

UNIVERSIDADE FEDERAL DE PELOTAS
Instituto de Biologia
Curso de Ciências Biológicas (Bacharelado)



Trabalho de Conclusão de Curso

Distribuição potencial de *Habenaria dutrae* Schltr. (Orchidaceae), uma espécie endêmica do Rio Grande do Sul

Artur Ramos Molina

Pelotas, 2018

Artur Ramos Molina

Distribuição potencial de *Habenaria dutrae* Schltr. (Orchidaceae), uma espécie endêmica do Rio Grande do Sul

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Biologia da Universidade Federal de Pelotas, como requisito parcial à obtenção do título Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: Ernestino Gomes de Souza Guarino

Coorientadora: Caroline Scherer

Pelotas, 2018

Universidade Federal de Pelotas / Sistema de Bibliotecas Catalogação na
Publicação

M722d Molina, Artur Ramos

Distribuição potencial de *Habenaria dutrae* Schltr.
(Orchidaceae), uma espécie endêmica do Rio Grande do
Sul. / Artur Ramos Molina ; Ernestino Gomes de Souza
Guarino, orientador. — Pelotas, 2018.

34 f. : il.

Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em
Ciências Biológicas) — Instituto de Biologia, Universidade
Federal de Pelotas, 2018.

1. Biologia da conservação. 2. Biodiversidade. 3.
Modelagem de distribuição potencial. I. Guarino, Ernestino
Gomes de Souza, orient. II. Título.

CDD : 584.15

Artur Ramos Molina

Distribuição potencial de *Habenaria dutrae* Schltr. (Orchidaceae), uma espécie endêmica do Rio Grande do Sul.

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado, como requisito parcial, para obtenção do grau de Bacharel em Ciências Biológicas, Instituto de Biologia, Universidade Federal de Pelotas.

Data da Defesa: 21/11/2018

Banca examinadora:

.....
Dr. Ernestino Gomes de Souza Guarino (Orientador).
Doutor em Botânica pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

.....
Prof. Dr. Rafael Antunes Dias.
Doutor em Ecologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

.....
Prof.Dr. Marco Silva Gottschalk.
Doutor em Biologia Animal pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Agradecimentos

Agradeço primeiramente aos meus pais por todos ensinamentos dados a mim e por me proporcionar essa caminhada, sempre me dando apoio e carinho. Agradeço ao meu irmão pela parceria e irmandade de sempre. À Ana, por ser minha fiel e grande amiga, estando ao meu lado sempre que precisei. Obrigado também à minha mãedrastra Sá por me abrigar quase todo o tempo que estive em Pelotas.

Agradeço ao meu amigo e orientador Ernesto por todo aprendizado e crescimento durante o período de convívio, e por toda atenção dada para construção desse trabalho. Junto ao Ernesto, agradeço também ao amigo Gustavo, por me incentivarem e por toda ajuda durante o processo de produção. Agradeço a Carol por aceitar ser coorientadora e também por me fazer gostar da botânica no início do curso. Muito obrigado ao Henrique por todo o auxílio e parceria no desenvolver do trabalho. Aos professores membros da banca, Marco e Rafael, um agradecimento especial por estarem presente também nessa etapa da graduação, obrigado por todas as contribuições para o trabalho.

Muito obrigado a todos amigos que fizeram parte dessa trajetória. Um obrigado especial ao Antonio, Antonio, Thales e Vinicius, amigos que fiz na faculdade e que vou levar pra vida toda, valeu por toda força, parceria e bons momentos, com certeza foi mais fácil com o apoio de vocês. Muito obrigado também aos meus amigos de Bagé que sempre estiveram e estarão comigo. Agradeço ao pessoal da Embrapa pelos conhecimentos partilhados e pelo apoio dado durante o período em que estive lá, principalmente no período do TCC. Obrigado a todos professores pelos ensinamentos dentro do curso, e em especial aqueles com que pude conviver e aprender também fora das salas de aula. Enfim, obrigado a todos que participaram de alguma maneira para a produção desse trabalho.

Resumo

MOLINA, Artur. **Distribuição de *Habenaria dutrae* Schltr. (Orchidaceae), uma espécie endêmica do Rio Grande do Sul.** 2018. 35f. Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação em Ciências Biológicas - Bacharelado. Instituto de Biologia, Universidade Federal de Pelotas, Pelotas, 2018.

O Brasil é o país com a maior biodiversidade, porém a perda de espécies vem aumentando devido às ações antrópicas. A família Orchidaceae, sofre com a destruição e conversão de seus habitats por ações humanas. *Habenaria dutrae* é uma espécie de orquídea terrícola, rara, endêmica e ameaçada de extinção do Rio Grande do Sul. A modelagem de distribuição potencial é um método que vem sendo utilizado para auxiliar na conservação de espécies raras e ameaçadas de extinção, tendo o presente trabalho como objetivo, estimar a distribuição potencial da espécie correlacionando os dados de presença com variáveis ambientais. O estudo foi baseado para o Rio Grande do Sul, devido ao endemismo da espécie para o estado. As informações de ocorrência da espécie foram retiradas de coleções científicas e da literatura, e as variáveis ambientais de base de dados Worldclim e Ambdata. Para escolha das variáveis ambientais ideais foi feita análise de correlação e utilizado o método de *jackknife*. Para a confecção dos modelos o algoritmo Maxent foi o escolhido, pois utiliza apenas dados de presença e apresenta bons resultados com poucos pontos de ocorrência. Com intuito de avaliar a diferença da distribuição potencial entre as ocorrências anteriores e posteriores à 2018, e também contextualizar o problema de déficit Wallaceano, foram gerados dois modelos potenciais, um com as coletas anteriores a 2018 e o outro com todos os pontos de ocorrência conhecidos. A capacidade de classificação dos modelos foi avaliada através do índice de AUC. A área de ocorrência potencial da espécie foi estimada transformando os dados de probabilidade de ocorrência da espécie em modelos binários, utilizando o método baseado na maximização da soma de sensibilidade e especificidade. Com o modelo binário e *shapes* das Unidades de Conservação (UC) do Rio Grande do Sul foi feita a avaliação da área potencial total em UCs. As variáveis ambientais mais representativas foram: temperatura média anual e amplitude diária média de temperatura. Os valores de AUC apresentaram ótimo resultado para os dois modelos. Para o modelo estimado com as coletas anteriores a 2018, a variável temperatura média anual apresentou maior contribuição. Já para o modelo com coletas de 2018, a amplitude diária média de temperatura obteve maior contribuição. Os valores ideais das variáveis foram semelhantes para os dois modelos. A extensão da ocorrência potencial para o modelo anterior as coletas de 2018 foi de 21.158,66 km² e com todos pontos conhecidos foi de 36.964,27 km². Apenas 5,87% da área de potencial de ocorrência está situada dentro dos limites de UCs. Modelos com um número maior de amostras tendem a apresentar uma confiança maior. O caso de *Habenaria dutrae* se aplica ao Déficit Wallaceano, priorizando a busca da espécie e planos de conservação para o litoral do estado devido os altos valores de adequabilidade ambiental. O método de modelagem de distribuição potencial é uma ferramenta importante e eficaz para auxiliar em planos de conservação ou em busca de espécies em trabalhos de campo.

Palavras-chave: biologia da conservação; biodiversidade; modelagem de distribuição potencial.

Abstract

MOLINA, Artur. **Distribution of *Habenaria dutrae* Schltr. (Orchidaceae), an endemic species of Rio Grande do Sul.** 2018. 35f. Graduation Course Conclusion Work in Biological Sciences. Institute of Biology, Federal University of Pelotas, Pelotas, 2018.

Brazil is the country with the highest biodiversity, but the loss of species is increasing due to the anthropic actions. The Orchidaceae family suffers from the destruction and conversion of their habitats by human actions. *Habenaria dutrae* is a species of terrestrial orchid, rare, endemic and threatened with extinction in Rio Grande do Sul. Potential distribution modeling is a method that has been used to assist in the conservation of rare and endangered species, as an objective, to estimate the potential distribution of the species by correlating presence data with environmental variables. The study was based in Rio Grande do Sul, due to the endemism of the species to the state. The occurrence information of the species was taken from scientific collections and the literature, and the environmental variables of the Worldclim and Ambdata database. To select the ideal environmental variables, a correlation analysis was performed and the jackknife method was used. To make the models Maxent algorithm was chosen because it uses only presence data and presents good results with few points of occurrence. In order to evaluate the difference in the potential distribution between the occurrences before and after 2018, and also to contextualize the Wallacean shortfall problem, two potential models were generated, one with the collections prior to 2018 and the other with all known points of occurrence. The classification capacity of the models was assessed using the AUC index. The potential occurrence area of the species was estimated by transforming the species probability data into binary models using the method based on maximizing the sum of sensitivity and specificity. With the binary model and shapes of the Conservation Units (CU) of Rio Grande do Sul, the total potential area in PAs was evaluated. The most representative environmental variables were: annual mean temperature and average daily temperature range. AUC values presented an excellent result for both models. For the estimated model with the collections prior to 2018, the average annual temperature variable presented the highest contribution. As for the model with collections of 2018, the average daily amplitude of temperature obtained greater contribution. The ideal values of the variables were similar for both models. The extension of the potential occurrence for the previous model to the collections of 2018 was 21,158.66 km² and with all known points was 36,964.27 km². Only 5.87% of the potential area of occurrence is located within the limits of CUs. Models with a larger number of samples tend to have greater confidence. The case of *Habenaria dutrae* applies to the Wallacean shortfall, prioritizing the search of the species and conservation plans for the coast of the state due to the high values of environmental suitability. The potential distribution modeling method is an important and effective tool to assist in conservation plans or species search in field work.

Key words: conservation biology; biodiversity; potential distribution modeling

Lista de Figuras

Figura 1	Pontos de ocorrência conhecidos de <i>Habenaria dutrae</i>	21
Figura 2	Curvas de resposta das variáveis.....	22
Figura 3	Curvas de resposta por variáveis.....	23
Figura 4	Representações gráficas e modelos binários das áreas de potencial ocorrência de <i>H. dutrae</i>	24
Figura 5	Modelo binário de ocorrência potencial com Unidades de Conservação do RS.....	25

Lista de Tabelas

Tabela 1	Variáveis ambientais utilizadas para confecção dos modelos.....	20
Tabela 2	Contribuição das variáveis para o modelo anterior aos pontos de Gomes et al. (2018).....	21
Tabela 3	Contribuição das variáveis para o modelo posterior aos pontos de Gomes et al. (2018).....	22
Tabela 4	Lista de UCs onde há possível ocorrência de <i>H. dutrae</i> com percentual de ocupação potencial da espécie.....	26

Sumário

1	Introdução	11
1.1	Objetivo geral	12
1.2	Objetivos específicos	13
1.3	Hipóteses	13
2	Revisão da literatura	14
2.1	O gênero <i>Habenaria</i> Willd.	14
2.2	Déficit Wallaceano	15
2.3	O nicho ecológico e a modelagem de distribuição de espécies	16
3	Materiais e Métodos	17
4	Resultados	20
5	Discussão	27
6	Conclusões	30
	Referências	31

1. Introdução

O Brasil é o país com maior biodiversidade, possuindo a mais rica flora do planeta (CORADIN et al., 2011), abrangendo seis biomas com características distintas, sendo eles Amazônia, Cerrado, Caatinga, Pantanal, Mata Atlântica e o Pampa. Porém, a perda de espécies vem se agravando ao longo dos anos com a conversão de áreas naturais, pela expansão agropecuária, industrial e urbana, (MITTERMEIER, 2005; GIULIETTI et al., 2005), caracterizando a exploração humana como a principal preocupação dos conservacionistas. (TOWNSEND, 2009).

A família Orchidaceae Juss. (popularmente conhecidas como orquídeas) é caracterizada por ervas normalmente epífitas, rupícolas ou terrestres, com inúmeras espécies com alto potencial ornamental (SOUZA & LORENZI, 2012), tendo como principal ameaça de extinção a conversão de seus habitats naturais pelo homem para a agricultura, desenvolvimento urbano, pecuária e também a extração de indivíduos da natureza para comercialização (SWARTS, 2009). Com ampla distribuição no planeta, espécies dessa família apenas não ocorrem na Antártida e em regiões de desertos muito secos ou cobertas permanentemente por neve (ROMERO, 1996). Atualmente são registradas aproximadamente 27.800 espécies, caracterizando-se como a maior família de angiospermas (GIVNISH, 2016). Em território brasileiro, as orquídeas ficam atrás somente das leguminosas (Fabaceae Lindl.) em questão de diversidade, apresentando em torno de 2.472 espécies, figurando como a família de monocotiledônea mais diversa (GIULIETTI et al., 2005; BARROS et al., 2015). No Rio Grande do Sul, que compreende os biomas Mata Atlântica e Pampa, são descritas aproximadamente 364 espécies de orquídeas (FLORA DO BRASIL, 2018).

Habenaria dutrae Schltr. é uma espécie de orquídea endêmica e considerada rara do Rio Grande do Sul, e encontra-se na categoria de criticamente ameaçada de

extinção no estado (RIO GRANDE DO SUL, 2014), não constando no Livro Vermelho da Flora Ameaçada do Brasil (MARTINELLI & MORAES, 2013) e na Lista Vermelha da International Union for Conservation of Nature (IUCN, 2017). Ligada à preocupação com a perda da biodiversidade, especialmente com espécies ameaçadas como *H. dutrae*, a biologia da conservação estuda as causas e as ações necessárias para evitar a extinção de espécies (FRANCO, 2013). Dentro dos problemas enfrentados pelos conservacionistas estão dois déficits de informações: i) déficit Linneano caracterizado pela falta de conhecimento de quantas espécies existem (WILSON et al., 2009) e o ii) déficit Wallaceano: se refere a falta de informações sobre a distribuição global, regional ou até mesmo local de espécies, termo esse rotulado por Lomolino em 2004 (WHITTAKER et al., 2005). O déficit Wallaceano pode ser considerado então, o maior desafio nos estudos de conservação da biodiversidade (LOMOLINO & HEANEY, 2004).

A modelagem de distribuição potencial, também chamada de modelagem de nicho ecológico, modelagem de distribuição geográfica, modelagem preditiva de distribuição de espécies é um método que vem sendo amplamente utilizado para diversos objetivos, como reintrodução de espécies, avaliação do potencial invasivo de espécies exóticas, em estudos de possíveis rotas de disseminação de doenças infecciosas, em análises biogeográficas, e também em assuntos diretamente relacionados à conservação de espécies, desde a relação com impactos ambientais, a locais prioritários de conservação podendo então ser aplicado à conservação de espécies raras ou ameaçadas (GIANNINI et al., 2012). Esse método consiste na utilização dos dados de ocorrência de espécies com variáveis ambientais, representando as condições necessitadas para que haja a ocorrência de determinada espécie (ANDERSON et al., 2003). Com isso, o trabalho se justifica pela necessidade de conhecer os locais de possível ocorrência de *H. dutrae*, para que haja um conhecimento maior sobre a espécie, facilitando a conservação destes locais e, conseqüentemente, evitar a extinção de mais uma espécie.

1.1 Objetivo Geral

Estimar a distribuição potencial de *Habenaria dutrae*, correlacionando dados de ocorrência da espécie com variáveis ambientais.

1.2 Objetivos Específicos

- Comparar os modelos de distribuição potenciais de *H. dutrae*, anterior aos pontos de ocorrência descritos em 2018 e com todos os pontos de ocorrência conhecidos;
- Quantificar a área total de possíveis ocorrências da espécie localizadas em diferentes Unidades de Conservação.

1.3 Hipótese

Devido à dificuldade de coleta e observação da espécie por causa de sua morfologia, coloração e hábito geófito, acredita-se que *H. dutrae* não é uma espécie tão rara, possuindo uma distribuição mais ampla dentro do estado, existindo então um problema envolvido na falta do conhecimento real da distribuição da espécie (déficit Wallaceano).

2. Revisão da Literatura

2.1 O gênero *Habenaria* Willd.

Habenaria Willd. é um gênero pertencente a subfamília Orchidoideae, com distribuição geográfica em regiões tropicais, subtropicais e temperadas, tendo como principais centros de diversidade o sul e centro da África, o leste da Ásia e o Brasil, atingindo aproximadamente 880 espécies no mundo todo (HOEHNE, 1940; PABST & DUNGS, 1975; GOVAERTS et al., 2013). Com cerca de 170 espécies, sendo 105 endêmicas, o gênero *Habenaria* é o segundo gênero mais diverso de orquídeas no Brasil, ocorrendo com maior frequência nas vegetações do Cerrado e campos rupestres das regiões do centro-oeste e sudeste do país, porém, difundido por todo território brasileiro (BATISTA et al., 2011). De acordo com Souza & Lorenzi (2012), diversas espécies de *Habenaria* são comuns nos campos úmidos, apresentando geralmente flores pouco vistosas.

Este gênero se caracteriza por plantas terrícolas, com hábito geófito, ou seja, os indivíduos são decíduos, secando a parte aérea e ficando dormentes nas épocas secas, tendo seu ciclo de crescimento associado a épocas chuvosas (BATISTA et al., 2012).

Habenaria dutrae é uma espécie herbácea, semi-aquática com hábito geófito. Apresenta densas inflorescências, sendo suas pétalas, sépalas e labelo esverdeados. Possui frutos deiscentes que se abrem quando a planta está completamente seca. Essa espécie é morfologicamente semelhante a *H. ekmaniana* Kraenzl. e segundo Pedron et al. (2014), a diferença entre elas é que em *H. dutrae* os lóbulos laterais do labelo são lineares e maiores que o lóbulo mediano, e o lóbulo anterior das pétalas é mais longo que o posterior, já em *H. ekmaniana*, os lóbulos das pétalas e do labelo

apresentam tamanhos semelhantes, sendo o lóbulo do labelo com forma oblanceolada.

Segundo Batista et al. (2012), quatro espécies têm ocorrência restrita ao Rio Grande do Sul: *Habenaria australis* J.A.N. Batista., A.A. Vale & Menini, *H. crassipes* Schltr, *H. sobralina* J.A.N. Batista., A.A. Vale & Menini e *H. dutrae*. Rocha & Weachter (2006) consideram *H. dutrae* rara, e associam sua ocorrência ao interior de florestas paludosas. Pedron et al. (2014) afirmam que a espécie é restrita ao leste do estado, sendo encontrada em campos úmidos de planícies de terras baixas, tendo sido registrada em apenas cinco localidades. Os mesmos autores relataram duas populações descobertas após 51 anos da última coleta e categorizaram a espécie como Em Perigo (EN: criteria B1ab(iii) + 2ab(iii); D), segundo os critérios da IUCN.

Recentemente, Gomes et al. (2018) descrevem quatro novos pontos de ocorrência para *H. dutrae*, sendo três no município de Pelotas e um no município de Pareci Novo, estendendo a distribuição geográfica significativamente ao sul do Rio Grande do Sul e evidenciando uma lacuna no conhecimento da distribuição real da espécie. Com os novos pontos, os autores aumentam a extensão de ocorrência da espécie e reavaliam o status de conservação, continuando a mesma classificação, porém com novos critérios (EN: criteria B2ab(iii); D).

2.2 Déficit Wallaceano

Segundo Kozlowski (2008), o déficit Wallaceano é o que se tem de mais dificultoso para comunidade científica, mesmo com os avanços na área da computação, pois há uma falta de suporte de pesquisas de campo e inventários de coleção, afirmando que em muitos países esse tipo de pesquisa não entra na estratégia das universidades.

Graham et al. (2004) relatam uma promessa rica para resultados de pesquisas em conservação quando baseado em dados de coleções naturais, e que esses dados devem ser utilizados para pesquisas em assuntos relacionados a biogeografia, ecologia e evolução, resultando em um melhor entendimento da distribuição da biodiversidade e também de como conservá-la ante as mudanças ambientais causadas pelo homem. Frente a isso, programas como o GBIF (Global Biodiversity

Information Facility) fornecem acesso gratuito a dados biológicos digitalizados de diferentes fontes, como museus e herbários por exemplo, realizando um papel importante para diminuir a lacuna de conhecimento sobre a distribuição de espécies (BECK et al., 2013).

2.3 O nicho ecológico e a modelagem de distribuição potencial

Segundo De Marco & Siqueira (2009), o aumento do uso da modelagem se deve a dois fatores, o primeiro é uma maior disponibilidade de métodos estatísticos eficientes e técnicas computacionais que podem ser aplicados a casos com somente dados de presença retirados de museus e herbários, e também de levantamentos de fauna e flora. O segundo fator trata-se de uma grande quantidade de dados ambientais que permitem fazer predições para qualquer área terrestre do planeta.

Os padrões de distribuição dependem de três fatores principais, i) a capacidade de dispersão da espécie; ii) condições ambientais favoráveis ao estabelecimento, sobrevivência e reprodução da espécie (ambiente abiótico); e iii) o ambiente biótico, ou seja, as interações da espécie com outras, como competição, predação e patógenos, junto a disponibilidade e dinâmica dos recursos (SOBERÓN, 2007).

Hutchinson (1957) conceituou nicho ecológico como a soma de todos os fatores ambientais que atuam sobre o organismo, uma região de hiper-volume n-dimensional, sendo essa região a faixa de variação dos fatores na qual a espécie consegue sobreviver e reproduzir. Dentro de nicho ecológico pode-se distinguir dois conceitos, o nicho realizado e o fundamental, sendo este último definido por todas as características do ambiente excluindo a presença de outras espécies, então áreas que correspondem às condições do nicho fundamental da espécie constituem sua distribuição potencial (PHILLIPS et al., 2006)

Portanto, a modelagem de distribuição potencial descreve os locais onde as condições são adequadas para a sobrevivência de espécies, sendo de extrema importância para a conservação destas (PHILLIPS et al., 2004).

3. Materiais e Métodos

O estudo foi realizado utilizando o território do Rio Grande do Sul, devido as ocorrências conhecidas da espécie estarem restritas ao estado. Localizado no sul do Brasil, abrange uma área de 281.748,538 km² (CORADIN et al., 2011) ocupada por dois biomas, Pampa e Mata Atlântica, representados por oito regiões fitoecológicas: Floresta Ombrófila Mista, Floresta Ombrófila Densa, Floresta Estacional Semidecidual, Floresta Estacional Decidual, Savana Estépica, Estepe, Áreas de Formações Pioneiras e Áreas de Tensão Ecológica, onde predominam as regiões campestres (CORDEIRO, 2009). Segundo a classificação climática de Koeppen, o clima do estado é do tipo subtropical úmido, sendo a maior parte pertencente ao grupo Cfa, sempre úmido com verões quentes, e uma pequena área na região nordeste do grupo Cfb, sempre úmido com verões amenos (PESSOA, 2017).

Os pontos de ocorrência de *H. dutrae* foram obtidos a partir de coleções científicas: *Species Link* (<http://splink.cria.org.br/>), *Global Biodiversity Information Facility* (<https://www.gbif.org/>) e da literatura (PEDRON et al., 2014; GOMES et al., 2018). Já as variáveis ambientais foram retiradas da base de dados Worldclim (<http://www.worldclim.org/>), que dispõe 19 variáveis bioclimáticas, e também informações sobre a Distância vertical à drenagem mais próxima, retiradas do Ambdata (<http://www.dpi.inpe.br/Ambdata/>), todas em resolução de 4 km² devido ao tamanho da área de estudo. Para auxiliar na escolha das variáveis ambientais mais adequadas foi feito uma análise de correlação no programa *Arcgis* 10.2.2, excluindo aquelas que apresentavam índice de correlação maior que 0,7. Após a exclusão das variáveis correlacionadas, utilizou-se o método de *jackknife*, que consiste na geração de um modelo e a retirada de uma camada ambiental que pouco contribui (GIANNINI et al., 2012), deixando somente as mais representativas.

Para geração dos modelos foi utilizado o *software* Maxent 3. 4. 1 (PHILLIPS et al., 2018), pois este utiliza apenas dados de presença. O algoritmo é capaz de estimar a adequabilidade ambiental de uma espécie com base na máxima entropia, ou seja, uma distribuição mais próxima de uniforme, apresentando resultados robustos quando aplicados a espécies com poucos pontos de ocorrência (PHILLIPS et al., 2006; Wisz et al., 2008). Com intuito de avaliar a diferença da distribuição potencial entre as ocorrências anteriores e posteriores ao trabalho de Gomes et al. (2018), e também contextualizar o problema de déficit Wallaceano, foram gerados dois modelos potenciais, um com os pontos de ocorrência anteriores as observações de Gomes et al. (2018) e o outro com todos os pontos de ocorrência potencial.

O tipo de modelo selecionado foi o Cloglog, por ser o mais apropriado para estimar a probabilidade de presença, sendo utilizado pelo Maxent como padrão (PHILLIPS et al., 2017). O poder preditivo dos modelos foram avaliados pela técnica de validação cruzada, comumente utilizada, esta técnica divide os dados de presença em dados de treinamento (usados para ajustar o modelo) e dados de teste (usados para avaliar as previsões do modelo) (HIJMANS, 2012), realizando um total de cinco réplicas. Foram utilizados 5000 pontos de pseudo-ausência devido ao tamanho da área de estudo. No software foram selecionadas as opções de criação de curvas de resposta e as avaliações de importância de cada variável, para se obter um melhor entendimento sobre a influência das variáveis nos modelos finais. As demais configurações do Maxent permaneceram nos valores padrão.

A capacidade de classificação dos modelos foi avaliada calculando a média (\pm 1 desvio-padrão) da AUC/ROC. O AUC avalia a capacidade de discriminação entre presenças/ausências dos modelos ajustados, sendo em tese independente de limiar (threshold) (FIELDING & BELL, 1997). Seus valores variam entre 0 – 1, sendo que 0,5 indica que a capacidade de discriminação do modelo não difere de uma predição ao acaso e valores superiores a 0,5 indicam capacidade de discriminação do modelo superior do que uma predição ao acaso (FIELDING & BELL, 1997; FRANKLIN, 2010).

A área de ocorrência potencial da espécie foi estimada transformando os dados de probabilidade de ocorrência da espécie em cada pixel (0 – 100%) em dados binários (0/1). Para isso optamos por usar o método baseado na maximização da soma de sensibilidade e especificidade (LIU et al., 2013). A sensibilidade é a

proporção de presenças em reais preditas (FRANKLIN, 2010) e a especificidade é proporção de ausências reais corretamente preditas (FRANKLIN, 2010). Os modelos pré e pós os dados de Gomes et al. (2018), apresentaram um limiar significativo ($p \leq 0,05$). Com base nesses valores foram produzidos os mapas de potencial de ocorrência da espécie, que permitiram a realização dos cálculos de extensão da ocorrência potencial da espécie. As análises espaciais (extensão de ocorrência potencial) foram feitas usando o software QuantumGIS 3.2.3.

Para quantificar a área total de possíveis ocorrências de *H. dutrae* em Unidades de Conservação (UC), utilizou-se um *shape* das UCs do Rio Grande do Sul retirados do site da Secretaria do Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (<http://www.sema.rs.gov.br>) e do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (<http://www.icmbio.gov.br>). Com cruzamento das informações entre o modelo binário de distribuição potencial de *H. dutrae* e o *shape* das UCs do estado, criou-se um modelo mostrando as regiões de potencial de ocorrência abrangidos pelas UCs.

4. Resultados

Revisando os pontos de coleta depositados nos herbários e citados na literatura, o ponto supostamente coletado no município de Vacaria e citado por Pedron et al. (2014), foi excluído por não ter sido localizado o material botânico e nem mesmo o registro (*voucher*) deste no banco de dados do herbário ICN, onde estaria tombado. Os pontos muito próximos que se localizam no mesmo pixel foram considerados como um único ponto, essa seleção é feita pelo próprio software Maxent, visto que a opção de remoção de registros de presença duplicados foi selecionada nas configurações básicas do software. Com isso, restaram dez pontos de ocorrência da espécie, porém para a geração dos modelos os pontos de ocorrências do município de São Leopoldo e dois pontos de Pelotas se encontram muito próximos e são representados como um único ponto. A avaliação da correlação entre as variáveis e a exclusão das que menos contribuíam ao modelo, resultaram em duas variáveis que juntas tinham próximo a 90% de contribuição, tais variáveis estão representadas na tabela 1.

Tabela 1. Variáveis ambientais utilizadas para confecção dos modelos.

Camadas	Descrição
1	Temperatura média anual
2	Amplitude diária média (média mensal da Temp. máx – Temp. min)

Um mapa de distribuição pontual foi produzido para evidenciar a área de distribuição conhecida atualmente, utilizando os dez pontos de ocorrência conhecidos (Figura 1).

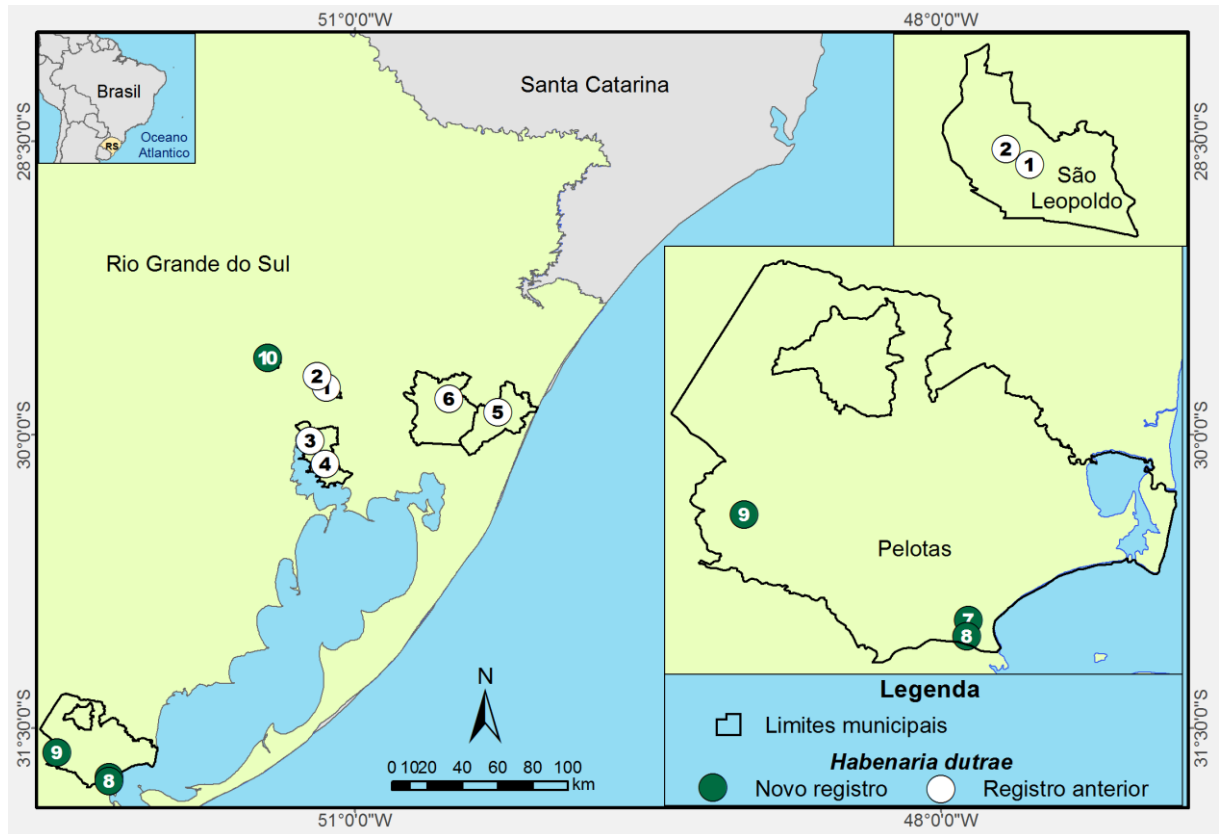


Figura 1. Pontos de coleta de *H. dutrae* no Rio Grande do Sul. Os pontos em branco nomeados como registros anteriores são os pontos registrados anteriormente à Gomes et al. (2018), e os pontos verdes chamados de novos registros, são os pontos descritos por Gomes et al. (2018).

Quando utilizados somente os seis pontos de ocorrência anteriores aos registrados por Gomes et al. (2018) para geração do modelo, e as variáveis ambientais mais representativas (1, 2), o valor de AUC foi de 0,94 (desvio-padrão = $\pm 0,79$), demonstrando um ótimo desempenho de predição. Em relação as variáveis, a temperatura média anual (variável 1) obteve uma contribuição maior para o modelo do que a amplitude diária média de temperatura (variável 2), como ilustra a tabela 2.

Tabela 2. Contribuição das variáveis para o modelo anterior aos pontos de Gomes et al. (2018).

Variável	Contribuição percentual
Temperatura média anual	54,8%
Amplitude diária média de temperatura	45,2%

Observando as curvas de resposta das variáveis é possível inferir que para a maior probabilidade de ocorrência os valores da temperatura média anual devem estar

entre 20° C e 22° C (Figura 2A) e os valores da amplitude diária média de temperatura devem variar de 6° C a 8° C (Figura 2B).

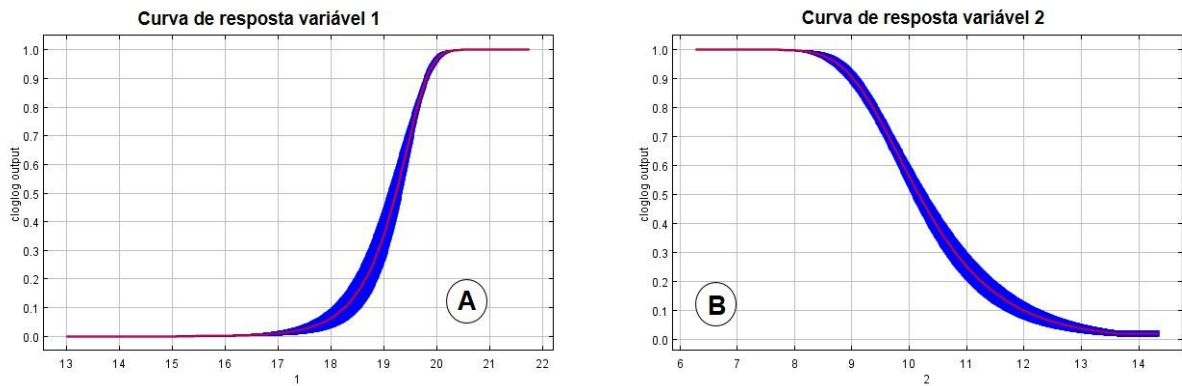


Figura 2. Curvas de resposta das variáveis, onde o eixo x representa a temperatura média (A) ou amplitude diária média de temperatura (B), e o eixo y o índice de adequabilidade ambiental. A) Curva de resposta da temperatura média anual; B) Curva de resposta da amplitude diária média de temperatura.

O modelo com todos os pontos de ocorrência obteve um valor de $AUC = 0,92$ ($\pm 0,03$). A variável “2” (Amplitude diária média de temperatura) foi a que mais contribuiu para o modelo com 64,6% (Tabela 3).

Tabela 3. Contribuição das variáveis para o modelo posterior aos pontos de Gomes et al. (2018).

Variável	Contribuição percentual
Amplitude diária média de temperatura	64,6%
Temperatura média anual	35,4%

Segundo as curvas de resposta das variáveis, a temperatura média anual que representa a maior probabilidade de ocorrência para *H. dutrae* estaria próximo de 21°C (Figura 3A), e a amplitude diária média de temperatura com variação de 6°C a 8°C (Figura 3B).

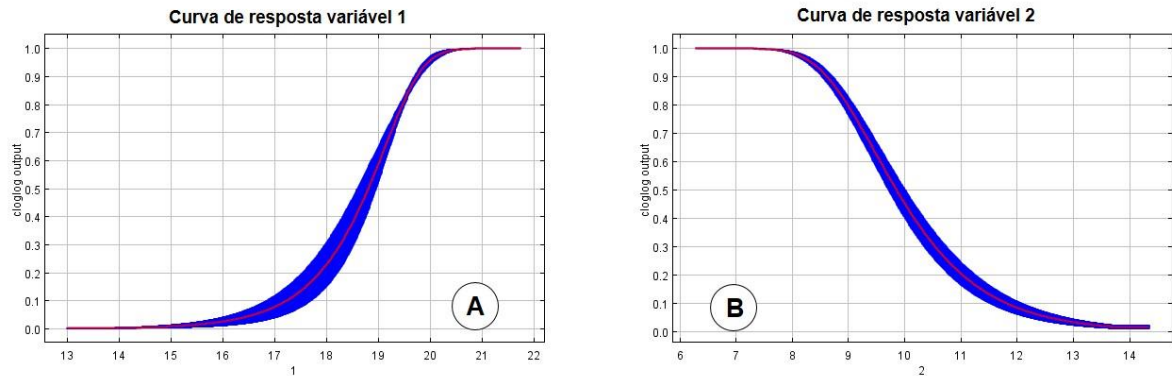


Figura 3. Curvas de resposta por variáveis, onde o eixo x representa a temperatura média (A) ou amplitude diária média de temperatura (B), e o eixo y o índice de adequabilidade ambiental. (A) Temperatura média anual; (B) Amplitude diária média de temperatura.

As representações gráficas geradas pelo Maxent estão ilustradas na figura 4 (A e B), onde a coloração vermelha representa uma maior adequabilidade ambiental da espécie e a coloração azul uma menor adequabilidade.

Através da geração dos modelos binários (Figura 4 C e D), foram calculadas a extensão da ocorrência potencial para o banco de dados construído com o conjunto de pontos antes do estudo de Gomes et al. (2018) e com o conjunto de pontos incluindo-o. A extensão da ocorrência potencial anterior as observações de Gomes et al. (2018) foi de 21.158,66 km², já quando utilizados todos os pontos de ocorrência conhecidos, a área de ocorrência potencial foi de 36.964,27 km². A área potencial aumentou pois o limiar utilizado para a geração dos modelos binários foi diferente para os dois casos. O limiar para o primeiro modelo (sem os novos pontos) foi de 0,75 e para o modelo com todos os pontos de ocorrência foi de 0,59.

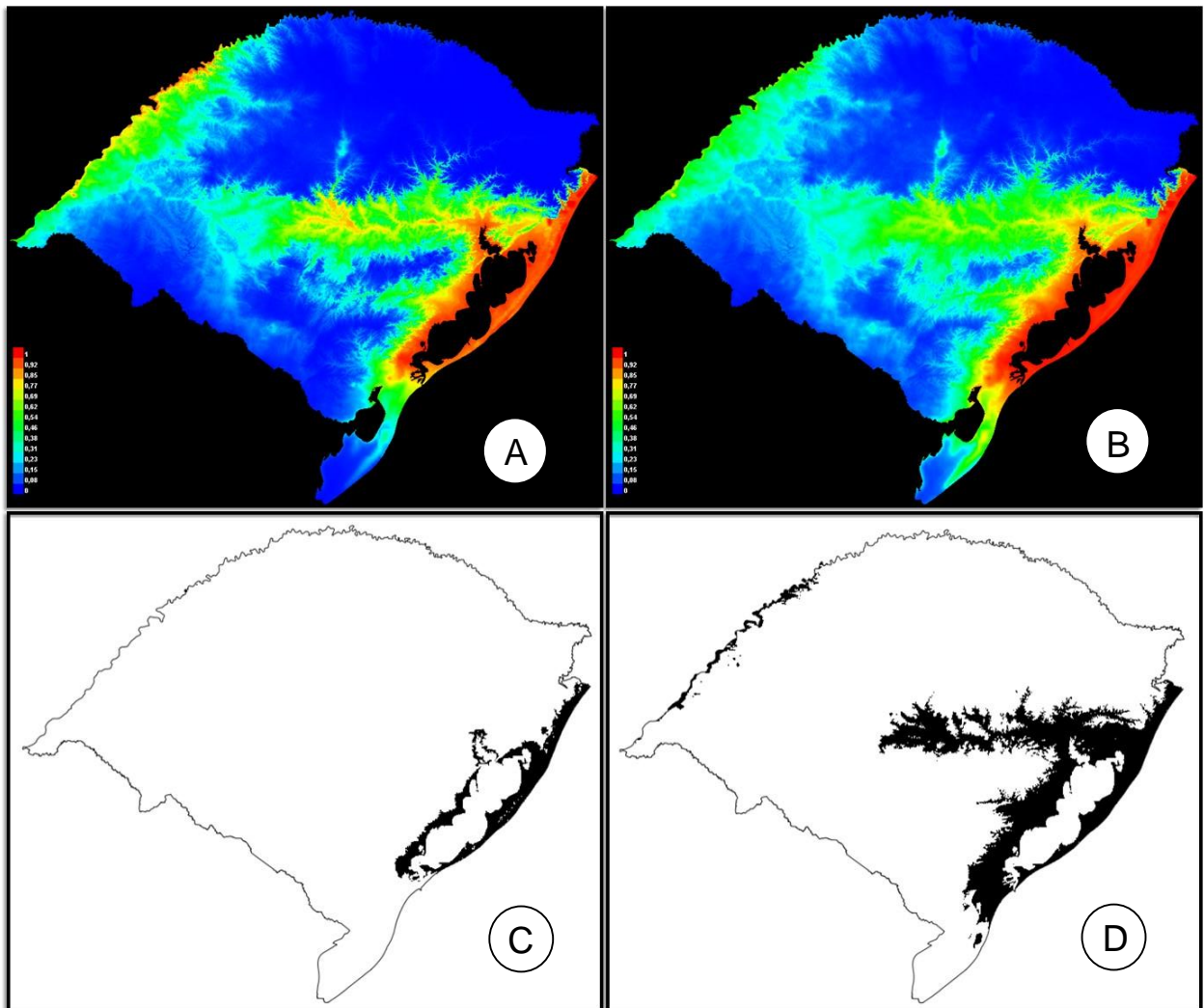


Figura 4. Áreas potenciais de *H. dutrae*. A) Representação gráfica anterior as novas coletas, onde as cores mais próximas do vermelho representam uma adequabilidade ambiental maior; B) Representação gráfica posterior as novas coletas, onde as cores mais próximas do vermelho representam uma adequabilidade ambiental maior; C) Modelo binário anterior as novas coletas, a coloração preta indica a área de ocorrência potencial da espécie; D) Modelo binário posterior as novas coletas a coloração preta indica a área de ocorrência potencial da espécie.

O território ocupado por Unidade de Conservação (UCs) no estado é de 7.230,1 km², incluindo as de Uso sustentável e Proteção Integral nas esferas federal, estadual e municipal. A figura 5 indica em verde as UCs do Rio Grande do Sul, e as regiões pretas a distribuição potencial da espécie. A área de distribuição potencial abrangida pelas UCs, é de 2170,8 km², demonstrando que apenas 5,87% da distribuição potencial está protegida por alguma unidade de conservação.

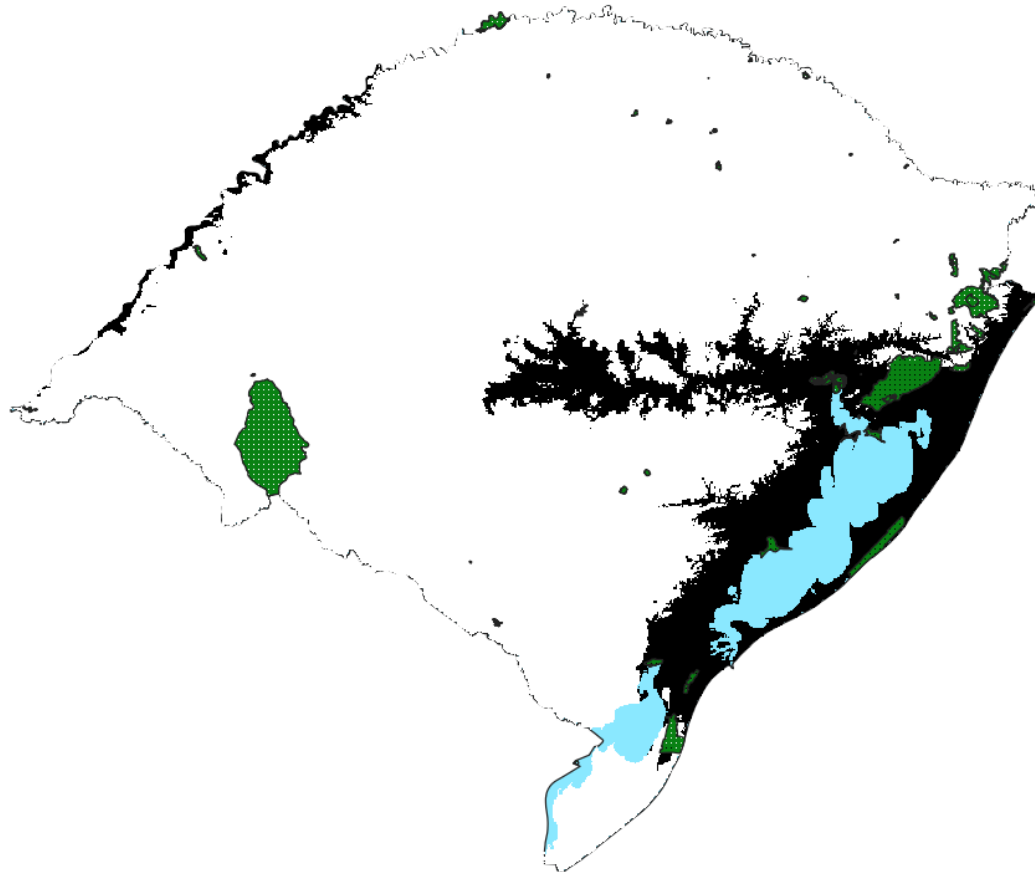


Figura 5. Modelo binário de ocorrência potencial com Unidades de Conservação do RS. Em verde são as áreas das Unidades de Conservação e em preto a distribuição potencial de *H. dutrae*.

Das UCs que abrigam a área potencial de *H. dutrae*, destacam-se aquelas de Proteção Integral, que tem como finalidade preservar a natureza admitindo apenas o uso indireto dos recursos naturais (Tabela 4).

Tabela 4. Lista de UCs onde há possível ocorrência de *H. dutrae* com percentual de ocupação potencial da espécie.

Unidade de Conservação (UC)	Potencial de ocorrência de <i>H. dutrae</i> (km ²)	Área total da UC (km ²)	Percentual de ocupação potencial
REVIS Banhado dos Pachecos	26,05	26,05	100,00%
REVIS Banhado do Maçarico	62,40	62,55	99,76%
PARNA Lagoa do Peixe	320,15	324,79	98,57%
REBIO Mato Grande	48,75	49,59	98,30%
PE Itapeva	9,66	9,98	96,75%
PE Camaquã	95,42	101,67	93,85%
REBIO Estadual Mata Paludosa	2,45	2,72	90,37%
PNM Morro do Osso	1,15	1,28	90,28%
PNM Imperatriz Leopoldina	1,40	1,61	87,16%
PNM Tupancy	0,23	0,29	78,78%
PNM Manuel de Barros Pereira	0,26	0,35	75,96%
REBIO Lami Jose Lutzenberger	1,38	2,03	68,15%
PNM Tancredo Neves	0,12	0,20	64,20%
PNM Morro Jose Lutzenberger	0,11	0,20	54,34%
ESEC Taim	83,84	328,02	25,56%
PE Quarta Colonia	0,71	18,27	3,91%
PE Itapuã	0,93	60,07	1,56%

5. Discussão

No presente trabalho duas variáveis ambientais foram escolhidas ao fim de todo o processo, pois estas representavam quase 90% da soma de contribuições das variáveis que restaram após a análise de correlação. Negrão & Löwberg-Neto (2018), em levantamento sobre a seleção de variáveis ambientais em trabalhos na América do Sul, inferiram que a quantidade de variáveis escolhida variou de duas a 35 e que a razão entre o número de pontos e o número de variável foi de em média 19 pontos por variável, não apresentando uma correlação entre número de pontos e variáveis. Segundo Giannini et al. (2012), não há um consenso em relação ao tamanho da amostra com o número de variáveis.

Com base nos valores de AUC os dois modelos apresentaram bons resultados, pois se mostraram maiores que 0,5, valor que indica que as previsões do modelo não são melhores que aleatórias (GUARINO et al., 2012) e maior que 0,7, demonstrando elevada precisão segundo Newbold et al. (2009). O modelo com menor número de pontos de ocorrência obteve um valor de AUC maior que o modelo com todas os pontos conhecidos, o que corrobora o trabalho de Figueiredo (2008) para *Euphorbia piscatoria*, evidenciando a baixa sensibilidade para a dimensão da amostra pelo Maxent.

Varela et al. (2014) relacionam o tamanho da amostra com o desvio padrão de AUC, afirmando que amostras maiores tendem a apresentar menores desvios-padrão. Apesar de um AUC menor, o modelo com todos pontos de ocorrência se apresenta mais confiável, pois seu desvio padrão foi baixo, o que confere maior confiança na estimativa do AUC segundo Urbina-Cardona e Flores-Villela (2010).

Em 2018, Singer et al. relatam o encontro de duas novas populações da espécie *Codonorchis canisioi* Mansf., uma orquídea considerada criticamente ameaçada e que a última coleta datava de 1935 em um único local. Esta espécie é um caso semelhante a *H. dutrae*, que em 2014, após 51 anos sem coletas, Pedron et al. descobriram duas novas populações para localidades diferentes das que eram conhecidas, e em 2018 Gomes et al. relatam mais quatro novas localidades para a espécie. Observando os modelos anteriores as novas localidade descritas por Gomes et al. (2018), é possível observar que a região de Pelotas já apresentava probabilidade de ocorrência da espécie, auxiliando na validação dos modelos. Com os casos relatados acima, evidencia-se o Déficit Wallaceano que, de acordo com Bini et al. (2006), é maior em áreas em desenvolvimento, lugares longe de centros de pesquisa e em locais de difícil acesso. Para aumentar o conhecimento sobre a real distribuição das espécies é necessário que se realizem pesquisas de campo, que podem ser auxiliadas pelo método de modelagem, minimizando tempo e investimento nas expedições a locais com potencial de ocorrência (Siqueira et al., 2009).

Marcer et al. (2013) afirmam que para espécies raras com Extensão de Ocorrência (EOO) clara e localizadas em áreas bem estudadas, os modelos gerados podem ser interpretados como distribuição realizada ou potencial. Porém, Syfert et al. (2014) trazem um problema em relação ao cálculo de EOO derivado de modelos, pois como a modelagem infere locais adequados a espécie, o EOO calculado através do modelo gerado pode superestimar o verdadeiro EOO da espécie e, conseqüentemente, pode subestimar a categoria da Lista Vermelha da IUCN. O presente trabalho aumentaria a EOO descrita para a espécie por Gomes et al. (2018), que já haviam aumentado em relação a classificação anterior da espécie retirando o critério da IUCN B1 proposto por Pedron et al. (2014).

Para não se perder tempo na busca da conservação das espécies, Marcer et al. (2013) sugerem que a combinação do julgamento de especialistas junto a ferramentas de modelagem consistem na melhor solução disponível para frear essa degradação da biodiversidade. Porém, Guisan et al. (2013) afirmam que essa combinação entre os pesquisadores da área da modelagem e os conservacionistas/especialista ainda é fraca. Para Bombi et al. (2011), a seleção de locais prioritários à conservação deve levar em conta alguns fatores como locais com alta riqueza de espécies, um grande risco de degradação e uma lacuna de

conhecimento. Baseado nos modelos de distribuição potencial de *H. dutrae* as áreas prioritárias para conservação da espécie estariam localizadas no litoral do estado do Rio Grande do Sul, pois além de apresentar os maiores índices de adequabilidade ambiental, estes locais apresentam uma vasta riqueza de ecossistemas. Segundo Gomes et al. (2018), três dos novos locais encontrados se caracterizam por regiões úmidas com alta presença da espécie *Eryngium pandanifolium* Cham. & Schltidl., caracterizando ambientes como estes, como locais prioritários à conservação.

Apesar da UC REVIS Banhado dos Pachecos apresentar 100% da sua área com ocorrência potencial de *H. dutrae*, a maior área com provável presença da espécie está dentro da UC PARNA Lagoa do Peixe, com um total de 320,15 km², totalizando em 98,57% de sua área. Os 25,56% da área da UC ESEC do Taim coberta pela área de potencial ocorrência de *H. dutrae* também é maior que a área de potencial de ocorrência da UC REVIS Banhado dos Pachecos. Para aumentar o conhecimento sobre a distribuição geográfica da espécie e também para mostrar a importância das UCs para biodiversidade do estado, essas unidades deveriam ser foco de trabalhos de campo para a busca da espécie.

Os modelos gerados no trabalho apresentaram uma boa performance preditiva, indicando áreas adequadas a espécie, porém não se pode afirmar com certeza de que a espécie vá ocorrer em todos estes locais, como relata Figueiredo (2008), onde seus modelos também obtiveram bons resultados, só que em algumas partes da área de potencial de ocorrência havia uma intensa perturbação e provavelmente a espécie estudada não ocorreria nessas áreas. Segundo Nabout et al. (2009), alguns fatores podem diferenciar a distribuição observada da distribuição potencial, pois não se consegue incorporar nos modelos todas as questões ecológicas e históricas que explicam a distribuição geográfica das espécies.

6. Conclusão

Os resultados do trabalho mostram que modelos com um número maior de amostras tendem a apresentar uma confiança maior, mesmo que essa diferença entre amostras seja pequena.

O caso de *Habenaria dutrae* se aplica a lacuna de conhecimento sobre a real distribuição geográfica de espécies (Déficit Wallaceano), e apresenta valores altos de probabilidade no litoral do estado, locais que devem ser de prioridade para a busca da espécie e de planos de conservação.

Para a conservação das espécies é necessário que se conheça a sua distribuição geográfica e os ambientes em que ela habita, sendo o método de modelagem de distribuição potencial uma ferramenta importante e eficaz para auxiliar em planos de conservação ou em busca de espécies em trabalhos de campo.

Referências

- ANDERSON, R. P.; LEW, D.; PETERSON, A. T. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. **Ecological modelling**, v. 162, n. 3, p. 211-232, 2003.
- BARROS, F.; VINHOS, F.; RODRIGUES, V.T.; BARBERENA, F.F.V.A.; FRAGA, C.N.; PESSOA, E.M.; FORSTER, W.; MENINI NETO, L.; FURTADO, S.G.; NARDY, C.; AZEVEDO, C.O.; GUIMARÃES, L.R.S. 2015 Orchidaceae in Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB179>>. Acesso em: 15 jul. 2018.
- BATISTA, J. A. N.; BIANCHETTI, L. B; GONZÁLEZ-TAMAYO, R.; FIGUEROA, X. M. C.; CRIBB, P. J. A SYNOPSIS OF NEW WORLD HABENARIA (ORCHID ACEAE) I. **Harvard Papers in Botany**, v. 16, n. 1, p. 1-47, 2011.
- BATISTA, J. A. N; NETO, L. M.; VALE, A. A. Three new species, four new records and an updated checklist of Habenaria (Orchidaceae) from Rio Grande do Sul, Brazil. **Nordic Journal of botany**, v. 30, n. 3, p. 277-290, 2012.
- BECK, J.; BALLESTEROS-MEJIA, L.; NAGEL, P.; KITCHING, I. J. Online solutions and the 'W allacean shortfall': what does GBIF contribute to our knowledge of species' ranges?. **Diversity and Distributions**, v. 19, n. 8, p. 1043-1050, 2013.
- BOMBI, P.; LUISELLI, L.; D'AMEN, M. When the method for mapping species matters: defining priority areas for conservation of African freshwater turtles. **Diversity and Distributions**, v. 17, n. 4, p. 581-592, 2011.
- CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A.. **Espécies Nativas da Flora Brasileira de Valor Econômico Atual ou Potencial**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2011. 936 p.
- CORDEIRO, J. L. P.; HASENACK, H. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2009. p. 285-299.
- FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental conservation**, v. 24, n. 1, p. 38-49, 1997.

FIGUEIREDO, A. Desempenho de um modelo de máxima entropia na previsão da distribuição do endemismo *Euphorbia piscatoria* na Ilha da Madeira. **Cadernos de Geografia**, n. 26/27, p. 351-359, 2008.

FLORA DO BRASIL 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 15 jul. 2018.

FRANCO, J. L. A. O conceito de biodiversidade e a história da biologia da conservação: da preservação da wilderness à conservação da biodiversidade. **História (São Paulo)**, v. 32, n. 2, p. 21-48, 2013.

FRANKLIN, J. **Mapping species distributions: spatial inference and prediction**. Nova York: Cambridge University Press, 2010. 320 p.

GIANNINI, T. C.; SIQUEIRA, M. F.; ACOSTA, A. L.; BARRETO, F. C. C.; SARAIVA, A. M.; SANTOS, I. A. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 733-749, 2012.

GIULIETTI, A.; HARLEY, R. M.; QUEIROZ, L. P.; WANDERLEY, M. G. L.; DEN BERG, C. V. Biodiversity and conservation of plants in Brazil. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 632-639, 2005.

GIVNISH, T. J.; SPALINK, D.; AMES, M.; LYON, S. P.; HUNTER, S. J.; ZULUAGA, A.; DOUCETTE, A.; CARO, G. G.; MCDANIEL, J.; CLEMENTS, M. A.; ARROYO, M. T. K.; ENDARA, L.; KRIEBEL, R.; WILLIAMS, N. H.; CAMERON, K. M. Orchid historical biogeography, diversification, Antarctica and the paradox of orchid dispersal. **Journal of Biogeography**, v. 43, n. 10, p. 1905-1916, 2016.

GOMES, G. C.; MOLINA, A. R.; GUARINO, E. S. G.; FREITAS, T. C.; PERLEBERG, T. D. New records of *Habenaria dutrae* in Southern Brazil. **Check list**, v. 14, n. 6, p. 1-5, 2018.

GOVAERTS R, BERNET P, KRATOCHVIL K, GERLACH G, CARR G, ALRICH P, PRIDGEON AM, PFAHL J, CAMPACCI MA, HOLLAND BAPTISTA D, TIGGES H, SHAW J, CRIBB PJ, GEORGE A, KREUZ K, WOOD JJ (2017) World checklist of Orchidaceae. Facilitated by The Royal Botanic Gardens, Kew. Disponível em: <<http://apps.kew.org/wcsp.>>. Acesso em: 22 mar. 2013.

GRAHAM, C. H.; FERRIER, S.; HUETTMAN, F.; MORITZ, C.; PETERSON, A. T. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. **Trends in ecology & evolution**, v. 19, n. 9, p. 497-503, 2004.

GUARINO, E. S. G.; BARBOSA, A. M.; WAECHTER, J. L. Occurrence and abundance models of threatened plant species: applications to mitigate the impact of hydroelectric power dams. **Ecological Modelling**, v. 230, p. 22-33, 2012.

GUISAN, A.; TINGLEY, R.; BAUMGARTNER J. B.; NAUJOKAITIS-LEWIS, I.; SUTCLIFFE, P. R.; TULLOCH, A. I. T.; REGAN, T. J.; BROTONS, L.; MCDONALD-MADDEN, E.; MANTYKA-PRINGLE, C.; MARTIN, T. G.; RHODES, J. R.; MAGGINI, R.; SETTERFIELD, S. A.; ELITH, J.; SCHWARTZ, B. A. W.; WINTLE, B. A.; BROENNIMANN, O.; AUSTIN, M.; FERRIER, S.; KEARNEY, M. R.; POSSINGHNAM, H. P.; BUCKLEY, Y. M. Predicting species distributions for conservation decisions. **Ecology letters**, v. 16, n. 12, p. 1424-1435, 2013.

HIJMANS, R. J. Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. **Ecology**, v. 93, n. 3, p. 679-688, 2012.

HOEHNE, F. C. Habenaria. **Orchidaceas. Fl. Bras.(Hoehne)**, v. 12, n. 1, p. 52-254, 1940.

HUTCHINSON G. E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symp Quant Biol**, v. 22, p. 415-427, 1957.

IUCN 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-3. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 10 out. 2017.

KOZLOWSKI, G. Is the global conservation status assessment of a threatened taxon a utopia?. **Biodiversity and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 445-448, 2008.

LIU, C.; WHITE, M.; NEWELL, G. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. **Journal of biogeography**, v. 40, n. 4, p. 778-789, 2013.

LOMOLINO, M. V.; HEANEY, L. R. **Frontiers of biogeography new directions in the geography of nature**. 2004.

MARCER, A.; SÁEZ, L.; MOLOWNY-HORAS, R.; PONS, X.; PINO, J. Using species distribution modelling to disentangle realised versus potential distributions for rare species conservation. **Biological Conservation**, v. 166, p. 221-230, 2013.

MARCO JÚNIOR, P.; SIQUEIRA, M. F. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista?. **Megadiversidade**, v. 5, n. 1-2, p. 65-76, 2009.

MARTINELLI, G.; MORAES, M. A. **Livro vermelho da flora do Brasil**. Rio de Janeiro: CNCFlora, 2013. 1100 p.

MITTERMEIER, R. A.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Uma breve história da conservação da biodiversidade no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 14-21, 2005.

NEGRÃO, D. S. G.; LOWENBERG-NETO, P. Seleção das variáveis preditoras para modelagem correlativa de distribuição de espécies na América do Sul. **Oecologia Australis**, v. 22, n. 2, p. 117-129, 2018.

PABST, G. F. J.; DUNGS, F. **Orchidaceae brasilienses**. Hildesheim: Brucke-Verlag K. Schmersow, v. 4, 1975. 418p.

PEDRON, M.; BUZZATTO, C. R.; RAMALHO, A. J.; CARVALHO, B. M.; RADINS, J. A.; SINGER, R. B.; BATISTA, J. A. N. Molecular phylogenetics and taxonomic revision of *Habenaria* section *Pentadactylae* (Orchidaceae, Orchidinae). **Botanical journal of the Linnean Society**, v. 175, n. 1, p. 47-73, 2014.

PESSOA, M. L. (Org.). Clima do RS. In: Atlas FEE. Porto Alegre: FEE, 2017. Disponível em: < <http://atlas.fee.tche.br/rio-grande-do-sul/socioambiental/clima/> >. Acesso em: 28 de outubro. 2018.

PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M.; SCHAPIRE, R. E. A maximum entropy approach to species distribution modeling. **Proceedings of the twenty-first international conference on Machine learning**. ACM, 2004. p. 83.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological modelling**, v. 190, n. 3-4, p. 231-259, 2006.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; DUDÍK, M.; SCHAPIRE, R. E.; BLAIR, M. E. Opening the black box: an open-source release of Maxent. **Ecography**, v. 40, n. 7, p. 887-893, 2017.

PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M.; SCHAPIRE, R. E. [Internet] Maxent software for modeling species niches and distributions (Version 3.4.1). Disponível em: <http://biodiversityinformatics.amnh.org/open_source/maxent/>. Acesso em: 20 de julho. 2018.

SINGER, R. B. BUZATTO, C. R.; SANGUINETTI, A.; NERVO, M. H. Found again: the extremely rare *Codonorchis canisioi* (Orchidaceae: Codonorchideae) reappears after being missing for 78 years. **Plant Systematics and Evolution**, v. 304, n. 9, p. 1157-1163, 2018.

SIQUEIRA, M. F.; DURIGAN, G.; MARCO JÚNIOR, P.; PETERSON, A. T. Something from nothing: using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. **Journal for Nature Conservation**, v. 17, n. 1, p. 25-32, 2009.

RIO GRANDE DO SUL. Decreto n 52.109, de 01 de dezembro de 2014. **Declara as espécies da flora nativa ameaçadas de extinção no Estado do Rio Grande do Sul. Lex-Diario Oficial do Rio Grande do Sul, ano LXXII**, n. 233, p. 2-11, 2014.

ROCHA, F. S.; WAECHTER, J. L. Sinopse das Orchidaceae terrestres ocorrentes no litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 1, p. 71-86, 2006.

ROMERO, G.A. The Orchid family (Orchidaceae). Pp. 3-4. In: E. Hágsater & V. Dumont (eds.). **Status Survey and Conservation Action Plan Orchids**. IUCN, Gland & Cambridge, 1996.

SOBERÓN, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecology letters**, v. 10, n. 12, p. 1115-1123, 2007.

SOUZA, V. C.; LORENZI, H. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das plantas nativas e exóticas do Brasil, baseado em APG III**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2012. 768 p.

SYFERT, Mindy M.; JOPPA, L.; SMITH, M. J.; COOMES, D. A.; BACHMAN, S. P.; BRUMMITT, N. A. Using species distribution models to inform IUCN Red List assessments. **Biological Conservation**, v. 177, p. 174-184, 2014.

SWARTS, N. D.; DIXON, K. W. Terrestrial orchid conservation in the age of extinction. **Annals of botany**, v. 104, n. 3, p. 543-556, 2009.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed Editora, 2009. 576 p.

URBINA-CARDONA, J. N.; FLORES-VILLELA, O. Ecological-niche modeling and prioritization of conservation-area networks for Mexican herpetofauna. **Conservation Biology**, v. 24, n. 4, p. 1031-1041, 2010.

VARELA, S.; ANDERSON, R. P.; GARCÍA-VALDÉS, R.; FERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, F. Environmental filters reduce the effects of sampling bias and improve predictions of ecological niche models. **Ecography**, v. 37, n. 11, p. 1084-1091, 2014.

WHITTAKER, R. J.; ARAÚJO, M. B.; JEPSON, P.; LADLE, J. R.; WATSON, J. E. M.; WILLIS, K. J. Conservation biogeography: assessment and prospect. **Diversity and distributions**, v. 11, n. 1, p. 3-23, 2005.

WILSON, K. A.; CABEZA, M.; KLEIN, C. J. **Fundamental concepts of spatial conservation prioritization. Spatial Conservation Prioritization: quantitative methods and computational tools**. New York: Oxford university press, 2009. 307 p.

WISZ, M. S.; HIJMANS, R. J.; LI, J.; PETERSON, A. T.; GRAHAM, C. H.; GUISAN, A. Effects of sample size on the performance of species distribution models. **Diversity and distributions**, v. 14, n. 5, p. 763-773, 2008.