Conservatism and Evolution. In Sax D F, Stachowicz J J, & Gaines, S D, 2005. *Species Invasions: Insights into ecology, Evolution, and Biogeography*: Sinauer p.256-290

Kamel A M, 2014. Potential Impacts of Invasive House Crows ( *Corvus Splendens* ) Bird Species in Ismailia Governorate , Egypt : Ecology , Control and Risk Management. J. life Sci. Technol. 2, 86–89. doi:10.12720/jolst.2.2.86-89

Legendre P & Legendre L, 1998. Numerical ecology. Amsterdam: Elsevier.

Lima B & Kamada B, 2009. Registros de corvo-bicolor *Corvus albus* (Passeriformes: Corvidae) em território brasileiro. Atualidades Ornitológicas.

Liu C et al., 2005. Selecting Thresholds of Occurrence in the Predictions of Species Distribution. Ecography (Cop.). 28, 385–393.

Lockwood J L, Hoopes M F & Marchetti M P, 2007. Invasion Ecology. Blackwell.

Mack R N, 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. Ecol. Appl. 10, 689. doi:10.2307/2641039

Madden C F, Arroyo B & Amar A, 2015. A review of the impacts of corvids on bird productivity and abundance. Ibis (Lond. 1859). 157, 1–16. doi:10.1111/ibi.12223

Madge S & de Juana E, 2014. Pied Crow (*Corvus albus*). In: del Hoyo Jet al., 2014. Handbook of 28 the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona. <http://www.hbw.com/node/60805> on 25 September 2015.

Naidoo Vet al., 2011. The Pied Crow (*Corvus albus*) is insensitive to diclofenac at concentrations present in carrion. J. Wildl. Dis. 47, 936–44. doi:10.7589/0090-3558-47.4.936

Oliveira LRN, 2013. Zoneamento ecológico-Econômico setor costeiro da baixada santista. <http://www.ambiente.sp.gov.br>. ISBN 978-85-8156-013-7

Nix, H.A., 1986. A Biogeographic Analysis of Australian Elapid Snakes. In: Longmore, R., Ed., *Atlas of Elapid Snakes of Australia*. Australian Flora and Fauna Series No. 7, Australian Government Publishing Service, Canberra, 4-15.

Peterson AT et al., 2011. Ecological niches and geographic distributions. Princeton University Press.

Peterson A T, 2003. Predicting the Geography of Species' Invasions via Ecological Niche Modeling 78, 419–433. doi:10.1086/378926

Phillips, S., Dudík, M., Schapire, R., 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. Proc. twenty-first ... 655–662. doi:10.1145/1015330.1015412

Hijmans R J. 2015. geosphere: Spherical Trigonometry. R package version 1.5-1. <https://CRAN.R-project.org/package=geosphere>

Ryall C, 1992. Predation and harassment of native Bird species by the indian house crow *Corvus splendens*, in Mombasa, Kenya. *Scopus* 16:1-8

Sakai A K et al., 2001. The population biology of invasive species. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32, 305–332.

Silva S R & Olmos F, 2007. Adendas e registros significativos para a avifauna dos manguezais de Santos e Cubatão , SP 15, 551–560.

Simberloff D, 2009. The Role of Propagule Pressure in Biological Invasions. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 40, 81–102. doi:10.1146/annurev.ecolsys.110308.120304

Venette R C et al., 2010. Pest Risk Maps for Invasive Alien Species: A Roadmap for Improvement. *Bioscience* 60, 349–362. doi:10.1525/bio.2010.60.5.5

Wege D C & Long A J, 1995. Key areas for threatened birds in the neotropics. BirdLife Conservation Series 5. Duncan brooks.

Yap C A M & Sodhi N S, 2004. Southeast Asian invasive birds: ecology, impact and management. *Ornithol. Sci.* 3, 57–67. doi:10.2326/osj.3.57

**ARTIGO 2****Potenciais pontos de entrada e estabelecimento de aves não nativas introduzidas em território brasileiro**

José Ricardo Pires Adelino<sup>1\*</sup>, Marcos Robalinho Lima<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Centro de Ciências Biológicas, Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Universidade Estadual de Londrina, CP 6001, 86051-970, Londrina, Brasil

<sup>2</sup>Departamento de Biologia Animal e Vegetal, Centro de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Londrina, CP 10011, 86057-970, Londrina, Brasil

\* Autor correspondente

E-mail: adelinojrp@gmail.com

Artigo a ser submetido para a revista Natureza & Conservação

## RESUMO

O desmatamento, a fragmentação de habitat e a introdução de espécies invasoras são reconhecidas como as maiores causadoras na perda da biodiversidade. Espécies invasoras são a segunda maior ameaça a biodiversidade e um dos principais componentes das mudanças ambientais devido à atividade humana. A introdução intencional e não intencional de espécies em regiões além de seus limites naturais de distribuição é facilitada pelo processo de globalização, e pressiona tomadores de decisão e conservacionistas a desenvolverem iniciativas de manejo e fiscalização das áreas com a presença de espécies invasoras. Tais tomadas de decisão são de difícil planejamento, e o uso de Modelos de Distribuição das Espécies (MDE) é sugerido como alternativa para a identificar áreas potenciais de invasão. Para o Brasil pouco se sabe sobre as rotas, vetores e histórico de introdução das espécies exóticas invasoras, e portanto poucas medidas preventivas podem ser planejadas de forma efetiva. Um modo de contornar este problema é aplicar MDE's para identificar regiões com potencial de entrada para espécies não nativas. Combinando dados de ocorrência das espécies obtidas em banco de dados virtuais e na literatura científica em conjunto com informações bioclimáticas, utilizamos MDE's para mapear as potenciais áreas de introdução, estabelecimento e invasão para 21 espécies de aves invasoras amostradas no território brasileiro. Nosso modelo indicou áreas de prioridades distribuídas ao longo da costa atlântica brasileira e concentradas no nordeste e centro-oeste do Brasil. As quadrículas com maior valor de adequação do modelo estão de acordo com a localização dos portos no país, e mostram que a região litorânea apresenta maior adequação climática à introdução de espécies em relação as regiões continentais. Embora esforços do Ministério do Meio Ambiente e de organizações não governamentais existam para catalogar a fauna e a flora introduzida no Brasil, a ecologia de vertebrados invasores para o território brasileiro ainda é pouco abordada na literatura científica. Registros de vertebrados não nativos com potencial invasor vem aumentando, enquanto medidas legais estão em etapa inicial de planejamento e execução. Assim, sugerimos o monitoramento e a fiscalização dos portos nos estados da Bahia, Sergipe, Alagoas, Pernambuco, Paraíba, Pará, Rio de Janeiro e Espírito Santo para a identificação e controle dos potenciais pontos de entrada para espécies não nativas, evitando efeitos negativos ao ambiente e o custo econômico em técnicas de erradicação empregadas após o estabelecimento das espécies.

**PALAVRAS CHAVE:** Focos de invasão, Análise de risco, Modelos de Distribuição das Espécies, Portos brasileiros

## Introdução

A perda de biodiversidade do mundo tem ocorrido de forma alarmante (Butchart et al. 2012). Atualmente, três ameaças têm sido reportadas como as maiores causadoras da perda de biodiversidade, são elas: desmatamento, fragmentação e espécies invasoras (Bellard et al. 2016). Com a crescente perda de biodiversidade e falta de recursos para iniciativas de conservação, tem havido grande incentivo para se identificar áreas prioritárias para conservação. Nesse sentido o conceito de “hotspots de biodiversidade” – áreas que apresentam uma excepcional concentração de espécies endêmicas e sob fortes ameaças (Myers et al. 2000) – têm sido amplamente usado e hoje é considerada uma importante ferramenta para tomadas de decisões tanto na escala local como na escala global (Venette et al. 2010).

Espécies invasoras são um dos principais componentes das mudanças ambientais devido à atividade humana e são consideradas como a segunda maior fonte de extinção das espécies, (Vitousek et al. 1997, Mack et al. 2000, Bellard et al. 2016). Com a crescente globalização no mundo e avanço tecnológico para o transporte de cargas e pessoas, o número de introduções de espécies em regiões além de seus limites naturais de distribuição tem aumentado consideravelmente (Hulme 2009). Por exemplo, navios cargueiros são os principais vetores de introdução (via água de lastro) de micro-organismos, pequenos invertebrados e pequenos vertebrados marinhos (Bailey 2015). Além disso, Padilla e Williams (2004), mostram que a prática do aquarismo e do comércio internacional de vertebrados para fins ornamentais são fontes importantes de propágulo na introdução de organismo pertencentes aos ecossistemas aquáticos. De modo similar, Bush et al. (2013), mostram que a América do Sul, seguido da Europa, apresentam a maior frequência de vertebrados terrestres introduzidos no mundo. Assim, diante da dinâmica de transporte em escala global, ecólogos e tomadores de decisão enfrentam o desafio de priorizar recursos escassos para a prevenção, combate e controle de espécies invasoras, pressionando-os a gerenciar de forma efetiva recursos humanos e econômicos limitados.

Tomadas de decisão frente a necessidade de manejo de espécies invasoras são de difícil planejamento, devido à natureza complexa dos propósitos de manejo e erradicação (Estévez et al. 2014). Por exemplo, Massei et al. (2015), mostram que a atividade de caça autorizada é insuficiente para controlar a população de porcos asselvajados (*Sus scrofa*) na Europa. Yap & Sodhi (2003), não apresentam sucesso ao empregar cinco diferentes técnicas de manejo para o controle do Corvo cinzento (*Corvus splendens*) introduzido e estabelecido em ilhas da Malásia, resultando em elevado esforço humano e custo econômico para o controle populacional da espécie. Por outro lado, a

análise de risco (i.e. detecção de potenciais áreas focais) é sugerida como alternativa para direcionar o investimento de recursos humanos, financeiros, e tomadas de decisão para o monitoramento e prevenção das áreas de introdução e estabelecimento de espécies invasoras (Venette et al. 2010). Desta forma, devido à complexidade presente nas tomadas de decisão, é necessário articular de forma orquestrada métodos adequados para o manejo de espécies invasoras estabelecidas na biota não receptora em conjunto com técnicas de prevenção e de monitoramentos eficazes das áreas focos de introdução e estabelecimento de espécies invasoras.

Uma potencial medida seria de aplicar o conceito de “hotspots” para espécies invasoras (O'Donnell et al. 2012). Isso possibilitaria a identificação de áreas potências de invasão e os potências locais de entrada de espécies invasoras. Como o método mais eficiente de minimizar os danos ecológicos e econômicos resultantes de espécie invasoras é a prevenção da chegada e estabelecimento do organismo na região não nativa (Blackburn et al. 2011), a identificação das áreas mais propensas a invasão seria de extrema importância para alocar os escassos recursos de forma mais eficiente e implementar protocolos de prevenção e manejo nessas áreas mais sensíveis a invasão.

Modelos de distribuição das espécies (MDE's) (Franklin 2010, Peterson et al. 2011) baseados na teoria do nicho ecológico (Hutchinson 1957) são ferramentas que permitem estabelecer relações quantitativas entre os registros de ocorrência das espécies a partir de dados georreferenciados (Kozak 2008), e de variáveis ambientais (Hijmans 2005), que podem ser projetados no espaço e no tempo (Peterson 2003), e são amplamente aplicados para diferentes propósitos ecológicos, evolutivos e conservacionistas (Elith 2011, Venette et al. 2010). Assim, o uso desses modelos permite a identificação de regiões geográficas potenciais que apresentam condições ambientais adequadas para a sobrevivência das espécies, e sob contexto da invasão biológica, MDE's podem ser empregados para determinar áreas de potencial estabelecimento e dispersão de espécies invasoras (Peterson 2003). Portanto, MDE's são ferramentas importantes para produzir índices de análise de risco em formato de mapas geográficos (i.e. mapas de risco) (Venette et al. 2010), o que auxilia na tomada de decisão e gestão eficaz de recursos para o monitoramento e prevenção das espécies exóticas.

O Brasil é um país com escala continental e com poucas informações referentes às rotas dos vetores de invasão biológicas e histórico de introdução para vertebrados exóticos e invasores. A importância de portos como “hubs” de entrada e distribuição de espécies invasoras é conhecida para outras regiões do planeta (Lockwood et al. 2007). Entretanto, a dificuldade em obter dados de

qualidade sobre o transporte de carga e comércio para o Brasil dificulta a identificação das rotas e potenciais pontos de entrada de espécies invasoras no país. Uma forma de circundar esse problema seria aplicar MDE's para identificar as regiões do Brasil com maior potencial de estabelecimento. No caso desse estudo, foi aplicado MDE's para aves invasoras no Brasil. Esse grupo de organismos foi escolhido por ser de fácil identificação, apresentar alto potencial de deslocamento e devido à falta de informações sobre o histórico de introdução para a maiorias das aves exóticas e invasoras no Brasil. Além do mais, aves são amplamente transportadas de modo ilegal entre continentes como animais de estimação (Boseret et al. 2013) e algumas espécies (e.g. *Corvus albus*) tem a capacidade de infiltrar e acompanhar navios cargueiros não havendo a necessidade de uma introdução intencional (Adelino et al. 2017). Como um dos objetivos do estudo é tentar encontrar possíveis rotas de entrada, foram consideradas apenas espécies de aves não nativas com registros documentados para o Brasil.

## **Materiais e Métodos**

### *Composição das aves exóticas e dados de ocorrência*

A definição da lista de aves consideradas exóticas (i.e. espécies cuja distribuição natural ocorre fora da extensão territorial brasileira) foram obtidas do banco de dados sul americano de espécies exóticas e invasoras Instituto Hórus ([www.institutohorus.com.br](http://www.institutohorus.com.br)) em conjunto com a revisão bibliográfica de Fontoura et al. (2013). Os registros de ocorrência para as espécies amostradas foram coletados em escala global nos bancos de dados da Global Biodiversity Information Facility ([www.gbif.com](http://www.gbif.com)) e VertNet ([www.vertnet.org](http://www.vertnet.org)).

### *Dados ambientais e Triagem dos dados (Data Cleaning)*

Foram obtidas as 19 camadas bioclimáticas (veja tabela 1.2 no capítulo 1) no banco de dados WorldClim (Hijmans 2005), com resolução espacial de 2,5 arc-minutos. Foram adicionadas duas variáveis que refletem mudanças da paisagem associadas a presença humana: intensidade de iluminação noturna (NOAA's National Geophysical Data Center; raster disponível em: <http://ngdc.noaa.gov/eog/dmsp/downloadV4composites.html>), e pegada ecológica humana (Wildlife Conservation Society, Center for International Earth Science Information Network, 2005; raster disponível em: <http://sedac.ciesin.columbia.edu/data/set/wildareas-v2-human-footprint-geographic>). Esta última variável reflete efeitos ecológicos das alterações ambientais por atividades humanas

utilizando o Índice de Influência Humana (IIH), enquanto a primeira quantifica o uso, acesso e infraestrutura humana da superfície terrestre. Devido a elevada resolução das camadas antropogênicas (i.e. quadrículas com aproximadamente 1Km<sup>2</sup>), estas foram readequadas para resolução de 2,5 arc-minutos utilizando o algoritmo do vizinho mais próximo. Em seguida, cada camada ambiental teve sua resolução redimensionada para 0.25° utilizando o valor médio das quadrículas, e projetados no sistema de projeção global WGS84.

Para eliminar os efeitos da pseudo réplica presente nos dados coletados, os registros de ocorrência foram tratados para remoção de ocorrências duplicadas e eliminação de informações redundantes (i.e. registros de ocorrência dentro da mesma quadrícula), aumentando a qualidade da informação presente nos dados amostrados (i.e. Data Cleaning). O procedimento foi realizado nas seguintes etapas: I) remoção de coordenadas duplicadas, II) remoção de ocorrência localizadas fora dos limites terrestres do globo (i.e. registros localizados em regiões marinhas devido a erros de calibragem do aparelho e ou erros de digitalização das coordenadas) e, III) exclusão de registros de ocorrência redundantes para cada quadrícula, retendo apenas uma ocorrência por célula. O procedimento foi realizado para todas as espécies individualmente em escala global (i.e. para todos os pontos de ocorrência coletados na superfície terrestre) e em seguida, os dados retidos foram selecionados para as áreas de distribuição nativa utilizando malhas digitais (i.e. shapefiles) espécie específica elaborado pela organização BirdLife International (<http://datazone.birdlife.org>).

### *Seleção de variáveis*

Para identificar a correlação e evitar a colinearidade (i.e. informações redundantes) entre as camadas climáticas, extraímos os valores ambientais das 19 camadas bioclimáticas para cada ponto de ocorrência de todas as espécies retidas na região nativa. Os valores obtidos foram normalizados (i.e ajustados para média zero e desvio um) para remover o efeito das múltiplas unidades de medida (i.e diferentes escalas) entre as camadas climáticas, padronizando as variáveis em uma única escala comum. Em seguida, os dados normalizados foram submetidos à Análise de Componentes Principais (ACP) (Legendre & Legendre 1998). A ACP foi utilizada por ser capaz de reduzir a multidimensionalidade dos dados, sintetizando novas variáveis chave (i.e componentes principais) independentes entre si (i.e não correlacionados) e composta pelas variáveis originais que caracterizam o máximo possível a variação em um conjunto de dados multivariados. Desta forma, a ACP permite reduzir um grande número de variáveis originais correlacionadas entre si a um pequeno número de variáveis novas não correlacionadas, cujas fortes intercorrelações entre as

variáveis originais são identificadas utilizando o valor da correlação (i.e. loading) entre cada variável original com o componente gerado. Portanto, a direção das variáveis (vetores da ACP) que é obtida usando as correlações dessa variável com os diferentes eixos da ACP possibilita a identificação das variáveis que estão relacionadas (i.e. apresentam colinearidade) no espaço multivariado da ACP. Como critério de seleção das variáveis identificadas pela ACP como colineares, foi escolhida aquela que apresentava maiores correlações com o eixo 1 ou eixo 2. Para mais detalhes desse procedimento veja o capítulo 1.

### *Modelos de distribuição das espécies*

Os modelos de distribuição das espécies foram construídos utilizando o algoritmo de Máxima Entropia (Phillips 2004), calibrado com as camadas bioclimáticas retidas na seleção de variáveis em conjunto com as camadas antropogênicas para os dados de ocorrência retidos dentro da região nativa. O Modelo de Máxima Entropia (i.e. Maxent) é um algoritmo derivado do campo da inteligência artificial, e pertence à classe dos modelos de aprendizagem de máquinas (Rangel & Loyola 2012). Este algoritmo busca a partir de inferência estatística, calcular a probabilidade da maior incerteza de um evento para a distribuição das espécies no espaço geográfico (i.e. busca pela distribuição uniforme das espécies), assumindo que a distribuição das espécies é mais fortemente afetada por condições abióticas (Phillips 2006, Franklin 2010). Atualmente, Maxent é reconhecido como uma ferramenta de alta qualidade para modelar a distribuição das espécies, devido aos seus ajustes que permitem a utilização de dados somente de presença de ocorrência das espécies (Elith et al. 2011).

O algoritmo produz mapas com valores contínuos de adequação para cada quadrícula, que variam de zero (i.e. quadrícula não adequada) a um (i.e. quadrícula adequada), e representam a probabilidade de sucesso da espécie para cada quadrante. Para cada espécie, o procedimento foi iterado 100 vezes, utilizando 75% dos dados de ocorrência para calibrar os modelos e 25% para validar os modelos (i.e. validação dependente) utilizando a técnica de pseudo ausência para simular a ausência de ocorrências (Peterson et al. 2011). A área sob a curva (AUC) da características de operação do receptor (COR) foi utilizada como medida de ajuste do modelo (Peterson et al. 2011). COR é calculado usando o número de presença e ausência corretamente predito pelo modelo (i.e. erros de omissão e comissão) e obtidos a partir de uma matriz de confusão. Esses valores são usados para medir a eficiência do modelo (i.e. sensibilidade para erros de omissão e especificidade para erros de comissão) a partir de valores da taxa de omissão (1-sensibilidade) e taxa de comissão (1-

especificidade) utilizando valores da sensibilidade e 1-especificidade para obter a métrica de qualidade do modelo (i.e AUC), cujos valores de  $AUC \geq 0.75$  significam modelos de ajuste adequado (Peterson et al. 2011).

### *Identificação das áreas foco de introdução*

Utilizamos a soma dos mapas de adequação climática para todas as espécies modeladas que apresentaram ajuste de modelo adequado ( $AUC \geq 0.75$ ) para criar um mapa contínuo de adequação climática ao longo do território brasileiro. Para inspecionar áreas com maior potencial de estabelecimento (i.e. “invasion hotspots”), as quadrículas do mapa final com valores de adequação iguais ou maiores a distribuição de 75% dos valores (i.e. quartil superior) foram identificadas e isoladas para o território brasileiro. As quadrículas remanescentes foram então agrupadas em cinco novas categorias de risco utilizando intervalos regulares de cinco por cento dos valores do quartil superior retido, resultando em um índice de prioridades para vigilância e monitoramento, que varia de: Risco Mínimo, quadrículas com os menores valores de adequação; Baixo Risco: quadrículas com valores acima da categoria mínima de risco; Risco Intermediário, quadrículas com valores intermediários; Risco Elevado, quadrículas com valores maiores que intermediário e; Risco Alto: quadrículas com os maiores valores. Estas novas classes foram estabelecidas por representar o intervalo dos valores no limite superior do valor das quadrículas, e as quadrículas que apresentarem valores classificados como Alto serão consideradas de maior prioridade em relação às quadrículas classificadas como Elevada, que também são entendidas com áreas de importância para vigilância e monitoramento. Para verificar a relação das regiões portuárias com as áreas de risco detectadas, foram extraídos os valores de adequação climática para cada quadrícula congruente com a coordenada geográfica dos portos ao longo da costa brasileira, estabelecendo uma classificação das regiões portuárias de acordo com o índice de risco da quadrícula correspondente.

Todos os procedimentos foram automatizados utilizando o software estatístico R versão 3.2.3 (R Core Team 2015) em conjunto com os pacotes Vegan (Oksanen et al. 2016) e Dismo (Hijmans et al. 2016) respectivamente.

## **Resultados**

Foram identificadas 21 espécies de aves exóticas para o território brasileiro (Tabela 2.1). A presença de *Bulbucus ibis* foi desconsiderada devido ao comportamento migrador e capacidade de

colonizar novos ambientes por vôo livre (Long 1981). Três espécies (*Agapornis personata*, *Agapornis roseicollis*, *Lonchura oryzivora*) foram removidas do banco de dados devido ao baixo número de ocorrências para região nativa após o procedimento de data cleaning e, *Serinus canaria* foi removida devido a pequena área de extensão territorial nativa (i.e. número de quadrículas menor que o número de ocorrências) inviabilizando a construção do modelo devido ao número insuficiente de amostragens em relação à resolução espacial adotada (Tabela 2.2).

**Tabela 2.1:** Espécies introduzidas ao território brasileiro.

<b>Ordem</b>	<b>Família</b>	<b>Espécies</b>	<b>Referências</b>
<i>Anseriformes</i>	Anatidae	<i>Alopochen aegyptiacus</i>	Fontoura et al. 2013
		<i>Anas platyrhynchos</i>	Straube et al. 2009
<i>Columbiformes</i>	Columbidae	<i>Columba livia domestica</i>	Fontoura et al. 2013
		<i>Geopelia cuneata</i>	Fontoura et al. 2013
		<i>Streptopelia decaocto</i>	Straube et al. 2009.
<i>Galiformes</i>	<i>Numididae</i>	<i>Numida meleagris</i>	Fontoura et al. 2013
<i>Passeriformes</i>	Corvidae	<i>Corvus albus</i>	Lima & Kamada 2009
	Estrildidae	<i>Estrilda astrild</i>	Fontoura et al. 2013
		<i>Lonchura oryzivora</i>	Straube et al. 2009
	Fringilidae	<i>Carduelis carduelis</i>	Fontoura et al. 2013
		<i>Serinus canaria</i>	Fontoura et al. 2013
	Passaridae	<i>Passer domesticus</i>	Fontoura et al. 2013
	Pycnonotidae	<i>Pycnonotus jocosus</i>	Fontoura et al. 2013
Sturnidae	<i>Sturnus vulgaris</i>	Instituto Hórus	
<i>Pelecaniforme</i>	Ardeidae	<i>Bubulcus ibis*</i>	Instituto Hórus
<i>Psittaciformes</i>	Psittacidae	<i>Agapornis personata</i>	Straube et al. 2009
		<i>Agapornis roseicollis</i>	Straube et al. 2009
		<i>Melopsittacus undulatus</i>	Fontoura et al. 2013
	Cacatuidae	<i>Psittacus erithacus</i>	Straube et al. 2009
		<i>Cacatua galerita</i>	Fontoura et al. 2013
		<i>Nymphicus hollandicus</i>	Straube et al. 2009

**Tabela 2.2:** Registros de ocorrência utilizados para a construção do modelo de distribuição. Dados brutos = Número de ocorrência obtido em GBIF+VertNet; NAT = número final de ocorrências retidas após o procedimento de triagem utilizando dados somente para região nativa. \* Espécies removidas devido ao baixo número de ocorrências remanescentes após o procedimento de “Data Cleaning”; \*\* Espécie removida por apresentar número de quadrículas em área de distribuição menor que o número de ocorrências retidas.

<b>Espécies</b>	<b>Dados Brutos</b>	<b>Região nativa (NAT)</b>
<i>Alopochen aegyptiacus</i>	22.404	1.055
<i>Agapornis personata</i> *	<b>27</b>	<b>3</b>
<i>Anas platyrhynchos</i>	101.8648	135.045
<i>Agapornis roseicollis</i> *	<b>1.021</b>	<b>25</b>
<i>Corvus albus</i>	9.837	3.423
<i>Carduelis carduelis</i>	214.695	36.027
<i>Cacatua galerita</i>	92.077	18.254
<i>Columba livia</i>	642.078	27.332
<i>Estrilda astrild</i>	13.713	3.333
<i>Geopelia cuneata</i>	16.300	7.851
<i>Lonchura oryzivora</i> *	<b>2.423</b>	<b>18</b>
<i>Melopsittachus undulatus</i>	21.204	10.287
<i>Nymphicus hollandicus</i>	21.941	11.074
<i>Numida meleagris</i>	12.018	3.329
<i>Passer domesticus</i>	432.766	94.427
<i>Psittacus erithacus</i>	460	205
<i>Pycnonotus jocosus</i>	12.265	2.777
<i>Serinus canaria</i> **	<b>1.131</b>	<b>244</b>
<i>Streptopelia decaocto</i>	262.862	17.358
<i>Sturnus vulgaris</i>	116.0401	164.036

Das espécies retidas, 37,5 % (N=6) apresentam origem de distribuição para Europa. Devido à dificuldade em classificar a distribuição nativa somente para o continente europeu, foram consideradas de origem europeia as espécies com distribuição entre Norte da África e o leste europeu. 31,25% (N=4) apresentaram origem de distribuição nativa para África, 25% (N=4) apresentam origem de distribuição nativa para Austrália, e 6% (N=1) apresentam origem de distribuição nativa para Ásia (Tabela 2.3).

**Tabela 2.3:** Origem e proporção de espécies introduzidas detectadas em território brasileiro de acordo com a região de distribuição nativa. Distribuição nativa: Continente de origem da espécie segundo malhas digitais da BirdLife. \*Devido à dificuldade em delimitar a área de distribuição de algumas espécies, foram consideradas de origem Europeia com distribuição entre Norte da África, Europa e Ásia.

Distribuição nativa	Espécie	Proporção de espécies encontradas no Brasil por continente de origem
Europa* (Espécies com distribuição entre Norte da África, Europa e Ásia)	<i>Anas platyrhynchos</i>	37,5
	<i>Columba livia domestica</i>	
	<i>Carduelis carduelis</i>	
	<i>Passer domesticus</i>	
	<i>Streptopelia decaocto</i>	
	<i>Sturnus vulgaris</i>	
África	<i>Alopochen aegyptiacus</i>	31,25
	<i>C.albus</i>	
	Estrilda astrild	
	Numida meleagris	
	<i>Psittacus erithacus</i>	
Austrália	<i>Cacatua galerita</i>	25
	<i>Nymphicus hollandicus</i>	
	<i>Geopelia cuneata</i>	
	<i>Melopsittacus undulatus</i>	
Ásia	<i>Pycnonotus jocosus</i>	6,25

A análise de componentes principais identificou que dois dos principais componentes são adequados para a seleção de variáveis segundo o critério de Broken-Stick (Tabela 2.4).

**Tabela 2.4:** Valores de Broken – Stick e Autovetores usados para selecionar o número de componentes principais utilizados na seleção de variáveis. Eixos que apresentam o valor de Autovetor maior do que o Broken-Stick são considerados adequados. Camadas Bioclimáticas: camadas ambientais retidas na seleção de variáveis pelo método de Análise de componentes principais.

Espécie	Autovalor	Broken - Stick	Componente	Camadas bioclimáticas
<i>Alopochen aegyptiacus</i>	8,17	3,55	PC1	bio1, bio10, bio11, bio12, bio14, bio15, bio19, bio2, bio6, bio7, bio9
	4,23	2,55	PC2	
	3,26	2,05	PC3	
<i>Anas platyrhynchos</i>	7,53	3,55	PC1	bio1, bio10, bio11, bio12, bio14, bio19, bio2, bio4, bio5, bio6, bio7
	4,87	2,55	PC2	
	2,7	2,05	PC3	
<i>Corvus albus</i>	8,94	3,55	PC1	bio1, bio10, bio11, bio12, bio14, bio2, bio5, bio6, bio7
	4,35	2,55	PC2	
	2	2,05	PC3	

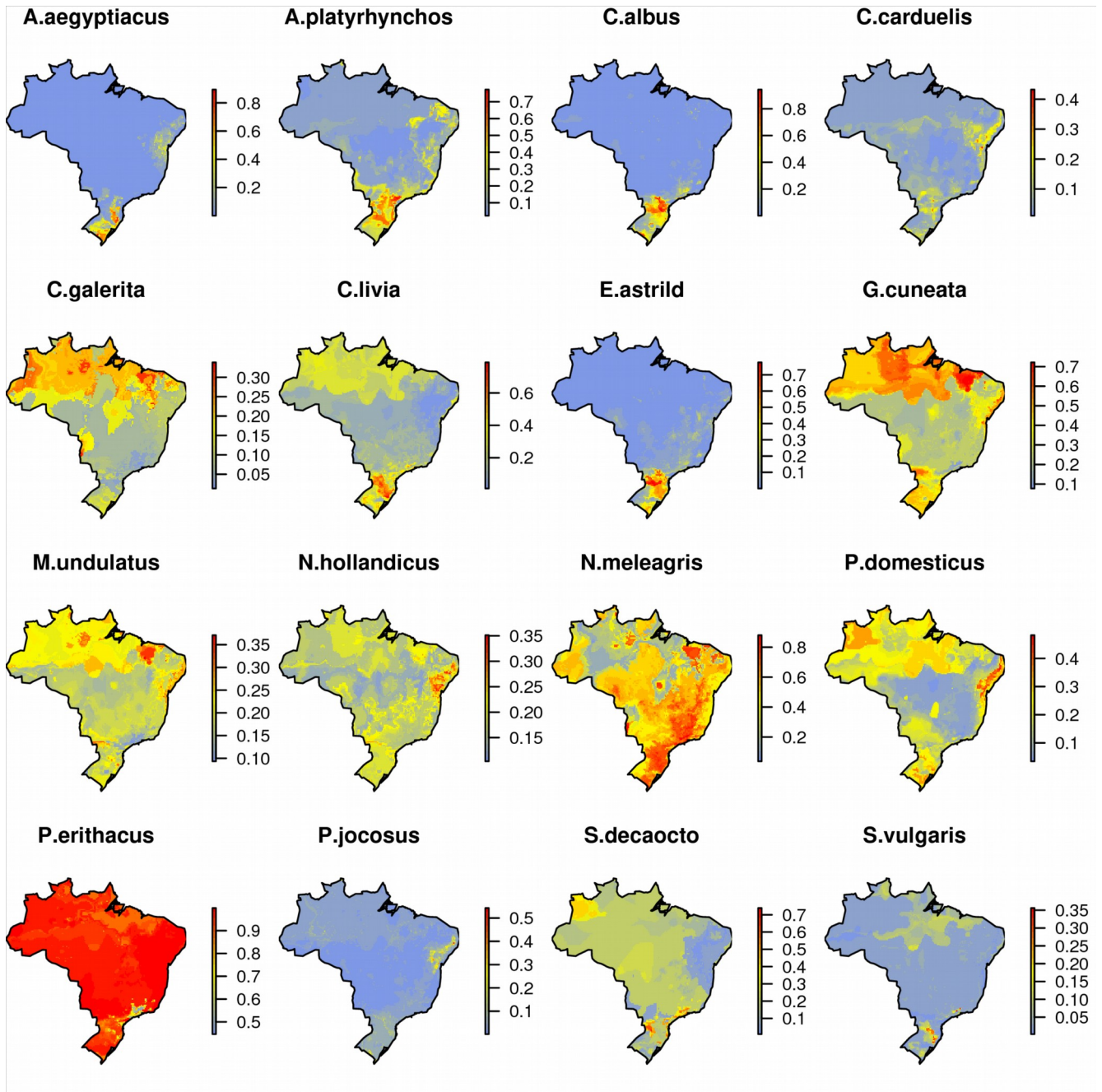
<i>Carduelis carduelis</i>	7,86	3,55	PC1	bio1, bio10, bio11, bio12, bio14, bio18, bio19, bio2, bio4, bio7
	5,69	2,55	PC2	
	2,14	2,05	PC3	
<i>Cacatua galerita</i>	9,43	3,55	PC1	bio1, bio10, bio11, bio12, bio16, bio19, bio2, bio4, bio5, bio6, bio7
	6,14	2,55	PC2	
	<b>1,6</b>	<b>2,05</b>	<b>PC3</b>	
<i>Columba livia</i>	8,41	3,55	PC1	bio1, bio10, bio11, bio12, bio14, bio15, bio16, bio2, bio4, bio5, bio7
	5,4	2,55	PC2	
	<b>1,82</b>	<b>2,05</b>	<b>PC3</b>	
<i>Estrilda astrild</i>	8,27	3,55	PC1	bio1, bio10, bio11, bio12, bio14, bio19, bio4, bio6
	4,65	2,55	PC2	
	2,92	2,05	PC3	
<i>Geopelia cuneata</i>	10,64	3,55	PC1	bio1, bio10, bio11, bio12, bio16, bio17, bio19, bio2, bio3, bio4, bio5, bio7
	5,55	2,55	PC2	
	<b>1,11</b>	<b>2,05</b>	<b>PC3</b>	
<i>Melopsittacus undulatus</i>	9,76	3,55	PC1	bio1, bio10, bio11, bio12, bio13, bio14, bio18, bio19, bio2, bio3, bio4, bio7
	5,51	2,55	PC2	
	<b>1,68</b>	<b>2,05</b>	<b>PC3</b>	
<i>Nymphicus hollandicus</i>	9,63	3,55	PC1	bio1, bio10, bio11, bio12, bio13, bio14, bio3, bio4, bio5, bio7
	5,85	2,55	PC2	
	<b>1,78</b>	<b>2,05</b>	<b>PC3</b>	
<i>Numida meleagris</i>	8,14	3,55	PC1	bio1, bio11, bio12, bio14, bio18, bio3, bio4, bio5, bio6
	5,46	2,55	PC2	
	2,3	2,05	PC3	
<i>Passer domesticus</i>	8,86	3,55	PC1	bio1, bio10, bio12, bio14, bio16, bio2, bio4, bio5, bio6, bio7
	4,98	2,55	PC2	
	2,2	2,05	PC3	
<i>Psittacus erithacus</i>	10	3,55	PC1	bio10, bio12, bio15, bio16, bio17, bio19, bio2, bio3, bio4, bio6, bio7, bio8, bio9
	3,38	2,55	PC2	
	2,91	2,05	PC3	
<i>Pycononotus jocosus</i>	6,42	3,55	PC1	bio1, bio10, bio11, bio12, bio18, bio19, bio3, bio4, bio5, bio7
	4,78	2,55	PC2	
	3,32	2,05	PC3	
<i>Streptopelia decaocto</i>	9,2	3,55	PC1	bio1, bio12, bio13, bio14, bio2, bio4, bio5, bio6, bio7
	4,47	2,55	PC2	
	2,34	2,05	PC3	
<i>Sturnus vulgaris</i>	7,79	3,55	PC1	bio10, bio11, bio12, bio18, bio19, bio2, bio4, bio6, bio7, bio8
	6,54	2,55	PC2	
	<b>1,86</b>	<b>2,05</b>	<b>PC3</b>	

Quatro das 16 espécies apresentaram baixos valores de ajuste do modelo ( $AUC < 0,75$ ) para dados da região nativa (Tabela 2.5).

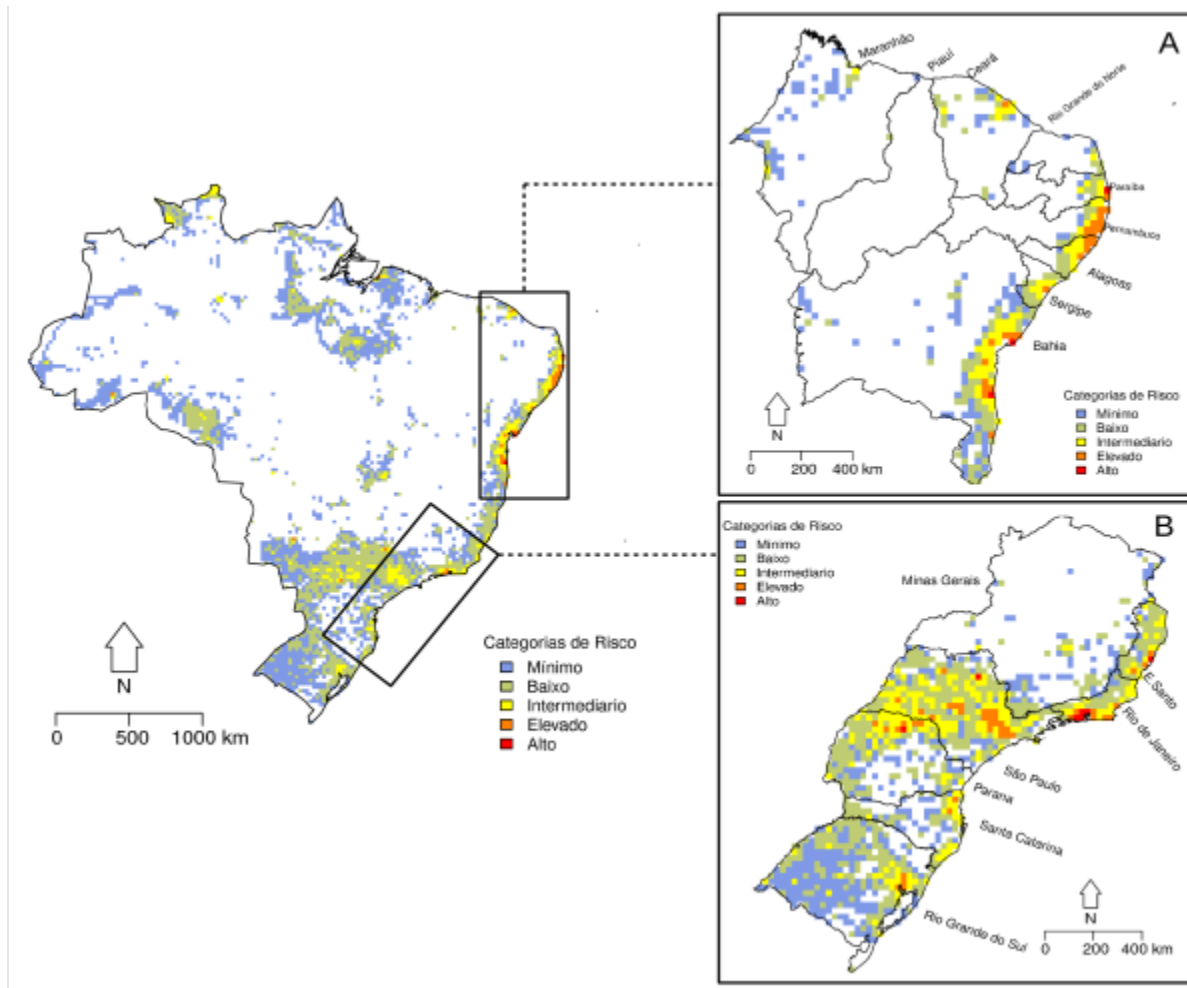
**Tabela 2.5:** Valores de AUC e limiar de corte (THR: sensibilidade = especificidade) para os modelos. \*espécies detectadas com valor de área sob a curva AUC  $\leq 0,75$ .

<b>Espécie</b>	<b>AUC</b>	<b>THR</b>
<i>A.aegyptiacus</i>	0,940	0,182
<i>A.platyrrhynchos</i>	0,815	0,479
<i>C.albus</i>	0,891	0,279
<i>C.carduelis</i>	0,863	0,445
<i>C.galerita*</i>	0,672	0,496
<i>C.livia</i>	0,854	0,379
<i>E.astrild</i>	0,831	0,4
<i>G.cuneata*</i>	0,619	0,47
<i>M.undulatus*</i>	0,608	0,474
<i>N.hollandicus*</i>	0,665	0,482
<i>N.meleagris</i>	0,876	0,297
<i>P.domesticus</i>	0,896	0,401
<i>P.erithacus</i>	0,804	0,216
<i>P.jocosus</i>	0,783	0,346
<i>S.decaocto</i>	0,862	0,408
<i>S.vulgaris</i>	0,879	0,428

O modelo final, obtido a partir dos modelos de distribuição individual das espécies (Figura 2.1), mostra duas grandes regiões potenciais para entrada e estabelecimento das aves invasoras do território brasileiro (Figura 2.2), com áreas de adequação detectadas ao longo da costa Atlântica brasileira, ocupando os estados da Bahia, Sergipe, Alagoas, Pernambuco, Paraíba e Rio de Janeiro (Figura 2.2A e 2.2B). Áreas de adequação em regiões continentais foram detectadas na região norte dos estados de São Paulo e Paraná.



**Figura 2.1:** Modelos de distribuição individual para as 16 espécies retidas. Gradiente de coloração azul para o vermelho indica a direção de baixa adequação climática para elevada adequação climática por quadricula, respectivamente.



**Figura 2.2:** Modelos de distribuição para aves introduzidas construídos a partir da soma dos valores de adequação para as espécies que apresentaram valores de AUC  $\geq 0,75$ . As categorias referentes ao risco de invasão estão em ordem crescente de valores de adequação. As categorias foram obtidas a partir do último quartil que foi dividido em 5 intervalos iguais: Risco Mínimo, Baixo Risco, Risco Intermediário, Risco Elevado e Alto Risco. **A)** Mapa de adequação climática aproximado para região Nordeste, **B)** Mapa de aproximação climática aproximado para a região centro Sul.

Dos 35 portos presentes no Brasil, 18 encontram-se em uma das cinco categorias de risco (Tabela 2.6). Destes, os portos de Ilhéus – BA e Belém – PA apresentam alto risco de invasão, enquanto o porto de Aratú – BA apresentou elevado risco de invasão (Tabela 2.6)

**Tabela 2.6:** Valor do somatório da adequação climática para a coordenada geográfica de cada porto brasileiro e a categoria de risco. \* Portos classificados nas categorias Elevado e alto.

<b>Porto</b>	<b>Estado</b>	<b>Longitude</b>	<b>Latitude</b>	<b>Adequação</b>	<b>Categoria</b>
São Sebastião	SP	-45,397	-23,811	4,31	Mínimo
Antonina	PR	-48,693	-25,444	3,95	Baixo
Paranaguá	PR	-48,506	-25,502	4,41	Mínimo
São Francisco do Sul	SC	-48,634	-26,239	4,17	Mínimo
Estrela	RS	-51,959	-29,473	4,4	Mínimo
Porto Alegre	RS	-51,211	-30,007	5,22	Intermediário
Porto de Rio Grande	RS	-52,076	-32,042	4,33	Mínimo
Itaguaí (Sepetiba)	RJ	-43,838	-22,930	4,79	Mínimo
Arraial do Cabo	RJ	-42,016	-22,970	5,27	Intermediário
Vitória	ES	-40,339	-20,323	5,49	Intermediário
Barra do Riacho	ES	-40,058	-19,838	4,15	Mínimo
Ilhéus*	BA	-39,026	-14,778	6,96	Alto
Aratú*	BA	-38,497	-12,781	7,1	Elevado
Pecém	CE	-38,796	-3,527	4,57	Mínimo
Belém*	PA	-48,498	-1,445	6,1	Alto
Vila do conde	PA	-48,748	-1,544	4,66	Mínimo
Santarém	PA	-54,737	-2,415	4,98	Mínimo
Manaus	AM	-60,026	-3,138	5,4	Intermediário

## Discussão

### *Potencias pontos de entrada*

Nosso modelo identificou que as potenciais áreas de introdução para aves invasoras encontram-se ao longo da costa Atlântica do território brasileiro. Foram identificadas três regiões na costa brasileira com alta suscetibilidade a invasão: região Nordeste (Alagoas, Pernambuco e Paraíba), uma região mais para o Centro-Leste (Bahia) e uma região na parte sudeste (Rio de Janeiro e Espírito Santo) do Brasil. Como foram utilizados apenas aves invasoras com registro para o Brasil, é possível afirmar que essas regiões seriam as mais prováveis quanto à entrada dessas espécies no país. De fato, os portos de Recife e de Salvador são também de importância histórica (i.e. construídos em meados do século XVI) e, portanto, já seria passível a entrada de aves invasoras desde o Brasil colônia nessas regiões. Inclusive uma das espécies invasoras, *E. astrild*, teria entrado no Brasil como carga transportada por navios negreiros durante o reinado de D. Pedro I (Sick 1997).

As áreas detectadas com alto e elevado risco de invasão na costa litorânea do Brasil são preocupantes. Isso se deve pois as regiões portuárias apresentam papel importante no transporte de organismos (Lockwood et al. 2007). Somado a isso, o processo de globalização e livre comércio em conjunto com a facilidade do turismo mundial, facilitam o transporte e a introdução de espécies para novos limites geográficos mundiais (Hulme 2008). O Brasil é considerado como a segunda região com maior entrada de vertebrados terrestres não nativos, perdendo apenas para Europa (Bush et al. 2013), o que evidencia a importância e a necessidade de futuros estudos para identificar os potenciais pontos de entrada para espécies invasoras terrestres. Isto se deve, principalmente porque várias espécies invasoras terrestres são introduzidas de forma não intencional.

Três dos 33 portos presentes no território brasileiro estão localizados em quadrículas cujo valor de adequação apresenta status de classificação identificados como alto e elevado, situados nos estados da Bahia e do Pará. Apesar do baixo número de portos identificados como de elevada categoria de risco, mesmo nas regiões Nordeste, Centro-Leste e Sudeste que apresentam um maior número de regiões de alto risco de invasão, estes portos ainda podem ser considerados potenciais áreas de chegada dos propágulos e introdução de espécies, uma vez que essas regiões apresentam elevados níveis de fragmentação florestal (Ribeiro et al. 2009). Portanto, devido à importância histórica dos portos para o transporte de mercadorias e organismos (Lockwood et al. 2007), estes devem ser considerados como regiões prioritárias de vigilância e monitoramento para avifauna introduzida e possivelmente outros vertebrados terrestres.

O presente modelo de distribuição não destaca a porção continental do país como preocupante para o estabelecimento e introdução de aves. Isso sugere que existam poucos pontos de entrada por via terrestre (i.e. via aeroportos e rodovias). Entretanto, isso não significa que espécies invasoras não teriam a capacidade de se expandir para regiões continentais do território brasileiro, visto que no Brasil existem em torno de 45 espécies de vertebrados terrestres consideradas invasoras ([www.i3n.institutohorus.org.br](http://www.i3n.institutohorus.org.br)) e com abundâncias de registros para a parte continental do Brasil. É importante ressaltar que devido a miscigenação genética (Dlugosh & Parker 2008), espécies invasoras muitas vezes apresentam maior diversidade genética na região não nativa e, portanto, favorecendo a expansão para novas regiões climáticas. Uma forma de corroborar a hipótese da entrada de vertebrados terrestres invasores pela costa brasileira seria com o uso da filogeografia. Com isso, espera-se que as populações invasoras mais antigas estejam presentes próximos ao litoral. Mesmo assim, há casos onde a rota de entrada da espécie no Brasil ocorra por via terrestre como é o caso de *S. vulgaris* no estado do Rio Grande do Sul cuja a aparente origem do propágulo é relacionada com a expansão de população introduzidas ao norte da Argentina (Zifiaurre et al. 2013).

### *Identidade das espécies*

Devido à lacuna de informações sobre o histórico de introdução de aves exóticas em território brasileiro não foi possível identificar a categoria dos respectivos vetores de introdução para as espécies identificadas. Apenas três (*E. astrild*, *P. domesticus* e *C. albus*) das 16 espécies amostradas possuem algumas poucas informações documentados na literatura científica sobre o seu histórico de introdução no país (Sick 1997, Lima & Kamada 2009). Entretanto, devido ao histórico de introdução das aves exóticas no mundo (Blackburn 2009), é possível argumentar que a introdução das espécies pertencentes a família Anatidae e Numitidae ocorreram de forma intencional para o entretenimento humano (i.e. caça esportiva e jogos de caça) e como fonte de recursos alimentares (i.e. domesticação de espécies). A caça deliberada de aves tem origem no início da história da atividade humana (Blackburn 2009), em diferentes partes do mundo, e atualmente ainda faz parte da rotina de populações tradicionais e comunidades rurais no Brasil (Fernandes-Ferreira et al, 2012). No caso dessas espécies de introdução intencional, as pressões de propágulos tendem a ser grandes, o que pode levar ao sucesso da introdução mesmo em regiões climáticas não adequadas.

Representantes das famílias Estrildidae, Fringilidae, Psittacidae, Pycnonotidae e Columbidae provavelmente foram introduzidos intencionalmente como animais domésticos de estimação devido à sua exuberância visual e de repertório vocal (Blackburn 2009), atributos bastante apreciados por criadores de aves. Além disso, *N. hollandicus*, *M. undulatus* e *Agapornis. sp.*, representantes da família Psittacidae, são amplamente utilizados como animais de estimação (Boseret et al. 2013). Sick (1997) propõe que a introdução de *E. astrild* (Estrildidae) em território brasileiro tenha início durante o século XIX como carga transportada nos navios negreiros e, *P. domesticus* (Passaridae) como medida sanitária no controle de insetos vetores de patógenos para humanos. Entretanto, *C. albus* (Corvidae) muito provavelmente foi introduzido por vias não intencionais, embarcando em território brasileiro via navios comerciais durante os anos de 2004 a 2008 na região litorânea do estado de São Paulo (Lima & Kamada, 2009; veja capítulo 1). Devido à única ocorrência para *S. vulgaris* em ambiente natural no município de Lavras do Sul no estado do Rio Grande do Sul (<http://i3n.institutohorus.org.br>, imagem em: <http://www.wikiaves.com.br/1498234>), é pertinente considerar que o registro de ocorrência tenha origem na expansão populacional da espécie a partir do território Argentino, local onde a espécie foi introduzida e tem se expandindo amplamente (Zifiaurre et al. 2013).

Embora não existam registros documentados sobre a ocorrência de populações da família Psittacidae em ambiente natural, Boseret et al. (2013) mostram que o grupo é hospedeiro de inúmeros patógenos (N=13) bacterianos e virais que podem ser transmitidos por contato direto, indireto e por intermediários, para a fauna da biota receptora e também para humanos. De forma semelhante, Linz et al. (2007), mostram que *S. vulgaris*, espécie amplamente introduzida em diversas partes do globo, considerada uma praga agrícola nas regiões de estabelecimento (Rhymer & Simberloff, 1996), está entre as 100 espécies invasoras mais perigosas do mundo (Lowe 2004), e é portadora de inúmeros patógenos microbianos e virais que podem ser transmitidos para fauna da biota receptora. Não obstante, Pimentel et al. (2002), argumentam que o estabelecimento de *P. domesticus* e *S. vulgaris* na América do Norte resultam em danos estimados em US\$ 1 bilhão por ano, caracterizando as espécies no status de praga ambientais.

Madden et al. (2015) aponta que o gênero *Corvus* (Corvidae) pode apresentar efeitos negativos na abundância e produtividade das aves para sua região nativa. O gênero é considerado um grande problema devido à dificuldade de erradicação (Brook et al. 2003, Yap & Sodhi 2004) e elevado potencial de predação (Ryall 1992), e pode resultar em impactos negativos à biodiversidade. Fincham & Lambrechts (2014) registraram que um ninho com quatro filhotes de *C.*

*albus* e dois adultos foram responsáveis pela predação de ao menos 315 pequenas tartarugas na região de Karoo, África do Sul, no período de um ano. Além disso, o gênero pode causar danos a plantações e aviculturas (Kamel 2014), e é capaz de propagar patógenos para humanos (Yap & Sodhi 2004), sendo a espécie *C. albus* reconhecida em 2012 pela Bird Life South Africa (documento disponível em: [www.birdlife.org.za/about-us/our-27organisation/position-statements](http://www.birdlife.org.za/about-us/our-27organisation/position-statements)) como potencial ameaça para pequenos vertebrados nativos devido a competição direta por recursos alimentares.

*A. platyrhynchos* (Anatidae) foi e é amplamente introduzida em várias regiões do mundo (Long 1971), o que resultou em grandes impactos genéticos por hibridização com espécies nativas, que em alguns casos levou a extinção de populações do mesmo gênero. Isso ocorre devido à capacidade da espécie em hibridizar com outros organismos do gênero *Anas* (Mooney & Cleland 2001). Na Nova Zelândia, a espécie hibridizou com *Anas superciliosa superciliosa*, no Havaí com *Anas wyvilliana* e na Flórida, com *Anas fulvigula fulvigula*, e gerou o declínio populacional das demais espécies do gênero (Rhymer & Simberloff, 1996). Portanto, a introdução de *A. platyrhynchos* pode ser considerada uma ameaça potencial às populações das nove espécies do gênero existentes no Brasil (Piacentini et al. 2015).

Sendo assim, os efeitos do estabelecimento de espécies não nativas com potencial invasor podem ser devastadores para a biota do ambiente receptor, uma vez que o estabelecimento das novas espécies implicam na competição por recursos com a biota local (Lockwood 2007, Blackburn et al. 2009), podem ser vetores de parasitas não existentes na biota receptora (Colautti 2004), são capazes de promover a homogeneização da biota local reduzindo a diversidade e afetando a função do ecossistema (Olden 2006) e em última instância causar impacto econômico e ao bem-estar humano (Mack et al. 2000).

### *Modelos de distribuição*

Nosso modelo de distribuição foi construído utilizando apenas os dados de ocorrência restritos à região identificada como nativa. Contudo, considerar a ocorrência das espécies para a região não nativa pode ser um procedimento importante no uso da modelagem de distribuição das espécies (Davis et al. 2014), e deve ser considerado no contexto da invasão biológica, uma vez que a distribuição das espécies no espaço geográfico ocorre em função da capacidade de acesso ao local adequado (i.e. capacidade de dispersão da espécie), adequação e sobrevivência aos fatores limitantes bióticos e abióticos (Soberón 2007, Petterson et al. 2011). Portanto, modelar a

distribuição das espécies utilizando dados somente da região nativa é assumir que em função de sua história de vida e de processos evolutivos, as espécies invasoras em suas regiões nativas se encontram em equilíbrio com o ambiente, o que pode resultar em modelos preditivos subestimados quando projetados para a região não nativa. Por outro lado, ao incluir a ocorrência de informação para região introduzida, ou seja, regiões de não equilíbrio da espécie com o novo ambiente, devido a pressão por competição, parasitas e demais restrições ambientais, o modelo avalia indiretamente as condições restritivas oferecidas pelo novo ambiente em que a espécie foi observada, levando a uma interpretação mais consistente das potenciais áreas de distribuição da espécie na biota receptora.

## **Conclusão**

A ecologia de vertebrados exóticos/invasores em território brasileiro é pouco abordada na literatura científica, e sabe-se muito pouco sobre a ocorrência e o histórico de introdução desses organismos no Brasil. Esforços recentes do Ministério do Meio Ambiente ([www.mma.gov.br](http://www.mma.gov.br)) e de organizações não governamentais ([www.institutohorus.com.br](http://www.institutohorus.com.br)) existem e estão catalogando a fauna e a flora introduzida no país. Registros de vertebrados não nativos com potencial invasor para o ecossistema e comunidades nativas vem aumentando, ao mesmo tempo em que novos registros de espécies com forte potencial invasor como *C. splendens* e *C. albus* são registrados por observadores, naturalistas e fotógrafos. Documentos oficiais, políticas de monitoramento, prevenção, e planos de manejo e diretrizes estabelecidas pelo Ministério do Meio ambiente ainda estão em etapas iniciais de planejamento e execução. Portanto, em virtude da ampla extensão territorial e das carência de monitoramento e programas de erradicação, o Brasil é fortemente vulnerável à introdução de espécies exóticas, e estudos sobre os efeitos de rodovias, hidrovias, aeroportos e portos marítimos na introdução e dispersão de vertebrados terrestres não nativos são fundamentais para o surgimento de tomadas de decisão eficientes e preventivas para o controle e manejo dessas espécies. Sugerimos fortemente o monitoramento e a fiscalização dos portos brasileiros nos estados da Bahia, Sergipe, Alagoas, Pernambuco, Paraíba, Pará, Rio de Janeiro e Espírito Santo para a identificação e controle dos potenciais pontos de entrada para espécies não nativas, evitando efeitos negativos ao ambiente e o elevado custo econômico mobilizado em técnicas de erradicação empregadas após o estabelecimento das espécies.

## Referências

- Adelino, J.R.P., Anjos, L.A., Lima, M.R., 2017. Invasive potential of the pied crow (*Corvus albus*) in eastern Brazil: best to eradicate before it spreads (*in Press*). doi: [org/10.1016/j.pecon.2017.07.001](https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.07.001)
- Bailey SA, 2015. An overview of thirty years of research on ballast water as a vector for aquatic invasive species to freshwater and marine An overview of thirty years of research on ballast water as a vector for aquatic invasive species to freshwater and marine environme. *Aquat. Ecosyst. Heal. Manag.* doi:10.1080/14634988.2015.1027129
- Baiser B et al., 2012. Pattern and process of biotic homogenization in the New Pangaea 4772–4777. doi:10.1098/rspb.2012.1651
- Bellard, C., Cassey, P., Blackburn, T.M., 2016. Alien species as a driver of recent extinctions 24–27.
- Blackburn TM et al., 2011. A proposed unified framework for biological invasions 26, 333–339. doi:10.1016/j.tree.2011.03.023
- Blackburn TM, Lockwood JL & Cassey P, 2009. *Avian Invasions: The Ecology & Evolution of Exotic Birds*, 1st ed. Oxford.
- Boseret G et al., 2013. Zoonoses in pet birds: review and perspectives. *Vet. Res.* 44.
- Brook B W et al., 2003. Abundance and project control of Invasive House crow in Singapore. *J.Wildl. Manage* 67.(4):2003
- Butchart SHM et al., 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. *Science* (80-. ). 328, 1164–1168. doi:10.1126/science.1187512
- Bush ER, Baker SE & Macdonald, DW, 2014. Global trade in exotic pets 2006-2012. *Conserv. Biol.* 28, 663–676. doi:10.1111/cobi.12240

Clavero M & Garcia-Berthou E, 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions 20, 5451. doi:10.1016/j.tree.2005.01.003

Colautti RI et al., 2004. Is invasion success explained by the enemy release hypothesis? *Ecol. Lett.* 721–733. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00616.x

Davis EB & Mcguire JL, 2014. Ecological niche models of mammalian glacial refugia show consistent bias 1133–1138. doi:10.1111/ecog.01294

Dirzo R et al., 2014. Defaunation in the Anthropocene 345, 401–406.

Dlugosch K.M & Parker IM, 2008. Founding events in species invasions: genetic variation, adaptive evolution, and the role of multiple introductions. *Mol. Ecol.* 17, 431–449. doi:10.1111/j.1365-294X.2007.03538.x

Duncan RP, Blackburn TM & Sol D, 2003. THE ECOLOGY OF BIRD INTRODUCTIONS. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 71–98. doi:10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132353

Elith J et al., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *M. Ecology (Cop.)*. 29, 129–151.

Elith J et al., 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Divers. Distrib.* 17, 43–57. doi:10.1111/j.1472-4642.2010.00725.x

Ellis BK, 2011. Long-term effects of a trophic cascade in a large lake ecosystem 108, 1070–1075. doi:10.1073/pnas.1013006108

Estévez RA et al., 2014. Clarifying values, risk perceptions, and attitudes to resolve or avoid social conflicts in invasive species management. *Conserv. Biol.* 29, 19–30. doi:10.1111/cobi.12359

Fernando Rangel T & Dias Loyola R, 2012. Labeling ecological niche models. *Brazilian J. Nat. Conserv. Essays Perspect. Nat. Conserv.* 10, 119–126. doi:10.4322/natcon.2012.030

- Fernandes-ferreira H et al., 2012. Hunting, use and conservation of birds in Northeast Brazil. *Biodivers Conserv* 221–244. doi:10.1007/s10531-011-0179-9
- Chapin FS, Matson PA & Mooney HA, 2002. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer.
- Fincham JE & Lambrechts N, 2014. HOW MANY TORTOISES DO A PAIR OF PIED CROWS CORVUS ALBA NEED TO KILL TO FEED THEIR CHICKS? *Ornithol. Obs.* 5, 135–138.
- Fontoura PM et al., 2013. Espécies de aves não nativas no Brasil. *Neotrop. Biol. Conserv.* 8, 165–175. doi:10.4013/nbc.2013.83.07
- Franklin J, 2010. Mapping species distributions. Spatial inference and prediction. *Ecol. Biodivers. Conserv.* 53, 340. doi:10.1017/CBO9781107415324.004
- Giovanelli JGR, Haddad CFB & Alexandrino J, 2008. Predicting the potential distribution of the alien invasive American bullfrog (*Lithobates catesbeianus*) in Brazil. *Biol. Invasions* 10, 585–590. doi:10.1007/s10530-007-9154-5
- Hijmans RJ et al., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *Int. J. Climatol.* 25, 1965–1978. doi:10.1002/joc.1276
- Hijmans RJ et al., 2016. *dismo: Species Distribution Modeling*. R package version 1.1-1.
- Hulme PE, 2009. Trade, transport and trouble: Managing invasive species pathways in an era of globalization. *J. Appl. Ecol.* 46, 10–18. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x
- Hulme PE et al., 2008. Grasping at the routes of biological invasions: A framework for integrating pathways into policy. *J. Appl. Ecol.* 45, 403–414. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01442.x
- Hutchinson, G.E., 1957. Concluding remarks. *Cold Spring Harb. Symp. Quant. Biol.* 22, 415–427.
- Kovalenko KE et al., 2010. Recognition of non-native peacock bass, *Cichla kelberi* hypothesis by native prey: testing the naivete 3071–3080. doi:10.1007/s10530-010-9698-7

- Kamel A M, 2014. Potential Impacts of Invasive House Crows ( *Corvus Splendens* ) Bird Species in Ismailia Governorate , Egypt : Ecology , Control and Risk Management. *J. life Sci. Technol.* 2, 86–89. doi:10.12720/jolst.2.2.86-89
- Kozak KH, Graham CH & Wiens JJ, 2008. Integrating GIS-based environmental data into evolutionary biology. *Trends Ecol. Evol.* 23, 141–148. doi:10.1016/j.tree.2008.02.001
- Legendre P & Legendre L., 1998. *Numerical Ecology*, 2nd ed. Elsevier.
- Lima B & Kamada B, 2009. Registros de corvo-bicolor *Corvus albus* (Passeriformes: Corvidae) em território brasileiro. *Atualidades Ornitológicas*.
- Linz GM et al., 2007. European starlings: a review of an invasive species with far-reaching impacts.
- Lockwood JL, Hoopes MF & Marchetti MP, 2007. *Invasion Ecology*. Blackwell Publishing.
- Long, JL, 1981. *Introduced birds of the world: The worldwide history, distribution and influence of birds introduced to new environments*, David & Charles
- Lowe S, Browne M & Boudjelas S, 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: A selection from the global invasive species database.
- Madden C F, Arroyo B & Amar A, 2015. A review of the impacts of corvids on bird productivity and abundance. *Ibis (Lond. 1859)*. 157, 1–16. doi:10.1111/ibi.12223
- Mack, RN et al., 2000. Biotic Invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences, and Control. *Ecol. Appl.* 10, 689. doi:10.2307/2641039
- Maguire LA., 2004. What Can Decision Analysis Do for Invasive Species Management? *Risk Anal.* 24.

- Massei G et al., 2015. Wild boar populations up, numbers of hunters down? A review of trends and implications for Europe 492–500. doi:10.1002/ps.3965
- Mooney HA & Cleland EE, 2001. The evolutionary impact of invasive species 98.
- Myers N et al., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858.
- O’Donnell J et al., 2012. Invasion hotspots for non-native plants in Australia under current and future climates 617–629. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02537.x
- Olden JD, 2006. Biotic homogenization: A new research agenda for conservation biogeography. *J. Biogeogr.* 33, 2027–2039. doi:10.1111/j.1365-2699.2006.01572.x
- Oksanen J et al., 2016. *vegan: Community Ecology Package*. R package version 2.4-0.
- Orsi ML & Britton JR., 2014. BRIEF COMMUNICATION Long-term changes in the fish assemblage of a neotropical hydroelectric reservoir 44, 1–7. doi:10.1111/jfb.12392
- Padilla DK & Williams SL, 2004. Beyond ballast water: aquarium and ornamental trades as sources of invasive species in aquatic ecosystems. *Front Ecol Env.* 2004
- Pedrosa F et al., 2015. Current distribution of invasive feral pigs in Brazil: economic impacts and ecological uncertainty. *Nat. Conserv.* 3, 84–87.
- Pelicice FM & Agostinho AA., 2009. Fish fauna destruction after the introduction of a non-native predator ( *Cichla kelberi* ) in a Neotropical reservoir 1789–1801. doi:10.1007/s10530-008-9358-3
- Peterson A T et al., 2011. Ecological niches and geographic distributions, *Choice Reviews Online*. doi:10.5860/CHOICE.49-6266
- Peterson A., 2003. Predicting the Geography of Species’ Invasions via Ecological Niche Modeling 78, 419–433. doi:10.1086/378926

- Phillips S, Dudík M & Schapire R, 2004. A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proc. twenty-first ...* 655–662. doi:10.1145/1015330.1015412
- Phillips SJ, Anderson RP & Schapire RE, 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecol. Modell.* 190, 231–259. doi:10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026
- Piacentini V et al., 2015. Annotated checklist of the birds of Brazil by the Brazilian Ornithological Records Committee / Lista comentada das aves do Brasil pelo Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos. *Rev. Bras. Ornitol.*
- Pimentel D et al., 2001. Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions 84, 1–20.
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>.
- Ribeiro M.C et al., 2009. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biol. Conserv.* 142, 1141–1153. doi:10.1016/j.biocon.2009.02.021
- Ryall C, 1992. Predation and harassment of native Bird species by the indian house crow *Corvus splendens*, in Mombasa, Kenya. *Scopus* 16:1-8
- Rhymer JM & Simberloff D, 1996. Extinction by hybridization and introgression. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 83–109.
- Sick H, 1997. *Ornitologia Brasileira*, 3rd ed. Editora Nova Fronteira, Rio de Janeiro.
- Soberón J, 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecol. Lett.* 10, 1115–1123. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x

Strayer DL et al., 2015. Understanding the long-term effects of species invasions. *Trends Ecol Evol.* doi:10.1016/j.tree.2006.07.007

Venette RC et al., 2010. Pest Risk Maps for Invasive Alien Species: A Roadmap for Improvement. *Bioscience* 60, 349–362. doi:10.1525/bio.2010.60.5.5

Vitousek P et al., 1997. Introduced Species: A significant component of human-cause global change. *N. Z. J. Ecol.* 21, 1–16.

Yap CM & Sodhi NS, 2004. Southeast Asian invasive birds: ecology, impact and management. *Ornithol. Sci.* 3, 57–67. doi:10.2326/osj.3.57

Zufiaurre E et al., 2016. Role of landscape elements on recent distributional expansion of European Starlings ( *Sturnus vulgaris* ) in agroecosystems of the Pampas, Argentina. *Wilson J. Ornithol.* 128, 306–3013.