UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
Instituto de Biologia

JASMIM FELIPE DE OLIVEIRA

DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE INVASÃO E SIMILARIDADE FUNCIONAL E DE NICHO CLIMÁTICO DE *ARCHONTOPHOENIX CUNNINGHAMIANA* H. WENDL & DRUDE (ARECACEAE) EM ESCALA GLOBAL E NA MATA ATLÂNTICA

CAMPINAS

2020

JASMIM FELIPE DE OLIVEIRA

DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE INVASÃO E SIMILARIDADE FUNCIONAL E DE NICHO CLIMÁTICO DE *ARCHONTOPHOENIX CUNNINGHAMIANA* H. WENDL & DRUDE (ARECACEAE) EM ESCALA GLOBAL E NA MATA ATLÂNTICA

Dissertação apresentada ao Instituto de Biologia da Universidade Estadual de Campinas, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do título de Mestra em Ecologia.

Orientador: Dr. Wesley Rodrigues Silva

Coorientador: Dr. Santiago José Elías Velazco

ESTE TRABALHO CORRESPONDE À VERSÃO FINAL DA DISSERTAÇÃO DEFENDIDA PELA ALUNA JASMIM FELIPE DE OLIVEIRA, E ORIENTADA PELO PROF. DR. WESLEY RODRIGUES SILVA COM COORIENTAÇÃO DO DR. SANTIAGO JOSÉ ELÍAS VELAZCO.

CAMPINAS

2020

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca do Instituto de Biologia
Mara Janaina de Oliveira - CRB 8/6972

OL4d

Oliveira, Jasmim Felipe de, 1995-
Distribuição potencial de invasão e similaridade funcional e de nicho climático de *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl & Drude (Arecaceae) em escala global e na Mata Atlântica / Jasmim Felipe de Oliveira. – Campinas, SP : [s.n.], 2020.

Orientador: Wesley Rodrigues Silva.
Coorientador: Santiago José Elías Velazco.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Bioinvasão. 2. Palmeira. 3. Modelagem climática. 4. Atributos funcionais. I. Silva, Wesley Rodrigues, 1955-. II. Velazco, Santiago José Elías. III. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. IV. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: Potential invasion distribution and functional and climatic niche similarity of *Archontophoenix cunninghamiana* H Wendl. & Drude (Arecaceae) on a global scale and in the Atlantic Forest
Palavras-chave em inglês:
Bioinvasion
Palms
Climate models
Functional traits
Área de concentração: Ecologia
Titulação: Mestra em Ecologia
Banca examinadora:
Wesley Rodrigues Silva [Orientador]
Vania Regina Pivello
Ingrid Koch
Data de defesa: 19-08-2020
Programa de Pós-Graduação: Ecologia

Identificação e informações acadêmicas do(a) aluno(a)
- ORCID do autor: https://orcid.org/0000-0003-2277-7331
- Currículo Lattes do autor: http://lattes.cnpq.br/2512468516304908

Campinas, 19 de agosto de 2020

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. Dr. Wesley Rodrigues Silva

Profa. Dra. Ingrid Koch

Profa. Dra. Vania Regina Pivello

Os membros da Comissão Examinadora acima assinaram a Ata de Defesa, que se encontra no processo de vida acadêmica do aluno.

A Ata da defesa com as respectivas assinaturas dos membros encontra-se no SIGA/Sistema de Fluxo de Dissertação/Tese e na Secretaria do Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biologia.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Contou com apoio também do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), com a bolsa de mestrado de processo 158167/2018-0.

Sou grata ao professor Dr. Wesley Rodrigues Silva e ao Dr. Santiago José Elías Velazco por todo o apoio, orientação e discussões que tanto enriqueceram este trabalho. Aos professores Dra. Eleonore Zulnara Freire Setz e Dr. Mathias Mistretta Pires que contribuíram com importantes sugestões como membros do meu comitê de acompanhamento. À professora Dra. Vânia Regina Pivello, à Dra. Thaise Emilio e à Dra. Lilian Patrícia Sales pela leitura e críticas valiosas durante a análise prévia. Novamente à professora Dra. Vânia Regina Pivello e à professora Dra. Ingrid Koch pela participação como membras da banca de defesa. Também sou grata novamente à Dra. Lilian Patrícia Sales, à Dra. Thaise Emilio e ao José Roberto Vieira por expandirem minha visão sobre as possibilidades da metodologia e do meu projeto em sua fase inicial. Ao Vincent Fehr pela gentileza de compartilhar comigo seu amplo conhecimento sobre a palmeira-real-australiana e sua biblioteca de artigos.

Agradeço à Universidade Estadual de Campinas, ao Instituto de Biologia, ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia e ao Laboratório de Interações Vertebrados-Plantas (LIVEP) por toda a infraestrutura que possibilitou o desenvolvimento deste trabalho. Ao coordenador da Ecologia, professor Dr. Martin Pareja, por sua dedicação incessante ao programa e seu grande apoio aos estudantes.

Também sou grata ao professor Dr. Paulo de Marco Júnior, ao Dr. André Andrade, à Dra. Livia Laureto, ao Cristiano Filho e a todo o laboratório TheMetaLand na Universidade Federal de Goiás, que gentilmente me receberam e me auxiliaram com os procedimentos de modelagem e discussões deste trabalho. Agradeço também à Dra. Ana Carolina Castello por todo o auxílio com a modelagem e a elaboração dos mapas.

Expresso minha especial gratidão a todos os meus colegas de laboratório – Cristiane Zaniratto, José Otávio Venâncio, Eduardo Rigacci, Natália Dantas Paes, Ida Maria Lyra Fernandes, Ana Clara Marçal Rosa, Cristiane Checon e Renato Lacerda – não somente pelas ricas discussões sobre este trabalho, mas também por sua amizade e seu apoio diário. Aos meus amigos Dra. Silvana Siqueira, Lucirene Rodrigues e Vinícius Ferracini Bissoli pelas discussões sobre o meu projeto.

Por fim, sou grata a toda a minha família por sempre me incentivarem e me apoiarem, em especial a minha mãe Simone Peixoto de Oliveira, minha avó Zenith de Oliveira Queiroz, meus irmãos Luã Alves Caetano de Oliveira e Nicolle França, e minha prima Ana Carolina Peixoto do Nascimento. Minha especial gratidão também ao meu companheiro Welington Luis Sachetti Júnior, por estar sempre ao meu lado durante todo o processo e por suas importantes contribuições com a ideia inicial deste trabalho.

RESUMO

As invasões biológicas podem causar grandes impactos ao meio ambiente e à saúde humana, bem como causar prejuízos financeiros. A prevenção das invasões é a estratégia de manejo mais desejada, dado que a erradicação de espécies invasoras pode ter altos custos e ser ineficiente. Dentre as formas de prevenção estão a previsão dos possíveis locais de invasão e dos riscos que a espécie pode trazer para as nativas. A palmeira-real-australiana, *Archontophoenix cunninghamiana*, é uma espécie nativa da Austrália bastante conhecida por seu alto potencial de invasão no Brasil e na Nova Zelândia. O objetivo deste trabalho foi contribuir para o entendimento do potencial de invasão global de *A. cunninghamiana* e avaliar sua proximidade de nicho climático e funcional com palmeiras nativas da Mata Atlântica. Para predizer os possíveis locais de invasão, foram usados modelos de nicho ecológico e gerado um modelo consensual. Foram também analisadas 64 espécies de palmeiras que ocorrem no mesmo local que as áreas de possível invasão na Mata Atlântica obtidas pelo modelo, utilizando atributos funcionais e dados climáticos de bases de dados e artigos. Neste trabalho foi possível verificar que a palmeira invasora tem o potencial de invadir várias outras regiões do mundo além de onde já foi registrada, ocupando mais nichos do que ocupava em sua área nativa. Além disso, não há tanta proximidade funcional e de nicho climático entre *A. cunninghamiana* e as espécies nativas da Mata Atlântica, levantando a suspeita de que ela poderia estar ocupando um nicho vago na região. Entretanto, as espécies mais próximas devem ter especial atenção, já que a palmeira invasora possui características que facilitam seu estabelecimento e propagação.

ABSTRACT

Biological invasions can cause significant impacts on the environment and to human health, as well as cause financial losses. Invasions prevention is the most desired management strategy, given that the eradication of invasive species could be expensive and inefficient. Prediction of possible invasion areas and the risks that the species can have in the invaded community are among the forms of prevention. The Bangalow palm, *Archontophoenix cunninghamiana*, is an Australian native species well known for its high invasion potential in Brazil and New Zealand. This work aimed to contribute to the understanding of the global invasion potential of *A. cunninghamiana* and to evaluate its niche and functional proximity to native palms of the Atlantic Forest. A consensus model constructed on different ecological niche model approaches was used to predict possible invasion sites. Sixty-four species of palms that occur in the same location as the areas of possible invasion in the Atlantic Forest obtained by the model were analyzed, using functional traits and climatic data from databases and articles. This work showed that the invasive palm has the potential to invade several other regions of the world in addition to where it has already been recorded, occupying more niches that it occupies in its native area. Overall, there is not much functional and climatic niche proximity among *A. cunninghamiana* and the native species of the Atlantic Forest, raising a suspicion that it could be occupying vacant niches at the site. However, special attention is needed to the closer ones since the invasive palm has traits that facilitate its establishment and propagation.

SUMÁRIO

1. Introdução geral 10

2. Objetivo geral 15

3. Estimativa da distribuição potencial de *Archontophoenix cunninghamiana* em uma escala global 16

3.1 Resumo 16

3.2 Abstract 17

3.3 Introdução 18

3.4 Material e Métodos 20

3.4.1 Modelagem de nicho ecológico 20

3.4.1.1 Dados de ocorrência da espécie e limpeza de dados 20

3.4.1.2 Dados ambientais 22

3.4.1.3 Área acessível e algoritmos 22

3.4.1.4 Validação dos modelos, modelo consensual e modelo binário 24

3.4.1.5 Validação da extrapolação do modelo 26

3.4.2 Sobreposição do nicho ocupado na área nativa e na área invadida 26

3.4.3 Programa e pacotes usados 27

3.5 Resultados 27

3.6 Discussão 29

3.7 Conclusão 33

4. Distância funcional e de nicho climático entre *Archontophoenix cunninghamiana* e espécies de palmeiras nativas da Mata Atlântica 34

4.1 Resumo 34

4.2 Abstract 35

4.3 Introdução 36

4.4 Materiais e Métodos 38
4.4.1 Escolha das palmeiras e de seus atributos funcionais 38
4.4.3 Análise de sobreposição de nicho climático e proximidade funcional 39
4.4.4 Programa e pacotes usados 40
4.5 Resultados 40
4.6 Discussão 41
4.7 Conclusão 43
5. Considerações finais 44
6. Referências 45
7. Anexos 65

1. INTRODUÇÃO GERAL

Os diferentes termos usados para denominar as espécies nos processos de invasões biológicas eram tratados de formas distintas por pesquisadores que estudavam invasões animais (Williamson, 1996) e vegetais (Richardson *et al*., 2000). No primeiro caso, as invasões biológicas eram tratadas como uma série de estágios em que as espécies passavam até se tornarem invasoras (Williamson, 1996), enquanto, no segundo, as espécies deveriam ultrapassar várias barreiras para esse fim (Richardson *et al*., 2000). A fim de unificá-los, foi sugerido um esquema que se aplicaria a todas as invasões biológicas mediadas por humanos (Figura 1), dividindo o processo em uma série de estágios nos quais, dentro de cada um, há barreiras que precisam ser ultrapassadas para que a espécie passe para o próximo estágio (Blackburn *et al*., 2011). Com isso, foi possível elaborar definições mais claras para cada termo. Uma espécie exótica é uma espécie que não é nativa de uma região e que foi levada a esse local por meio da atividade humana (Blackburn *et al*., 2011). Algumas destas espécies conseguem sobreviver fora dos cuidados humanos, mas não conseguem se reproduzir sozinhas, sendo chamadas de espécies introduzidas (Blackburn *et al*., 2011). Quando uma espécie consegue se reproduzir sem o auxílio antrópico nesse novo ambiente, ela é denominada naturalizada ou estabelecida (Blackburn *et al*., 2011). Por fim, uma espécie invasora é aquela que consegue superar todas essas barreiras e ainda se dispersar para outras regiões para produzir populações estabelecidas e autoperpetuadas geograficamente longe da introdução inicial, enfrentando eventualmente diversas condições ambientais (Blackburn *et al*., 2011; Prentis *et al*., 2008).

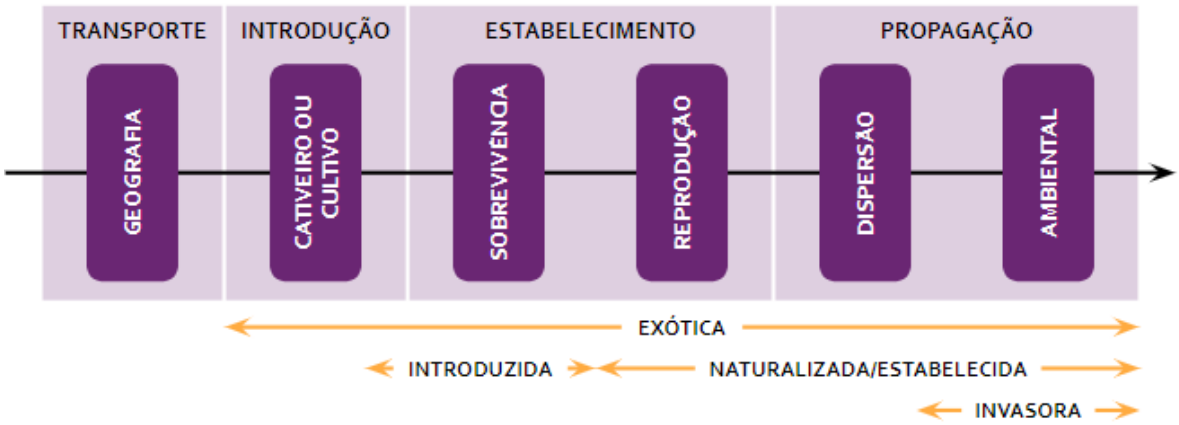


Figura 1. Esquema do processo de invasão biológica proposto por (Blackburn *et al*., 2011) e simplificado neste trabalho. A seta preta indica o movimento de uma espécie ao longo do processo.

Os fatores que podem influenciar o sucesso de uma invasão biológica a partir de uma introdução não são muito claros, mas um dos mais bem fundamentados é a pressão de propágulo (Colautti *et al.*, 2006; Lockwood *et al.*, 2005; Von Holle & Simberloff, 2005). Esta fundamentação diz que quanto maior a pressão de propágulo, isto é, quanto maior o número de indivíduos libertos em uma região, maior é a probabilidade da espécie se estabelecer (Colautti *et al.*, 2006; Lockwood *et al.*, 2005; Von Holle & Simberloff, 2005). Além disso, as áreas perturbadas e degradadas (Jenkins & Pimm, 2003; Marvier *et al.*, 2004) e as ilhas (Bellard *et al.*, 2016; Dawson *et al*., 2017) têm sido registradas como os locais mais suscetíveis a essas invasões. Algumas características das espécies também podem estar associadas a uma maior chance de se tornar uma invasora bem sucedida, como atributos relacionados a uma maior taxa de reprodução, crescimento e tolerância fisiológica (Levin, 2009; van Kleunen *et al.*, 2010).

As invasões biológicas podem trazer grandes ameaças à biodiversidade, integridade dos ecossistemas, economia e até à saúde pública. No Sudeste Asiático, a perda anual estimada com agricultura, saúde humana e meio ambiente foi de U$ 33,5 bilhões, sendo a maior delas com a agricultura, com cerca de 90% dos custos (Nghiem *et al.*, 2013). Diversas plantas invasoras são conhecidas por seus impactos ambientais. Algumas espécies como o capim-gambá, *Andropogon gayanus*, invasor nas savanas tropicais do norte da Austrália, alteram até mesmo o regime de fogo da região (Setterfield *et al.*, 2010). Esta espécie forma uma camada de combustível de até 4 m de altura – contra 0,5 m das nativas –, não só aumentando a intensidade do fogo, como também alterando-o verticalmente e atingindo até 8,9 m altura – contra 3,1 m das nativas (Setterfield *et al.*, 2010). Outra espécie invasora bastante conhecida e presente em várias partes do mundo, inclusive no Brasil, é a leguminosa leucena, *Leucaena leucocephala*, que tem características que lhe permite se espalhar rapidamente pela paisagem e comprometer as espécies nativas, como crescimento rápido, reprodução

sexuada e assexuada e produção de sementes em grandes quantidades (Costa & Durigan, 2010). Além disso, essa espécie também apresenta efeitos alelopáticos, isto é, libera toxinas que comprometem o desenvolvimento de outras espécies (Ahmed *et al.*, 2008), e se encontra na lista das cem piores espécies invasoras da União Mundial para a Conservação da Natureza – IUCN (Lowe *et al.*, 2000).

A erradicação das espécies invasoras possui um custo muito elevado e frequentemente não é bem-sucedida quando o processo de invasão já está bem avançado (Levin, 2009). A prevenção, assim, é a estratégia de manejo mais desejada. Contudo, a maioria dos países não apresenta uma boa capacidade de detecção e prevenção dessas espécies, principalmente os países tropicais (Early *et al*., 2016). Isso se deve, dentre outros fatores, ao fato de que o entendimento de como e quando ocorre a ocupação de novas áreas por espécies invasoras é algo bastante complexo (Carlton, 1996). Entretanto, graças aos trabalhos pioneiros sobre o conceito de nicho ecológico, juntamente com a elaboração de softwares e a disponibilidade de grandes bancos de dados na internet (Peterson *et al*., 2011), predições mais elaboradas da distribuição das espécies têm surgido através dos modelos de nicho ecológico (Sales *et al*., 2017; Mainali *et al.*, 2015; De Meyer *et al*., 2010; Peterson, 2003; Peterson & Vieglais, 2001). Por meio da estimativa das características ecológicas, geralmente abióticas, em seu habitat nativo e invadido, é possível prever sua distribuição potencial em outros locais que tenham características semelhantes (Jiménez-Valverde *et al.*, 2011; Peterson & Vieglais, 2001). Isso é possível tendo como premissa que o nicho ecológico tende a permanecer relativamente constante na escala de tempo das invasões biológicas antropogênicas (Peterson, 2011), apesar de haver alguns exemplos de plasticidade do nicho (Maron *et al.*, 2004).

Historicamente, o termo "nicho" já passou por vários significados. Na definição de Grinnell (1917), o nicho ecológico envolve os requerimentos ambientais, climáticos e de hábitat da espécie. Hutchinson (1957) propõe a diferenciação entre nicho fundamental, que é delimitado pelas condições ambientais nas quais a espécie pode existir, e nicho realizado, que é um subconjunto do primeiro, limitado por interações bióticas que impedem a ocupação de todo o nicho pela espécie. Essa definição, entretanto, ainda deveria considerar outros fatores que impedem a espécie de ocupar totalmente o nicho, como as limitações de dispersão (Holt, 2009; Soberón,

2007). Na modelagem de nicho ecológico, o nicho que é comumente estimado é o nicho grinneliano ou o nicho fundamental da espécie, já que nem todas as variáveis são consideradas para delimitar o nicho realizado (Soberón, 2007; Soberón & Peterson, 2005, 2019). Dentre essas variáveis, as mais usadas são as climáticas, já que é uma premissa central da biogeografia que o clima exerce um controle dominante sobre a distribuição das espécies pelo mundo (Pearson & Dawson, 2003).

Há diversos algoritmos usados em modelagens de nicho ecológico, cada um com diferentes requerimentos de dados, abordagens metodológicas e graus de complexidade (Peterson *et al*., 2011; Rangel & Loyola, 2012). Os requerimentos de dados nos algoritmos podem ser somente com registros de presença da espécie, sem precisar de outras informações da área de estudo (Peterson *et al*., 2011), como é o caso do BIOCLIM (Busby, 1991). Outra possibilidade é com registros de presença e de ausência, podendo este último ser substituído por pseudo-ausências (isto é, amostrando ausências falsas da área de estudo apenas de locais em que a espécie não é conhecida por ocorrer; Peterson *et al*., 2011), como o Generalized Additive Models (GAM; Guisan *et al.*, 2002), Random Forest (RF; Breiman, 2001), Gaussian Process (GAU; Golding & Purse, 2016), Support Vector Machine (SVM; Salcedo-Sanz *et al.*, 2014). Outros métodos podem requerer os registros de presença e *background*, avaliando como o ambiente em que a espécie ocorre se relaciona com o ambiente de toda a área de estudo (o "*background"*) – ou de uma considerável amostra dela –, usando dados ambientais que podem inclusive conter as localidades das ocorrências conhecidas (Peterson *et al*., 2011), como é o caso do Maximum Entropy (MaxEnt; Phillips *et al.*, 2006). Cada método pode apresentar uma melhor performance em diferentes circunstâncias de modelagem (Qiao *et al.*, 2015), por isso é recomendado o uso combinado de vários deles para melhores resultados (Araújo & New, 2007).

Uma espécie conhecida por seu alto potencial de invasão é a palmeira-real-australiana *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude (Arecaceae). Essa palmeira é originária do leste da Austrália e é relatada como invasora no Brasil (Christianini, 2006; Dislich *et al.*, 2002) e na Nova Zelândia (Sheppard, 2013), sendo utilizada principalmente como ornamentação. Em sua área nativa, ocorre em regiões úmidas de planícies costeiras e em montanhas e colinas do interior, onde a

precipitação é alta ou com cursos de água perenes (Dowe, 2010). É uma palmeira que alcança até 30 m, produzindo flores roxas de 4-6 mm e frutos vermelhos e arredondados, com cerca de 10-15 mm de diâmetro (Dowe & Hodel, 1994), que são consumidos pela fauna local, incluindo morcegos (Eby, 1998) e aves (Green, 1993; Snow, 1981). A floração e frutificação em sua área nativa foram observadas o ano todo, mas a floração com um aumento entre junho e janeiro, e a frutificação entre dezembro e março (Dowe & Hodel, 1994).

Na Nova Zelândia, a planta foi usada como ornamental por volta de 1898, mas só foi registrada como naturalizada em 1992, e tem grande potencial de expansão de sua área no país (Sheppard, 2013). Nessa região, a espécie apresenta alta tolerância à seca (Sheppard *et al.*, 2014), baixa susceptibilidade à herbivoria por invertebrados (Sheppard & Burns, 2014; Sheppard *et al.*, 2014) e forte efeito competitivo (Sheppard & Burns, 2014; Sheppard *et al.*, 2016). No Brasil, a palmeira é amplamente utilizada como ornamental em jardins e na área urbana em geral, principalmente em São Paulo (Pirani & Cortopassi-Laurino, 1994). O primeiro registro em literatura da invasão da espécie na região ocorreu em 2002 (Dislich *et al.*, 2002), verificando que ela possui altas taxas de recrutamento e crescimento populacional (Dislich *et al.*, 2002), produz frutos conspícuos e maduros durante quase o ano inteiro, é dispersa por aves comuns em ambientes perturbados (Christianini, 2006; Mengardo & Pivello 2012) e polinizada por diversas espécies de abelhas (Pirani & Cortopassi-Laurino, 1994). Também no Brasil, foi sugerido que *Archontophoenix* spp. poderia estar competindo com espécies nativas, como o palmito-juçara, *Euterpe edulis* (Condé *et al*., 2018; Dislich *et al*., 2002; Mengardo & Pivello 2014). A erradicação repentina dessa espécie invasora pode, entretanto, trazer consequências graves à fauna, já que ela pode estar muito integrada à rede de interações do local invadido, sendo recomendado que seja feita sua remoção gradual acompanhada do plantio de árvores que forneçam os recursos para os animais (Mengardo & Pivello, 2012).

Archontophoenix cunninghamiana tem características que lhe conferem um alto potencial de invasão e, apesar de ser uma espécie recentemente relatada como invasora, em alguns locais já conseguiu se alastrar rapidamente (Dislich *et al*., 2002). Sob uma perspectiva conservacionista, essas características da espécie invasora são preocupantes, pois permitem que se espalhe rapidamente e ocupe o espaço antes da

chegada dos propágulos das plantas nativas, o que pode provocar uma homogeneização biótica do ambiente e reduzir a biodiversidade (Mckinney & Lockwood, 1999). Por isso, trabalhos que possam avaliar seus riscos e contribuir para a prevenção de potenciais invasões biológicas são de extrema importância para a conservação e restauração de áreas nativas.

2. OBJETIVO GERAL

O objetivo geral deste trabalho foi contribuir para o entendimento do potencial de invasão global de *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude (Arecaceae) e avaliar sua proximidade funcional e de nicho climático com palmeiras nativas da Mata Atlântica. Os objetivos específicos de cada capítulo foram:

Capítulo 1: Prever a distribuição potencial de invasão de *A. cunninghamiana* em uma escala global e analisar a sobreposição do nicho da espécie no local de origem e nos locais de invasão.

Capítulo 2: Analisar a sobreposição de nicho climático e a proximidade funcional de *A. cunninghamiana* com espécies de palmeiras nativas da Mata Atlântica.

3. ESTIMATIVA DA DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE *ARCHONTOPHOENIX CUNNINGHAMIANA* EM UMA ESCALA GLOBAL

3.1 Resumo

As invasões biológicas podem causar grandes impactos ao meio ambiente e à saúde humana, bem como prejuízos financeiros. Dado que a erradicação de espécies invasoras pode ter altos custos e ser ineficiente, predições dos locais de potencial invasão são cruciais para planos de manejo. A palmeira-real-australiana *Archontophoenix cunninghamiana* é uma espécie nativa da Austrália, bastante conhecida por seu alto potencial de invasão no Brasil e na Nova Zelândia. O objetivo deste trabalho foi prever a distribuição potencial da espécie *A. cunninghamiana* em uma escala global e analisar a sobreposição de seu nicho entre o local de origem e os locais de invasão. Neste trabalho, modelos de nicho ecológico foram construídos com base em dados de ocorrência nativa e invasora da espécie, usando uma combinação de sete algoritmos e gerando um modelo consensual. A avaliação indicou uma boa performance do modelo. O estudo mostrou várias regiões que ainda não foram invadidas pela palmeira, mas que foram apontadas como adequadas para a presença da espécie, inclusive em locais vulneráveis como ilhas e *hotspots* de biodiversidade. Houve pouca sobreposição de nicho da espécie entre a área nativa e a invadida, indicando que a palmeira não ocupa todas as porções de seu nicho fundamental em seu local de origem. Várias regiões novas foram apontadas como susceptíveis à invasão, onde seria recomendável restringir seu uso ornamental e comercial. Tais estimativas podem ainda ser subestimadas, já que aparenta ser uma espécie no início do processo de invasão.

3.2 Abstract

Biological invasions can cause significant impacts on the environment and to human health, as well as cause economic losses. As eradication actions of invasive species could be expensive and inefficient, predictions on the locations of potential invasion are crucial for environmental planning. The Bangalow palm, *Archontophoenix cunninghamiana,* is a native species in Australia and well known for its high invasion potential in Brazil and New Zealand. This work aimed to predict the potential distribution of *A. cunninghamiana* at a worldwide scale and analyze the overlap niche of the species between native and invaded regions. We built ecological niche models with the species' native and invasive occurrence data, using a combination of seven algorithms and generating an ensemble model. The evaluation indicated a good model performance. The study showed several regions still not invaded by this palm, which have been identified as suitable for the presence of the species, including vulnerable places such as islands and biodiversity hotspots. There was little overlap of the species niche between the native area and the invaded sites, indicating that this palm does not occupy all portions of its fundamental niche in its native region. Several new regions have been identified as susceptible to invasion, and it would be advisable to restrict ornamental and commercial use of this species in such areas. Our estimates can still be underestimated, as this species seems to be at the beginning of the invasion process.

3.3 Introdução

A presença de espécies exóticas deve-se direta ou indiretamente às atividades humanas e algumas delas podem se tornar também invasoras (Rejmánek *et al.*, 2005). Invasões biológicas podem causar diversos impactos ecológicos (Barrios-Garcia & Ballari, 2012; Bellard *et al*., 2016; Galetti & Sazima, 2006), econômicos (Nghiem *et al*., 2013; Teich, Arinelli, & Fahham, 2017) e até à saúde humana (Bhatt *et al*., 2013; Moore *et al*., 2013). As tentativas de erradicação desses invasores têm um custo muito elevado e frequentemente não são bem-sucedidas, por isso, prever os locais que poderiam ser invadidos por esses organismos é de grande importância para planos de prevenção de invasões (Hulme, 2006; Myers *et al.*, 2000).

Alguns estudos enfatizam que o entendimento de como e quando ocorre a ocupação de novas áreas por espécies invasoras é algo bastante complexo (Carlton, 1996). A modelagem de nicho ecológico é uma boa ferramenta para estimar invasões biológicas (Peterson, 2003; Srivastava *et al.*, 2019) e tem sido usada como uma forma de auxiliar planos de manejo para a prevenção dessas invasões (Sales *et al*., 2017; Sheppard, 2013). Esse método é promissor, já que identifica áreas com clima semelhante à região de ocorrência nativa da espécie (Peterson, 2003). E, ainda, os dados de ocorrência da espécie nos locais invadidos podem ser incorporados ao modelo para garantir uma maior cobertura do nicho da espécie, já que ela pode ocupar partes de seu nicho que não são representadas na área nativa (Andrade *et al.*, 2019). O desenvolvimento dessa técnica foi possibilitado graças aos trabalhos pioneiros sobre os conceitos de nicho ecológico, juntamente com a elaboração de softwares e a disponibilidade de grandes bancos de dados na internet (Peterson *et al*., 2011).

Uma abordagem recente sobre como se dá a distribuição das espécies é esquematizada no diagrama de BAM, o qual enfatiza que os componentes bióticos, abióticos e as restrições de dispersão da espécie determinam sua distribuição geográfica (Soberón & Nakamura, 2009; Soberón & Peterson, 2005). Na modelagem de nicho ecológico, comumente é estimado o nicho grinneliano ou o nicho próximo ao fundamental da espécie, já que variáveis bióticas não são comumente consideradas nos modelos para conseguirmos delimitar o nicho realizado (Soberón, 2007; Soberón & Peterson, 2005, 2019). Esses modelos são construídos pela combinação de registros

de ocorrência de uma espécie e variáveis ambientais que caracterizam os locais onde elas ocorrem (Peterson *et al*., 2011). Por meio de algoritmos, é estimado o nicho grinneliano da espécie e, por causa da hipótese de dualidade de Huthinson (Colwell & Rangel, 2009), é possível projetar seu nicho em outras regiões ou períodos de tempo (Jiménez-Valverde *et al*., 2011; Peterson *et al*., 2011; Peterson & Vieglais, 2001). Essa abordagem é possível tendo como premissa que o nicho ecológico tende a permanecer relativamente constante na escala de tempo das invasões biológicas por causas antropogênicas (Peterson, 2011).

A palmeira *Archontophoenix cunninghamiana* H. Wendl. & Drude (Arecaceae) é uma espécie que tem causado grande preocupação quanto ao seu potencial de invasão (Christianini, 2006; Dislich *et al*., 2002; Sheppard, 2013). É uma planta nativa do leste da Austrália e usada ornamentalmente em algumas partes do mundo, como Brasil (Dislich *et al.*, 2002), Nova Zelândia (Sheppard, 2013), Egito (Elkiey *et al.*, 1985), Nova Caledônia (MacKee, 1994), Singapura (Chong *et al.*, 2009), África do Sul (Foxcroft *et al.*, 2008) e Havaí (PIER, 2008). Na Austrália, ocorre em regiões úmidas de planícies costeiras e em montanhas e colinas do interior, onde a precipitação é alta ou com cursos de água perenes (Dowe, 2010). Na Nova Zelândia, essa palmeira é considerada invasora e possui grande potencial de expansão de sua área de invasão (Sheppard, 2013), uma alta tolerância à seca (Sheppard *et al.*, 2014), baixa susceptibilidade à herbivoria por invertebrados (Sheppard & Burns, 2014; Sheppard *et al.*, 2014) e forte efeito competitivo (Sheppard & Burns, 2014; Sheppard *et al.*, 2016). No Brasil, *A. cunninghamiana* também é invasora e possui altas taxas de recrutamento e crescimento populacional (Dislich *et al.*, 2002), produz frutos vistosos e maduros durante quase o ano todo (de julho a março), é dispersa por aves comuns em ambientes perturbados, como sabiás e bem-te-vis (Christianini, 2006; Mengardo & Pivello, 2012) e é polinizada por diversas espécies de abelhas sociais (Pirani & Cortopassi-Laurino, 1994). Também há suspeitas de que *Archontophoenix* spp. poderia estar competindo com o palmito-juçara, *Euterpe edulis*, uma espécie nativa ameaçada de extinção (Condé *et al*., 2018; Dislich *et al*., 2002; Mengardo & Pivello, 2014).

Devido a essas características preocupantes que *A. cunninghamiana* apresenta, este trabalho visa contribuir para o melhor entendimento do potencial de

invasão da espécie. Dessa forma, este trabalho teve como objetivo (i) estimar o potencial de invasão de *A. cunninghamiana* em uma escala global e (ii) analisar a sobreposição do nicho da espécie entre o local de origem e os locais de invasão.

3.4 Material e Métodos

3.4.1 Modelagem de nicho ecológico

3.4.1.1 Dados de ocorrência da espécie e limpeza de dados

Para a construção dos modelos de nicho ecológico foram compilados dados de ocorrência de *A. cunninghamiana* tanto da área nativa quanto invadida. As fontes utilizadas foram speciesLink (www.splink.org.br), Global Biodiversity Information Facility (www.gbif.org), NaturaLista (www.naturalista.mx), The Australasian Virtual Herbarium (avh.chah.org.au), Botanical Information and Ecology Network (bien.nceas.ucsb.edu/bien) e artigos científicos (Condé *et al*., 2018; Dislich *et al*., 2002; Mengardo & Pivello, 2012). Após a compilação, homogeneização dos nomes científicos, e eliminação de ocorrências sem coordenadas, foram obtidas 3716 ocorrências. A limpeza de ocorrências foi realizada excluindo aquelas com coordenadas repetidas, localizadas no mar e que não tinham casas decimais ou eram arredondadas (com 0.5). Foram excluídas as coordenadas que eram iguais a zero e as localizadas nas capitais e no centroide dos países com um raio de 10km, na sede do GBIF em Copenhague, Dinamarca, e em instituições de biodiversidade (e.g. herbários ou museus), já que frequentemente dados de ocorrência são atribuídos a esses locais quando suas coordenadas precisas são desconhecidas. Também foram desconsideradas ocorrências onde a espécie é tida como cultivada e pontos duvidosos alocados em países distintos daqueles onde a palmeira é reportada como invasora na literatura. Ao final da limpeza, obteve-se 1926 ocorrências (Figura 2).

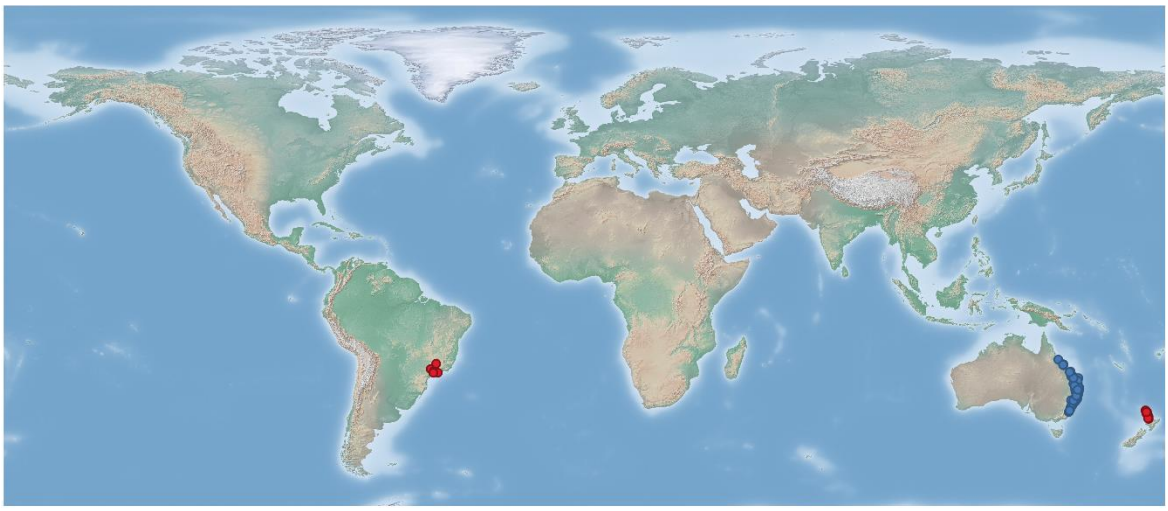


Figura 2. Distribuição dos pontos de ocorrência de *A. cunninghamiana* utilizados neste estudo. Em azul, ocorrência na área nativa e, em vermelho, nas áreas invadidas. Fonte do mapa base: Natural Earth (www.naturalearthdata.com).

Os dados de ocorrência comumente tendem a estar enviesados e próximos, por exemplo, a estradas, cidades, centros de pesquisa ou determinados países (Meyer *et al.*, 2015). Isso afeta a performance dos modelos de nicho ecológico, já que esse viés é transferido ao espaço ambiental onde esses modelos são criados (Hortal *et al.*, 2008; Varela *et al.*, 2014). Para a correção desse viés amostral foram utilizados filtros ambientais, que resultam em um melhor ajuste do modelo em grandes escalas e retém mais ocorrências do que a filtragem geográfica comumente utilizada (Castellanos *et al.*, 2019; Varela *et al.*, 2014). Esta última cria áreas no espaço geográfico e seleciona apenas um ponto de ocorrência desse local, enquanto que a abordagem usando filtros ambientais cria um determinado número de classes no espaço ambiental (de duas ou mais dimensões) e amostra apenas uma ocorrência dentro de cada classe (Castellanos *et al.*, 2019; Varela *et al.*, 2014). Os filtros ambientais são sensíveis aos números de classes, por isso, foram selecionados filtros com 20 e 10 classes, usando os três primeiros componentes de uma análise de componentes principais (ver mais detalhe no próximo tópico) como variáveis ambientais empregadas no processo de seleção das ocorrências. Depois, foi calculada a autocorrelação espacial dos pontos de ocorrências para os diferentes filtros usando o Índice I de Moran (Moran, 1948) para cada componente. O número de classes escolhido foi aquele com o menor valor de

autocorrelação espacial média. Após a correção foi obtida uma base de dados de 160 ocorrências de *A. cunninghamiana*.

3.4.1.2 Dados ambientais

Foram usadas 19 variáveis preditoras climáticas, retiradas do WorldClim (www.worldclim.org), com resolução de 10 arco-minutos (i.e., 20 km, Anexo 1). O solo, apesar de ser muito importante para predições de distribuição de plantas (Velazco *et al.*, 2017), não foi utilizado, já que varia de forma complexa em escala regional e muito menor do que a usada neste estudo global (Heuvelink & Webster, 2001).

A multicolinearidade das variáveis preditoras pode trazer problemas para o ajuste de modelos (Cruz-Cárdenas *et al.*, 2014; De Marco & Nóbrega, 2018). Para resolver isso foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA). Essa técnica produz componentes não correlacionados a partir dos dados originais, sendo classificados de acordo com a quantidade de variação total explicada por eles. Neste trabalho, foi realizada a PCA nos dados climáticos e usados os componentes principais derivados (PCs) que explicam 95% da variância total (Cruz-Cárdenas *et al*., 2014; De Marco & Nóbrega, 2018) como novas variáveis preditivas do modelo, resultando em seis PCs. Os valores da proporção da variância total explicada por cada eixo e a acumulada podem ser conferidos no Anexo 2.

3.4.1.3 Área acessível e algoritmos

A área acessível da espécie, isto é, a área empregada para construir os modelos, foi delimitada pelas ecorregiões definidas pela World Wide Fund for Nature (WWF; Olson *et al.*, 2001) onde a espécie ocorre nas áreas nativas e nas invadidas. Devido ao fato de comumente as espécies invasoras apresentarem uma situação de não-equilíbrio do seu nicho (Andrade *et al*., 2019; Holt, 2009; Soberón, 2007), os modelos foram construídos com os dados de ocorrência dos locais nativos e invadidos. Isto permite criar modelos que caracterizem melhor o nicho da espécie, melhorando

sua capacidade preditiva (Andrade *et al.*, 2019; Beaumont *et al.*, 2009; Broennimann & Guisan, 2008).

Como cada algoritmo pode ter uma melhor performance em diferentes circunstâncias de modelagem (Qiao *et al.*, 2015), é recomendado usar uma combinação de vários deles para melhores resultados (Araújo & New, 2007). Por isso, foram utilizadas diferentes técnicas que se destacam por sua boa performance: Generalized Additive Models (GAM), Random Forest (RF), Gaussian Process (GAU), Support Vector Machine (SVM) e Maximum Entropy (MaxEnt).

GAM é um método que utiliza dados de presença e ausência da espécie e é uma extensão semiparamétrica do Modelos Lineares Generalizados. Este algoritmo conta com uma função de ligação e uma função suavizada, que possibilita ajustar relações complexas, não-lineares e não-monotônicas entre a variável resposta e as variáveis explicativas (Guisan *et al.*, 2002).

RF é um conjunto de algoritmos que usam dados de presença e ausência e executam análises de classificação ou regressão com base na média de uma grande coleção de árvores não correlacionadas. Em cada nó dessas árvores, uma amostra aleatória de *m* preditores é escolhida como candidata à divisão do conjunto completo de preditores (James *et al.*, 2013). Uma das vantagens desses algoritmos é que eles não apresentam problemas com sobreajuste do modelo (Breiman, 2001).

GAU é um método que usa dados de presença e ausência e seus modelos ajustam funções de resposta suavizadas, mas potencialmente complexas, que podem explicar interações de alta dimensão entre preditores (Golding & Purse, 2016).

SVM usa dados de presença e de ausência e utiliza modelos lineares para encontrar uma função de decisão, que é um hiperplano determinado por limites de decisão não-lineares que dividem as amostras em diferentes classes dentro do espaço multidimensional, sendo o hiperplano ideal o que maximiza o *buffer* entre o limite e os dados (Salcedo-Sanz *et al.*, 2014).

MaxEnt é um método de aprendizado de máquina baseado no princípio da máxima entropia e utiliza dados de presença da espécie e dados de *background* (que exploram as condições ambientais da área de estudo). Este método busca encontrar a

distribuição de probabilidade com uma entropia máxima (ou seja, a mais espalhada ou mais próxima do uniforme), sujeita a restrições impostas pelas informações disponíveis sobre os pontos de ocorrência e as condições ambientais em toda a área de estudo (Phillips *et al.*, 2006). Ele pode ser ajustado com diferentes características, como linear, quadrático, produto, limite, dobradiça e binário. Neste estudo, foi usado o MaxEnt padrão, que utiliza todas essas características, e o MaxEnt simples, que usa apenas características lineares e quadráticas.

Exceto o MaxEnt, os outros algoritmos exigem dados de ausência e, devido à falta desses tipos de dados, foram utilizadas pseudo-ausências (ausência falsas). Estas foram dispostas com uma restrição ambiental, isto é, em regiões geográficas com baixos valores de adequabilidade previstos por um modelo Bioclim. Esse método parece ser a melhor forma de reduzir erros causados pelo "não-equilíbrio climático" da espécie, ou seja, por outros fatores abióticos e bióticos não avaliados neste trabalho que impossibilitam a espécie de chegar aos locais com climas adequados *(Andrade et al*., 2019; Hattab *et al*., 2017). O número de pseudo-ausências foi igual ao de presenças (proporção de presença/pseudo-ausência de 1).

3.4.1.4 Validação dos modelos, modelo consensual e modelo binário

Para a validação dos modelos (partição dos dados entre treino e teste) foi usado um método de validação cruzada em blocos. Neste método os dados são estruturados geograficamente como um tabuleiro de xadrez, promovendo uma avaliação mais independente (já que a autocorrelação espacial entre os dados treino e teste se reduz) e se mede de forma mais direta a capacidade de transferibilidade dos modelos (Roberts *et al*., 2017). A seleção do melhor tamanho dos blocos esteve baseada nos critérios usados em Velazco *et al.* (2019), em que foram gerados 20 grades com resoluções que variaram de 0,5 a 10 graus, com um aumento gradual de 0,5; e a melhor grade foi a que apresentou simultaneamente a menor autocorrelação espacial (pelo Índice I de Moran; Moran, 1948), máxima similaridade ambiental (pelas superfícies de similaridade ambiental multivariadas) e mínima diferença de ocorrências entre os dados de teste e de treino (pelo desvio padrão).

A avaliação dos modelos foi feita através de diferentes métricas. Uma delas foi o AUC (*Area Under the Curve*), que é uma medida geral do desempenho do modelo através de múltiplos limites e forças da predição e corresponde à capacidade do modelo de classificar localidades de presença superiores às localidades de ausência (Peterson *et al*., 2011). Valores mais próximos de 1 representam um melhor desempenho do modelo. O AUC tem vantagens, porque não depende de limiar de corte da adequabilidade da espécie (*threshold*), mas é dependente da prevalência da espécie, ou seja, dependente da proporção da área de estudo coberta pela área de distribuição dessa espécie (Peterson *et al*., 2011). Outra métrica usada foi o TSS (True Skill Statistic). Ele é definido como a média da taxa de sucesso de predição para locais presentes e para ausentes e está intimamente relacionado com a média aritmética de sensitividade e especificidade (Liu *et al.*, 2009). Valores mais próximos de 1 também representam um melhor desempenho do modelo.

Ambas as métricas, apesar de terem suas vantagens, têm sido criticadas porque são recomendadas para quando se tem dados de presença e de ausência (Leroy *et al*., 2018), que não é o caso da maioria dos estudos, além de que os seus valores são influenciados pela área de ajuste utilizada. Por isso, foi usado o F_{pb}, que é o proxy da medida F (que é a média harmônica ponderada de precisão e *recall*) com base em dados de presença e de *background*, não sendo influenciado pela prevalência da espécie (Li & Guo, 2013). Foi também usado o índice de Boyce, que também é pouco influenciado pela prevalência da espécie e se baseia na interpretação de uma curva da proporção entre as frequências predita e esperada dos pontos de avaliação pela média de adequabilidade do habitat em cada classe que essa adequabilidade foi repartida (Boyce *et al.*, 2002; Di Cola *et al*., 2017; Hirzel *et al.*, 2006). Esse índice varia de -1 a 1, em que valores negativos indicam um modelo incorreto, valores próximos de 0 indicam que o modelo não é diferente do acaso e valores positivos indicam que o modelo tem predições consistentes (Hirzel *et al.*, 2006).

O modelo final foi um modelo consensual, isto é, uma técnica que integra modelos estatísticos de diferentes tipos e níveis de complexidade num único modelo. Este modelo consensual foi construído por meio da média dos melhores modelos, ou seja, com aqueles que têm valor de TSS maior do que a média entre os modelos. Este

modelo consensual também foi validado da mesma forma, utilizando métricas de acurácia descritas acima. Para gerar o mapa binário, foi empregado um limiar de corte em que a soma da sensitividade (proporção de presenças preditas corretamente pelo modelo) e da especificidade (proporção de ausências preditas corretamente pelo modelo) era máxima.

3.4.1.5 Validação da extrapolação do modelo

Como o modelo foi ajustado em uma região delimitada que não abrange toda a amplitude de condições climáticas que há no planeta, o modelo precisa estimar valores de adequabilidade para as condições ambientais que estão além das empregadas no ajuste, podendo gerar estimações irreais (extrapolação; Fitzpatrick & Hargrove, 2009). A extrapolação do modelo foi avaliada por meio da análise de Paridade Orientada pela Mobilidade (MOP; Owens *et al*., 2013). Esta análise gera um mapa que mostra o grau extrapolado para cada célula que constitui a área de estudo (Anexo 3). Os valores do MOP vão de 0 a 1, em que valores próximos a zero denotam maior extrapolação e, próximos a um, menor extrapolação. Foi delimitado um ponto de corte conservador de valor de extrapolação de 0,95, só sendo considerada e interpretada a distribuição da espécie em regiões com valores de extrapolação maiores a esse limiar.

3.4.2 Sobreposição do nicho ocupado na área nativa e na área invadida

Foi realizada uma análise de sobreposição do nicho ocupado pela espécie em sua área nativa (Austrália) com o nicho ocupado na área invadida (Nova Zelândia e Brasil), a fim de verificar se há partes do nicho da espécie que não são ocupadas na área nativa. Foi calculado o valor da métrica de sobreposição D de Schoener (Schoener, 1968), variando de 0 (sem sobreposição) a 1 (totalmente sobreposto). Foi quantificada a estabilidade (condições análogas entre a área nativa e invadida), expansão (condições da área invadida que não são análogas à nativa) e a parte sem preenchimento (condições da área nativa que não são análogas à invadida) dos nichos (Broennimann *et al*., 2012; Guisan *et al.*, 2014).

3.4.3 Programa e pacotes usados

Todas as análises foram realizadas na plataforma R versão 3.6.1 (R Core Team, 2019). Foi usado o pacote "rgbif"(Chamberlain *et al*., 2019) e "BIEN" (Maitner, 2018) para obter os dados de ocorrência do GBIF e BIEN, respectivamente. Para a manipulação dos dados foram usados os pacotes "dplyr" (Wickham *et al.*, 2019), "readr" (Wickham *et al.*, 2018) e "tibble" (Müller & Wickham, 2019). Para a limpeza dos dados foram usados os pacotes "CoordinateCleaner" (Zizka *et al.*, 2019), "countrycode" (Arel-Bundock *et al*., 2018), "maps" (Becker & Wilks, 2018), "rnaturalearthdata" (South, 2017), "devtools" (Wickham *et al.*, 2019). Os pacotes "raster" (Hijmans, 2019), "rgdal" (Bivand *et al.*, 2019), "plyr" (Wickham, 2011) para a manipulação de dados espaciais e análise de autocorrelação espacial. O pacote do "ENMTML" (Andrade *et al.*, 2020) foi usado para realizar todo o procedimento de modelagem de nicho ecológico. Para a análise de sobreposição de nicho, foi usado o "ecospat" (Broennimann *et al.*, 2018).

3.5 Resultados

O modelo consensual gerado para a distribuição potencial de invasão de *A. cunninghamiana* teve valores altos de AUC (0,982), TSS (0,891), F_{pb} (0,879) e índice de Boyce (0,629), demonstrando uma boa performance do modelo (Figura 3). O modelo binário (Figura 4) prediz que a espécie tem um potencial de invasão muito maior do que as áreas invadidas atualmente (i.e., Nova Zelândia e Brasil). No continente americano, há alto risco de invasão da espécie em regiões da Argentina, Brasil, Paraguai, Uruguai, e extremo sudeste dos Estados Unidos da América, assim como partes do Caribe. Na África, estima-se um potencial de invasão da espécie na África do Sul e Madagascar. Grandes extensões com potencial de invasão são apontadas para o sudeste da China. Algumas regiões da Europa também foram identificadas pelo modelo como adequadas, principalmente na França, Itália e Reino Unido. Na Oceania, além da área nativa da espécie na costa leste da Austrália, também foram identificadas

algumas regiões potenciais mais ao sul e na Tasmânia, além de áreas já invadidas e potenciais na Nova Zelândia.

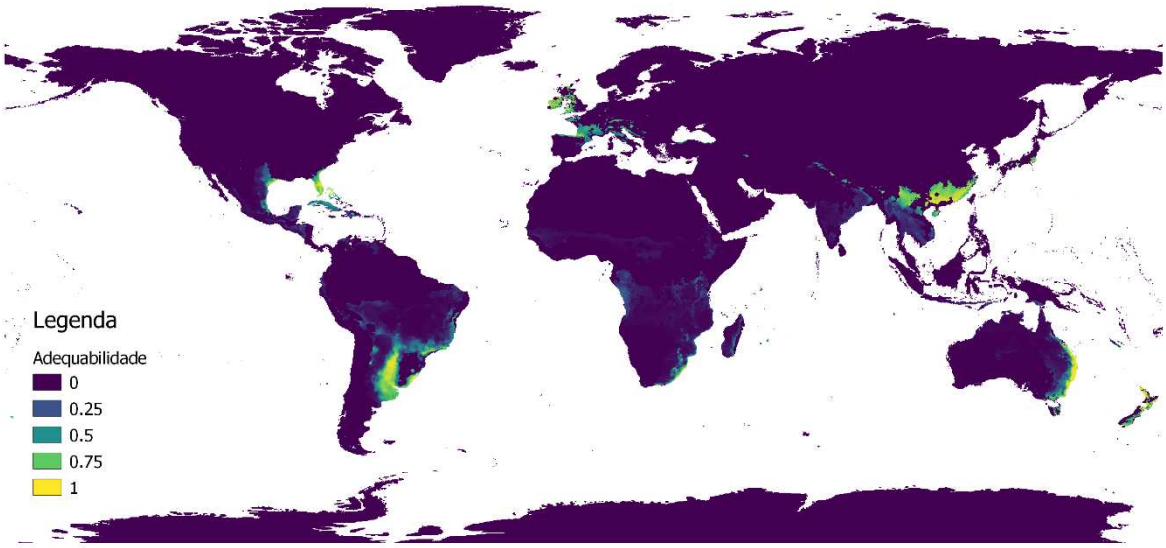


Figura 3. Adequabilidade da distribuição potencial de *Archontophoenix cunninghamiana.* Valores mais próximos do amarelo representam maior adequabilidade.

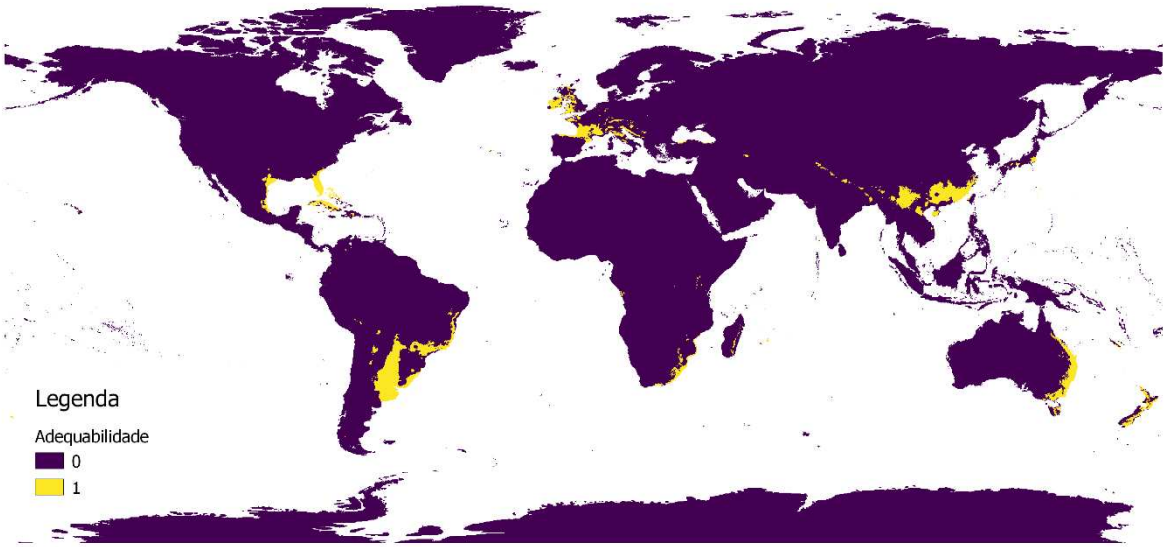


Figura 4. Distribuição potencial de *Archontophoenix cunninghamiana.* Regiões em amarelo denotam presença potencial da espécie.

A análise de sobreposição de nicho entre a área de distribuição nativa e invadida (Figura 5) teve o valor de D de Schoener de 0,254, de expansão, preenchimento, e de estabilidade do nicho de 0,689, 0,53 e 0,311 respectivamente. Os índices, somados à análise visual do gráfico, indicam que há pouca sobreposição de nicho entre as áreas nativas e invadidas, ou seja, há poucas condições climáticas análogas entre as duas áreas, revelando que, aparentemente, há porções do nicho fundamental da espécie que não se encontram na área nativa.

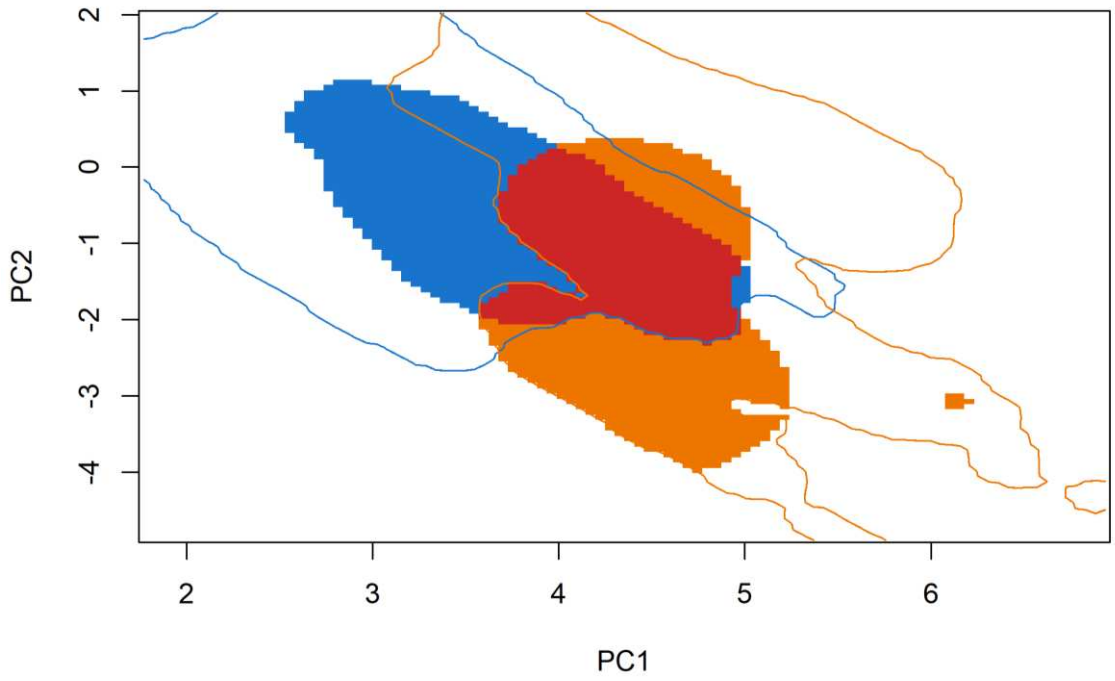


Figura 5. Padrões de mudança de nicho climático de *Archontophoenix cunninghamiana* baseados nos primeiro dois eixos de uma PCA, comparando as condições ambientais na área originária e nas áreas invadias. As diferentes cores representam a sobreposição de nicho (vermelha), não sobreposição (azul) e expansão de nicho (laranja). Os contornos delimitam a extensão da área nativa (azul) e a invadida (laranja).

3.6 Discussão

Neste estudo foi avaliado o potencial de invasão global de *Archontophoenix cunninghamiana*, uma espécie nativa da Austrália e declarada como invasora no Brasil

e na Nova Zelândia. A previsão de invasão da espécie aponta diversas regiões com potencial em todos os continentes, muito além dos locais já invadidos. Além disso, este trabalho também demonstrou que a palmeira ocupa nichos um pouco diferentes nas áreas invadidas daqueles ocupados na área de origem. Em sua área nativa, sabe-se que a espécie ocorre de 0 a 1200m de altitude, principalmente próxima a cursos de água em floresta tropical, floresta pantanosa, floresta de cipós e floresta esclerófila úmida (Dowe & Hodel, 1994).

As regiões de invasão preditas pelo modelo são em geral florestas tropicais e temperadas próximas a regiões litorâneas. Algumas delas são mais vulneráveis à invasão e merecem atenção especial, como os *hotspots* de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000), que é o caso da Mata Atlântica no Brasil, partes do Caribe, da Nova Zelândia, de Madagascar e da bacia do Mediterrâneo. A fragmentação de hábitat favorece o estabelecimento de espécies generalistas, que é uma característica comum em muitas espécies invasoras (Marvier *et al*., 2004). A presença de invasores nessas áreas pode, portanto, agravar ainda mais a ameaça à biodiversidade local. As ilhas também são locais muito ameaçados por invasões. O modelo prediz algumas, como Madagascar, Nova Zelândia, Cuba, Bahamas e a Tasmânia, na Austrália. Ilhas geralmente possuem alta pressão de propágulo de espécies invasoras devido à chegada de barcos com pessoas e importações, além do isolamento geográfico, que confina espacialmente as populações nativas e dificulta a chegada de mais propágulos para a reposição das populações (Bellard *et al*., 2016; Dawson *et al.*, 2017; Levin, 2009).

Algumas regiões da África do Sul também são apontadas pelo modelo como possíveis de serem invadidas, o que merece especial atenção pelo fato da palmeira ser registrada como cultivada nessa região (Foxcroft *et al.*, 2008). O primeiro registro nesse local foi em 1999 (Foxcroft *et al.*, 2008) e uma das possibilidades para que a espécie não tenha se tornado invasora na área é que pode não ter havido tempo suficiente para que ela passasse por todas as barreiras de introdução, estabelecimento e propagação do processo de invasão, ou ainda, que tenha falhado em superar alguma delas (Blackburn *et al*., 2011). Outra possibilidade é de que a pressão de propágulo da palmeira não tenha sido suficiente para que ela conseguisse se estabelecer no local (Lockwood *et al*., 2005). Esses fatores também podem estar relacionados com a não

ocupação dessa espécie em outras áreas da Nova Zelândia e Brasil preditas pelo modelo.

Há relatos de invasão dessa palmeira em um fragmento de Mata Atlântica em São Paulo, onde ela invadiu em alta densidade diversas partes de uma mata perturbada, expandindo inicialmente pelas bordas e margens de um riacho (Dislich *et al*., 2002). Essa palmeira é tida como uma ameaça principalmente devido a algumas características que foram identificadas em estudos no Brasil e que podem facilitar o processo de invasão, tais como altas taxas de recrutamento e crescimento populacional (Dislich *et al*., 2002), produção de frutos numerosos, vistosos e maduros durante quase o ano todo e dispersão por aves comuns em ambientes perturbados (Christianini, 2006; Mengardo & Pivello, 2012). Além disso, comparada com o palmito-juçara, *Euterpe edulis*, uma espécie nativa da Mata Atlântica, *Archontophoenix cunninghamiana* mostrou ter maior taxa de germinação, produção de plântulas e viabilidade (Mengardo *et al*., 2012; Mengardo & Pivello, 2014). *Archontophoenix* spp. e *E. edulis* também partilham um conjunto similar de dispersores de sementes, o que pode levantar uma suspeita de competição entre ambas (Cintra, 2016), embora isso ainda não tenha sido demonstrado. Sob uma perspectiva conservacionista, essas características da espécie invasora são preocupantes, pois pode permitir que se espalhe rapidamente e que ocupe o espaço antes da chegada dos propágulos das plantas nativas, o que pode provocar uma homogeneização biótica do ambiente e reduzir a biodiversidade (Mckinney & Lockwood, 1999). Nos locais indicados como de potencial invasão, *A. cunninghamiana* não deveria ser cultivada próxima a reservas florestais.

Considerando que os exemplos de plasticidade de nicho são raros e que o nicho ecológico tende a permanecer relativamente constante em uma escala curta de tempo (Maron *et al*., 2004; Peterson, 2011), é pouco provável atribuir que este seja o mecanismo que explique os resultados observados na análise de sobreposição de nicho de *A. cunninghamiana*. A diferença dos nichos entre a área nativa e a invadida poderia ser devida ao fato de que algumas partes de seu nicho fundamental não existam na área nativa, um processo designado como “incompletude climática” (Andrade *et al*., 2019). A Austrália é uma das regiões que mais poderia apresentar

problemas de estimativa do nicho ecológico devido à "incompletude climática" (Andrade *et al*., 2019). Isso salienta a importância de usar os dados de ocorrência da região nativa e invadida da espécie para estimar seu nicho (Andrade *et al*., 2019; Broennimann & Guisan, 2008). Outra possibilidade para a diferença dos nichos poderia ser devido a outros fatores abióticos e bióticos não avaliados neste trabalho que levam a espécie a ter um estado de "não-equilíbrio climático", isto é, que impossibilitam a espécie de chegar aos locais com climas adequados, como interações com outras espécies, limitações de dispersão ou barreiras geográficas (Andrade *et al*., 2019; Holt, 2009; Soberón, 2007). Este problema, entretanto, pode ser significativamente reduzido pela cautelosa delimitação da área acessível da espécie e pela alocação das pseudo-ausências em áreas que são ambientalmente distintas de onde ela de fato ocorre (Andrade *et al*., 2019; Hattab *et al*., 2017), como foi feito neste trabalho. Ainda assim, esses problemas não podem ser negligenciados e, considerando que houve pouca sobreposição de nicho das áreas nativa e invadida e que a espécie aparenta estar em uma fase inicial de invasão, é possível que ainda haja outras porções de seu nicho fundamental que não foram identificadas e o modelo pode estar subestimando seu potencial de invasão, assim como ocorre em muitas predições de potenciais invasões biológicas usando modelagem de nicho ecológico (Andrade *et al*., 2019).

O fato de *Archontophoenix cunninghamiana* aparentemente se encontrar em seus estágios iniciais de invasão torna favorável o planejamento dos esforços de manejo de prevenção (Puth & Post, 2005). Com os resultados deste trabalho, é recomendado que haja uma especial atenção ao manejo dessa espécie nos locais onde há clima adequado para a sua ocorrência e, principalmente, onde ela é comumente cultivada. Nos locais aonde essa espécie já invadiu, as medidas de erradicação deveriam ser bem avaliadas antes de aplicadas, já que a palmeira fornece alimento para muitos frugívoros, especialmente no período seco (Mengardo & Pivello, 2012). Portanto, é importante avaliar localmente os custos dessa remoção, como a espécie se encontra inserida ecologicamente naquele local e se é possível fazer sua substituição por espécies nativas que forneçam os recursos necessários para a fauna (Mengardo & Pivello, 2012).

3.7 Conclusão

Neste estudo, foi estimado o potencial de invasão global de *Archontophoenix cunninghamiana*, uma espécie reportada como invasora no Brasil e na Nova Zelândia. Foi demonstrado que a espécie tem áreas de invasão potencial muito além dos locais já invadidos, como em regiões da América do Sul, do sudeste da China e na região do Caribe. Além disso, foi demonstrado que muitos dos locais onde a espécie poderia ser invasora coincidem com áreas declaradas como *hotspots* mundiais, salientando as potenciais implicâncias ecológicas de sua presença nesses locais. Existe uma considerável diferença entre o nicho representado nas áreas nativa e invadidas, o que pode indicar uma falta de representação do nicho da espécie na área nativa e um estado de não equilíbrio climático. Isto, somado ao recente processo de invasão da espécie, indica que os modelos aqui apresentados poderiam estar ainda subestimando o potencial de invasão da palmeira. Apesar disso, esse estudo é importante para estimar o potencial invasivo dessa espécie e servir como subsídio para programas de prevenção da invasão da palmeira, além de incentivar que seja melhor avaliado o potencial impacto que sua presença poderia trazer para a fauna e flora local.

4. DISTÂNCIA FUNCIONAL E DE NICHO CLIMÁTICO ENTRE *ARCHONTOPHOENIX CUNNINGHAMIANA* E ESPÉCIES DE PALMEIRAS NATIVAS DA MATA ATLÂNTICA

4.1 Resumo

As espécies invasoras podem trazer inúmeros efeitos negativos aos ecossistemas, à economia e à saúde humana, por isso, a prevenção é a estratégia de manejo mais desejada. Para subsidiar ações de prevenção é necessário um melhor entendimento dos riscos que essas espécies podem trazer para as nativas. A comparação de proximidade funcional e de nicho pode ser realizada para avaliar a potencial ameaça da espécie invasora às nativas, uma vez que quanto mais próximas estão, maior a chance de haver competição entre elas. *Archontophoenix cunninghamiana* é uma palmeira invasora no Brasil e na Nova Zelândia que possui diversas características que podem facilitar o seu processo de invasão e torná-la um competidor superior às nativas. Este trabalho teve por objetivo avaliar a proximidade do nicho climático e dos atributos funcionais dessa espécie invasora com as palmeiras nativas da Mata Atlântica. Foram analisadas 64 espécies de palmeiras nativas que ocorrem em locais com risco de invasão de *A. cunninghamiana* na Mata Atlântica, utilizando atributos funcionais relacionados à competição e dados climáticos. A maioria das espécies nativas não é tão próxima em termos de atributos funcionais e de nicho climático de *A. cunninghamiana*, levantando a suspeita de que a espécie pode estar ocupando nichos vagos no local. Contudo, algumas espécies de *Syagrus*, como o jerivá, *Syagrus romanzoffiana*, se encontram mais próximas da invasora e poderiam ser afetadas. *Euterpe edulis*, apesar das suspeitas levantadas em trabalhos anteriores de ser ameaçada por *A. cunninghamiana*, não é indicada como muito próxima no presente estudo, principalmente pela menor sobreposição de nicho. Estudos como este são importantes para acessar, em múltiplas dimensões, o potencial de ameaça às espécies nativas pelas invasoras.

4.2 Abstract

Invasive species can have countless impacts; hence prevention is the most desired management strategy. A better understanding of the risks that these species can bring to the invaded community is necessary to subsidize prevention actions. The comparison of functional and niche proximity can be performed to assess the insertion of an invasive species in the native community. In general, the closer the species is to the native ones, the higher the chance of competition among them. *Archontophoenix cunninghamiana* is an invasive palm in Brazil and in New Zealand that has several traits that can facilitate its invasion process and make it a superior competitor to the natives. This work aimed to evaluate the climatic niche and functional traits proximity of this invasive species with native palms of the Atlantic Forest. Sixty-four native palm species that occur in places potentially invaded by *A. cunninghamiana* in the Atlantic Forest were analyzed, using functional traits related to competition and climatic data. Most of the native species are not close in terms of functional traits and climatic niche to *A. cunninghamiana*, raising the suspicion that the species may be occupying vacant niches at the site. However, some species of *Syagrus*, such as the jerivá (*Syagrus romanzoffiana*), are close to the invader and could be affected by competition. Despite the suspicions of previous works that *Euterpe edulis* is threatened by *A. cunninghamiana*, it is not indicated as too close in this study, mainly due to the smaller niche overlap. Studies like this are important to assess, on multiple dimensions, the potential threat to the native species by invaders.

4.3 Introdução

As espécies invasoras devem receber especial atenção porque podem causar impactos ecológicos (Barrios-Garcia & Ballari, 2012; Bellard *et al*., 2016; Costa & Durigan, 2010; Setterfield *et al*., 2010), econômicos (Nghiem *et al*., 2013; Teich *et al*., 2017) e até à saúde humana (Bhatt *et al*., 2013; Moore *et al*., 2013). A prevenção de invasões é a ferramenta de manejo mais desejada, já que, uma vez estabelecidas, o processo de erradicação dessas espécies é muito custoso e frequentemente não é bem-sucedido (Hulme, 2006; Myers *et al.*, 2000). Dentre as formas de prevenção está a avaliação dos riscos associados com essa invasão (Andersen *et al.*, 2004). Os atributos funcionais das plantas, tais como tamanho e área foliar, podem facilitar sua invasibilidade (van Kleunen *et al.*, 2010). Quando as características das espécies invasoras e seu uso dos recursos são muito próximos aos das espécies nativas, pode haver a exclusão competitiva de uma delas (Pianka, 1974). A superioridade competitiva de uma espécie invasora pode colocar em risco as nativas (Connell, 1983) e, assim, comprometer a biodiversidade de uma região. Algumas características que podem indicar uma vantagem competitiva em plantas podem ser a altura do caule, como indicativo de habilidade na competição por luz no dossel; e a área da folha, como indicativo de eficiência fotossintética (Divíšek *et al*., 2018).

As palmeiras são uma família de plantas-chave em muitos ecossistemas tropicais (Couvreur & Baker, 2013; Eiserhardt *et al.*, 2011; Zona & Henderson, 1989), sendo uma importante fonte de recursos para herbívoros, polinizadores, frugívoros e granívoros (Barfod *et al.*, 2011; Eiserhardt *et al.*, 2011; Zona & Henderson, 1989). As palmeiras também fornecem alimento, material de construção e produtos medicinais para a população humana (Cámara-Leret *et al*., 2017), sendo um dos grupos de plantas mais economicamente importantes no mundo (Johnson, 2010). Na Mata Atlântica brasileira, há uma grande riqueza de palmeiras, sendo conhecidos 13 gêneros e 75 espécies (Flora do Brasil, 2020). Estas têm o estipe geralmente lenhoso, muitas vezes com espinhos, às vezes subterrâneo ou muito curto e raramente volúvel, e possuem frutos em drupa ou raramente baga, normalmente com apenas uma semente (Souza *et al*., 2019). Nas florestas estacionais, o jerivá, *Syagrus romanzoffiana*, é a palmeira mais comum e é semelhante à gueirova, *Syagrus oleracea*,

mas esta última tem frutos maiores e ocorre mais em florestas estacionais deciduais (Souza *et al*., 2019). A macaúba, *Acrocomia aculeata*, é mais resistente ao fogo e é comum ocorrer em muita densidade em locais degradados por incêndios (Souza *et al*., 2019). Nas florestas ciliares ocorrem as guaricangas, *Geonoma schottiana*, e o palmito-juçara, *Euterpe edulis*, este último ameaçado de extinção (CNCFlora, 2012; Souza *et al*., 2019).

A palmeira australiana *Archontophoenix cunninghamiana*, é uma espécie invasora na Nova Zelândia e na Mata Atlântica no Brasil (Christianini, 2006; Dislich et al., 2002; Sheppard, 2013). Na Mata Atlântica, modelos de distribuição de espécies (capítulo anterior desta dissertação) mostraram que há extensas regiões passíveis de invasão dessa espécie. Estudos na Nova Zelândia destacam características da planta que facilitam seu potencial invasivo, como uma alta tolerância à seca (Sheppard *et al.*, 2014), baixa susceptibilidade à herbivoria por invertebrados (Sheppard & Burns, 2014; Sheppard *et al.*, 2014), e forte efeito competitivo (Sheppard & Burns, 2014; Sheppard *et al.*, 2016). No Brasil, há também estudos que alertam para outras características, como altas taxas de recrutamento e crescimento populacional (Dislich *et al.*, 2002), produção de frutos vistosos e maduros durante quase o ano todo (de julho a março) e dispersão por aves comuns em ambientes perturbados, como sabiás e bem-te-vis (Christianini, 2006; Mengardo & Pivello, 2012), e polinização por diversas espécies de abelhas sociais (Pirani & Cortopassi-Laurino, 1994). Estudos com *Archontophoenix* spp. levantam suspeitas de que pode estar competindo com espécies nativas, como o palmito-juçara, *Euterpe edulis* (Condé *et al*., 2018; Dislich *et al*., 2002), especialmente por apresentar uma maior taxa de germinação, produção de plântulas e de viabilidade (Mengardo *et al*., 2012; Mengardo & Pivello, 2014) e partilhar um conjunto similar de dispersores de semente, o que sugere que possa haver uma competição potencial entre estas espécies (Cintra, 2016), embora isso ainda não tenha sido demonstrado.

Dentre os locais passíveis de serem invadidos por *A. cunninghamiana* preditos no capítulo anterior, situa-se o *hotspot* da Mata Atlântica, uma área com uma grande concentração de espécies endêmicas, mas com uma excepcional perda de hábitat (Myers *et al.*, 2000). Além disso, a fragmentação de hábitat favorece o

estabelecimento de espécies generalistas, que é uma característica comum em muitas espécies invasoras (Marvier *et al*., 2004). A fim de contribuir para o conhecimento dos possíveis impactos que a presença dessa espécie poderia trazer para a comunidade vegetal local, o objetivo desse estudo foi avaliar a proximidade funcional e a sobreposição de nicho climático de *Archontophoenix cunninghamiana* com espécies de palmeiras nativas da Mata Atlântica.

4.4 Materiais e Métodos

4.4.1 Escolha das palmeiras e de seus atributos funcionais

Para a seleção das palmeiras foi empregado um banco de dados de ocorrências de palmeiras da região neotropical (Velazco *et al.*, in prep.). Foram selecionadas 64 espécies de palmeiras que tinham no mínimo cinco ocorrências nas áreas de distribuição potencial de *A. cunninghamiana* dentro do bioma Mata Atlântica nos três países onde se distribui (Anexo 4).

Foram escolhidos 10 atributos funcionais que representam atributos biológicos ou ecológicos importantes na competição, tais como o hábito das plantas (trepadeira, acaulescente ou ereta); estruturas de defesa (caule e folhas com algum tipo de espinho); o espaço vertical ocupado (máxima altura do caule) como indicativo de habilidade na competição por luz no dossel (Divíšek *et al*., 2018); o espaço horizontal ocupado pela planta (máximo diâmetro do caule); a eficiência fotossintética (máximo comprimento da lâmina foliar; Divíšek *et al*., 2018); além de atributos envolvidos em uma possível competição por dispersores de sementes (conspicuidade do fruto e média do menor valor de comprimento do fruto; ver no Anexo 5 a lista dos atributos funcionais selecionados). Os atributos foram adquiridos do banco de dados Palm Traits 1.0 (Kissling *et al*., 2019), Flora do Brasil (Flora do Brasil, 2020) e em artigos científicos (Andreazzi *et al.*, 2009; Bora & Rocha, 2004; Bruno *et al.*, 2019; Caxambú *et al.*, 2015; Coimbra & Jorge, 2011; Crepaldi *et al.*, 2001; Danelli, 2008; de Lima *et al.*, 2018; Donatti, 2004; Faria *et al.*, 2008; Fisch *et al.*, 2000; Galetti *et al.*, 2008; Genini *et al.*, 2009; Lescano *et al*., 2018; Machado *et al*., 2015; Martins, 2012; Peres, 2016; Quevedo, 2007; Quiroga-Castro & Roldan, 2001; Rocha, 2009; Rosa *et al.*,

1998; Sampaio, 2006; Santos, 2017; Pimentel & Tabarelli, 2004; Scariot, 1998; Scariot *et al.*, 1991; Silva *et al*., 2015; Voeks, 2002).

4.4.2 Dados ambientais

Para incluir os dados ambientais na análise de sobreposição de nicho entre as espécies, foram usadas 19 variáveis preditoras climáticas, retiradas do WorldClim (www.worldclim.org), com resolução de 10 arco-minutos (i.e., 20 km, Anexo 1). Para resolver o problema de multicolinearidade das variáveis preditoras, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (PCA) sobre os dados climáticos e usados os componentes principais derivados (PCs) que explicam 95% da variância total (Cruz-Cárdenas *et al*., 2014; De Marco & Nóbrega, 2018) como novas variáveis preditivas do modelo, resultando em seis PCs (ver no Anexo 2 os valores da proporção da variância total explicada e acumulada por cada eixo).

4.4.3 Análise de sobreposição de nicho climático e proximidade funcional

Para estimar o nicho climático de cada espécie, a área definida para cada uma foi delimitada com base no mínimo polígono convexo, com um raio de 300 km ao redor do polígono, empregando ocorrências que abrangiam toda a sua área de distribuição (inclusive aquelas que estavam fora da área de estudo). A análise de sobreposição de nicho das espécies de palmeiras nativas com relação a *A. cunninghamiana* foi feita calculando-se o valor da métrica de sobreposição D de Schoener (Schoener, 1968), que varia de 0 (sem sobreposição) a 1 (totalmente sobreposto).

A proximidade funcional foi calculada por meio da distância de Gower (Pavoine *et al.*, 2009) de cada espécie para *A. cunninghamiana*. Foi empregado o inverso da distância de Gower (isto é, o valor calculado menos um) de forma que valores próximos a zero indicam espécies funcionalmente mais afastadas e, valores próximos a um, espécies funcionalmente mais semelhantes.

Finalmente, um gráfico foi elaborado com o inverso da distância de Gower no eixo Y e a métrica D de Schoener no eixo X para cada espécie em relação a *A. cunninghamiana*. A média entre as duas métricas foi calculada e representada no gráfico como gradiente de cores.

4.4.4 Programa e pacotes usados

Todas as análises foram realizadas na plataforma R versão 3.6.1 (R Core Team, 2019). Para a manipulação dos dados foram usados os pacotes "dplyr" (Wickham *et al.*, 2019), "raster" (Hijmans, 2019), "readr" (Wickham *et al.*, 2018). Para a análise de sobreposição de nicho, foi usado o "ecospat" (Broennimann *et al.*, 2018). Para a análise de distância funcional, foi usado o pacotes "ade4" (Bougeard & Dray, 2018; Chessel *et al.*, 2004; Dray & Dufour, 2007; Dray *et al.*, 2007) e funções auxiliaries (Pavoine *et al.*, 2009). Para a elaboração dos gráficos foi utilizado o pacote "ggplot2" (Wickham, 2016) e "ggrepel" (Slowikowski, 2019).

4.5 Resultados

A maioria das espécies não apresentou uma grande proximidade funcional com *Archontophoenix cunninghamiana*, com média de 0,25 ± 0.09 (desvio padrão, Figura 6). Em geral, as espécies de palmeiras nativas também apresentaram pouca sobreposição de nicho em relação a *A. cunninghamiana*, com valor de D de Schoener com média de 0,10 ± 0,08. A média das distâncias funcionais e da sobreposição do nicho das espécies com relação a *A. cunninghamiana* foi de 0,26 ± 0,09. Considerando ambas métricas, a palmeira que está mais próxima é *Syagrus romanzoffiana*, o jerivá (número 61), seguida de *Syagrus coronata* (52), *Syagrus comosa* (51) e *Syagrus oleracea* (57). Algumas espécies apresentaram uma das duas medidas alta, mas a outra muito baixa, como *Syagrus picrophylla* (60) e *Acrocomia intumescens* (3). *Euterpe edulis* (64) está em uma posição intermediária de proximidade, tendo baixa sobreposição de nicho.

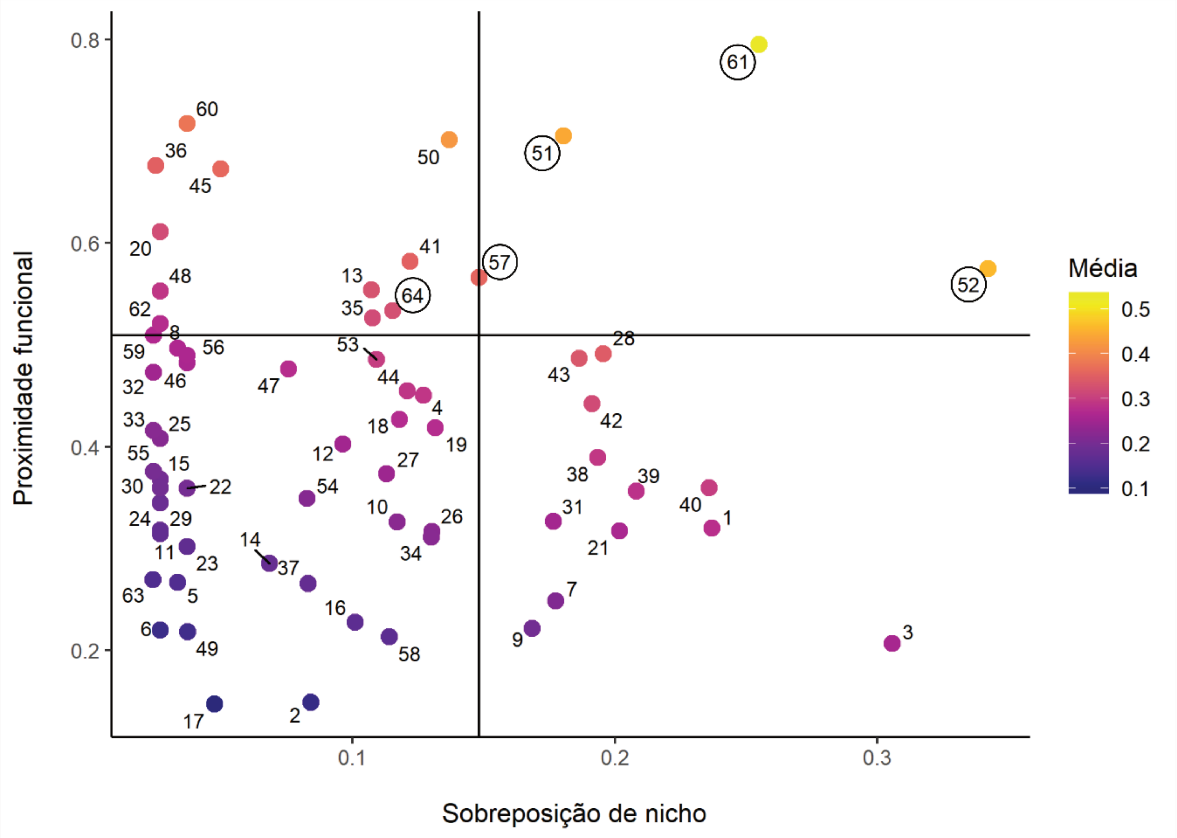


Figura 6. Proximidade funcional (distância de Gower) e sobreposição de nicho (D de Schoener) entre as palmeiras nativas da Mata Atlântica e *A. cunninghamiana*. Cada ponto indica uma palmeira nativa e as cores representam o valor médio das duas variáveis. Espécies mais distantes ou mais próximas de *A. cunninghamiana* estão representadas em tons azuis ou amarelos, respectivamente. As duas linhas no gráfico representam a localização do terceiro quartil para cada eixo. As espécies em destaque são *Euterpe edulis* (64), *Syagrus romanzoffiana* (61), *Syagrus coronata* (52), *Syagrus comosa* (51) e *Syagrus oleracea* (57). A lista de espécies correspondentes a cada número pode ser conferida no Anexo 4.

4.6 Discussão

Na literatura é relatado que *Archontophoenix cunninghamiana* apresenta algumas características preocupantes que podem facilitar seu processo de invasão (Christianini, 2006; Dislich *et al.*, 2002; Mengardo & Pivello, 2012; Mengardo *et al.*, 2012; Mengardo & Pivello, 2014), permitindo sua rápida dispersão e ocupação do

espaço. Se isso ocorrer, a invasora poderia atuar como um competidor superior às espécies nativas, o que poderia levar à exclusão competitiva das espécies mais próximas (Connell, 1983; Pianka, 1974). Contudo, neste trabalho, a maioria das espécies de palmeiras nativas da Mata Atlântica está distante de *Archontophoenix cunninghamiana* com relação ao nicho climático e aos atributos funcionais. Isso pode levantar a suspeita de que, ao invés de excluir competitivamente as nativas para se estabelecer na região, a invasora poderia estar ocupando um nicho vago no local (Vall-llosera *et al.*, 2016). Entretanto, seriam necessários estudos futuros para testar esta hipótese, como por exemplo com experimentos bem controlados que verifiquem se *A. cunninghamiana* consegue se desenvolver em áreas com floresta bem preservada e se sua presença afeta o desempenho das espécies nativas.

As espécies mais próximas são do gênero *Syagrus*, que é um gênero rico e com espécies apresentando diversas variações morfológicas (Noblick, 2017). As espécies aqui apontadas (*Syagrus romanzoffiana*, *Syagrus coronata*, *Syagrus comosa* e *Syagrus oleracea*) têm os atributos mais próximos a *A. cunninghamiana* segundo as características escolhidas. O fato de *S. romanzoffiana*, assim como as outras três espécies deste gênero, não estarem na lista de espécies ameaçadas de extinção (CNCFlora, 2012), poderia indicar, contudo, que essas espécies não necessariamente sofreriam impactos muito severos na presença da palmeira invasora. O palmito-juçara, *Euterpe edulis,* citado algumas vezes na literatura como espécie que poderia ser ameaçada com a presença da palmeira invasora (Cintra, 2016; Dislich *et al*., 2002; Mengardo *et al*., 2012; Mengardo & Pivello, 2014), não foi indicado como muito próximo a *A. cunninghamiana.* A sobreposição de nicho foi o principal fator que levou a essa distância, significando que as condições climáticas em que ambas ocorrem não são tão similares e que a coocorrência tem baixa probabilidade. Entretanto, a maior proximidade funcional entre as duas espécies não invalida a sugestão da literatura de que, onde a ocorrência for concomitante, a palmeira nativa poderia ser ameaçada. Este estudo não trouxe evidências suficientes ainda para afirmar ou negar uma competição com as espécies nativas, sendo recomendado que, para este fim, sejam desenvolvidos experimentos, por exemplo, para avaliar se há preferência de frutos pela fauna ou se a presença da invasora interfere no crescimento populacional das nativas.

Os métodos aplicados neste estudo podem variar de acordo com os atributos que são empregados na análise funcional, ou à área delimitada para cada espécie e a quantidade de pontos de ocorrência usados na análise de nicho (Qiao *et al.*, 2017). Por isso, quando se trata de avaliar os impactos de espécies invasoras sobre espécies nativas, é importante realizar uma análise de proximidade mais integrada em nível funcional e de nicho climático, como foi feito neste estudo, uma vez que, na comparação entre diferentes palmeiras, algumas espécies demonstraram grande proximidade em um dos métodos, mas não em outro.

4.7 Conclusão

A comparação entre *Archontophoenix cunninghamiana* e várias espécies nativas da Mata Atlântica mostra que a maioria delas está distante funcionalmente e quanto ao nicho climático. Algumas espécies de *Syagrus*, como o jerivá, se encontram mais próximas da palmeira invasora e poderiam ser afetadas, apesar de não serem consideradas em risco de extinção. *Euterpe edulis* não é indicada como muito próxima, principalmente pela menor sobreposição de nicho. Essa distância da espécie invasora com as nativas pode levantar a suspeita de uma ocupação de um nicho vago no local. Estudos como esse são importantes para acessar o potencial de ameaça às espécies nativas pelas invasoras, além de servir como base para estudos futuros que poderiam avaliar mais especificamente a presença de competição dessa espécie invasora com as nativas.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste trabalho foi possível verificar que *Archontophoenix cunninghamiana* é uma espécie de palmeira invasora que tem o potencial de invadir várias outras regiões do mundo, além de onde já foi registrada, inclusive ilhas e *hotspots*, ocupando nichos que não ocupava em sua área nativa. A avaliação sobre a proximidade funcional e de nicho climático mostrou que essa espécie não é tão próxima das espécies nativas da Mata Atlântica e poderia estar ocupando um nicho vago na região. Entretanto, algumas espécies nativas são mais próximas e devem ter especial atenção, já que a espécie invasora possui características que facilitam seu processo de estabelecimento e propagação, sendo recomendado o desenvolvimento de estudos que esclareçam melhor a possível competição entre elas. Essas informações são importantes para a prevenção da invasão dessa espécie em novas áreas e contribuem para o maior entendimento das invasões biológicas.

6. REFERÊNCIAS

Ahmed, R., Hoque, A. T. M. R., & Hossain, M. K. (2008). Allelopathic effects of Leucaena leucocephala leaf litter on some forest and agricultural crops grown in nursery. *Journal of Forestry Research*, *19*(4), 298–302. https://doi.org/10.1007/s11676-008-0053-0

Andersen, M. C., Adams, H., Hope, B., & Powell, M. (2004). Risk assessment for invasive species. *Risk Analysis*, *24*(4), 787–793. https://doi.org/10.1111/j.0272-4332.2004.00478.x

Andrade, A. F. A. de, Velazco, S. J. E., & De Marco, P. (2019). Niche mismatches can impair our ability to predict potential invasions. *Biological Invasions*, *2*. https://doi.org/10.1007/s10530-019-02037-2

Andrade, A. F. A. de, Velazco, S. J. E., & De Marco, P. (2020). ENMTML: An R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. *Environmental Modelling and Software*, 104615. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104615

Andreazzi, C. S., Pires, A. S., & Fernandez, F. A. S. (2009). Mamíferos e palmeiras neotropicais: Interações em paisagens fragmentadas. *Oecologia Brasiliensis*, *13*(4), 554–574. https://doi.org/10.4257/oeco.2009.1304.02

Araújo, M. B., & New, M. (2007). Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology and Evolution*, *22*(1), 42–47. https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.09.010

Arel-Bundock et al. (2018). countrycode: An R package to convert country names and country codes. *Journal of Open Source Software*, *2*(28). Retrieved from https://doi.org/10.21105/joss.00848

Barfod, A. S., Hagen, M., & Borchsenius, F. (2011). Twenty-five years of progress in understanding pollination mechanisms in palms (Arecaceae). *Annals of Botany*, *108*, 1503–1516. https://doi.org/10.1093/aob/mcr192

Barrios-Garcia, M. N., & Ballari, S. A. (2012). Impact of wild boar (Sus scrofa) in its

introduced and native range: A review. *Biological Invasions*, *14*, 2283–2300. https://doi.org/10.1007/s10530-012-0229-6

Beaumont, L. J., Gallagher, R. V., Thuiller, W., Downey, P. O., Leishman, M. R., & Hughes, L. (2009). Different climatic envelopes among invasive populations may lead to underestimations of current and future biological invasions. *Diversity and Distributions*, *15*(3), 409–420. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00547.x

Becker, R. A., & Wilks, A. R. (2018). *maps: Draw Geographical Maps*. Retrieved from https://cran.r-project.org/package=maps%0A

Bellard, C., Cassey, P., & Blackburn, T. M. (2016). Alien species as a driver of recent extinctions. *Biology Letters*, *12*, 1–4.

Bhatt, S., Gething, P. W., Brady, O. J., Messina, J. P., Farlow, A. W., Moyes, C. L., … Hay, S. I. (2013). The global distribution and burden of dengue. *Nature*, *496*, 504–507. https://doi.org/10.1038/nature12060

Bivand, R., Keitt, T., & Rowlingson, B. (2019). *rgdal: Bindings for the "Geospatial" Data Abstraction Library*. Retrieved from https://cran.r-project.org/package=rgdal

Blackburn, T. M., Pyšek, P., Bacher, S., Carlton, J. T., Duncan, R. P., Jarošík, V., … Richardson, D. M. (2011). A proposed unified framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, *26*(7), 333–339. https://doi.org/10.1016/j.tree.2011.03.023

Bora, P. S., & Rocha, R. V. M. (2004). Macaiba palm: fatty and amino acids composition of fruits. *Ciencia y Tecnologia Alimentaria*, *4*(3), 158–162. https://doi.org/10.1080/11358120409487755

Bougeard, S., & Dray, S. (2018). Supervised Multiblock Analysis in R with the ade4 Package. *Journal of Statistical Software*, *86*(1), 1–17. https://doi.org/10.18637/jss.v086.i01

Boyce, M. S., Vernier, P. R., Nielsen, S. E., & Schmiegelow, F. K. A. (2002). Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling*, *157*, 281–300.

Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine Learning*, *45*, 5–32.

Broennimann, O., Di Cola, V., & Guisan, A. (2018). *ecospat: Spatial Ecology Miscellaneous Methods*. Retrieved from https://cran.r-project.org/package=ecospat

Broennimann, O., Fitzpatrick, M. C., Pearman, P. B., Petitpierre, B., Pellissier, L., Yoccoz, N. G., … Guisan, A. (2012). Measuring ecological niche overlap from occurrence and spatial environmental data. *Global Ecology and Biogeography*, *21*(4), 481–497. https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00698.x

Broennimann, O., & Guisan, A. (2008). Predicting current and future biological invasions: Both native and invaded ranges matter. *Biology Letters*, *4*(5), 585–589. https://doi.org/10.1098/rsbl.2008.0254

Bruno, M. M. A., Massi, K. G., Vidal, M. M., & Hay, J. du V. (2019). Reproductive phenology of three Syagrus species (Arecaceae) in a tropical savanna in Brazil. *Flora*, *252*, 18–25. https://doi.org/10.1016/j.flora.2019.02.002

Busby, J. (1991). BIOCLIM-a bioclimate analysis and prediction system. *Plant Protection Quarterly*, *61*, 8–9.

Cámara-Leret, R., Faurby, S., Macía, M. J., Balslev, H., Göldel, B., Svenning, J. C., … Saslis-Lagoudakis, C. H. (2017). Fundamental species traits explain provisioning services of tropical American palms. *Nature Plants*, *3*. https://doi.org/10.1038/nplants.2016.220

Carlton, J. T. (1996). Pattern, process, and prediction in marine invasion ecology. *Biological Conservation*, *78*(1–2), 97–106. https://doi.org/10.1016/0006-3207(96)00020-1

Castellanos, A. A., Huntley, J. W., Voelker, G., & Lawing, A. M. (2019). Environmental filtering improves ecological niche models across multiple scales. *Methods in Ecology and Evolution*, *10*(4), 481–492. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13142

Caxambú, M. G., Geraldino, H. C. L., Dette, G. A., Da Silva, A. R., & Dos Santos, E. N.

(2015). Palmeiras (Arecaceae) nativas no município de Campo Mourão, Paraná, Brasil. *Rodriguesia*, *66*(1), 259–270. https://doi.org/10.1590/2175-7860201566116

Chamberlain, S., Barve, V., Mcglinn, D., Oldoni, D., Desmet, P., Geffert, L., & Ram, K. (2019). *rgbif: Interface to the Global Biodiversity Information Facility API*. Retrieved from url:%0Ahttps://CRAN.R-project.org/package=rgbif

Chessel, D., Dufour, A., & Thioulouse, J. (2004). The ade4 Package - I: One-Table Methods. *R News*, *4*(1), 5–10. Retrieved from https://cran.r-project.org/doc/Rnews/

Chong, K. Y., Tan, H. T. W., & Corlett, R. T. (2009). *A checklist of the total vascular plant flora of Singapore: native, naturalised and cultivated species*. National University of Singapore: Raffles Museum of Biodiversity Research.

Christianini, A. V. (2006). Fecundidade, dispersão e predação de sementes de Archontophoenix cunninghamiana H. Wendl. & Drude, uma palmeira invasora da Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Botanica*, *29*(4), 587–594. https://doi.org/10.1590/S0100-84042006000400008

Cintra, A. L. P. (2016). *Efetividade de dispersão de sementes por aves da palmeira invasora Archontophoenix spp. na Mata Atlântica*. Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho."

CNCFlora. (2012). Lista Vermelha da flora brasileira. Retrieved May 12, 2020, from Centro Nacional de Conservação da Flora website: http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/listavermelha/ARECACEAE

Coimbra, M. C., & Jorge, N. (2011). Proximate composition of guariroba (Syagrus oleracea), jerivá (Syagrus romanzoffiana) and macaúba (Acrocomia aculeata) palm fruits. *Food Research International*, *44*, 2139–2142. https://doi.org/10.1016/j.foodres.2011.03.032

Colautti, R. I., Grigorovich, I. A., & MacIsaac, H. J. (2006). Propagule pressure: A null model for biological invasions. *Biological Invasions*, *8*, 1023–1037. https://doi.org/10.1007/s10530-005-3735-y

Colwell, R. K., & Rangel, T. F. (2009). Hutchinson's duality: The once and future niche. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *106*(Supplement 2), 19651–19658. https://doi.org/10.1073/pnas.0901650106

Condé, T. M., Silva, F. da, Souza, A. L. de, Leite, H. G., Garcia, E. A., Costa, W. da S., … Lopes, P. F. (2018). Exotic Palms Threatens Native Palms: a Risk To Plant Biodiversity of Atlantic Forest. *Revista Árvore*, *42*(2). https://doi.org/10.1590/1806-90882018000200016

Connell, J. H. (1983). *On the prevalence and relative importance of interspecific competition: evidence from field experiments*. *122*(5), 661–696.

Costa, J. N. M. N. da, & Durigan, G. (2010). Leucaena leucocephala (Lam.) de Wit (Fabaceae): Invasive or ruderal? *Revista Arvore*, *34*(5), 825–833. https://doi.org/10.1590/s0100-67622010000500008

Couvreur, T. L. P., & Baker, W. J. (2013). Tropical rain forest evolution: Palms as a model group. *BMC Biology*, *11*. https://doi.org/10.1186/1741-7007-11-48

Crepaldi, I. C., Almeida-Muradian, L. B. De, Rios, M. D. G., Penteado, M. D. V. C., & Salatino, A. (2001). Composição nutricional do fruto de licuri (Syagrus coronata (Martius) Beccari). *Revista Brasileira de Botânica*, *24*(2), 155–159. https://doi.org/10.1590/s0100-84042001000200004

Cruz-Cárdenas, G., López-Mata, L., Villaseñor, J. L., & Ortiz, E. (2014). Potential species distribution modeling and the use of principal component analysis as predictor variables. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, *85*(1), 189–199. https://doi.org/10.7550/rmb.36723

Danelli, M. F. (2008). *Estrutura e dinâmica populacional de Geonoma elegans Mart. (Arecaceae) no Parque Estadual da Serra do Mar, Ubatuba-SP*. Universidade de Taubaté.

Dawson, W., Moser, D., Kleunen, M. van, Kreft, H., Pergl, J., Pyšek, P., … Essl, F. (2017). Global hotspots and correlates of alien species richness across taxonomic groups. *Nature Ecology & Evolution*, *1*, 1–7.

de Lima, N. E., Carvalho, A. A., Meerow, A. W., & Manfrin, M. H. (2018). A review of the palm genus Acrocomia: Neotropical green gold. *Organisms Diversity and Evolution*, *18*, 151–161. https://doi.org/10.1007/s13127-018-0362-x

De Marco, P., & Nóbrega, C. C. (2018). Evaluating collinearity effects on species distribution models: An approach based on virtual species simulation. *PLoS ONE*, *13*(9). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0202403

De Meyer, M., Robertson, M. P., Mansell, M. W., Ekesi, S., Tsuruta, K., Mwaiko, W., … Peterson, A. T. (2010). Ecological niche and potential geographic distribution of the invasive fruit fly Bactrocera invadens (Diptera, Tephritidae). *Bulletin of Entomological Research*, *100*(1), 35–48. https://doi.org/10.1017/S0007485309006713

Di Cola, V., Broennimann, O., Petitpierre, B., Breiner, F. T., D'Amen, M., Randin, C., … Guisan, A. (2017). ecospat: an R package to support spatial analyses and modeling of species niches and distributions. *Ecography*, *40*, 774–787. https://doi.org/10.1111/ecog.02671

Dislich, R., Kisser, N., & Pivello, V. R. (2002). A invasão de um fragmento florestal em São Paulo (SP) pela palmeira australiana Archontophoenix cunninghamiana H. Wendl. & Drude. *Revista Brasileira de Botânica*, *25*(1), 55–64. https://doi.org/10.1590/s0100-84042002000100008

Divíšek, J., Chytrý, M., Beckage, B., Gotelli, N. J., Lososová, Z., Pyšek, P., … Molofsky, J. (2018). Similarity of introduced plant species to native ones facilitates naturalization, but differences enhance invasion success. *Nature Communications*, *9*(1), 1–10. https://doi.org/10.1038/s41467-018-06995-4

Donatti, C. I. (2004). *Conseqüências da defaunação na dispersão e predação de sementes e no recrutamento de plântulas da palmeira Brejaúva (Astrocaryum aculeatissimum) na Mata Atlântica.* Universidade de São Paulo.

Dowe, John L, & Hodel, D. R. (1994). A Revision of Archontophoenix H . Wendl . & Drude (Arecaceae). *Austrobaileya*, *4*(2), 227–244.

Dowe, John Leslie. (2010). *Australian Palms: Biogeography, Ecology and Systematics*.

Townsville: CSIRO Publishing.

Dray, S., & Dufour, A. (2007). The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *Journal of Statistical Software*, *22*(4), 1–20. https://doi.org/10.18637/jss.v022.i04

Dray, S., Dufour, A., & Chessel, D. (2007). The ade4 Package - II: Two-Table and K-Table Methods. *R News*, *7*(2), 47–52. Retrieved from https://cran.r-project.org/doc/Rnews/

Early, R., Bradley, B. A., Dukes, J. S., Lawler, J. J., Olden, J. D., Blumenthal, D. M., … Tatem, A. J. (2016). Global threats from invasive alien species in the twenty-first century and national response capacities. *Nature Communications*, *7*. https://doi.org/10.1038/ncomms12485

Eby, P. (1998). An analysis of diet specialization in frugivorous Pteropus poliocephalus (Megachiroptera) in Australian subtropical rainforest. *Austral Ecology*, *23*(5), 443–456. https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1998.tb00752.x

Eiserhardt, W. L., Svenning, J. C., Kissling, W. D., & Balslev, H. (2011). Geographical ecology of the palms (Arecaceae): Determinants of diversity and distributions across spatial scales. *Annals of Botany*, *108*(8), 1391–1416. https://doi.org/10.1093/aob/mcr146

Elkiey, T., Heikal, M., & Khattab, M. (1985). Accelerating the germination of Seaforthia elegans palm seeds with scarification, sulphuric and gibberellic acids. *Gartenbauwissenschaft*, *50*(6), 249–251.

Faria, J. P., Almeida, F., Silva, L. C. R. da, Vieira, R. F., & Agostini-Costa, T. da S. (2008). Caracterização da polpa do coquinho-azedo (Butia capitata var capitata). *Revista Brasileira de Fruticultura*, *30*(3), 827–829. https://doi.org/10.1590/s0100-29452008000300045

Fisch, Simey Thury; Jr, Lauro Rodrigues Nogueira; Mantovani, W. (2000). Fenologia reprodutiva de Euterpe edulis Mart. na Mata atlântica (Reserva Ecológica do Trabiju, Pindamonhangaba – SP). *Biociências*, *6*(2), 31–37. https://doi.org/10.1590/S1676-06032006000300008

Fitzpatrick, M. C., & Hargrove, W. W. (2009). The projection of species distribution models and the problem of non-analog climate. *Biodiversity and Conservation*, *18*, 2255–2261. https://doi.org/10.1007/s10531-009-9584-8

Flora do Brasil 2020. (2020). Retrieved April 7, 2020, from Jardim Botânico do Rio de Janeiro website: http://floradobrasil.jbrj.gov.br/

Foxcroft, L. C., Richardson, D. M., & Wilson, J. R. U. (2008). Ornamental plants as invasive aliens: Problems and solutions in Kruger National Park, South Africa. *Environmental Management*, *41*, 32–51. https://doi.org/10.1007/s00267-007-9027-9

Galetti, M., Donatti, C. I., Pizo, M. A., & Giacomini, H. C. (2008). Big fish are the best: Seed dispersal of Bactris glaucescens by the pacu fish (Piaractus mesopotamicus) in the Pantanal, Brazil. *Biotropica*, *40*(3), 386–389. https://doi.org/10.1111/j.1744-7429.2007.00378.x

Galetti, M., & Sazima, I. (2006). Impacto de cães ferais em um fragmento urbano de Floresta Atlântica no sudeste do Brasil. *Natureza & Conservação*, *4*(1), 58–63. Retrieved from http://www.rc.unesp.br/ib/ecologia/fenologia/pdf/Galetti%26Sazima-port.pdf

Genini, J., Galetti, M., & Morellato, L. P. C. (2009). Fruiting phenology of palms and trees in an Atlantic rainforest land-bridge island. *Flora*, *204*, 131–145. https://doi.org/10.1016/j.flora.2008.01.002

Golding, N., & Purse, B. V. (2016). Fast and flexible Bayesian species distribution modelling using Gaussian processes. *Methods in Ecology and Evolution*, *7*, 598–608. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12523

Green, R. J. (1993). Avian seed dispersal in and near Subtropical rainforests. *Wildlife Research*, *20*, 535–557. https://doi.org/10.1071/WR9930535

Grinnell, J. (1917). The Niche-Relationships of the California Thrasher. *The American Journal of Physiology*, *34*(4), 427–433. https://doi.org/10.1152/ajplegacy.1972.222.5.1121

Guisan, A., Edwards, T. C., & Hastie, T. (2002). Generalized linear and generalized additive models in studies of species distributions: setting the scene. *Ecological Modelling*, *157*, 89–100.

Guisan, A., Petitpierre, B., Broennimann, O., Daehler, C., & Kueffer, C. (2014). Unifying niche shift studies: Insights from biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, *29*(5), 260–269. https://doi.org/10.1016/j.tree.2014.02.009

Hattab, T., Garzón-López, C. X., Ewald, M., Skowronek, S., Aerts, R., Horen, H., … Lenoir, J. (2017). A unified framework to model the potential and realized distributions of invasive species within the invaded range. *Diversity and Distributions*, *23*(7), 806–819. https://doi.org/10.1111/ddi.12566

Heuvelink, G. B. M., & Webster, R. (2001). Modelling soil variation: Past, present, and future. *Geoderma*, *100*, 269–301. https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00025-8

Hijmans, R. J. (2019). *raster: Geographic Data Analysis and Modeling*. Retrieved from https://cran.r-project.org/package=raster

Hirzel, A. H., Le Lay, G., Helfer, V., Randin, C., & Guisan, A. (2006). Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling*, *199*(2), 142–152. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.05.017

Holt, R. D. (2009). Bringing the Hutchinsonian niche into the 21st century: Ecological and evolutionary perspectives. *PNAS*, *106*(2), 19659–19665. https://doi.org/10.1073/pnas.0905137106

Hortal, J., Jiménez-Valverde, A., Gómez, J., Lobo, J., & Baselga, A. (2008). Historical bias in biodiversity inventories affects the observed environmental niche of the species. *Oikos*, *117*(February), 847–858. https://doi.org/10.1111/j.2008.0030-1299.16434.x

Hulme, P. E. (2006). Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *Journal of Applied Ecology*, *43*, 835–847. https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01227.x

Hutchinson, G. E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, *22*, 415–427.

James, G., Witten, D., Hastie, T., & Tibshirani, R. (2013). *An introduction to statistical learning*. New York: Springer New York.

Jenkins, C. N., & Pimm, S. L. (2003). How Big Is the Global Weed Patch? *Annals of the Missouri Botanical Garden*, *90*(2), 172–178. Retrieved from https://www.jstor.org/stable/3298581

Jiménez-Valverde, A., Peterson, A. T., Soberón, J., Overton, J. M., Aragón, P., & Lobo, J. M. (2011). Use of niche models in invasive species risk assessments. *Biological Invasions*, *13*(12), 2785–2797. https://doi.org/10.1007/s10530-011-9963-4

Johnson, D. V. (2010). *Tropical palms*. Food and Agriculture Organization of the United Nations.

Kissling, W. D., Balslev, H., Baker, W. J., Dransfield, J., Göldel, B., Lim, J. Y., … Svenning, J. C. (2019). PalmTraits 1.0, a species-level functional trait database of palms worldwide. *Scientific Data*, *6*(178). https://doi.org/10.1038/s41597-019-0189-0

Leroy, B., Delsol, R., Hugueny, B., Meynard, C. N., Barhoumi, C., Barbet-Massin, M., & Bellard, C. (2018). Without quality presence–absence data , discrimination metrics such as TSS can be misleading measures of model performance. *Journal of Biogeography*, *45*(9), 1994–2002. https://doi.org/10.1111/jbi.13402

Lescano, C. H., de Oliveira, I. P., Freitas de Lima, F., Baldivia, D. da S., Justi, P. N., Cardoso, C. A. L., … Sanjinez-Argandoña, E. J. (2018). Nutritional and chemical characterizations of fruits obtained from Syagrus romanzoffiana, Attalea dubia, Attalea phalerata and mauritia flexuosa. *Journal of Food Measurement and Characterization*, *12*, 1284–1294. https://doi.org/10.1007/s11694-018-9742-3

Levin, S. A. (2009). *The Princeton guide to ecology* (S. R. Carpenter, H. C. J. Godfray, A. P. Kinzig, M. Loreau, J. B. Losos, B. Walker, … D. S. Wilcove, Eds.). Princeton University Press.

Li, W., & Guo, Q. (2013). How to assess the prediction accuracy of species presence-

absence models without absence data? *Ecography*, *36*, 788–799. https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07585.x

Liu, C., White, M., & Newell, G. (2009). Measuring the accuracy of species distribution models: A review. *18th World IMACS / MODSIM Congress*, (July), 4241–4247.

Lockwood, J. L., Cassey, P., & Blackburn, T. (2005). The role of propagule pressure in explaining species invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, *20*(5), 223–228. https://doi.org/10.1016/j.tree.2005.02.004

Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., & De Poorter, M. (2000). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A selection from the Global Invasive Species Database. *The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a Specialist Group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN)*, 12.

Machado, W., Guimarães, M. F., Lira, F. F., Santos, J. V. F., Takahashi, L. S. A., Leal, A. C., & Coelho, G. T. C. P. (2015). Evaluation of two fruit ecotypes (totai and sclerocarpa) of macaúba (Acrocomia aculeata). *Industrial Crops and Products*, *63*, 287–293. https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2014.11.002

MacKee, H. S. (1994). *Catalogue des plantes introduites et cultivées en Nouvelle-Calédonie*. Paris: Muséum National d'Histoire Naturelle.

Mainali, K. P., Warren, D. L., Dhileepan, K., Mcconnachie, A., Strathie, L., Hassan, G., … Parmesan, C. (2015). Projecting future expansion of invasive species: Comparing and improving methodologies for species distribution modeling. *Global Change Biology*, *21*(12), 4464–4480. https://doi.org/10.1111/gcb.13038

Maitner, B. (2018). *BIEN: Tools for Accessing the Botanical Information and Ecology Network Database*. Retrieved from https://cran.r-project.org/package=BIEN

Maron, J. L., Vilà, M., Bommarco, R., Elmendorf, S., & Beardsley, P. (2004). Rapid evolution of an invasive plant. *Ecological Monographs*, *74*(2), 261–280. https://doi.org/10.1890/03-4027

Martins, R. C. (2012). A família Arecaceae (Palmae) no estado de Goiás: florística e etnobotânica.

Marvier, M., Kareiva, P., & Neubert, M. G. (2004). Habitat destruction, fragmentation, and disturbance promote invasion by habitat generalists in a multispecies metapopulation. *Risk Analysis*, *24*(4), 869–878. https://doi.org/10.1111/j.0272-4332.2004.00485.x

Mckinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Tree*, *14*(11), 450–453.

Mengardo, A. L., & Pivello, V. R. (2012). Phenology and fruit traits of archontophoenix cunninghamiana, an invasive palm tree in the Atlantic forest of Brazil. *Ecotropica*, *18*(1), 45–54.

Mengardo, Ana L.T., Figueiredo, C. L., Tambosi, L. R., & Pivello, V. R. (2012). Comparing the establishment of an invasive and an endemic palm species in the Atlantic rainforest. *Plant Ecology and Diversity*, *5*(3), 345–354. https://doi.org/10.1080/17550874.2012.735271

Mengardo, Ana Luisa T., & Pivello, V. R. (2014). The effects of an exotic palm on a native palm during the first demographic stages: Contributions to ecological management. *Acta Botanica Brasilica*, *28*(4), 552–558. https://doi.org/10.1590/0102-33062014abb3326

Meyer, C., Kreft, H., Guralnick, R., & Jetz, W. (2015). Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions. *Nature Communications*, *6*. https://doi.org/10.1038/ncomms9221

Moore, M., Sylla, M., Goss, L., Burugu, M. W., Sang, R., Kamau, L. W., … Black, W. C. (2013). Dual African Origins of Global Aedes aegypti s.l. Populations Revealed by Mitochondrial DNA. *PLoS Neglected Tropical Diseases*, *7*(4). https://doi.org/10.1371/journal.pntd.0002175

Moran, P. . A. . P. . (1948). The Interpretation of Statistical Maps. *Journal of the Royal Statistical Society*, *10*, 243–251.

Müller, K., & Wickham, H. (2019). *tibble: Simple Data Frames*. Retrieved from https://cran.r-project.org/package=tibble

Myers, J. H., Simberloff, D., Kuris, A. M., & Carey, J. R. (2000). Eradication revisited: Dealing with exotic species. *Trends in Ecology and Evolution*, *15*(8), 316–320. https://doi.org/10.1016/S0169-5347(00)01914-5

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. A. B., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, *403*, 853–858.

Nghiem, L. T. P., Soliman, T., Yeo, D. C. J., Tan, H. T. W., Evans, T. A., Mumford, J. D., … Carrasco, L. R. (2013). Economic and Environmental Impacts of Harmful Non-Indigenous Species in Southeast Asia. *PLoS ONE*, *8*(8). https://doi.org/10.1371/journal.pone.0071255

Noblick, L. R. (2017). *A revision of the genus Syagrus (Arecaceae)* (Vol. 294). Auckland: Phitotaxa.

Olson, D. M., Dinerstein, E., Wikramanayake, E. D., Burgess, N. D., Powell, G. V., Underwood, E. C., … Kassem, K. R. (2001). Terrestrial ecoregions of the world: A new map of life on earth. *BioScience*, *51*(11), 933–938.

Owens, H. L., Campbell, L. P., Dornak, L. L., Saupe, E. E., Barve, N., Soberón, J., … Peterson, A. T. (2013). Constraints on interpretation of ecological niche models by limited environmental ranges on calibration areas. *Ecological Modelling*, *263*, 10–18. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2013.04.011

Pavoine, S., Vallet, J., Dufour, A.-B., Gachet, S., & Daniel, H. (2009). On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos*, *118*(3), 391–402. https://doi.org/10.1111/j.1600-0706.2009.16668.x

Pearson, R. G., & Dawson, T. P. (2003). Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, *12*(5), 361–371. https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00042.x

Peres, M. K. (2016). *Estratégias de dispersão de sementes no bioma Cerrado: considerações ecológicas e filogenéticas*. Universidade de Brasília.

Peterson, A. T. (2003). Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. *The Quarterly Review of Biology*, *78*(4), 419–433. https://doi.org/10.1073/pnas.0703993104

Peterson, A. T. (2011). Ecological niche conservatism: A time-structured review of evidence. *Journal of Biogeography*, *38*(5), 817–827. https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2010.02456.x

Peterson, A. T., Soberón, J., Pearson, R. G., Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E., Nakamura, M., & Araújo, M. B. (2011). *Ecological niches and geographic distributions*. Princeton, N. J.: Princeton University Press.

Peterson, A. T., & Vieglais, D. A. (2001). Predicting Species Invasions Using Ecological Niche Modeling: New Approaches from Bioinformatics Attack a Pressing Problem. *BioScience*, *51*(5), 363. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2001)051[0363:psiuen]2.0.co;2

Phillips, S. J., Anderson, R. P., & Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, *190*, 231–259.

Pianka, E. R. (1974). Niche Overlap and Diffuse Competition. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *71*(5), 2141–2145.

PIER, P. I. E. at R. (2008). Risk Assessment: Archontophoenix cunninghamiana (H.Wendland) Wendl. & Drude, Arecaceae.

Pirani, J. ., & Cortopassi-Laurino, M. (1994). *Flores e abelhas em São Paulo* (2ª; U. De & S. Paulo, Eds.).

Prentis, P. J., Wilson, J. R. U., Dormontt, E. E., Richardson, D. M., & Lowe, A. J. (2008). Adaptive evolution in invasive species. *Trends in Plant Science*, *13*(6), 288–294. https://doi.org/10.1016/j.tplants.2008.03.004

Puth, L. M., & Post, D. M. (2005). Studying invasion: Have we missed the boat? *Ecology Letters*, *8*, 715–721. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00774.x

Qiao, H., Escobar, L. E., & Peterson, T. A. (2017). Accessible areas in ecological niche comparisons of invasive species: Recognized but still overlooked. *Scientific*

Reports, *7*(1213), 1–9. https://doi.org/10.1038/s41598-017-01313-2

Qiao, H., Soberón, J., & Peterson, A. T. (2015). No silver bullets in correlative ecological niche modelling: Insights from testing among many potential algorithms for niche estimation. *Methods in Ecology and Evolution*, *6*, 1126–1136. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12397

Quevedo, A. E. A. (2007). *Fenologia e sucesso reprodutivo de Attalea geraensis e Syagrus petraea (Arecaceae) na borda e interior de um fragmento de cerrado*. Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho."

Quiroga-Castro, V. D., & Roldan, A. I. (2001). The fate of Affalea phalerata (Palmae) seeds dispersed to a tapir latrine. *Biotropica*, *33*(3), 472–477.

Rangel, T. F., & Loyola, R. D. (2012). Labeling ecological niche models. *Natureza & Conservacao*, *10*(2), 119–126. https://doi.org/10.4322/natcon.2012.030

Rejmánek, M., Richardson, D. M., & Pyšek, P. (2005). Plant invasions and invasibility of plant communities. In E. Maarel (Ed.), *Vegetation Ecology* (pp. 332–355). Blackwell Science.

Richardson, D. M., Pysek, P., Rejmánek, M., Barbour, M. G., Panetta, F. D., & West, C. J. (2000). Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, *6*, 93–107. https://doi.org/10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x

Roberts, D. R., Bahn, V., Ciuti, S., Boyce, M. S., Elith, J., Guillera-Arroita, G., … Dormann, C. F. (2017). Cross-validation strategies for data with temporal, spatial, hierarchical, or phylogenetic structure. *Ecography*, *40*, 913–929. https://doi.org/10.1111/ecog.02881

Rocha, K. M. R. (2009). *Biologia reprodutiva da palmeira licuri (Syagrus coronata (Mart.) Becc.) (Arecaceae) na ecorregião do raso da Catarina, Bahia*. Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Rosa, L., Castellani, T. T., & Reis, A. (1998). Biologia reprodutiva de Butia capitata (Martius) Beccari var. odorata (Palmae) na restinga do município de Laguna, SC.

Revista Brasileira de Botânica, *21*(3). https://doi.org/10.1590/s0100-84041998000300007

Salcedo-Sanz, S., Rojo-Álvarez, J. L., Martínez-Ramón, M., & Camps-Valls, G. (2014). Support vector machines in engineering: An overview. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Data Mining and Knowledge Discovery*, *4*, 234–267. https://doi.org/10.1002/widm.1125

Sales, L. P., Ribeiro, B. R., Hayward, M. W., Paglia, A., Passamani, M., & Loyola, R. (2017). Niche conservatism and the invasive potential of the wild boar. *Journal of Animal Ecology*, *86*(5), 1214–1223. https://doi.org/10.1111/1365-2656.12721

Sampaio, M. B. (2006). *Ecologia populacional da palmeira Genoma schottiana Mart. em mata de galeria do Brasil Central*. Universidade de Brasília.

Santos, N. N. dos. (2017). *Estudo da Dispersão do Butia catarinensis Noblick & Lorenzi no Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, Palhoça-SC* (Universidade Federal de Santa Catarina). Retrieved from http://hdl.handle.net/10183/150615

Sávio Pimentel, D., & Tabarelli, M. (2004). Seed Dispersal of the Palm Attalea oleifera in a Remnant of the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, *36*(1), 74–84. https://doi.org/10.1646/02095

Scariot, A. (1998). Seed Dispersal and Predation of the Palm Acrocomia aculeata. *Principes*, *42*(1), 5–8.

Scariot, A. O., Lleras, E., & Hay, J. D. (1991). Reproductive biology of the palm Acrocomia aculeata in Central Brazil. *Biotropica*, *23*(1), 12–22.

Schoener, T. W. (1968). The Anolis Lizards of Bimini: Resource Partitioning in a Complex Fauna. *Ecology*, *49*(4), 704–726.

Setterfield, S. A., Rossiter-Rachor, N. A., Hutley, L. B., Douglas, M. M., & Williams, R. J. (2010). Turning up the heat: The impacts of Andropogon gayanus (gamba grass) invasion on fire behaviour in northern Australian savannas. *Diversity and Distributions*, *16*(5), 854–861. https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00688.x

Sheppard, C. S. (2013). Potential spread of recently naturalised plants in New Zealand under climate change. *Climatic Change*, *117*(4), 919–931. https://doi.org/10.1007/s10584-012-0605-3

Sheppard, C. S., & Burns, B. R. (2014). Effects of interspecific alien versus intraspecific native competition on growth of native woody plants. *Plant Ecology*, *215*, 1527–1538. https://doi.org/10.1007/s11258-014-0411-2

Sheppard, C. S., Burns, B. R., & Stanley, M. C. (2014). Predicting plant invasions under climate change: Are species distribution models validated by field trials? *Global Change Biology*, *20*, 2800–2814. https://doi.org/10.1111/gcb.12531

Sheppard, C. S., Burns, B. R., & Stanley, M. C. (2016). Future-proofing weed management for the effects of climate change: Is new zealand underestimating the risk of increased plant invasions? *New Zealand Journal of Ecology*, *40*(3). https://doi.org/10.20417/nzjecol.40.45

Silva, R. B., Silva-Júnior, E. V., Rodrigues, L. C., Andrade, L. H. C., Da Silva, S. I., Harand, W., & Oliveira, A. F. M. (2015). A comparative study of nutritional composition and potential use of some underutilized tropical fruits of Arecaceae. *Anais Da Academia Brasileira de Ciencias*, *87*(3), 1701–1709. https://doi.org/10.1590/0001-3765201520140166

Slowikowski, K. (2019). *ggrepel: Automatically Position Non-Overlapping Text Labels with 'ggplot2*. Retrieved from https://cran.r-project.org/package=ggrepel

Snow, D. W. (1981). Tropical Frugivorous Birds and Their Food Plants : A World Survey. *Biotropica*, *13*(1), 1–14.

Soberón, J. (2007). Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, *10*, 1115–1123. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01107.x

Soberón, J., & Nakamura, M. (2009). Niches and distributional areas: Concepts, methods, and assumptions. *PNAS*, *106*(suppl. 2), 19644–19650. https://doi.org/10.1073/pnas.0901637106

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

Soberón, J., & Peterson, A. T. (2019). What is the shape of the fundamental Grinnellian niche? *Theoretical Ecology*. https://doi.org/10.1007/s12080-019-0432-5

South, A. (2017). *rnaturalearth: World Map Data from Natural Earth*. Retrieved from https://cran.r-project.org/package=rnaturalearth

Souza, V. C., Toledo, C. P., Sampaio, D., Bígio, N. C., Colleta, G. D., Ivanauskas, N. M., & Flores, T. B. (2019). *Guia das plantas da Mata Atlântica: Floresta Estacional*. Piracicaba: Liana Produções Editorais.

Srivastava, V., Lafond, V., & Griess, V. C. (2019). Species distribution models (SDM): Applications, benefits and challenges in invasive species management. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, *14*. https://doi.org/10.1079/PAVSNNR201914020

Team, R. C. (2019). *R: A Language and Environment for Statistical Computing*. Retrieved from https://www.r-project.org/

Teich, V., Arinelli, R., & Fahham, L. (2017). Aedes aegypti e sociedade: o impacto econômico das arboviroses no Brasil. *Jornal Brasileiro de Economia Da Saúde*, *9*(3), 267–276. https://doi.org/10.21115/jbes.v9.n3.p267-76

Vall-llosera, M., Llimona, F., de Cáceres, M., Sales, S., & Sol, D. (2016). Competition, niche opportunities and the successful invasion of natural habitats. *Biological Invasions*, *18*, 3535–3546. https://doi.org/10.1007/s10530-016-1246-7

van Kleunen, M., Weber, E., & Fischer, M. (2010). A meta-analysis of trait differences between invasive and non-invasive plant species. *Ecology Letters*, *13*, 235–245. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01418.x

Varela, S., Anderson, R. P., García-Valdés, R., & Fernández-González, F. (2014). Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. *Ecography*, *37*(11), 1084–1091.

https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00441.x

Velazco, S.J.E., Svenning, J. C., Ribeiro, B., & Lauretto, L. (n.d.). On opportunities and threats to conserve the phylogenetic diversity of Neotropical palms (in prep.). *Diversity and Distributions*.

Velazco, Santiago José Elías, Galvão, F., Villalobos, F., & De Marco, P. (2017). Using worldwide edaphic data to model plant species niches: An assessment at a continental extent. *PLoS ONE*, *12*(10), 1–24. https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186025

Velazco, Santiago José Elías, Villalobos, F., Galvão, F., & De Marco Júnior, P. (2019). A dark scenario for Cerrado plant species: Effects of future climate, land use and protected areas ineffectiveness. *Diversity and Distributions*, *25*(4), 660–673. https://doi.org/10.1111/ddi.12886

Voeks, R. A. (2002). Reproductive ecology of the piassava palm (Attalea funifera) of Bahia, Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, *18*, 121–136. https://doi.org/10.1017/S0266467402002079

Von Holle, B., & Simberloff, D. (2005). Ecological resistance to biological invasion overwhelmed by propagule pressure. *Ecology*, *86*(12), 3212–3218. https://doi.org/10.1890/05-0427

Wickham, H. (2011). The Split-Apply-Combine Strategy for Data Analysis. *Journal of Statistical Software*, *40*(1), 1–29. Retrieved from http://www.jstatsoft.org/v40/i01/

Wickham, H. (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Retrieved from https://ggplot2.tidyverse.org

Wickham, H., François, R., Henry, L., & Müller, K. (2019). *dplyr: A Grammar of Data Manipulation*. Retrieved from https://cran.r-project.org/package=dplyr

Wickham, H., Hester, J., & Chang, W. (2019). *devtools: Tools to Make Developing R Packages Easier*. Retrieved from https://cran.r-project.org/package=devtools

Wickham, H., Hester, J., & Francois, R. (2018). *readr: Read Rectangular Text Data*.

Retrieved from https://cran.r-project.org/package=readr

Williamson, M. (1996). *Biological Invasions*. Chapman & Hall.

Zizka, A., Silvestro, D., Andermann, T., Azevedo, J., Duarte Ritter, C., Edler, D., … Antonelli, A. (2019). CoordinateCleaner: Standardized cleaning of occurrence records from biological collection databases. *Methods in Ecology and Evolution*, *10*(5), 744–751. https://doi.org/10.1111/2041-210X.13152

Zona, S., & Henderson, A. (1989). A review of animal mediated seed dispersal of palms. *Marie Selby Botanical Gardens Inc.*, *11*, 6–21.

7. ANEXOS

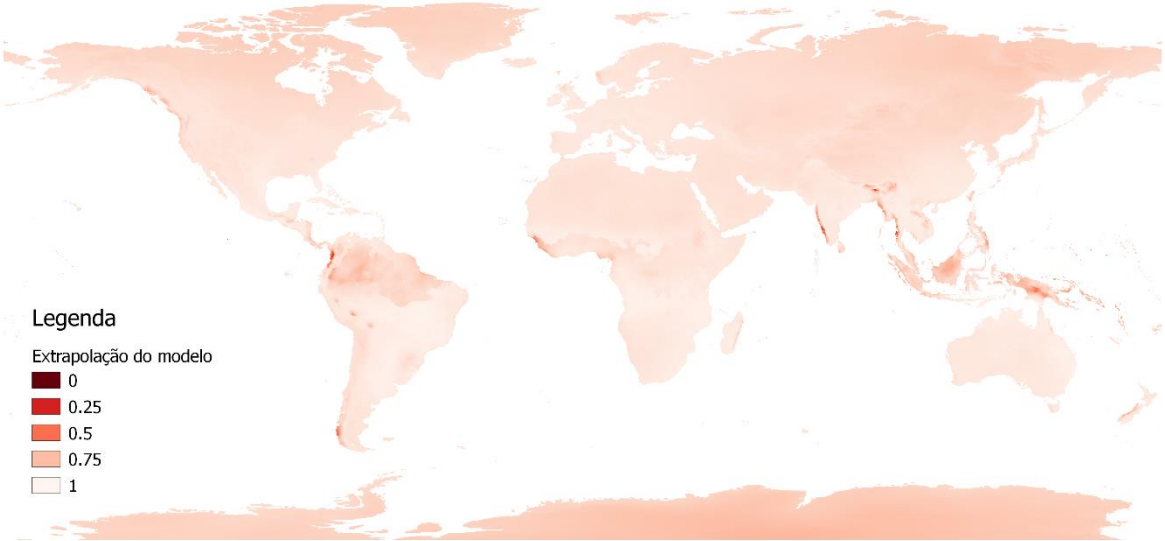
Anexo 1. Variáveis climáticas retiradas do WorldClim e usadas para a modelagem de nicho ecológico de *Archontophoenix cunninghamiana*.

Variável	Unidade
Temperatura média anual (BIO1)	°C
Faixa diurna média (BIO2)	°C
Isotermalidade (BIO3)	°C
Sazonalidade de temperatura (BIO4)	%
Máxima temperatura do mês mais quente (BIO5)	°C
Mínima temperatura do mês mais frio (BIO6)	°C
Faixa anual de temperatura (BIO7)	°C
Temperatura média do trimestre mais úmido (BIO8)	°C
Temperatura média do trimestre mais seco (BIO9)	°C
Temperatura média do trimestre mais quente (BIO10)	°C
Temperatura média do trimestre mais frio (BIO11)	°C
Precipitação anual (BIO12)	mm
Precipitação da semana mais úmida (BIO13)	mm
Precipitação da semana mais seca (BIO14)	mm
Sazonalidade da precipitação (BIO15)	-
Precipitação do trimestre mais úmido (BIO16)	mm
Precipitação do trimestre mais seco (BIO17)	mm
Precipitação do trimestre mais quente (BIO18)	mm
Precipitação do trimestre mais frio (BIO19)	mm

Anexo 2. Autovalores e proporção da variância total explicada por cada eixo derivado da Análise de Componentes Principais (PCA) de dados climáticos de resolução de 10 arco-minutos em uma escala global, a fim de reduzir a multicolinearidade das variáveis. Foram usados os componentes principais derivados (PCs) que explicam 95% da variância total como novas variáveis preditivas dos modelos.

Eixo	Variância explicada por cada PC	Variância explicada cumulativa (%)
PC1	0,57	56,94
PC2	0,18	74,83
PC3	0,11	85,38
PC4	0,06	91,17
PC5	0,03	94,53
PC6	0,02	96,95
PC7	0,01	98,36
PC8	0,01	99,01
PC9	0,01	99,51

PC10	0	99,80
PC11	0	99,88
PC12	0	99,94
PC13	0	99,97
PC14	0	99,98
PC15	0	100
PC16	0	100
PC17	0	100
PC18	0	100
PC19	0	100



Anexo 3. Mapa de extrapolação da modelagem de nicho ecológico de *Archontophoenix cunninghamiana* baseado na análise de Paridade Orientada pela Mobilidade (MOP). Valores mais próximos de 0 mostram uma maior extrapolação do modelo.

Anexo 4. Espécies de palmeiras nativas da Mata Atlântica e seu número correspondente na análise de proximidade funcional e de nicho climático com *Archontophoenix cunninghamiana*.

Espécie	Número
Acrocomia aculeata	1
Acrocomia hassleri	2
Acrocomia intumescens	3
Acrocomia totai	4
Allagoptera arenaria	5

Allagoptera brevicalyx	6
Allagoptera campestris	7
Allagoptera caudescens	8
Allagoptera leucocalyx	9
Astrocaryum aculeatissimum	10
Attalea burretiana	11
Attalea compta	12
Attalea dubia	13
Attalea exigua	14
Attalea funifera	15
Attalea geraensis	16
Attalea humilis	17
Attalea oleifera	18
Attalea phalerata	19
Attalea pindobassu	20
Bactris acanthocarpa	21
Bactris bahiensis	22
Bactris caryotifolia	23
Bactris ferruginea	24
Bactris glassmanii	25
Bactris glaucescens	26
Bactris hatschbachii	27
Bactris hirta	28
Bactris horridispatha	29
Bactris pickelii	30
Bactris setosa	31
Bactris soeiroana	32
Bactris timbuiensis	33
Bactris vulgaris	34
Butia capitata	35
Butia catarinensis	36
Butia exospadix	37
Butia paraguayensis	38
Desmoncus orthacanthos	39
Desmoncus polyacanthos	40
Geonoma elegans	41
Geonoma pauciflora	42
Geonoma pohliana	43
Geonoma schottiana	44
Syagrus hoehnei	45
Syagrus insignis	46
Syagrus weddelliana	47
Syagrus botryophora	48
Syagrus campylospatha	49

Syagrus cearensis	50
Syagrus comosa	51
Syagrus coronata	52
Syagrus flexuosa	53
Syagrus graminifolia	54
Syagrus harleyi	55
Syagrus macrocarpa	56
Syagrus oleracea	57
Syagrus petraea	58
Syagrus picrophylla	59
Syagrus pseudococos	60
Syagrus romanzoffiana	61
Syagrus schizophylla	62
Syagrus vagans	63
Euterpe edulis	64

Anexo 5. Atributos funcionais das palmeiras nativas da Mata Atlântica e os tipos das variáveis utilizadas na análise de proximidade funcional da *Archontophoenix cunninghamiana*. "Média do mínimo tamanho do fruto" se refere à média do menor valor de comprimento do fruto.

Características	Tipo de variável
Trepadeira	Binária
Acaulescente	Binária
Ereto	Binária
Caule com espinhos	Binária
Folhas com espinhos	Binária
Máxima altura do caule	Numérica
Máximo diâmetro do caule	Numérica
Máximo comprimento da lâmina foliar	Numérica
Média do mínimo tamanho do fruto	Numérica
Conspicuidade	Categórica

Anexo 6. Documento referente a Bioética e/ou Biossegurança.

Declaração

As cópias de artigos de minha autoria ou de minha co-autoria, já publicados ou submetidos para publicação em revistas científicas ou anais de congressos sujeitos a arbitragem, que constam da minha Dissertação/Tese de Mestrado/Doutorado, intitulada **Distribuição potencial de invasão e similaridade funcional e de nicho climático de Archontophoenix cunninghamiana H. Wendl & Drude (Arecaceae) em escala global e na Mata Atlântica**, não infringem os dispositivos da Lei n.° 9.610/98, nem o direito autoral de qualquer editora.

Campinas, 18 de setembro de 2020

Assinatura : Jasmim Felipe de Oliveira
Nome do(a) autor(a): **Jasmim Felipe de Oliveira**
RG n.° 6088887

Assinatura :
Nome do(a) orientador(a): **Wesley Rodrigues Silva**
RG n.° 7690326

Anexo 7. Declaração de que a dissertação ou tese não infringe os dispositivos da lei nº 9610/98, nem o direito autoral de qualquer editora.

COORDENADORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
Universidade Estadual de Campinas
Caixa Postal 6109. 13083-970, Campinas, SP, Brasil
Fone (19) 3521-6378. email: cpgib@unicamp.br

UNICAMP

IB

DECLARAÇÃO

Em observância ao **§5º do Artigo 1º da Informação CCPG-UNICAMP/001/15**, referente a Bioética e Biossegurança, declaro que o conteúdo de minha Dissertação de Mestrado, intitulada "***Distribuição potencial de invasão e similaridade funcional e de nicho climático de Archontophoenix cunninghamiana H. Wendl & Drude (Arecaceae) em escala global e na Mata Atlântica***", desenvolvida no Programa de Pós-Graduação em Ecologia do Instituto de Biologia da Unicamp, não versa sobre pesquisa envolvendo seres humanos, animais ou temas afetos a Biossegurança.

Assinatura: Jasmim Felipe de Oliveira
Nome do(a) aluno(a): Jasmim Felipe de Oliveira

Assinatura: _____
Nome do(a) orientador(a): Wesley Rodrigues Silva

Data: 18/09/2020