

ANDRESSA CARNEIRO DO NASCIMENTO

**Distribuição de uma *Bombus* nativa da América do Sul com projeção futura
às mudanças climáticas**

ANDRESSA CARNEIRO DO NASCIMENTO

**Distribuição de uma *Bombus* nativa da América do Sul com projeção futura
às mudanças climáticas**

Trabalho de Conclusão de Curso no formato de artigo, formatado de acordo com as normas da revista *Journal of Insect Conservation*, apresentado para obtenção do grau de Licenciatura em Ciências Biológicas ao Instituto Federal Goiano – Campus Urutaí.

Orientador: Prof. Dr. Daniel de Paiva Silva

URUTAÍ-GO
2020

Sistema desenvolvido pelo ICMC/USP
Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema Integrado de Bibliotecas - Instituto Federal Goiano

NN244d Nascimento, Andressa
Distribuição de uma Bombus nativa da América do Sul com projeção futura às mudanças climáticas / Andressa Nascimento; orientadora Daniel de Paiva Silva. -- Urutaí, 2020.
29 p.

Monografia (em Licenciatura em Ciências Biológicas) -- Instituto Federal Goiano, Campus Urutaí, 2020.

1. Conservação. 2. Modellos. 3. Amostragem. 4. Déficit Wallaceano. I. de Paiva Silva, Daniel, orient. II. Título.

**TERMO DE CIÊNCIA E DE AUTORIZAÇÃO PARA DISPONIBILIZAR PRODUÇÕES
TÉCNICO-CIENTÍFICAS NO REPOSITÓRIO INSTITUCIONAL DO IF GOIANO**

Com base no disposto na Lei Federal nº 9.610/98, AUTORIZO o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano, a disponibilizar gratuitamente o documento no Repositório Institucional do IF Goiano (RIIF Goiano), sem ressarcimento de direitos autorais, conforme permissão assinada abaixo, em formato digital para fins de leitura, download e impressão, a título de divulgação da produção técnico-científica no IF Goiano.

Identificação da Produção Técnico-Científica

- Tese Artigo Científico
 Dissertação Capítulo de Livro
 Monografia – Especialização Livro
 TCC - Graduação Trabalho Apresentado em Evento
 Produto Técnico e Educacional - Tipo: _____

Nome Completo do Autor: Andressa Carneiro do Nascimento

Matrícula: 2016101220530340

Título do Trabalho: Distribuição de uma *Bombus* nativa da América do Sul com projeção futura às mudanças climáticas.

Restrições de Acesso ao Documento

Documento confidencial: Não Sim, justifique: _____

Informe a data que poderá ser disponibilizado no RIIF Goiano: 27/03/2020

O documento está sujeito a registro de patente? Sim Não

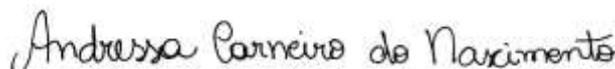
O documento pode vir a ser publicado como livro? Sim Não

DECLARAÇÃO DE DISTRIBUIÇÃO NÃO-EXCLUSIVA

O/A referido/a autor/a declara que:

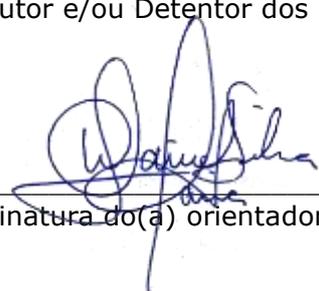
- o documento é seu trabalho original, detém os direitos autorais da produção técnico-científica e não infringe os direitos de qualquer outra pessoa ou entidade;
- obteve autorização de quaisquer materiais inclusos no documento do qual não detém os direitos de autor/a, para conceder ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano os direitos requeridos e que este material cujos direitos autorais são de terceiros, estão claramente identificados e reconhecidos no texto ou conteúdo do documento entregue;
- cumpriu quaisquer obrigações exigidas por contrato ou acordo, caso o documento entregue seja baseado em trabalho financiado ou apoiado por outra instituição que não o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano.

Urutá, 21/02/2020.
Local Data



Assinatura do Autor e/ou Detentor dos Direitos Autorais

Ciente e de acordo:


Assinatura do(a) orientador(a)



ATA DE APRESENTAÇÃO DE TRABALHO DE CURSO

Às 14 horas do dia 21 de Fevereiro de 2020, reuniu-se na sala nº 4 do Prédio DA Biologia do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia

Goiano - Campus Urutaí, a Banca Examinadora do Trabalho de Curso intitulado

"DISTRIBUIÇÃO DE UMA ABELHA NATIVA DA AMÉRICA DO SUL COM PROJEÇÃO FUTURA ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS"

composta pelos professores Daniel do Paiva Silva, Estevão Alves da Silva, Tânia Maria de Moura

para a sessão de defesa pública do citado trabalho, requisito parcial para a obtenção do Grau de **Licenciado em**

Ciências Biológicas. Abrindo a sessão o(a) orientador(a) e Presidente da Banca Examinadora, Prof.

Daniel do Paiva Silva, após dar a conhecer aos

presentes a dinâmica da presente defesa, passou a palavra ao(à)

licenciando(a) Anderson Carneiro do Nascimento para

apresentação de seu trabalho. Seguiu-se a arguição pelos membros da Banca Examinadora e respectiva

defesa do(a) licenciando(a). Nesta ocasião, foram solicitadas algumas correções no texto escrito, as quais

foram acatadas de imediato. Logo após, a Banca Examinadora se reuniu, sem a presença do(a)

licenciando(a) e do público, para julgamento e expedição do resultado final. O(A) aluno(a) foi

considerado(a) APROVADO (APROVADO ou NÃO APROVADO), por unanimidade, pelos

membros da Banca Examinadora, tendo sido atribuído a nota (8,86) ao seu trabalho. O resultado foi

então comunicado publicamente ao(à) licenciando(a) pelo(a) Presidente da Banca Examinadora. Nada

mais havendo a tratar, o(a) Presidente da Banca Examinadora deu por encerrado o julgamento que tem

por conteúdo o teor desta ata que, após lida será assinada por todos os membros da Banca Examinadora

para fins de produção de seus efeitos legais.

Assinatura dos membros da Banca Examinadora	Notas
1. <u>Daniel do Paiva Silva</u>	<u>92,0</u>
2. <u>Tânia Maria de Moura</u>	<u>98,0</u>
3. <u>Estevão Alves da Silva</u>	<u>76,0</u>
Média final (de 0 a 10 pontos)	<u>8,86</u>

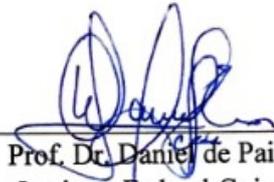
Urutaí-GO, 21 de Fevereiro de 2020.

ANDRESSA CARNEIRO DO NASCIMENTO

Distribuição de uma abelha *Bombus* nativa da América do Sul com projeção futura às mudanças climáticas

Defendido e aprovado em 21/02/2020

COMISSÃO EXAMINADORA



Prof. Dr. Daniel de Paiva Silva
Instituto Federal Goiano, GO



Prof. Dr. Estevão Alves da Silva
Instituto Federal Goiano, GO



Prof. Dr.ª Tânia Maria de Moura
Instituto Federal Goiano, GO

ANDRESSA CARNEIRO DO NASCIMENTO

“A cada dia que vivo, mais me convenço de que o desperdício da vida está no amor que não damos, nas forças que não usamos, na prudência egoísta que nada arrisca e que, esquivando-se do sofrimento, também perde a felicidade.”

— Mary Cholmondeley

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à Deus, por sua presença em minha vida, por me agradecer com amor, sabedoria, força, saúde e infinitas bênçãos que me ajudaram a alcançar mais uma vitória.

À minha família, minha mãe Silvana, meu pai Enivaldo e minha irmã Ana Carla, pelos esforços que fizeram ao longo da vida para garantir uma boa formação. Obrigada pelo carinho e apoio.

Ao professor Dr. Daniel de Paiva Silva pela orientação, paciência, confiança, todo o conhecimento transmitido e amizade durante todo esse tempo de convivência.

Aos colegas do COBIMA Lab. - Laboratório de Biogeografia da Conservação e Macroecologia (IFGOIANO) pela convivência e troca de conhecimentos.

Às amigadas proporcionadas pelo curso de Licenciatura em Ciências Biológicas, em especial Ana Paula Avelino e Alexia Hutra.

Ao IF Goiano Campus Urutaí e a todos os professores que passaram na minha vida acadêmica, por cada ensinamento que enriqueceu e contribuiu para minha formação como licenciada em Ciências Biológicas.

Aos professores participantes da banca examinadora Dr. Estevão Alves da Silva e Dr^a. Tânia Maria de Moura, por terem aceitado o convite e contribuído com o trabalho.

À todas as pessoas que de forma direta ou indireta contribuíram para a realização deste trabalho.

Sumário

Lista de Figuras	2
Lista de Tabelas	3
Resumo	4
Abstract.....	5
1. Introdução	6
2. Materiais e Métodos	9
2.1 <i>Dados de ocorrência da espécie</i>	9
2.2 <i>Modelagem de distribuição de espécies</i>	11
3. Resultados.....	15
4. Discussão	17
Referências Bibliográficas.....	20

Lista de Figuras

- Figura 1. Ocorrências geográficas de *Bombus funebris* na América do Sul. As ocorrências desta espécie na Bolívia, Peru, Equador, Chile e Colômbia estão representadas por círculos vermelhos. 11
- Figura 2. Distribuição atual e futura nos 17 cenários de circulação global atmosfera-oceano (AOGCMs). a) distribuição atual da espécie *Bombus funebris* no cenário presente, ocorrências da espécie estão representadas por círculos vermelhos; b) ACCESS1-0; c) BCC-CSM1-1; d) CCSM4; e) CNRMCM5; f) GFDL-CM3; g) GISS-E2-R; h) HadGEM2-AO; i) HadGEM2-CC; j) HadGEM2ES; l) INMCM4; m) IPSL-CM5A-LR, n) MIROC-ESM- CHEM; o) MIROC-ESM; p) MIROC5; q) MPI-ESM-LR; r) MRICGCM3; s) NorESM1-M. 16
- Figura 3. Distribuição consensual de *Bombus funebris* no cenário a) presente (áreas vermelhas), b) futuro (áreas amarelas) e c) na determinação de áreas estáveis (áreas laranjas) de um cenário para outro. As áreas protegidas são indicadas pela coloração preta. 17

Lista de Tabelas

Tabela 1. Principais resultados obtidos a partir da PCA para avaliar a posição das novas ocorrências para espécie <i>Bombus funebris</i> dentro do espaço multivariado na América do Sul.	13
Tabela 2. Valores médios e desvio padrão da métrica de avaliação do índice de similaridade de Jaccard obtidos por cada um dos algoritmos utilizados nas nossas modelagens.....	15

Resumo

As mudanças climáticas interferem sobre a biodiversidade de diferentes ecossistemas globais, resultando em profundos impactos ecológicos que colocam em risco as complexas redes de interações biológicas, consideradas responsáveis para a manutenção da biodiversidade. Existem muitas lacunas de conhecimento sobre aspectos biológicos das espécies e considerando-se o cenário de mudanças climáticas, é preciso enfrentar tais déficits. Apesar do cenário preocupante, alguns adventos tecnológicos, como Modelos de Distribuição de Espécies (MDE) podem ajudar a superar essas deficiências de conhecimento. Nesse trabalho, avaliamos os potenciais efeitos das futuras mudanças climáticas sobre a distribuição da espécie *Bombus (Funebribombus) funebris* Smith, 1854 (Apidae, Bombini) na América do Sul. Consideramos dez métodos de modelagem em nossos procedimentos e a métrica de avaliação escolhida foi o índice de similaridade Jaccard. Nossos resultados do MDE mostram que o ocidente da América do Sul ainda será apropriado para a *B. funebris* no futuro, porém o tamanho da distribuição protegida por unidades de conservação regredirá no cenário futuro. As ações antrópicas, junto as mudanças climáticas podem prejudicar a existência e prevalência das espécies, colocando em sérios riscos à biodiversidade de insetos nos próximos anos. A crescente implementação de ferramentas como as utilizadas aqui é uma maneira importante de minimizar os déficits de informações relacionadas às espécies de insetos. Em um mundo que está o tempo todo sendo afetado por ações humanas é de extrema importância a realização de esforços para o conhecimento e conservação das espécies.

Palavras-chave: Conservação. Modelos. Amostragem. Déficit Wallaceano.

Abstract

Climate change interferes over with the biodiversity of different global ecosystems, resulting in profound ecological impacts that threaten put complex networks of biological interactions at risk, considered responsible for maintaining biodiversity. There are many gaps about the knowledge biological aspects of species and for there to be an effective conservation of them, considering the climate change scenario, it's needed to face these deficits. Despite the worrying scenario, some technological adventures, as Species Distribution Models (SDM) can help overcome these knowledge deficiencies. In this work, we evaluate the effects of future climate change on the distribution of the species *Bombus (Funebribombus) funebris* Smith, 1854 (Apidae, Bombini) in South America. We consider ten modeling methods in our procedures and the chosen evaluation metric was the Jaccard similarity index. Our SDM results show that western South America will still be suitable for *B. funebris* in the future, however the size of the distribution protected by conservation units will regress in the future scenario. Anthropogenic actions, together with climate change, can damage the existence and prevalence of species, posing serious risks to insect biodiversity in the coming years. The growing implementation of tools like the ones used here is an important way to minimize information deficits related to insect species. In a world that is constantly being affected by human actions, it is extremely important to make efforts for the knowledge and conservation of species.

Keywords: Conservation. Models. Sampling. Wallacean shortfall.

1 1. Introdução

2 Ações antrópicas vêm interferindo, direta e indiretamente, em diferentes ecossistemas
3 globais, resultando em profundos impactos ecológicos (TYLIANAKIS et al., 2008), causando
4 consequentes perdas de biodiversidade (WHITTAKER et al., 2005). Uma vez que as ações
5 humanas interferem na abundância e existência de espécies, estas trazem grande risco às
6 complexas redes de interações biológicas, consideradas responsáveis para a manutenção da
7 biodiversidade (TYLIANAKIS et al., 2008). Desta forma, encontramos-nos em uma
8 significativa crise da biodiversidade, a ponto de que algumas pesquisas já sugerem que estamos
9 causando o sexto evento de extinção em massa, visto que as taxas de extinção superam as
10 previstas a partir de registros fósseis (BARNOSKY et al., 2011; CEBALLOS et al., 2010, 2015;
11 DIRZO et al., 2014). Neste sentido, acredita-se que, dada a baixa velocidade atual de descrição
12 de novas espécies (FONTAINE; PERRARD; BOUCHET, 2012) espera-se que muitas destas
13 sejam perdidas sem nem mesmo serem propriamente descritas pela ciência (FONTAINE;
14 PERRARD; BOUCHET, 2012; LEES; PIMM, 2015). De modo geral, perturbações provocadas
15 por atividades humanas causam mudanças na riqueza, abundância, distribuição e interações de
16 espécies, que podem culminar em sua eventual extinção local, regional ou mesmo global
17 (CEBALLOS et al., 2010). Atividades antropogênicas como a fragmentação, uso do solo com
18 a intensificação da agricultura e agropecuária, deposição de altos níveis de poluentes na
19 atmosfera, introdução de espécies exóticas, entre outros, são tidos como os principais motores
20 das mudanças ambientais do mundo todo (TYLIANAKIS et al., 2008).

21 Um dos motores de alterações biológicas são as mudanças climáticas, visto que podem
22 causar graves impactos na biodiversidade no futuro (KERR et al., 2015; NEMÉSIO et al.,
23 2016). As populações e comunidades de espécies podem reduzir ou aumentar suas áreas de
24 ocorrência, mudar suas áreas de habitat, suas rotas migratórias, ou até mesmo serem extintas
25 devido a diversos fatores bióticos e abióticos. Tais mudanças globais podem alterar os serviços
26 ecológicos prestados pelas espécies afetadas (KERR et al., 2015). O desaparecimento de
27 ambientes no futuro aumenta o risco de extinção de espécies, principalmente aquelas com
28 distribuições geográficas e climáticas estreitas (HANNAH et al., 2007). Ao enfrentar mudanças
29 climáticas em geral, provocadas ou não, por ações antrópicas, diretas ou indiretas, as espécies
30 podem sofrer mudanças fenológicas, na distribuição geográfica e nas interações ecológicas
31 (PARMESAN, 2006; PECL et al., 2017).

32 O conhecimento acerca de informações biológicas e ecológicas das espécies são fatores
33 importantes para sua conservação. Entretanto, existem muitas limitações quanto ao

34 conhecimento de seus aspectos biológicos, conhecidos como déficits de conhecimento. A falta
35 de informação sobre as distribuições geográficas é conhecido como déficit Wallaceano
36 (WHITTAKER et al., 2005). De uma maneira generalizada, para várias espécies, mas, em
37 especial para insetos, não existem informações fidedignas acerca da distribuição atual no espaço
38 geográfico e, apesar da importância ecológica das deste grupo, eles geralmente não são
39 considerados em projetos de conservação (CARDOSO et al., 2011; DINIZ-FILHO; DE
40 MARCO; HAWKINS, 2010). A falta de informações generalizadas sobre os mais variados
41 aspectos da biologia e ecologia de espécies tende a ser a regra ao invés da exceção (HORTAL
42 et al., 2015). Por exemplo, mesmo que informações acerca da distribuição geográfica e a
43 identificação sejam conhecidas, a totalidade do conhecimento entre as interações ecológicas é
44 fragmentada. A falta de conhecimento sobre a distribuição geográfica das espécies é um
45 importante inconveniente para a eficácia das ações práticas para a conservação (BINI et al.,
46 2006; LOMOLINO; HEANEY, 2004; SILVA et al., 2019; WHITTAKER et al., 2005).

47 Apesar do cenário caótico e preocupante, alguns adventos tecnológicos recentes, como
48 os modelos de distribuição de espécies (MDEs) possibilitam uma melhor obtenção de
49 conhecimentos para a conservação das espécies (DE MARCO; SIQUEIRA, 2009; ELITH;
50 LEATHWICK, 2009; GIANNINI et al., 2012; PETERSON et al., 2002). Os MDEs têm sido
51 largamente utilizados, contemplando diversos âmbitos: 1) estudos em priorização de áreas para
52 conservação, descrevendo padrões e fazendo previsões (DE MARCO; NÓBREGA, 2011); 2)
53 análises biogeográficas (SIQUEIRA; DURIGAN, 2007); 3) efeitos de mudanças climáticas
54 sobre a biodiversidade (MARTINS et al., 2015; PETERSON et al., 2002; POLASKY; SOLOW,
55 2001; SILVA et al., 2015); 4) conservação de espécies raras e ameaças de extinção (ARAUJO;
56 WILLIAMS, 2000); 5) detecção de áreas adequadas para ocupação por espécies exóticas
57 (FALEIRO et al., 2015; SILVA et al., 2014). Ainda, tais modelos são adequados para indicar
58 áreas potencialmente adequadas para a ocorrência das espécies segundo seu respectivo nicho
59 ecológico climático (PAGLIA et al., 2012). Os MDEs tornaram-se ferramentas usuais para os
60 conservacionistas, na tentativa de prever os possíveis efeitos de mudanças climáticas sobre as
61 espécies (BELLARD et al., 2012).

62 Insetos são muito importantes para o ecossistema e realizam de forma eficiente vários
63 serviços ecológicos e mantendo diversas funções ecológicas (e.g. polinização, reciclagem de
64 nutrientes, regulação de ciclos biogeoquímicos) nos ambientes onde ocorrem (WILSON, 1987).
65 Uma vez que são abundantes e diversos, sua conservação é imprescindível para a manutenção

66 e desempenho destes vitais processos ecológicos; e visto que, estão sujeitos a extinção
67 decorrente à interferência humana. (LEWINSOHN; FREITAS; PRADO, 2005; THOMAS;
68 BULMAN; WILSON, 2008; WILSON, 1987). Assim, sua preservação garantiria a manutenção
69 destes processos para a humanidade como um todo (CARDOSO et al., 2011), pois, o
70 desaparecimento de alguns grupos de insetos afetaria os outros grupos biológicos (WILSON,
71 1987).

72 A polinização realizada pelas abelhas é um serviço ecológico essencial tanto para
73 populações vegetais e animais na natureza quanto para a própria humanidade. Acredita-se que
74 as abelhas sejam responsáveis pela polinização de 35% do alimento produzido globalmente
75 (KLEIN et al., 2006; OLLERTON; WINFREE; TARRANT, 2011). A diversidade de
76 características biológicas e ecológicas, os variados tamanhos corpóreos (polimorfismo), a
77 diversidade de construção e a localização de ninhos, fazem destes organismos (abelhas)
78 importantes bioindicadores de perturbações ambientais (WILLIAMS et al., 2010). Apesar deste
79 vasto conhecimento acerca da sua biologia, a distribuição das abelhas é relativamente pouco
80 conhecida (DINIZ-FILHO; DE MARCO; HAWKINS, 2010), o que diminui a efetividade de
81 ações práticas de conservação em largas escalas geográficas para este grupo. Neste sentido, os
82 MDEs são excelentes ferramentas para se inferir a distribuição de espécies.

83 São observados declínios populacionais de abelhas do gênero *Bombus* no mundo, com
84 preocupações crescentes sobre os impactos na produção global de alimentos, estabilidade dos
85 serviços ecossistêmicos e interrupção das redes de interação polinizador e plantas (CAMERON
86 et al., 2011). Na Europa, a perda de hábitat juntamente com as mudanças climáticas influencia
87 a riqueza e a abundância local das abelhas (HERRERA et al., 2014). Há relatos preocupantes
88 de declínio populacional de diversas espécies de abelhas do gênero *Bombus* também na
89 América do Norte, alimentando preocupações ambientais e econômicas do seu declínio global
90 (CAMERON et al., 2011; COLLA et al., 2012; GRIXTI et al., 2009; JACOBSON et al., 2018;
91 KOCH et al., 2015; RICHARDSON et al., 2019). Na América do Sul é documentado a
92 substituição da nativa *B. dahlbomii* Guérin-Méneville, 1835 pelas espécies invasoras *B.*
93 *terrestris* Linnaeus, 1758 e *B. ruderatus* Fabricius, 1775 no Chile e na Argentina (MORALES
94 et al., 2013; SÁEZ et al., 2017). A espécie *B. bellicosus* Smith, 1879, nativa no Paraná, sul do
95 Brasil, Argentina e Uruguai, já foi considerada localmente extinta em algumas localidades no
96 Brasil (MARTINS et al., 2015a; MARTINS; MELO, 2010). Dentre os fatores que ocasionam
97 o declínio das populações de *Bombus* no mundo é evidente a influência das ações antrópicas

98 ligadas à fragmentação e perda de habitats (FITZPATRICK et al., 2007). A forte expansão
99 agrícola e o aumento de áreas urbanas já foram provadas como grandes influenciadores ao
100 declínio da população de muitas espécies de abelhas (MARTINS et al., 2015b; MARTINS;
101 GONÇALVES; MELO, 2013).

102 Devido ao cenário crítico que o mundo se encontra em relação ao conhecimento sobre
103 a distribuição da biodiversidade e a rapidez com que a mesma vem sendo perdida, faz-se
104 necessários estudos que descrevam a distribuição potencial de espécies. Tais estudos podem
105 otimizar futuras coletas, bem como auxiliar na tomada de decisões práticas de conservação
106 (GUISAN et al., 2013). Dado o importante papel ecológico de polinizadores realizado pelas
107 abelhas, neste trabalho utilizaremos modelos de distribuição potencial e as ocorrências
108 conhecidas de uma espécie nativa de abelhas *B. (Funebribombus) funebris* Smith, 1854
109 (Apidae, Bombini) na América do Sul.

110 Considerando-se o desconhecimento das áreas adequadas para a distribuição de *B.*
111 *funebris*, bem como o declínio de populações de *Bombus* no mundo (KERR et al., 2015), este
112 estudo será essencial para descrever a distribuição desta espécie na região da América do Sul.
113 Sendo assim, objetiva-se: 1) modelar a distribuição de *B. funebris* para inferir potenciais áreas
114 de ocorrência da mesma na América do Sul; 2) indicar áreas potencialmente interessantes afim
115 de otimizar esforços de coletas futuras desta espécie; além de 3) incrementar dados sobre
116 ocorrências da espécie para ações conservacionistas e 4) definir potenciais implicações de
117 conservação para esta espécie no continente.

118

119 **2. Materiais e Métodos**

120

121 ***2.1 Dados de ocorrência da espécie***

122 A distribuição de *Bombus* concentra-se, principalmente, em regiões da Ásia, Europa e
123 América do Sul (região Holártica), sendo conhecidas aproximadamente 250 espécies
124 distribuídas em 37 subgêneros (MICHENER, 2007; WILLIAMS, 1998). Apesar da riqueza
125 deste gênero ser reduzida na América do Sul quando comparado ao hemisfério norte, existem,
126 aproximadamente, 50 espécies do grupo na região Neotropical (URBAN; MOURE; GRAF,
127 1999).

128 Foi obtido as ocorrências conhecidas da espécie *B. funebris*, 1) nos registros de
129 ocorrências do banco de dados *online* “Global Biodiversity Information Facility”

130 (<http://www.gbif.org>); 2) Em consultas a museus entomológicos: Coleção Entomológica *Snow*,
131 Divisão de Entomologia, Museu de História Natural da Universidade do Kansas; e Divisão de
132 Zoologia de Invertebrados do banco de dados do Museu Americano de História Natural dos
133 Estados Unidos (SCHUH; HEWSON-SMITH; ASCHER, 2010); e 3) Registros de fotos, de
134 fontes fornecidas por cidadãos cientistas, que participam do projeto “Salvemos Nuestro
135 Abejorro” (<https://salvemosnuestroabejorro.wordpress.com/>), um projeto com objetivo de
136 registrar a distribuição atual de abelhões nativos e introduzidos no Chile (MONTALVA et al.,
137 2017), melhorando assim, a compreensão dos pesquisadores.

138 Foi reunido um total de 216 ocorrências obtidas das diferentes fontes de dados.
139 Desconsideramos os dados de ocorrência com falta de informações de latitude/longitude, assim
140 como as ocorrências com informações duvidosas, como erros de georreferenciamento óbvio
141 (ou seja, no mar, outros continentes etc.). Para ocorrências que eventualmente não tinham
142 coordenadas geográficas exatas, mas tinham suas informações de município de amostragem
143 disponíveis, foi usado o Google Earth (GOOGLE INC., 2018) para coletar essas informações
144 substitutas. Considerando a resolução de nossas variáveis (~ 4 Km, ver abaixo), foi utilizado 70
145 ocorrências geograficamente únicas para prever a distribuição de *B. funebris* (Figura 1).



Figura 1. Ocorrências geográficas de *Bombus funebris* na América do Sul. As ocorrências desta espécie na Bolívia, Peru, Equador, Chile e Colômbia estão representadas por círculos vermelhos.

146

147 **2.2 Modelagem de distribuição de espécies**

148 Ao utilizar as ocorrências atuais das espécies para produzir sua distribuição futura, são
 149 assumidas ocorrências obtidas em condições climáticas atuais e são consideradas que ocorram
 150 em todas as áreas climáticas acessíveis para as espécies (SILVA et al., 2019). Os parâmetros de
 151 nicho e a distribuição potencial de espécies podem ser projetadas em áreas geográficas com
 152 características ambientais semelhantes das ocorrências observadas (ARAÚJO; GUIBAN,
 153 2006). Entretanto, muitas vezes, a distribuição real das ocorrências das espécies nas condições
 154 climáticas atuais ainda pode estar respondendo às condições climáticas de eventos climáticos
 155 do passado (HORTAL et al., 2011). Portanto, ao considerar previsões futuras de distribuições
 156 de espécies, assumindo que as ocorrências conhecidas de uma espécie correspondem a áreas
 157 total de acesso e o clima, podem redundar em resultados incorretos (ARAÚJO; PEARSON,

158 2005; LOBO, 2016). Sendo assim, foi utilizado neste estudo, 19 variáveis climáticas
 159 disponíveis a partir do conjunto de dados de WorldClim (www.worldclim.org; HIJMANS et
 160 al., 2005). Essas variáveis consistem em variáveis de temperatura e precipitação obtidas em
 161 todo o mundo de 1950 a 2000 (HIJMANS et al., 2005), são amplamente utilizados no campo
 162 dos MDEs e foram utilizados em outros estudos sobre abelhas na América do Sul. Como a
 163 utilização de muitas variáveis climáticas pode produzir modelos sobre ajustados (JIMÉNEZ-
 164 VALVERDE et al., 2011), o número das variáveis foi reduzido, a fim de melhorar a estimação
 165 dos parâmetros que foram utilizados (BEAUMONT; HUGHES; POULSEN, 2005).

166 Foi considerado os 17 cenários de circulação global atmosfera-oceano (AOGCMs:
 167 ACCESS1-0, BCC-CSM1-1, CCSM4, CNRMCM5, GFDL-CM3, GISS-E2-R, HadGEM2-
 168 AO, HadGEM2-CC, HadGEM2ES, INMCM4, IPSL-CM5A-LR, MIROC-ESM-CHEM,
 169 MIROC-ESM, MIROC5, MPI-ESM-LR, MRICGCM3, NorESM1-M) também obtidos no site
 170 WorldClim para prever áreas climaticamente adequadas para *B. funebris* em 2070,
 171 considerando a via representativa de carbono (RCP 8.5) disponível no último relatório do
 172 Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (*Intergovernmental Panel on Climate*
 173 *Change – IPCC*) sobre o clima no mundo (IPCC, 2013).

174 Foi feita uma análise de componentes principais (PCA), através da padronização das
 175 variáveis, para que a média das variações fosse igual a 0 e as variações igual a 1. Com isso, foi
 176 gerado novos componentes principais (PCs), dos quais, foram selecionados os 6 primeiros
 177 componentes principais (PCs) responsáveis por ~96% da variação climática original e foram
 178 usados como novas variáveis para a distribuição de espécies (Tabela 1) Antes da execução do
 179 PCA para as variáveis em cada cenário, foi projetado os coeficientes lineares obtidos a partir
 180 do PCA do cenário presente em cada um dos cenários climáticos futuros. Em seguida, o PCA
 181 foi executado para cada um dos 17 cenários futuros, a fim de diminuir a correlação entre as
 182 variáveis e também diminuir a quantidade de variáveis que causam um potencial sobre ajuste.

183

Variáveis		PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6
bio1	Temperatura média anual	-0.271	-0.224	0.130	0.045	0.052	-0.015
bio2	Faixa diurna média	0.176	-0.221	0.082	-0.545	-0.028	-0.471
bio3	Isotermalidade	-0.237	-0.015	-0.342	-0.079	0.233	-0.498
bio4	Sazonalidade da temperatura	0.250	0.008	0.389	0.023	-0.247	0.050
bio5	Temperatura máxima do período mais quente	-0.194	-0.315	0.344	-0.016	-0.133	-0.073
bio6	Temperatura mínima do período mais frio	-0.294	-0.122	0.006	0.167	0.056	0.013
bio7	Faixa anual de temperatura	0.249	-0.119	0.318	-0.261	-0.211	-0.089
bio8	Temperatura média do quarto mais seco	-0.235	-0.253	0.235	-0.051	0.119	-0.014

bio9	Temperatura média do quarto mais seco	-0.276	-0.160	-0.013	0.161	-0.023	-0.024
bio10	Temperatura média do quarto mais quente	-0.232	-0.261	0.303	0.079	-0.050	-0.003
bio11	Temperatura média do quarto mais frio	-0.286	-0.182	0.007	0.039	0.096	-0.026
bio12	Precipitação anual	-0.261	0.222	0.028	-0.215	-0.169	0.088
bio13	Precipitação do período mais chuvoso	-0.267	0.085	-0.12	-0.278	-0.292	0.249
bio14	Precipitação do período mais seco	-0.141	0.396	0.227	-0.015	0.131	-0.321
bio15	Sazonalidade da precipitação	0.036	-0.325	-0.406	-0.334	-0.062	-0.035
bio16	Precipitação do quarto mais chuvoso	-0.268	0.093	-0.109	-0.282	-0.288	0.245
bio17	Precipitação do quarto mais seco	-0.152	0.395	0.221	-0.020	0.100	-0.292
bio18	Precipitação do trimestre mais quente	-0.154	0.213	0.204	-0.487	0.439	0.326
bio19	Precipitação do trimestre mais frio	-0.201	0.222	-0.069	0.087	-0.606	-0.288

184 **Tabela 1.** Principais resultados obtidos a partir da PCA para avaliar a posição das novas ocorrências para *B.*
185 *funnebris* dentro do espaço multivariado na América do Sul.

186

187 Foi dez métodos de modelagem diferentes em nossos procedimentos: *Bioclim* – BIO
188 (BUSBY, 1991), *Mahalanobis distance* – MAH (FARBER; KADMON, 2003), *Ecological-*
189 *Niche Factor Analysis* – ENF (HIRZEL et al., 2002), *Maxent simple* – MXS (PHILLIPS;
190 ANDERSON; SCHAPIRE, 2006; PHILLIPS; DUDÍK, 2008), *Maximum Likelihood* – MLK
191 (MEROW; SILANDER, 2014; ROYLE et al., 2012), *Support Vector Machines* – SVM
192 (WILSON, 2008), *Random Forest* – RDF (BREIMAN, 2001), *Generalized Additive Models* –
193 GAM (HASTIE; TIBSHIRANI, 1986), *General Linear Model* – GLM (GUISAN; EDWARDS;
194 HASTIE, 2002), *Gaussian Model* – GAU (VANHATALO; VENERANTA; HUDD, 2012).
195 Como existe uma falta de dados confiáveis de ausência verdadeira para a espécie, ou seja, onde
196 a espécie não ocorre, foi empregado o método de alocação de pseudo-ausências para poder
197 avaliar as previsões que foram produzidas. Este método de alocação de pseudo-ausência
198 confronta as variáveis climáticas das pseudo-ausências com as ocorrências conhecidas da
199 espécie (LOBO; TOGNELLI, 2011). Primeiro é utilizado um modelo *Bioclim* para gerar um
200 espaço multivariado ambiental bioclimático e, a partir disso, alocar as pseudo-ausências fora
201 desse espaço. Com a aplicação desse método, os modelos terão maior singularidade e
202 capacidade explicativa do que um modelo com pseudo-ausências alocadas aleatoriamente.

203 Antes de produzir os modelos considerando as distribuições produzidas em todos os
204 cenários, foi utilizado o método *Occurrence Based Restriction*, onde usa-se um *shape* no site
205 do *World Wildlife Fund* (<https://www.worldwildlife.org/biomes>) que restringe espacialmente
206 os modelos à ecorregiões da América do Sul, onde ocorrências conhecidas das espécies foram
207 previamente registradas. Este método é utilizado para que não haja muita extrapolação nas áreas
208 de adequabilidade nas predições para a espécie, ou seja, previsões de áreas muito além das

209 ocorrências atuais. Usando uma menor extensão de estudo, os métodos usados para prever os
210 intervalos das espécies têm menores chances de apresentarem uma resposta que seja afetada
211 por condições climáticas que não podem ser acessadas naturalmente pelas espécies (BARVE et
212 al., 2011). Foi utilizado também uma partição espacialmente estruturada das ocorrências de *B.*
213 *funnebris* para prever sua distribuição. Neste procedimento de partição, as ocorrências são
214 divididas em dois subconjuntos de dados estruturados no espaço geográfico em forma de
215 tabuleiro de xadrez (*checkerboard*). Um dos subconjuntos é usado para prever a distribuição da
216 espécie, enquanto o outro é usado para avaliar o intervalo de distribuição produzido. Em
217 seguida, foi executada uma segunda modelagem, onde o primeiro subconjunto usado para
218 avaliar a distribuição é utilizado para produzir sua distribuição, e o subconjunto usado para
219 avaliar o intervalo é usado para avaliar a distribuição produzida (ANDRADE; VELAZCO; DE
220 MARCO JÚNIOR, 2020).

221 A métrica de avaliação que escolhemos para avaliar nossos modelos foi o índice de
222 similaridade Jaccard. Índices de similaridade medem a semelhança entre previsões e
223 observações. O índice de Jaccard utiliza valores binários, com um gradiente de 0 a 1, onde
224 quando mais próximo do 1 significa previsões perfeitamente correspondentes a observações, 0
225 significa que nenhuma das previsões correspondeu a observação (LEROY et al., 2018). Como
226 os índices de semelhança não incluem verdadeiros negativos, eles não são tendenciados por um
227 número desproporcional de pseudo-ausências.

228 Foi utilizado o método de *ensemble*, um método de consenso ponderado pelos valores
229 do índice de similaridade Jaccard, para produzir a distribuição final da espécie e, assim, avaliar
230 a quantidade de proporção prevista como adequada para a distribuição de *B. funnebris* (Figura
231 3). Quando o valor de Jaccard de uma predição específica é maior, o seu peso na predição final
232 da espécie é maior. Caso o valor de Jaccard seja menor, o peso daquela predição específica na
233 predição final é menor. Este método de *ensemble* é considerado um dos mais confiável para
234 determinar a distribuição potencial de espécies de diferentes algoritmos de modelagem. Com o
235 resultado dos cenários presente e futuro, foi feito um terceiro cenário mostrando a diferença de
236 um para o outro, a fim de mostrar as áreas estáveis de um cenário para o outro, ou seja, as áreas
237 ocupadas pela *B. funnebris* em ambos os cenários (Figura 3). Para isso é somado a área de
238 distribuição da espécie no presente com a área de projeção da distribuição no futuro. Por fim
239 usamos o *ensemble* final de cada cenário climático (presente e futuro) para avaliar a quantidade
240 de proporção prevista da faixa de distribuição de *B. funnebris* que é coberta por áreas protegidas
241 e também mostrar as áreas estáveis entre os dois cenários (Figura 3). Para fazê-lo, foi obtido

242 *shapefiles* de áreas protegidas para a América do Sul no *Protected Planet*
243 (<https://www.protectedplanet.net/>), a interface *online* do Banco de Dados Mundial sobre Áreas
244 Protegidas (*World Database on Protected Areas - WDPA*). Para a realização desta análise, só
245 consideramos as reservas estritas e as reservas das categorias I-IV da União Internacional para
246 a Conservação da Natureza (IUCN).

247

248 3. Resultados

249 Com a avaliação do índice de similaridade Jaccard foram obtidos resultados específicos
250 para cada um dos cenários e métodos de modelagem. Os modelos atingiram o valor de Jaccard
251 médio $0,693 \pm 0,089$ (média \pm desvio padrão). O método MXS atingiu o maior valor de Jaccard,
252 chegando a $0,826 \pm 0,028$ seguindo dele o método Bayesiano GAU, que apresentou o valor
253 Jaccard de $0,817 \pm 0,031$. Resultados específicos para cada um dos métodos de modelagem são
254 mostrados na Tabela 2.

255

Método de modelagem	Jaccard \pm Desvio Padrão
<i>Maxent simple</i> (MXS)	0.826 ± 0.028
<i>Gaussian Model</i> (GAU)	0.817 ± 0.031
<i>Random Forest</i> (RDF)	0.813 ± 0.010
<i>Support Vector Machines</i> (SVM)	0.768 ± 0.037
<i>Generalized Additive Models</i> (GAM)	0.759 ± 0.022
<i>Ecological-Niche Factor Analysis</i> (ENF)	0.672 ± 0.008
<i>General Linear Model</i> (GLM)	0.659 ± 0.156
<i>Mahalanobis distance</i> (MAH)	0.579 ± 0.088
<i>Maximum Likelihood</i> (MLK)	0.579 ± 0.088
<i>Bioclim</i> (BIO)	0.465 ± 0.430

256 **Tabela 2.** Valores médios e desvio padrão da métrica de avaliação do índice de similaridade de Jaccard obtidos
257 por cada um dos algoritmos utilizados nas nossas modelagens.

258

259 No cenário atual, a distribuição de *B. funebris* estende-se por todo o ocidente da América
260 do Sul, abrangendo um pouco da Venezuela, Colômbia, Equador, Peru, até o centro da Bolívia
261 e norte do Chile. Nossa distribuição resultante para a espécie *B. funebris* para os cenários
262 futuros mostraram uma redução de, aproximadamente, 0,1% das áreas adequadas para a espécie
263 na América do Sul. Apesar das diferenças intrínsecas dos algoritmos considerados nos cenários
264 AOGCMs, as condições climáticas adequadas observadas para a espécie *B. funebris* no presente

265 vai recuar mais ao ocidente da América do Sul, independentemente do cenário de alterações
266 climáticas e o algoritmo considerado (Figura 2).

267

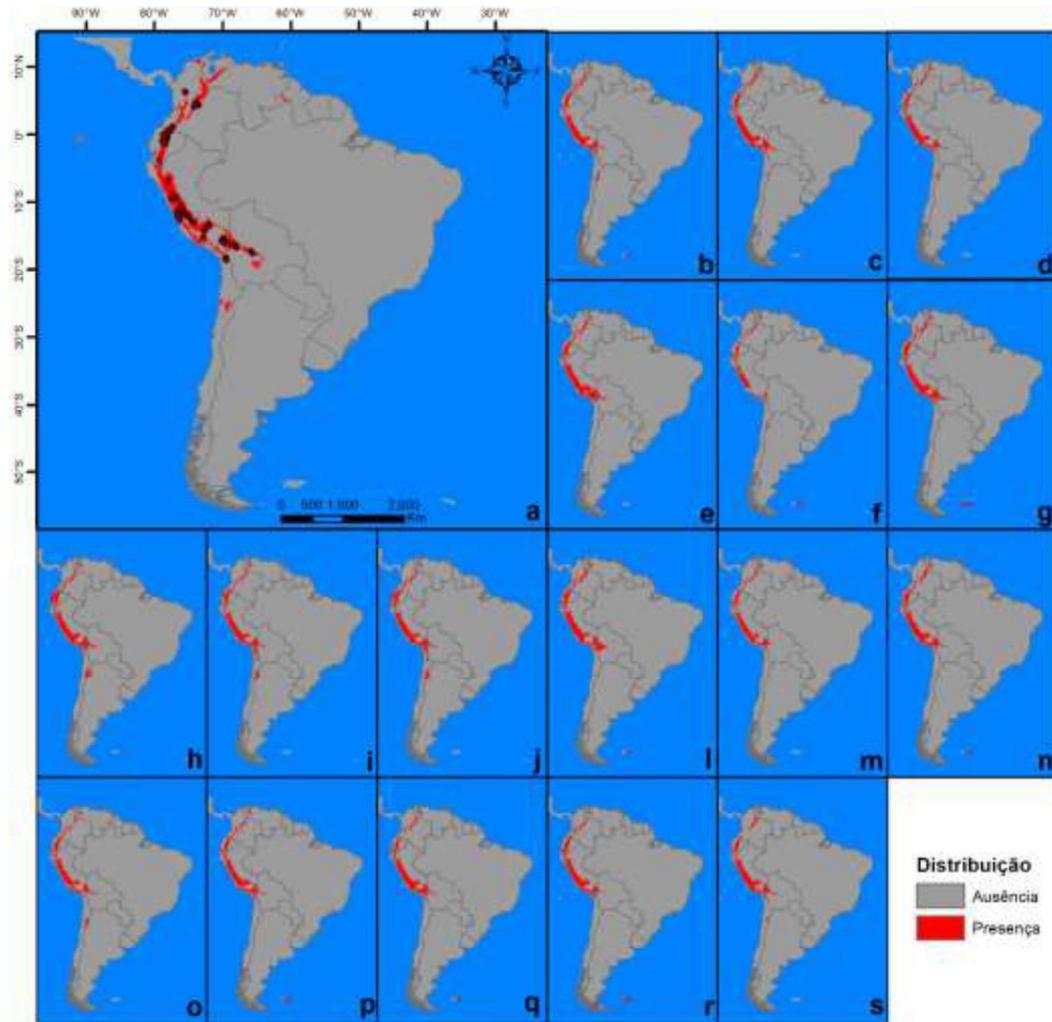


Figura 2. Distribuição atual e futura nos 17 cenários de circulação global atmosfera-oceano (AOGCMs). a) distribuição atual da espécie *Bombus funebris* no cenário presente, ocorrências da espécie estão representadas por círculos vermelhos; b) ACCESS1-0; c) BCC-CSM1-1; d) CCSM4; e) CNRMCM5; f) GFDL-CM3; g) GISS-E2-R; h) HadGEM2-AO; i) HadGEM2-CC; j) HadGEM2ES; l) INMCM4; m) IPSL-CM5A-LR; n) MIROC-ESM- CHEM; o) MIROC-ESM; p) MIROC5; q) MPI-ESM-LR; r) MRICGCM3; s) NorESM1-M.

268

269 Houve uma diminuição em certas áreas que eram adequadas no presente e que no
270 cenário de projeção futura deixaram de ser consideradas adequadas. Também foi observado um
271 aumento em outras áreas no futuro quando comparadas com o cenário atual. De acordo com
272 estas combinações, a espécie *B. funebris* vai continuar ocupando áreas na Venezuela, na
273 Colômbia e na Bolívia, porém em áreas mais reduzidas. Já na região do Equador e Peru as
274 proporções de distribuição aumentam. Quando considerado o conjunto de distribuições, as áreas

275 de adequabilidade para a espécie *B. funebris* reduzem suas proporções, regredindo mais ao
276 ocidente da América do Sul (Fig. 3). A quantidade da distribuição da espécie *B. funebris*
277 protegida por unidades de conservação (UC) no presente foi de ~3,1%, valor que diminuiu para
278 apenas ~2,2% no cenário futuro, uma queda de 30% do cenário atual para o cenário futuro.

279

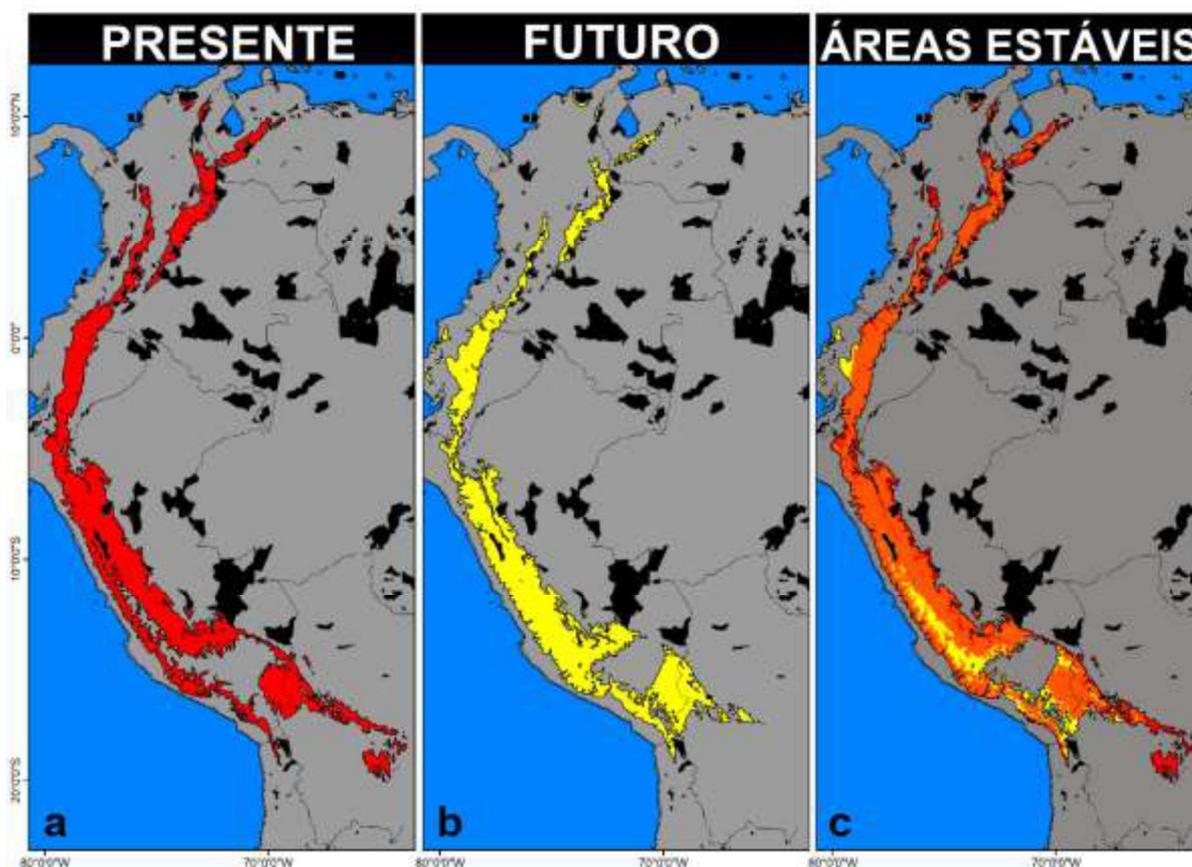


Figura 3. Distribuição consensual de *Bombus funebris* no cenário a) presente (áreas vermelhas), b) futuro (áreas amarelas) e c) na determinação de áreas estáveis (áreas laranjas) de um cenário para outro. As áreas protegidas são indicadas pela coloração preta.

280

281 4. Discussão

282 Apresento a previsão da distribuição para *B. funebris*, uma espécie nativa da América
283 do Sul, em cenários atuais e futuros com projeções à possíveis mudanças climáticas futuras.
284 Também foi estimado a quantidade de sua distribuição potencial que é e será protegida por UCs.
285 Observamos que o alcance potencial da espécie deve mudar em determinadas áreas do ocidente
286 da América do Sul em resposta às possíveis mudanças climáticas até o ano 2070.

287 De acordo com nossos modelos, o ocidente da América do Sul ainda será apropriado

288 para *B. funebris* no futuro, porém apresenta uma redução de aproximadamente 0,1% das áreas
289 adequadas, evidenciando que não houve grandes mudanças na adequabilidade para a espécie.
290 No entanto, a diminuição das áreas adequadas nas regiões da Venezuela, Colômbia e Bolívia é,
291 de certa forma, preocupante, uma vez que alterações na distribuição de espécies podem
292 perturbar todo o ecossistema. É provável a perda de interações inseto-planta, como a função
293 ecológica de polinização, visto que, as interações polinizador-planta podem se tornar diferentes
294 das condições atuais nos cenários futuros de mudanças climáticas (SCHLEUNING et al., 2016).

295 O declínio populacional de *Bombus* registrado na América do Norte, promover tanto
296 preocupações ambientais, quando a nível econômico (CAMERON et al., 2011; COLLA et al.,
297 2012; GRIXTI et al., 2009; JACOBSON et al., 2018; KOCH et al., 2015; RICHARDSON et
298 al., 2019). Na América do Sul também foi relatado o declínio de *Bombus* nativas da região do
299 Chile e Argentina, relacionado com espécies invasoras, parasitas e patógenos (MORALES et
300 al., 2013; SÁEZ et al., 2017). Também na região do Sul do Brasil, Argentina e Uruguai foi
301 relatado possível retração da distribuição da *B. bellicosus* em direção ao sul ocasionado por
302 potenciais mudanças climáticas (MARTINS et al., 2015b; MARTINS; MELO, 2010). Além
303 dos fatores de mudanças climáticas, outros estudos associam o declínio das populações à perda
304 de habitat (FITZPATRICK et al., 2007), à espécies invasoras, pesticidas, e também parasitas e
305 patógenos (SCHMID-HEMPEL et al., 2014). Estes fatores não podem ser descartados visto que
306 forte expansão agrícola, e o aumento de áreas urbanas já foram provadas como grandes
307 influenciadores ao declínio da população de muitas espécies de abelhas (MARTINS et al.,
308 2015b; MARTINS; GONÇALVES; MELO, 2013).

309 As mudanças climáticas podem ser provocadas ou não, por ações antrópicas, diretas ou
310 indiretas. Tais mudanças globais podem causar alterações fenológicas, na distribuição
311 geográfica e interação ecológicas (PARMESAN, 2006; PECL et al., 2017) alterando
312 diretamente nos serviços ecológicos prestados (KERR et al., 2015). As populações e
313 comunidades podem reduzir ou aumentar suas áreas de ocorrência, mudar suas áreas de habitat,
314 suas rotas migratórias, ou até mesmo serem extintas devido a diversos fatores bióticos e
315 abióticos. As mudanças climáticas podem ocasionar o desaparecimento de ambientes no futuro
316 aumentando o risco de extinção, principalmente aquelas com distribuições geográficas e
317 climáticas estreitas (HANNAH et al., 2007).

318 Dada ao importante papel ecológico de polinização realizado pelas abelhas, sua
319 conservação é imprescindível para a manutenção e desempenho de processos ecológicos vitais.
320 A ausência das abelhas afetaria tanto na questão ambiental, nas populações vegetais e animais

321 quanto para a própria humanidade, abrangendo também a economia global. Apesar deste vasto
322 conhecimento acerca da biologia das abelhas, sua distribuição ainda é relativamente pouco
323 conhecida (DINIZ-FILHO; DE MARCO; HAWKINS, 2010). A lacuna de conhecimento, em
324 especial o Déficit Wallaceano, que compreende a falta de informação sobre as distribuições
325 geográficas das espécies (HORTAL et al., 2015; WHITTAKER et al., 2005) afeta diretamente
326 na efetividade de ações práticas de conservação em largas escalas geográficas. Portanto, em
327 uma perspectiva conservadorista, estudos como este são notoriamente importantes para
328 amenizar as lacunas de conhecimento. Bem como descrever a potencial distribuição da espécie,
329 e também indicar áreas potencialmente interessantes a fim de otimizar esforços de coletas
330 futuras desta espécie. Sendo assim, se faz necessário o uso de ferramentas tecnológicas e
331 metodológicas disponíveis na tentativa de diminuir a falta de informação. O uso MDEs podem
332 amenizar as lacunas de conhecimento sobre a distribuição de espécies e ajudar a formular
333 políticas de conservação para espécies de insetos (DE MARCO; SIQUEIRA, 2009; GUIBAN
334 et al., 2013). É importante compreender as necessidades ecológicas e biológicas de uma espécie
335 dentro dos seus ambientes naturais e esse conhecimento pode potencialmente ajudar-nos a
336 conservar a espécie no futuro (SILVA et al., 2019).

337 Em comparação com o declínio das outras espécies *Bombus* citadas no trabalho, a *B.*
338 *funnebris* não se apresenta tão ameaça à ponto de um evento de extinção global. Entretanto, no
339 cenário futuro, as mudanças climáticas podem causar eventos de extinção local sobre a *B.*
340 *funnebris*, dado que, a projeção é uma redução na distribuição da espécie. Em especial, na
341 Colômbia, Venezuela e Bolívia, onde a diminuição da distribuição foi mais evidente, portanto,
342 usar técnicas para avaliar a existência de áreas protegidas por UCs é de significativa importância
343 para a conservação. Infelizmente, no cenário atual existe uma escassez de áreas protegidas por
344 UCs que cobrem a distribuição dessa espécie e no cenário futuro houve uma queda de 30%. Ou
345 seja, a cobertura de áreas protegidas por UCs, que no cenário atual já é pequena, no cenário
346 futuro, ficará ainda menor, apresentando uma baixa nas áreas protegidas.

347 Além da preocupante presença dos déficits de conhecimento em relação à descrição,
348 distribuição, interações bióticas, padrões evolutivos e outras características que compõem a
349 vida e diversidade dos insetos, chamam a atenção para a necessidade de um maior entendimento
350 das espécies e seus ecossistemas. Pesquisas futuras sobre a fragmentação e perda de habitats,
351 perda de recursos florais e locais de nidificação, doenças e mudanças climáticas são necessárias
352 para identificar os principais fatores que levam ao declínio da biodiversidade de *Bombus*.
353 Portanto, a crescente implementação de ferramentas como as utilizadas aqui é uma maneira

354 importante de minimizar os déficits de informações relacionadas às espécies de insetos
355 (CARDOSO et al., 2011; DINIZ-FILHO; DE MARCO; HAWKINS, 2010; HORTAL et al.,
356 2015) em especial para as abelhas. Em um mundo que está o tempo todo sendo afetado por
357 ações humanas é de extrema importância a realização de esforços para o conhecimento e
358 conservação das espécies.

359

360 **Referências Bibliográficas**

361 ANDRADE, A. F. A. DE; VELAZCO, S. J. E.; DE MARCO JÚNIOR, P. ENMTML: An R
362 package for a straightforward construction of complex ecological niche models.
363 **Environmental Modelling and Software**, v. 125, p. 104615, 2020.

364 ARAÚJO, M. B.; GUIBAN, A. Five (or so) challenges for species distribution modelling.
365 **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 10, p. 1677–1688, 2006.

366 ARAÚJO, M. B.; PEARSON, R. G. Equilibrium of species' distributions with climate.
367 **Ecography**, v. 28, n. 5, p. 693–695, 2005.

368 ARAUJO, M. B.; WILLIAMS, P. H. Selecting areas for species persistence using occurrence
369 data. **Basic and Applied Ecology**, v. 96, p. 331–345, 2000.

370 BARNOSKY, A. D. et al. Has the Earth ' s sixth mass extinction already arrived ? **Nature**, p.
371 1–7, 2011.

372 BARVE, N. et al. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and
373 species distribution modeling. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 11, p. 1810–1819, 2011.

374 BEAUMONT, L. J.; HUGHES, L.; POULSEN, M. Predicting species distributions: Use of
375 climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future
376 distributions. **Ecological Modelling**, v. 186, n. 2, p. 251–270, 2005.

377 BELLARD, C. et al. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**,
378 v. 15, n. 4, p. 365–377, 2012.

379 BINI, L. M. et al. Challenging Wallacean and Linnean shortfalls: Knowledge gradients and
380 conservation planning in a biodiversity hotspot. **Diversity and Distributions**, v. 12, n. 5, p.
381 475–482, 2006.

382 BREIMAN, L. Random forests. **Machine Learning**, v. 45, n. 1, p. 5–32, out. 2001.

383 BUSBY, J. . BIOCLIM - a bioclimate analysis and prediction system-In: Nature Conservation:
384 Cost Effective Biological Surveys and Data Analysis. In: MARGULES, C.; AUSTIN, M.
385 (Eds.). . [s.l.] CSIRO, 1991. p. 64–68.

386 CAMERON, S. A. et al. Patterns of widespread decline in North American bumble bees.
387 **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108,

388 n. 2, p. 662–667, 2011.

389 CARDOSO, P. et al. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome
390 them. **Biological Conservation**, v. 144, n. 11, p. 2647–2655, 2011.

391 CEBALLOS, G. et al. The Sixth Extinction Crisis Loss of Animal Populations and Species.
392 **Jornal of Cosmology**, v. 8, p. 1821–1831, 2010.

393 CEBALLOS, G. et al. Accelerated modern human – induced species losses : Entering the sixth
394 mass extinction. **Sci. Adv.**, p. 1–5, 2015.

395 COLLA, S. R. et al. Assessing declines of North American bumble bees (*Bombus* spp.) using
396 museum specimens. **Biodiversity and Conservation**, v. 21, n. 14, p. 3585–3595, 2012.

397 DE MARCO, P.; NÓBREGA, C. C. Unprotecting the rare species: a niche-based gap analysis
398 for odonates in a core Cerrado area ´. **Diversity and Distributions**, v. 17, p. 491–505, 2011.

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

401 DINIZ-FILHO, J. A. F.; DE MARCO, P.; HAWKINS, B. A. Defying the curse of ignorance:
402 Perspectives in insect macroecology and conservation biogeography. **Insect Conservation and**
403 **Diversity**, v. 3, n. 3, p. 172–179, 2010.

404 DIRZO, R. et al. Defaunation in the Anthropocene. **Science**, v. 401, n. 6195, p. 401–406, 2014.

405 ELITH, J.; LEATHWICK, J. R. Species Distribution Models: Ecological Explanation and
406 Prediction Across Space and Time. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**,
407 v. 40, n. 1, p. 677–697, 2009.

408 FALEIRO, F. V. et al. Ring out the bells, we are being invaded! Niche conservatism in exotic
409 populations of the Yellow Bells, *Tecoma stans* (Bignoniaceae). **Natureza & Conservação**, v.
410 3, n. 3, p. 2–7, 2015.

411 FARBER, O.; KADMON, R. Assessment of alternative approaches for bioclimatic modeling
412 with special emphasis on the Mahalanobis distance. **Ecological Modelling**, v. 160, n. 1–2, p.
413 115–130, 1 fev. 2003.

414 FITZPATRICK, Ú. et al. Rarity and decline in bumblebees - A test of causes and correlates in
415 the Irish fauna. **Biological Conservation**, v. 136, n. 2, p. 185–194, abr. 2007.

416 FONTAINE, B.; PERRARD, A.; BOUCHET, P. 21 years of shelf life between discovery and
417 description of new species. **Current Biology**, v. 22, n. 22, p. R943–R944, 2012.

418 GIANNINI, T. C. et al. Artigo de Revisão / Review Paper Desafios atuais da modelagem
419 preditiva de distribuição de espécies Current challenges of species distribution predictive
420 modelling Resumo A modelagem preditiva tem sido aplicada para analisar a distribuição
421 geográfica de e. **Rodriguésia**, v. 63, n. 3, p. 733–749, 2012.

422 GOOGLE INC. **Google Earth**, 2018.

423 GRIXTI, J. C. et al. Decline of bumble bees (*Bombus*) in the North American Midwest.
424 **Biological Conservation**, v. 142, n. 1, p. 75–84, 2009.

425 GUI SAN, A. et al. Predicting species distributions for conservation decisions. **Ecology Letters**,
426 v. 16, p. 1424–1435, 2013.

427 GUI SAN, A.; EDWARDS, T. C.; HASTIE, T. Generalized linear and generalized additive
428 models in studies of species distributions: setting the scene. **Ecological Modelling**, v. 157, n.
429 2–3, p. 89–100, 2002.

430 HANNAH, L. et al. Protected area needs in a changing climate. **Frontiers in Ecology and the**
431 **Environment**, v. 5, n. 3, p. 131–138, 2007.

432 HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. Generalized additive models. **Statistical Science**, v. 1, n. 3, p.
433 297–310, 1986.

434 HERRERA, J. M. et al. Determining habitat suitability for bumblebees in a mountain system:
435 a baseline approach for testing the impact of climate change on the occurrence and abundance
436 of species. **Journal of Biogeography**, v. 41, n. 4, p. 700–712, abr. 2014.

437 HIJMANS, R. J. et al. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas.
438 **International Journal of Climatology**, v. 25, n. 15, p. 1965–1978, 2005.

439 HIRZEL, A. H. et al. Ecological-niche factor analysis: How to compute habitat-suitability maps
440 without absence data? **Ecology**, v. 83, n. 7, p. 2027–2036, 1 jul. 2002.

441 HORTAL, J. et al. Ice age climate, evolutionary constraints and diversity patterns of european
442 dung beetles. **Ecology Letters**, v. 14, n. 8, p. 741–748, 2011.

443 HORTAL, J. et al. Seven Shortfalls that Beset Large-Scale Knowledge of Biodiversity. **Annual**
444 **Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 46, n. 1, p. 523–549, 2015.

445 JACOBSON, M. M. et al. Decline of bumble bees in northeastern North America, with special
446 focus on *Bombus terricola*. **Biological Conservation**, v. 217, n. January, p. 437–445, 2018.

447 JIMÉNEZ-VALVERDE, A. et al. Use of niche models in invasive species risk assessments.
448 **Biological Invasions**, v. 13, n. 12, p. 2785–2797, 2011.

449 KERR, J. T. et al. AClimate change impacts on bumblebees converge across continents.
450 **Science**, v. 349, n. 6244, p. 177–180, 2015.

451 KLEIN, A. et al. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops.
452 **Proceedings of the Royal Society of London - Biological Sciences**, v. 274, p. 303–313, 2006.

453 KOCH, J. B. et al. USBombus, a database of contemporary survey data for North American
454 Bumble Bees (Hymenoptera, Apidae, *Bombus*) distributed in the United States. **Biodiversity**
455 **Data Journal**, v. 3, n. 1, 2015.

- 456 LEES, A. C.; PIMM, S. L. Species , extinct before we know them ? **CURBIO**, v. 25, n. 5, p.
457 177–180, 2015.
- 458 LEROY, B. et al. Without quality presence–absence data, discrimination metrics such as TSS
459 can be misleading measures of model performance. **Journal of Biogeography**, v. 45, n. 9, p.
460 1994–2002, 2018.
- 461 LEWINSOHN, T. M.; FREITAS, A. V. L.; PRADO, P. I. Conservação de invertebrados
462 terrestres e seus habitats no Brasil. **Megadiversidade**, v. 1, 2005.
- 463 LOBO, J. M. The use of occurrence data to predict the effects of climate change on insects.
464 **Current Opinion in Insect Science**, v. 17, p. 62–68, 2016.
- 465 LOBO, J. M.; TOGNETTI, M. F. Exploring the effects of quantity and location of pseudo-
466 absences and sampling biases on the performance of distribution models with limited point
467 occurrence data. **Journal for Nature Conservation**, v. 19, p. 1–7, 2011.
- 468 LOMOLINO, M. V; HEANEY, L. R. **Conservation biogeography. Frontiers of**
469 **Biogeography: new directions in the geography of nature**. [s.l: s.n.].
- 470 MARTINS, A. C. et al. Species conservation under future climate change: the case of *Bombus*
471 *bellicosus*, a potentially threatened South American bumblebee species. **Journal of Insect**
472 **Conservation**, v. 19, n. 1, p. 33–43, 2015a.
- 473 MARTINS, A. C. et al. Species conservation under future climate change : the case of *Bombus*
474 *bellicosus* , a potentially threatened South American bumblebee species. **Insect Conservation**
475 **and Diversity**, v. 19, p. 33–43, 2015b.
- 476 MARTINS, A. C.; GONÇALVES, R. B.; MELO, G. A. R. Changes in wild bee fauna of a
477 grassland in Brazil reveal negative effects associated with growing urbanization during the last
478 40 years. **Zoologia**, v. 30, n. 2, p. 157–176, abr. 2013.
- 479 MARTINS, A. C.; MELO, G. A. R. Has the bumblebee *Bombus bellicosus* gone extinct in the
480 northern portion of its distribution range in Brazil? **Journal of Insect Conservation**, v. 14, n.
481 2, p. 207–210, 26 abr. 2010.
- 482 MEROW, C.; SILANDER, J. A. A comparison of Maxlike and Maxent for modelling species
483 distributions. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 5, n. 3, p. 215–225, mar. 2014.
- 484 MICHENER, C. D. **The Bees of the world**. [s.l: s.n.].
- 485 MONTALVA, J. et al. New records of an invasive bumble bee in northern Chile: expansion of
486 its range or new introduction events? **Journal of Insect Conservation**, v. 21, n. 4, p. 657–666,
487 2017.
- 488 MORALES, C. L. et al. Rapid ecological replacement of a native bumble bee by invasive
489 species. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 11, n. 10, p. 529–534, 2013.
- 490 NEMÉSIO, A. et al. Effects of climate change and habitat loss on a forest-dependent bee species

491 in a tropical fragmented landscape. **Insect Conservation and Diversity**, v. 9, n. 2, p. 149–160,
492 2016.

493 OLLERTON, J.; WINFREE, R.; TARRANT, S. How many flowering plants are pollinated by
494 animals? **Oikos**, v. 120, p. 321–326, 2011.

495 PAGLIA, A. P. et al. Modelos de Distribuição de Espécies em Estratégias para a Conservação
496 da Biodiversidade e para Adaptação Baseada em Ecossistemas Frente a Mudanças Climáticas.
497 **Natureza & Conservação**, v. 10, p. 231–234, 2012.

498 PARMESAN, C. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. **Annual**
499 **Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 37, n. 1, p. 637–669, 2006.

500 PECL, G. T. et al. Biodiversity redistribution under climate change: impacts on ecosystems and
501 human well-being. **Science**, v. 355, n. 6332, p. 1–9, 2017.

502 PETERSON, A. T. et al. Future projections for Mexican faunas under global climate change
503 scenarios. **Nature**, v. 416, p. 164–166, 2002.

504 PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of
505 species geographic distributions. **Ecological Modelling**, v. 190, p. 231–259, 2006.

506 PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions
507 and a comprehensive evaluation. **Ecography**, v. 31, n. 2, p. 161–175, abr. 2008.

508 POLASKY, S.; SOLOW, A. R. The value of information in reserve site selection. **Diversity**
509 **and Distributions**, v. 10, p. 1051–1058, 2001.

510 RICHARDSON, L. L. et al. Bumble bee (*Bombus*) distribution and diversity in Vermont, USA:
511 a century of change. **Journal of Insect Conservation**, v. 23, n. 1, p. 45–62, 2019.

512 ROYLE, J. A. et al. Likelihood analysis of species occurrence probability from presence-only
513 data for modelling species distributions. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, n. 3, p. 545–
514 554, jun. 2012.

515 SÁEZ, A. et al. Invasive bumble bees reduce nectar availability for honey bees by robbing
516 raspberry flower buds. **Basic and Applied Ecology**, v. 19, p. 26–35, 2017.

517 SCHLEUNING, M. et al. Ecological networks are more sensitive to plant than to animal
518 extinction under climate change. **Nature Communications**, v. 7, n. May, p. 1–9, 2016.

519 SCHMID-HEMPEL, P. et al. The invasion of southern South America by imported bumblebees
520 and associated parasites. **Journal of Animal Ecology**, v. 83, n. 4, p. 823–837, 2014.

521 SCHUH, R. T.; HEWSON-SMITH, S.; ASCHER, J. S. Specimen databases: A case study in
522 entomology using web-based software. **American Entomologist**, v. 56, n. 4, p. 206–216, 2010.

523 SILVA, D. P. et al. Using ecological niche models and niche analyses to understand speciation
524 patterns: The case of sister neotropical orchid bees. **PLoS ONE**, v. 9, n. 11, 2014.

525 SILVA, D. P. et al. Range increase of a Neotropical orchid bee under future scenarios of climate
526 change. **Insect Conservation and Diversity**, v. 19, p. 901–910, 2015.

527 SILVA, D. P. et al. Current and future ranges of an elusive North American insect using species
528 distribution models. **Journal of Insect Conservation**, v. 23, n. 1, p. 175–186, 2019.

529 SIQUEIRA, M. F. D. E.; DURIGAN, G. Modelagem da distribuição geográfica de espécies
530 lenhosas de cerrado no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 2, p. 233–243,
531 2007.

532 THOMAS, C. D.; BULMAN, C. R.; WILSON, R. J. Where within a geographical range do
533 species survive best ? A matter of scale. **Insect Conservation and Diversity**, v. 1, p. 2–8, 2008.

534 TYLIANAKIS, J. M. et al. Global change and species interactions in terrestrial ecosystems.
535 **Ecology Letters**, p. 1351–1363, 2008.

536 URBAN, D.; MOURE, J. S.; GRAF, V. Catálogo de Apoidea da Região Neotropical
537 (Hymenoptera, Colletidae): IV. Hylaeinae. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, n. 1, p. 1–
538 46, 1999.

539 VANHATALO, J.; VENERANTA, L.; HUDD, R. Species distribution modeling with Gaussian
540 processes: A case study with the youngest stages of sea spawning whitefish (*Coregonus*
541 *lavaretus* L. s.l.) larvae. **Ecological Modelling**, v. 228, p. 49–58, mar. 2012.

542 WHITTAKER, R. J. et al. Conservation biogeography: Assessment and prospect. **Diversity**
543 **and Distributions**, v. 11, n. 1, p. 3–23, 2005.

544 WILLIAMS, N. M. et al. Ecological and life-history traits predict bee species responses to
545 environmental disturbances. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2280–2291, 2010.

546 WILLIAMS, P. H. An annotated checklist of bumble bees with an analysis of patterns of
547 description (Hymenoptera: Apidae, Bombini). **Bulletin of the Natural History Museum.**, v.
548 67, p. 79–152, 1998.

549 WILSON, E. O. The Little Things That Run the World (The Importance and Conservation of
550 Invertebrates Published by : Blackwell Publishing for Society for Conservation Biology Stable
551 URL : <http://www.jstor.org/stable/2386020>. **Conservation Biology**, v. 1, n. 4, p. 344–346,
552 1987.

553 WILSON, M. D. Support Vector Machines. In: **Encyclopedia of Ecology, Five-Volume Set**.
554 [s.l.] Elsevier Inc., 2008. p. 3431–3437.

555

556

557