

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

ANA PAULA ARAUJO CORREA DE LIMA

O EFEITO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A FENOLOGIA
DE FLORAÇÃO DE ESPÉCIES POLINIZADAS POR BEIJA-FLORES NA
MATA ATLÂNTICA

CURITIBA

2018

ANA PAULA ARAUJO CORREA DE LIMA

O EFEITO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS SOBRE A FENOLOGIA DE
FLORAÇÃO DE ESPÉCIES POLINIZADAS POR BEIJA-FLORES NA MATA
ATLÂNTICA

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Botânica, Área de Concentração em Evolução e Diversidade Vegetal, Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Botânica.

Orientadora: Dra. Isabela Galarda Varassin
Co-orientador: Dr. Victor Pereira Zwiener

CURITIBA

2018`

Universidade Federal do Paraná. Sistema de Bibliotecas.
Biblioteca de Ciências Biológicas.
(Telma Terezinha Stresser de Assis –CRB/9-944)

Lima, Ana Paula Araujo Correa de
O efeito das mudanças climáticas sobre a fenologia de floração de espécies polinizadas por beija-flores na Mata Atlântica. / Ana Paula Araujo Correa de Lima. – Curitiba, 2018.
62 p.: il. ; 30cm.

Orientadora: Isabela Galarda Varassin
Co-orientador: Victor Pereira Zwiener
Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Botânica.

1. Fenologia vegetal. 2. Polinização. 3. Beija-flor. I. Título II. Varassin, Isabela Galarda. III. Zwiener, Victor Pereira. IV. Universidade Federal do Paraná. Setor de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Botânica.

CDD (20. ed.) 581.54



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

Setor de Ciências Biológicas
Programa de Pós-Graduação em Botânica



**O efeito das mudanças climáticas sobre a fenologia de floração de espécies
polinizadas por beija-flores na Mata Atlântica**

por

Ana Paula Araujo Correa de Lima

**Dissertação aprovada como requisito parcial
para obtenção do grau de Mestre no Programa
de Pós-Graduação em Botânica, pela Comissão
formada pelos doutores**

Victor Pereira Zwiener

Fernanda Thiesen Brum

Marina Wolowski Torres

Curitiba, 27 de novembro de 2018.

AGRADECIMENTOS

Aos meus orientadores, Isabela e Victor, por todas as experiências transformadoras, pela paciência, humildade, e por acreditarem no potencial deste projeto desde o início. Por me mostrarem que trabalho em equipe é quase sempre muito mais poderoso do que uma jornada solitária. Por compartilharem seus conhecimentos e contribuírem com discussões fundamentais para o desenvolvimento desse trabalho.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia Vegetal por me acolherem ao grupo, e que de alguma forma contribuíram para a construção deste projeto, compartilhando dados de pesquisa, informações, desabafos e histórias de vida.

Ao Programa de Pós-Graduação em Botânica, professores e membros de apoio, por oferecerem os recursos necessários para a minha aprendizagem.

Aos demais discentes do programa, por compartilharem de suas dores e conquistas na hora do café na Sala dos Alunos. Ao Fabiano Maia, por ter assumido a empreitada de liderar e permitir que todos nós discentes pudéssemos participar de alguma na construção do evento acadêmico anual do programa.

Aos membros da banca, Marina Wolowski e Fernanda Thiesen Brum pelo interesse e pelas contribuições e questionamentos levantados a respeito da dissertação.

Ao CNPq e à CAPES pelo financiamento do projeto e concessão de bolsa para a realização deste trabalho.

Por fim, agradeço à minha família e ao meu marido, que acreditaram no meu potencial ao longo dessa jornada, sempre me apoiando e me incentivando a seguir em frente, mesmo nos momentos mais dolorosos e desafiadores deste período.

RESUMO

A fenologia da floração é considerada uma característica da aptidão que faz parte do nicho ecológico das espécies de plantas, e que se espelha em seus padrões de distribuição geográfica. Portanto, para avaliar os impactos em diferentes cenários de mudanças climáticas na fenologia, abordagens que incluam respostas espaciais e temporais são necessárias e especialmente desafiadoras. Neste trabalho, implementamos modelagem de nicho ecológico para investigar os efeitos potenciais de mudanças climáticas nos padrões de floração e distribuição geográfica de espécies polinizadas por beija-flores na Mata Atlântica, um hotspot de biodiversidade. Modelos de distribuição indicam futuras mudanças na adequabilidade climática de seus habitats atuais, sugerindo uma tendência à descontinuidade, redução e deslocamento espacial. Os modelos de floração indicam que o clima pode influenciar na fenologia, aumentando a adequabilidade para algumas espécies e reduzindo em outras, e se tornar um importante fator de pressão seletiva nas comunidades vegetais. Nossos resultados sugerem que espécies polinizadas por beija-flores são propensas a mudanças na distribuição geográfica e floração sob diferentes cenários climáticos, com impactos potenciais nas redes ecológicas e no sucesso reprodutivo das plantas tropicais no futuro próximo. Muitas lacunas ainda precisam ser respondidas, principalmente em relação a magnitude das mudanças no clima nas tolerâncias fisiológicas das espécies e nas redes de interações presentes nas florestas. Contudo, acreditamos que nossa abordagem possa, daqui pra frente, ser melhor aprofundada no sentido de aprimorar as previsões futuras e entender como os processos ambientais influenciam a biota dentro dos ecossistemas.

Palavras-chave: adequação climática, aquecimento global, interações mutualísticas, modelagem de nicho ecológico, padrões espaço-temporais.

ABSTRACT

Flowering phenology is considered a fitness trait that is part of the ecological niche of plant species, and that is reflected in their patterns of geographical distribution. Therefore, in order to assess impacts in different climate change scenarios on phenology, approaches that include spatial and temporal responses are necessary and especially challenging. In this work, we implemented ecological niche modeling to investigate the potential effects of climate change on flowering patterns and geographic distribution of species pollinated by hummingbirds in the Brazilian Atlantic Forest, a biodiversity hotspot. Distribution models indicate future changes in the climatic suitability of their current habitats, suggesting a tendency to discontinuity, reduction and spatial displacement. Flowering patterns indicate that climate may influence phenology, increasing suitability for some species and reducing in others, and becoming an important selective pressure factor in plant communities. Our results suggest that species pollinated by hummingbirds are prone to changes in geographic distribution and flowering under different climatic scenarios, with potential impacts on ecological networks and the reproductive success of tropical plants in the near future. Many gaps still need to be addressed, especially in relation to the magnitude of changes in the climate in the physiological tolerances of the species and in the networks of interactions present in the forests. However, we believe that our approach can henceforth be better explored in order to improve future predictions and understand how environmental processes influence biota within ecosystems.

Keywords: climatic suitability, global warming, mutualistic interactions, ecological niche modeling, spatio-temporal patterns.

LISTA DE FIGURAS

- FIGURE 1 – Two-stage modeling approach used for assessing spatiotemporal variation in species geographic distribution and flowering suitability under different climate change scenarios..... 35
- FIGURE 2 – Potential distribution of plant species richness pollinated by hummingbirds in the Brazilian Atlantic Forest under different climatic scenarios (RCP 2.6 and 8.5) and periods (2050 and 2070)..... 36
- FIGURE 3 – Increase range shifts ratio for hummingbird-pollinated species in the Brazilian Atlantic Forest under different climate scenarios (RCP 2.6 and 8.5) and periods (2050 and 2070) using Index I which measures increment in favorability..... 37
- FIGURE 4 – Overlap range shifts ratio for hummingbird-pollinated species in the Brazilian Atlantic Forest under different climate scenarios (RCP 2.6 and 8.5) and periods (2050 and 2070) using Index O which measures favorability overlap..... 37
- FIGURE 5 – Delta suitability for flowering models for hummingbird-pollinated species in the Brazilian Atlantic Forest under different climate scenarios (RCP 2.6 and 8.5) and periods (2050 and 2070) 38

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL	8
CAPÍTULO 1 - SPATIO-TEMPORAL EFFECTS OF CLIMATE CHANGE ON FLOWERING PHENOLOGY AND GEOGRAPHIC DISTRIBUTION OF HUMMINGBIRD-POLLINATED PLANTS.....	12
Abstract.....	14
Introduction	15
Material and Methods.....	17
Approach to modelling species distributions and phenology	17
Species and occurrence records	18
Environmental variables	19
Ecological niche modelling	19
Model evaluation	21
Results	22
Discussion	24
Funding Information	26
Literature Cited.....	27
Table 1. Model evaluation for distribution models using binomial probability test and flowering monthly models using AUC test.	39
Appendix S1. Compilation records validated by SpeciesLink and GBIF, phytogeographic domains recognized by REFLORA and literature cited by Web of Science about hummingbird-pollinated-plant species in Brazilian Atlantic Forest	42
CONCLUSÃO GERAL.....	57
REFERÊNCIAS.....	59

INTRODUÇÃO GERAL

Entende-se por mudanças climáticas globais qualquer mudança ambiental que altere a atmosfera, os oceanos e os sistemas terrestres (MATESANZ *et al.*, 2010). Embora sejam considerados fenômenos naturais e já tenham ocorrido em períodos anteriores, é consenso que atualmente grande parte das atividades antrópicas está contribuindo para que estas mudanças ocorram mais rapidamente e em maior intensidade (PACHECO, HELENE, 1990). Modificações no uso da terra, poluição, desmatamento e sobreexploração são algumas das intervenções consideradas responsáveis pelo aumento da concentração de gases do efeito estufa na atmosfera, por exemplo, e conseqüentemente pelo aquecimento global (VITOUSEK, 1994)

Uma maior retenção de calor na atmosfera terrestre pode desencadear uma série de impactos que, segundo o IPCC (2014), incluem aumento das temperaturas mínimas anuais, principalmente no inverno do hemisfério Norte e do Ártico, alteração nas precipitações médias anuais e maior frequência de eventos extremos (BYERS, 2017), dentre eles chuvas torrenciais e secas prolongadas. Espera-se que essa instabilidade climática leve à redução e fragmentação de habitats naturais em todo o mundo (ZANIN *et al.*, 2017), e se converta em pressões seletivas, com fortes implicações para a aptidão individual das espécies (MATESANZ *et al.*, 2010) e para o funcionamento e resiliência dos ecossistemas (BOTKIN *et al.*, 2007).

Por causa da intensa degradação ambiental e os inúmeros desmatamentos provocados pela industrialização e expansão urbana e agrícola iniciadas no século XVI, os remanescentes da Mata Atlântica representam hoje cerca de 12,5% de sua área original, em geral na forma de pequenos fragmentos florestais isolados em meio a paisagens altamente antropizadas (YOUNG, 2005; SOS MATA ATLANTICA, 2015). Contudo, o bioma abriga uma significativa biodiversidade, com altos níveis de endemismo, onde estima-se que possua algo entre 33% e 36% das espécies existentes no Brasil, e que 8 mil sejam endêmicas (CAMPANILI, SCHAFFER, 2010). Entretanto, esta complexidade pode ser extremamente vulnerável às mudanças climáticas (BELLARD *et al.*, 2012). Estudos recentes têm demonstrado que as espécies tropicais apresentam limites de tolerância fisiológica mais restritos devido a

pouca sazonalidade climática anual nestes ambientes (MORELLATO *et al.*, 2000), e, portanto, estes organismos, podem não conseguir se adaptar a mudanças muito intensas (DEUTSCH *et al.*, 2008; COLWELL *et al.*, 2008),

Considerando que o efeito mais extremo e irreversível da redução da aptidão é a extinção, é fundamental buscar uma melhor compreensão de como as espécies respondem às mudanças nestes complexos cenários ambientais (PARMESAN, 2006). De acordo com Rehm *et al.* (2015), as espécies podem evitar as extinções climáticas através de três principais mecanismos: (1) podem se acostumar com as mudanças no clima (aclimatação); (2) se adaptar às mudanças climáticas e às novas condições do ambiente; e/ou (3) mudar suas distribuições para acompanhar o deslocamento geográfico das condições climáticas mais adequadas (FEELEY *et al.*, 2012).

Nas plantas, as respostas podem ocorrer de diversas formas, entre elas por meio da dispersão, mudando sua distribuição geográfica, ou através de uma mudança temporal nos eventos do seu ciclo de vida, isto é, na fenologia (PARMESAN; YOHE, 2003; WALTHER *et al.*, 2005). Em uma meta-análise realizada por Root *et al.* (2003), foi observado que em uma ampla gama de espécies uma das respostas biológicas em relação às alterações climáticas foi uma mudança nos principais eventos fenológicos, com um avanço de 5,1 dias, nos últimos 50 anos. Registros históricos de cinquenta anos de 385 plantas no Reino Unido indicam um avanço de 4,5 dias na época de floração na década de 1990 a 2000 (FITTER; FITTER, 2002). Além disto, as espécies apresentaram respostas distintas uma vez que 16% de espécies floresceram 15 dias antes e cerca de 3% delas floresceram mais tarde. Estas variações de respostas fenológicas devem-se provavelmente à complexidade de fatores que modulam os eventos fenológicos, tais como componentes bióticos, que determinam a intensidade do evento, e fatores climáticos (como temperatura, precipitação e fotoperíodo), que determinam o período e sua duração (SCHAIK *et al.*, 1993). Assim, a fenologia de muitas espécies pode ser perturbada na medida em que a adequação de seus habitats é alterada pelas mudanças climáticas (BYERS, 2017). Temperaturas elevadas podem desencadear a precocidade na abertura das folhas, floração e germinação, e o retardamento da queda das folhas, conduzindo a uma estação de crescimento mais prolongada (COTTON, 2003). Dependendo da espécie e do local onde ela

ocorre, este prolongamento pode afetar as demais fenofases e interferir no sucesso reprodutivo destes indivíduos.

A fenologia de floração é apontada como uma característica fundamental para o sucesso reprodutivo das plantas, o que, segundo Chuine (2010), é bastante intuitivo, uma vez que este evento está envolvido com o sucesso da maturação dos frutos, da qualidade das sementes e, principalmente, da polinização. A forma, o tempo, a duração e o grau de sincronia das fases fenológicas também têm importantes implicações na dinâmica das comunidades (BRUNELLI, 2013). A maior parte das espécies vegetais apresenta períodos fenológicos reprodutivos claramente definidos, os quais, em sua maioria, estão ligados à fenologia de outros organismos necessários para uma reprodução bem-sucedida (BOTH *et. al.*, 2009).

A polinização por aves é considerada bastante comum em ecossistemas tropicais (ROCCA-DE-ANDRADE, 2006), e os beija-flores desempenham um papel importante na reprodução de várias espécies de plantas nesses locais (ZANATA, DALSGAARD, PASSOS, *et al.*, 2017), que produzem flores no ano e fornecem recursos nutricionais essenciais para a sobrevivência dessas aves (ROCCA; SAZIMA, 2010).

Plantas polinizadas por animais podem ser particularmente vulneráveis às mudanças climáticas, com rompimento das interações planta-polinizador (GORDO; SANZ, 2010), uma vez que a época de floração e a disponibilidade de polinizadores, podem não responder de modo semelhante às alterações no clima (BARTOMEUS *et. al.*, 2011; DORJI *et. al.*, 2012; MCKINNEY *et al.*, 2012). Desta forma, alterações na disponibilidade de recursos florais podem desencadear graves problemas para as populações de polinizadores, e a longo prazo para a reprodução das próprias plantas (ALDRIDGE *et al.*, 2011).

Em geral, as variáveis abióticas que influenciam na fenologia podem sinalizar positiva ou negativamente uma adaptação das espécies às mudanças climáticas (PARMESAN; YOHE, 2003). Por este viés, a questão que se coloca é como as mudanças climáticas futuras poderão afetar a fenologia das plantas nos ecossistemas em diferentes cenários (VISSER; BOTH, 2005). No cenário atual, uma ferramenta que tem sido bastante aplicada para este propósito são as abordagens metodológicas de modelagem de nicho ecológico (BARVE *et al.*, 2014; BARVE *et al.*, 2015). A modelagem de nicho entende que o nicho da

espécie é representado por cada ponto projetado no espaço geográfico, o qual proporciona condições ambientais para que a espécie exista indefinidamente (HUTCHINSON, 1957). Assim, em um cenário de mudanças climáticas, esta abordagem baseia-se na suposição de que o habitat atual de uma espécie reflete suas condições climáticas ideais e está em equilíbrio com os componentes ambientais que constituem seu nicho climático (BERTELSMEIER et al., 2013). É um método que utiliza modelagem matemática para estimar o nicho das espécies, e assume que ela estará presente em um determinado ponto se reunidas três condições: a) condições abióticas favoráveis; b) presença de interações positivas e ausência de interações negativas; c) capacidade de dispersão, ou seja, as espécies poderão estar presentes apenas numa região alcançável em um tempo ecológico relevante (SOBERON, 2007).

Em um primeiro momento a modelagem de nicho pode ser interpretada como uma forma de representar o nicho fundamental das espécies. No entanto, processos ecológicos como interações (positivas e negativas), limitações de dispersão e de tolerâncias fisiológicas também podem influenciar nas distribuições espaciais (COLWELL; RANGEL, 2009, BARVE et al., 2014). Chuine (2010) afirma que a fenologia de floração é uma característica de aptidão que constitui o nicho das espécies vegetais, o qual é espelhado nos seus padrões de distribuição geográfica. Nesse sentido, abordagens que incluam respostas espaciais e temporais às mudanças climáticas podem melhorar os modelos preditivos.

Neste estudo pretende-se responder à seguinte pergunta: Quais são as potenciais modificações resultantes das alterações climáticas nos padrões de floração e distribuição geográfica de espécies de plantas polinizadas por beija-flores na Mata Atlântica? Utilizando métodos de modelagem de nicho ecológico, foi analisado o impacto das mudanças climáticas sobre a fenologia de floração de 62 espécies tropicais polinizadas por beija-flores da Mata Atlântica. A partir dos registros de floração, da distribuição geográfica e dos parâmetros climáticos na área de ocorrência, foram propostas as potenciais alterações na adequabilidade climática dos padrões espaço-temporais de floração destas espécies em cenários futuros.

CAPÍTULO 1

**SPATIO-TEMPORAL EFFECTS OF CLIMATE CHANGE ON FLOWERING
PHENOLOGY AND GEOGRAPHIC DISTRIBUTION OF HUMMINGBIRD-
POLLINATED PLANTS**

Annals of Botany

Original Article

Spatio-temporal effects of climate change on geographic distribution and flowering phenology of hummingbird-pollinated plants

Ana Paula Araujo Correa-Lima^{1*}, Isabela Galarda Varassin¹, Narayani Barve², Victor Pereira Zwiener³

¹ Departamento de Botânica, Universidade Federal do Paraná, *Campus* Centro Politécnico, Curitiba, Paraná, Brazil. apbioaraujo@gmail.com

² Department of Ecology & Evolutionary Biology. University of Kansas, Lawrence, USA.

³ Departamento de Biodiversidade, Universidade Federal do Paraná, Palotina, Paraná, Brazil.

* For correspondence. Email: apbioaraujo@gmail.com

Correa-Lima et al. – **Spatio-temporal effects of climate change on hummingbird-pollinated plants.** apbioaraujo@gmail.com

ABSTRACT

Backgrounds and Aims: Tropical plant species are already suffering the effects of climate change and projections warn for even greater changes in the next decades. Of particular concern are alterations in flowering phenology, given that it is considered a fitness trait, part of plant species' ecological niche, with potential cascade effects in plant-pollinator interactions. The aim of the study was to assess the potential impacts of climate change on the geographic distribution and flowering phenology of hummingbird-pollinated plants.

Methods: We implemented ecological niche modeling (ENM) to investigate the potential impacts of different climate change scenarios on geographic distribution and flowering phenology of 62 hummingbird-pollinated plant species in the Brazilian Atlantic Forest.

Key Results: Distribution models indicate future changes in the climatic suitability of their current habitats, suggesting a tendency towards discontinuity, reduction and spatial displacement. Flowering models indicate that climate can influence species phenology in different ways: some species may experience increased flowering suitability whereas others may suffer decreased suitability.

Conclusions: Our results suggest that hummingbird-pollinated species are prone to changes in the geographic distribution and flowering under different climate scenarios. Such variation may impact community structure ecological networks and reproductive success of tropical plants in the near future.

Key-words: Climate change, hummingbird-pollinated plants, geographic distribution, flowering phenology, tropical forest, ecological niche modeling, temporal mismatch, plant-pollinator interactions.

INTRODUCTION

Anthropogenic climate change is increasingly recognized as a major threat to current biodiversity and human well-being, affecting geographic distributions, phenology and even leading to extinction of organisms across a wide range of taxonomic and functional groups (Parmesan and Yohe, 2003; Parmesan, 2006; Zwiener et al., 2018). In plants, responses to climate change can be diverse, including changes in species' distribution and phenology (Parmesan and Yohe, 2003; Walther et al., 2005). For instance, increasing temperatures can trigger early leaves opening, flowering and germination, and delay leaf fall, leading to a longer growing season (Cotton, 2003).

Plant phenology respond to climate change in different ways, and while most documented phenological changes support premature events, some species show delayed responses (Parmesan and Yohe, 2003). Such variation is due to the complexity of factors that modulate phenological events, such as biotic components, that determine the intensity of the event, and climatic factors (i.e. temperature, precipitation and photoperiod) that affect the period and the duration of a phenological event (Schaik et al., 1993). Thus, the entire life cycle of plants may suffer seasonal changes related to habitat suitability (Visser and Both, 2005). The effects of climate change on tropical species' phenology is of particular concern because tropical species exhibit restrict physiological tolerance to climate extremes due to the lack of annual climatic seasonality in their native distribution (Morellato et al., 2000). As such, tropical plants may not adapt to very intense climate changes and are expected to present disproportionate effects compared to species of temperate environments (Deutsch et al., 2008; Colwell et al., 2008).

In addition to changes in phenological patterns, organisms are also altering their geographic distribution in response to climate change (Bikova et al., 2012). Flowering

phenology is considered a fitness trait that is part of plant species' ecological niche, which is mirrored in their patterns of geographic distribution (Chuine, 2010). Therefore, to assess the impacts of climate change on phenology, approaches that include both spatial and temporal responses are needed. In this sense, the prediction of how future climate changes may affect phenology in different scenarios is especially challenging (Visser and Both, 2005).

Flowering phenology is associated with the reproductive success of plants, since it is directly involved with pollination and the resulting fruit and seed formation (Chuine, 2010). The synchronization of the flowering period with the activity pattern of pollinators is of paramount importance for the maintenance of ecological networks, given that it provides conditions for adequate transport and deposition of pollen, as well as nutritional resources for animals (Machado, 2012; Junker et al., 2012). In fact, plants pollinated by animals may be particularly vulnerable to climate change once plants and pollinators may not respond in similar ways to changes in climate, potentially leading to the disruption of plant-pollinator interactions (Gordo and Sanz, 2010; Bartomeus et al., 2011; Dorji et al., 2012; Mckinney et al., 2012). Such desynchronization can be detrimental for pollinator populations and in the long term may have negative effects on the reproduction of plants (Aldridge et al., 2011). Bird pollination is considered to be quite common in tropical ecosystems (Rocca-de-Andrade, 2006), and hummingbirds play an important role in the reproduction of several species of plants in the Neotropics (Zanata et al., 2017). In these forests, plants produce flowers throughout the year, providing food resources essential for the survival of these birds (Rocca and Sazima, 2010).

In the Atlantic Forest, many plant species are endemic (BFG, 2015), and particularly sensitive to disturbances (Rabinowitz 1981, IUCN, 2017), yet, no study has assessed the

effects of climate change on phenological flowering patterns. This restricts our understanding of this important driver of the biodiversity crisis and its potential effects on reproductive success of tropical plants and the availability of food resources for their mutualistic partners, such as hummingbirds. In this study, we implemented an innovative approach to investigate effects of climatic changes on flowering patterns and geographic distribution of hummingbird-pollinated species in a biodiversity hotspot. Based on monthly flowering records from georeferenced occurrence points we modeled spatial changes in species' distribution in association with temporal changes in flowering suitability under different climate change scenarios in the Atlantic Forest.

MATERIAL AND METHODS

Approach to modelling species distributions and phenology

To model the potential geographic distribution of hummingbird-pollinated plants and flowering suitability under current and future climatic scenarios, we used Ecological Niche Modelling (ENM) in a two-stage process in which firstly we estimated species' geographic distributions and secondly flowering suitability within the potential distributions for each recorded flowering month (Fig. 1). ENM is a useful tool for assessing potential effects of climate change on biodiversity (Skov and Svenning, 2004; Thuiler, 2004; Araújo and Guisan, 2006; Peterson et al., 2011) and has been widely used to estimate species' geographic distribution under different scenarios (Böhner and Lehmkuhl, 2005; Beumont et al., 2008; Faurby and Araújo, 2018). Such modelling approach has also been used to assess temporal biological patterns, although less frequently, in a phenological and climate change context (Peterson et al., 2005, Barve et al., 2014; Barve et al., 2015).

Species and occurrence records

We compiled published studies containing data of plant species that interact with hummingbirds in the Brazilian Atlantic Forest (Supplementary Appendix S1). We searched the Web of Science database for studies published from 1982 to 2016 using the following keywords: *hummingbird*, *rainforest*, *Atlantic Forest*, *plant*, *interaction*, *pollination*. Based on the compiled studies we identified 206 angiosperm species presenting such interaction. For the 206 species, we obtained primary data from biological collections from SpeciesLink and Global Biodiversity Information Facility (GBIF) databases. All species were checked for nomenclature and spelling errors from the Flora do Brasil 2020 Project (2016). Additionally, we adopted the following criteria to increase data quality: (i) records originated only from natural populations (ii) precision in the geographical coordinates; (iii) exclusion of records outside the biome and Brazilian states of natural occurrence based on information from botanical specialist (available at <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>).

To reduce spatial autocorrelation of records and over representation of the environment (Boria et al., 2014), we removed duplicated records and pairs of points located less than 5 km. This distance was defined according to the density of occurrence records and the dispersion characteristics of the selected species. This was done because records from biological collections usually present bias due to ease of access to sampling sites (Lemes et al., 2011.), which in turn may affect model performance (Hijmans, 2012; Boria et al., 2014; Fourcade et al., 2014).

From the records of occurrences, we verified sampling dates and selected those that described the presence of flowers or floral structures at the time of sampling. For each species, we recorded the temporal resolution of flowering times in months. Finally, following these criteria, we selected 62 species (Table 1).

Environmental variables

Environmental variables were obtained from WorldClim for the present and for future periods (2050 and 2070) at 5-minute spatial resolution (~ 9 km at the equator). For the development of species distribution models (Step 1), we selected 19 bioclimatic variables, derived from temperature and precipitation (Hijmans et al., 2005). For the modeling of flowering suitability (Step 2), the selected climatic variables were maximum temperature, minimum temperature, mean precipitation and radiation, in monthly resolution (Jan-Dec).

For future climate projections we selected three global circulation models (GCM): CCSM4 (Community Climate System Model) models, GISS-E2-R (Goddard Institute for Space Studies) and MIROC5 (Model for Interdisciplinary Research on Climate). We associate these GCMs with two representative concentration pathways (RCP): RCP 2.6 and RCP 8.5. Both represent the low and high intensity of greenhouse gas concentration, respectively. In order to reduce dimensionality and collinearity of variables for ENM in Stage 1, we applied Principal Component Analysis (PCA) to environmental variables in the present and projected the results to future climatic scenarios. We selected the first six components to use as predictors in ENM that together accounted for 95% of the total variation.

Ecological niche modelling

For ENM we employed Maxent v3.3.3K (Phillips et al., 2006), implemented in the R package - *dismo* (Hijmans, et al., 2008), using the default settings to develop the models. For geographic distribution estimates (Step 1), corresponding models were generated for each climatic scenario and period (for example: CCSM4 - 2050 - RCP

2.6; MIROC5 - 2070 - RCP 8.5). For flowering estimates (Step 2), the models were generated monthly according to the chronology of flowering time for each species, and using the corresponding monthly climatic data for the same scenarios and time periods from step 1. In stage 1, models for each species were calibrated and transferred within restricted regions representing the area available for dispersal (Barve et al., 2011; Olson et al., 2001). These individual accessible areas were delimited using a Minimum Convex Polygon (Burgmann and Fox, 2003; Oliveira et al., 2016) with a buffer of approximately 50 km around the points of occurrence. Accessible areas were then adjusted according to ecoregions (Olson et al., 2001), characteristics of the landscape and potential biogeographic barriers, such as rivers and mountain ranges.

To obtain binary predictions we applied a lowest presence threshold discarding the 5% lowest values of suitability (Peterson et al. 2011). Then, they were grouped by period (2050 and 2070) and RCP (2.5 and 8.6), considering only the locations of agreement between the projections of the three GCMs.

Finally, to estimate flowering suitability for each species (Stage 2) we used the extent of potential distribution models from Stage 1 to crop monthly environmental data, to calibrate models in the months that flowering was recorded for a given species and to project suitability values within boundaries of estimated geographic distributions, for each climatic scenario and period. The analyses were carried out initially for the entire distribution range of the species within the Brazilian territory, and then cut in the delimitations of the Atlantic Forest. We used two indices to illustrate changes in the distribution under climate scenarios, adopting the conceptual framework proposed by Real et al. (2010) and adapted by Kou et al. (2011): the *Index I* (increment in favorability) and *Index O* (favorability overlap). These indices measure the potential range of species from the attributes of adequacy predicted over time.

$$I = \frac{n_f - n_p}{n_p} \quad O = \frac{n_{f \cap p}}{n_{f \cup p}}$$

Where n represents the number of cells, subscripts p and f represent present and future distributions, and subscripts $f \cap p$ and $f \cup p$ represent overlapping and combined areas of both future and present distributions, respectively. The I and O indices were calculated with binary models (values 0 and 1) in all climatic scenarios described above. To identify trends of changes in flowering suitability, we use a delta suitability method, calculating the difference between the sum of the suitability values of the future models and the sum of the suitability values of the present model :

$$\Delta S = \sum S_f - \sum S_p$$

Where S represents the climatic suitability values from flowering models, and subscript p and f represent present and future scenarios.

For this calculation, we use the continuous model output for each species.

Model evaluation

To evaluate the performance, the binomial probability test was applied to binary predictions for distribution models. For presence-only data sets, this test indicates the chance that the total number of records correctly predicted by the model can be achieved by a random model (Anderson et al., 2002a; Peterson et al., 2011). For each species we partitioned the occurrences data creating a random set of test data with 30% of the original data. Then, this dataset was detached and the remaining data were used to

a new training model, and then we calculate the probability of presence and absence using the test set with the results of the training models.

To evaluate phenological models, we used the area under the curve (AUC) of the ROC (Receiver Operating Characteristic) (Fielding and Bell, 1997; Peterson et al., 2011). This is a threshold independent test that compares the values of suitability with the observed data. Values range from 0 and 1, where values from 0 to 0.5 are interpreted as no predictive ability, and 1 means perfect predictive ability (Randin et al., 2006; Araujo et al., 2005). Here, AUC performance was interpreted using Swets (1988) adapted by Araujo et al., (2005): $AUC > 0.90 = \text{excellent}$; $0.89 > AUC < 0.80 = \text{good}$; $0.79 > AUC < 0.70 = \text{adjusted}$; $0.69 > AUC < 0.60 = \text{poor}$; $AUC < 0.60 = \text{failure}$.

RESULTS

For the geographic distribution models, Maxent shows a good predictive performances (> 0.85) for all scenarios according to the results by binomial probability tests (Table 1). This models indicates that the richness of hummingbird-pollinated species may face changes in the climatic suitability range (Fig.2).

The greatest impact is seen in the most recent scenarios of low greenhouse gas concentration (RCP 2.6). For all future projections, the breadth of climate suitability results in loses in connectivity, increases in the western direction of the biome, creating a gap in the south and southeast, and reduces in the northeast direction.

The rates of potential range shifts corroborate the observed changes in spatial models (Fig. 3). We observed that by 2050, the RCP 2.6 scenario is more extreme, where 85% of the species loses distribution area, against 55% in the RCP 8.5 scenario (high emission). In the first scenario (RCP 2.6 – 2050), 14% of the species are expected to lose 100% of their distribution area, while in other scenarios and periods the maximum

loss reaches 75%. However, for RCP 2.6 scenario about 11% of species are expected to increase its distribution in up to 50%, whereas in RCP 8.5 scenario approximately 43% of species are expected to experience increments of up to 75%.

By 2070, the number of species losing distribution area is still higher in the RCP 2.6 scenario (59%) than in the RCP 8.5 scenario (47%), but the ratio of species with increasing distribution increases in both emission scenarios (36% and 48% respectively) compared to 2050.

In relation to the overlap of distribution areas between the present and the different future scenarios (Fig. 4), we observed that the maintenance of the occurrence areas, ie the potential to maintain the current distribution areas in the future, should be impacted for most species (up to 50% of overlapping areas). In the RCP 2.6 scenario by 2050, 47% of the species the future distribution areas will not overlap or very little ((from 0% to 25%) with the current ones. This will occur to 11% -14% for the other scenarios.

Within the projected distribution areas, AUC metrics used to evaluate the flowering models varied among species (Table 1). Differences in monthly climatic suitability for flowering between the present and the future have shown that species may respond differently to climate changes. We observed that in general, there are more species experiencing a reduction in climatic suitability for flowering than an increase or maintenance of flowering periods (Fig. 5). This difference is greater between the months of August and November where 61% -91% of the species blooming in this period may not find a flowering suitable climate in the future. Again, in RCP scenario 2.6 reductions in climate suitability are more significant than in the high concentration scenarios (RCP 8.5).

DISCUSSION

In general, climatic suitability models for spatial distribution and flowering show that hummingbird-pollinated species should undergo relevant changes in the future, which may influence their occurrences and phenological responses in different ways. We observed that the flowering period of these plants can present increase and / or reduction of climatic suitability within the duration range of their currently flowering period.

We also anticipate that variations in future flowering suitability may stimulate phenological breakthroughs or delays, or even limit current flowering patterns from longer to shorter duration. These different responses are due to the sensitivity of flowering phenology to environmental signals (Miller-Rushin et al., 2010) and the different ways in which plants respond to these signals, increasing their phenology as temperature increases, delaying when precipitation increases, at least a tendency for alpine plants in temperate areas (Hufft et al., 2018). This is of key importance for the interactions a plant establish because the length of flowering season determines the number of its partners (Olesen et al. 2008).

We did not measure flowering intensity, but the constraint on monthly climate suitability should influence changes in flowering patterns and encourage a more intense flowering of those species that currently have longer blooms and resulting in changes in resource availability throughout the year. In fact, time and intensity are aspects of flowering phenology that can change independently of one another, resulting in changes in flower abundance at a population level (CaraDonna et al., 2014, Hoyer et al. 2013).

In addition to phenological changes, we verified that the variation in flowering suitability can be a result of the combination between the geographic variation and the variation of suitability for flowering itself. The complex distribution changes reported here may arise due to different plant responses to different axes of their climatic niche.

In fact, plants can change their distribution by tracking spatial changes in their climatic niche, whether due to changes in temperature (Le Roux and McGeogor, 2008) or precipitation (Crimmins et al., 2011), as already discussed with phenology.

The observed reduction in the range followed by expansion in future scenarios for hummingbird-pollinated species may result from entangled changes in temperature and precipitation with unexpected results. For example, the runway on water availability resulted in unexpected downward shifts for montane plants (Crimmins et al., 2011).

The predicted changes in spatiotemporal patterns of flowering phenology for hummingbird-pollinated species by may pose a threat to interactions because pollinator communities are known to be structured by spatial and temporal variation in the diversity of floral resources (Burkle and Alarcon, 2011, Carstensen et al., 2014, Olesen et al., 2008). Phenological differences between trophic levels and interacting partners have been reported in many systems with increased asynchrony among interacting species (Parmesan and Hanley 2015). These independent changes in the multiple facets of flowering phenology may have different consequences for plant reproduction and interaction establishment (CaraDonna et al., 2014, Fagan et al., 2014, Ramos Jiliberto et al., 2018). In addition, climatic stability is a key factor regulating the availability of food for hummingbirds and indirectly the richness and composition of hummingbirds (Abrahamczyk and Kessler 2015). In this sense, a complete reshaping of plant-hummingbird interactions is expected. Given that there is a strong plasticity in plant-pollinator networks (Burkle and Alarcón, 2011) and that at small temporal and spatial scales species can change the identity of interacting partners, a process called rewiring (Carstensen et al., 2014, Simanonok and Burkle 2014, CaraDonna et al. al., 2017), how interaction rewiring will rescue plant reproduction and food resources for animals in future scenarios is still unknown. If, in fact, many species are becoming asynchronized

(Donnelly et al., 2011; McKinney et al., 2012), this further emphasizes the need to take measures to reduce climate change, as the effects may be detrimental to species persistence and therefore to biodiversity (Visser and Both, 2005), especially for species with specialized interactions (Memmot et al 2007)

Here we introduced a methodological approach applied as an alternative to studies on the consequences of climate change on phenological processes. Changes in flowering patterns documented in various studies compare previous and present periods (McKinney et al, 2012, Fitter and Fitter, 2002, Parmesan, 2002, Chuine, 2010). However, information is still lacking for future scenarios, and our proposal is precisely addressed at filling this knowledge gap, also serving as a basis for other studies.

FUNDING INFORMATION

This work was supported by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Finance Code 001 (Ministério da Educação do Brasil) and CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações do Brasil) (MCTIC/CNPQ/Universal 445405/2014-7).

LITERATURE CITED

- Abrahamczyk S, Kessler M. 2015.** Morphological and behavioural adaptations to feed on nectar: how feeding ecology determines the diversity and composition of hummingbird assemblages. *Journal of Ornithology*, **156**: 333-347. doi: 10.1007/s10336-014-1146-5.
- Aldridge G, Inouye DW, Forrest JR, Barr WA, Miller-Rushing AJ. 2011.** Emergence of a mid-season period of low floral resources in a montane meadow ecosystem associated with climate change. *Journal of Ecology*, **99**: 905-913. doi:10.1111/j.1365-2745.2011.01826.x
- Anderson R P, Lew D, Peterson AT. 2003.** Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, **162**: 211–232.
- Araújo MB, Guisan A. 2006.** Five (or so) challenges for species distribution modelling. *Journal of Biogeography*, **33**: 1677–1688.
- Araújo MB, Pearson RG, Thuiller W, Erhard M. 2005.** Validation of species–climate impact models under climate change. *Global Change Biology*, **11**: 1504-1513.
- Bartomeus I, Ascher JS, Wagner D. et al.. 2011.** Climate-associated phenological advances in bee pollinators and bee-pollinated bees. *PNAS*, **108**: 20645-20649.
- Barve N, Martin CE, Peterson AT. 2015.** Climatic niche and flowering and fruiting phenology of an epiphytic plant. *AoB Plants*, **7**: plv 108.
- Barve N, Martin C, Brunsell NA, Peterson AT. 2014.** The role of physiological optima in shaping the geographic distribution of Spanish moss. *Global Ecology and Biogeography*, **23**: 633-645, jun.

- Barve N, Barve V, Jiménez-Valverde A, et al. 2011.** The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. *Ecological Modelling*, **222**: 1810-1819.
- Beaumont L, Hughes L, Pitman AJ. 2008.** Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important? *Ecology Letters*, **11**: 1135–1146.
- BFG. The Brazilian Flora Group. 2015.** Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. *Rodriguésia*, **66**(4): 1085-1113. doi: 10.1590/2175-7860201566411.
- Böhner J, Lehmkuhl F. 2005.** Environmental change modelling for Central and High Asia: Pleistocene, present and future scenarios. *Boreas*, **34**(2): 220-231, May.
- Boria RA, Olson LE, Goodman SM, Anderson RA. 2014.** Spatial filtering to reduce sampling bias can improve the performance of ecological niche models. *Ecological Modeling*, **275**: 73-77.
- Burgmann M, Fox J. 2003.** Bias in species range estimates from minimum convex polygons: Implications for conservation and options for improved planning. *Animal Conservation*, **6**(1): 19-28, Feb.
- Burkle LA, Alarcon R. 2011.** The future of plant–pollinator diversity: understanding interaction networks across time, space, and global change. *American Journal of Botany*, **98**: 528-538.
- Bykova O, Chuine I, Morin X, Higgins SJ. 2012.** Temperature dependence of the reproduction niche and its relevance for plant species distributions. *Journal of Biogeography*, **39**: 2191-2200.
- CaraDonna PJ, Petry WK, Brennan RM, et al. 2017.** Interaction rewiring and the rapid turnover of plant–pollinator networks. *Ecology Letters*, **20**: 385-394. doi:10.1111/ele.12740.

- CaraDonna PJ, Iler AM, Inouye DW. 2014.** Shifts in flowering phenology reshape alpine plant community. *PNAS*, **111**: 4916–4921.
- Carstensen DW, Sabatino M, Trøjelsgaard K, Morellato LPC. 2014.** Beta diversity of plant–pollinator networks and the spatial turnover of pairwise interactions. *PLoS One*, **9**: e112903.
- Chaine I. 2010.** Why does phenology drive species distribution? *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, **365**: 3149–3160.
- Colwell RK, Brehm G, Cardelus CL, Gilman AC, Longino JT. 2008.** Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics. *Science*, **322**: 258–261.
- Cotton PA. 2003.** Avian migration phenology and global climate change. *PNAS*, **100**: 12219–12222.
- Crimmins SM, Dobrowski SZ, Greenberg JA, et al. 2011.** Changes in climatic water balance drive downhill shifts in plant species' optimum elevations. *Science*, **331**: 324–327.
- Deutsch CA, Tewksbury JJ, Huey RB, et al. 2008.** Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, **105**: 6668–6672.
- Donnelly A, Caffarra A, O'Neill B. 2011.** A review of climate-driven mismatches between interdependent phenophases in terrestrial and aquatic ecosystems. *International Journal of Biometeorology*, **55**: 805–817.
- Dorji T, Totlan O, Moe SR, Hopping KA, Pan J, Klein JA. 2012.** Plant functional traits mediate reproductive phenology and success in response to experimental warming and snow addition in Tibet. *Global Change Biology*, **19**: 459–472.

Fagan WF, Bewick S, Cantrell S, Cosner C, Varassin IG, Inouye DW. 2014. Phenologically explicit models for studying plant-pollinator interactions under climate change. *Theoretical Ecology*, **7**: 289-297.

Faurby S, Araújo MB. 2018. Anthropogenic range contractions bias species climate change forecasts. *Nature Climate Change*, **8**: 252-256, March.

Fielding AH, Bell JF. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, **24**: 38–49.

Fitter AH, Fitter RSR. 2002. Rapid changes in flowering time in british plants. *Science*, **5573**: 1689-1691. doi: 10.1126/science.1071617.

Flora do Brasil 2020 Project. 2016. *Jardim Botânico do Rio de Janeiro*. Available at: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br>

Fourcade Y, Engler JO, Rodder D, Secondi J. 2014. Mapping species distributions with Maxent using a geographically biased sample of presence data: a performance assessment of methods for correcting sampling bias. *PLoS ONE*, **9**: e97122.

Gordo O, Sanz JJ. 2010. Impact of climate change on plant phenology in Mediterranean ecosystems. *Global Change Biology*, **16**: 1082-1106.

Hijmans RJ. 2012. Cross-validation of species distribution models: removing spatial sorting bias and calibration with a null model. *Ecology*, **93**: 679-688.

Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A. 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, **25**: 1965-1978.

Hijmans RJ, Phillips S, Leathwick J, Elith J. 2008. *Package 'dismo'*. Species distribution modelling. Available at: <https://cran.r-project.org/web/packages/dismo/dismo.pdf>.

- Hijmans RJ, van Etten J, Cheng J, et.al. 2017.** *Package 'raster'*. Geographic data analysis and modeling. Available at: <https://cran.r-project.org/web/packages/raster/raster.pdf>
- Hoye TT, Post E, Schmidt NM, Trojelsgaard K, Forchhammer MC. 2013.** Shorter flowering seasons and declining abundance of flower visitors in a warmer Arctic. *Nature Climate Change*, **3**: 759-763.
- Hufft RA, DePrenger-Levin ME, Levy RA, et al. 2018.** Using herbarium specimens to select indicator species for climate change monitoring *Biodiversity and Conservation*, **27**: 1487. doi: <https://doi.org/10.1007/s10531-018-1505-2>.
- Junker RR, Blüthgen N, Brehm T, et al. 2012.** Specialization on traits as basis for the niche-breadth of flower visitors and as structuring mechanism of ecological networks. *Functional Ecology*, **27**: 329-341.
- Kou X, Li Q, Liu S. 2011.** Quantifying species' range shifts in relation to climate change: a case study of *Abies* spp. in China. *PLoS ONE*, **6**(8): e23115. doi:10.1371/journal.pone.0023115.
- Le Roux PC, McGeoch MA. 2008.** Rapid range expansion and community reorganization in response to warming. *Global Change Biology*, **14**: 2950–2962.
- Lemes P, Faleiro FAMV, Tessarolo G, Loyola RD. 2011.** Refinando dados espaciais para a conservação da biodiversidade. *Natureza & Conservação*, **9**: 240-243.
- Machado AO. 2012.** *Diversidade de recursos florais para beija-flores nos cerrados do Triângulo Mineiro e região*. PhD Thesis, Universidade Federal de Uberlândia, Brazil.
- Mckinney AM, Caradonna PJ, Inouye DW, Barr B, Bertelsen CD, Waser, N. 2012.** Asynchronous changes in phenology of migrating broad-tailed hummingbirds and their early-season nectar resources. *Ecology*, **93**: 1987-1993.

Memmott J, Craze PG, Waser NM, Price MV. 2007. Global warming and the disruption of plant-pollinator interactions. *Ecology Letters*, **1**:710-717.

Miller-Rushing A J, Hoyer TT, Inouye DW, Post, E. 2010. The effects of phenological mismatches on demography. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, **365**: 3177–3186.

Morellato LPC, Talora DC, Takahasi A, Bencke CC, Romera EC, Ziparro VB. 2000. Phenology of Atlantic forest trees: a comparative study. *Biotropica*, **32**: 811-823.

Olesen JM, Bascompte J, Elberling H, Jordano, P. 2008. Temporal dynamics in a pollination network. *Ecology*, **89**: 1573–1582.

Oliveira U, Paglia AP, Brescovit AT, et al. 2016. The strong influence of collection bias on biodiversity knowledge shortfalls of Brazilian terrestrial biodiversity. *Diversity and Distribution*, **22**(12): 1232-1244, Dec.

Olson DM, Dinerstein E, Wikramanayake ED, Burgess ND, Powell GVN, et al.. 2001. Terrestrial ecoregions of the world: a new map of life on Earth. *Bio-Science*, **51**: 933-938.

Parmesan C. 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *The Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **37** (1): 637-669, dez. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100.

Parmesan C, Hanley ME. 2015. Plants and climate change: complexities and surprises. *Annals of Botany*, **116**(6): 849-864.

Parmesan, C., Yohe, G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, **421**, 2.

- Peterson AT, Martínez-Campos C, Nakazawa Y, Martínez-Meyer E. 2005.** Time-specific ecological niche modeling predicts spatial dynamics of vector insects and human dengue cases. *Transactions of the Royal Society of Tropical Medicine and Hygiene*, **99**(9): 647-55, Sep.
- Peterson AT, Soberón J, Pearson RG, et al. 2011.** *Ecological niches and geographical distribution*. Princeton: Princeton University Press.
- Phillips SJ, Anderson RP, Schapire RE. 2006.** Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, **190**: 231-259.
- Rabinowitz D. 1981.** Seven forms of rarity. In: Synge, H (ed). *The biological aspects of rare plant conservation*. Chichester, New York, Brisbane, Toronto: John Wiley & Sons.
- Ramos-Jiliberto R, Espanés PM, Franco-Cisterna M, Petanidou T, Vázquez DP. 2018.** Phenology determines the robustness of plant-pollinator networks. *Scientific Reports*, **8**: 14873.
- Randin CF, Dirnböck T, Dullinger S, Zimmermann NE, Zappa M, Guisan A. 2006.** Are niche-based species distribution models transferable in space? *Journal of Biogeography*, **33**: 1689-1703.
- Real R, Marquez AL, Olivero J, Estrada A. 2010.** Species distribution models in climate change scenarios are still not useful for informing policy planning: an uncertainty assessment using fuzzy logic. *Ecography*, **33**: 304–314.
- Rocca MA, Sazima M. 2010.** Beyond hummingbird-flowers: the other side of ornithophily in the neotropics. *Oecologia Australis*, **14**(1): 67-99, Mar.
- Rocca-de-Andrade MA. 2006.** *Recurso floral para aves em uma comunidade de Mata Atlântica de encosta: sazonalidade e distribuição vertical*. PhD Thesis, Universidade Estadual de Campinas, Brazil.

- Schaik CPV, Terborgh JW, Wright SJ. 1993.** The phenology of tropical forests: adaptive significance and consequences for primary consumers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **24**: 353-377.
- Simanonok MP, Burkle LA. 2014.** Partitioning interaction turnover among alpine pollination networks: Spatial, temporal, and environmental patterns. *Ecosphere*, **5**: 1-17.
- Skov F, Svenning JC. 2004.** Potential impact of climatic change on the distribution of forest herbs in Europe. *Ecography*, **27**: 366-380.
- Thuiller W. 2004.** Patterns and uncertainties of species' range shifts under climate change. *Global Change Biology*, **10**: 2020-2027.
- Visser ME, Both C. 2005.** Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Proceedings of the Royal Society B*, **272**: 2561-2569.
- Walther GR, Berger S, Sykes MT. 2005.** An ecological 'footprint' of climate change. *Proceedings of the Royal Society B*, **272**: 1427-1432.
- Zanata TB, Dalsgaard B, Passos FC, et al. 2017.** Global patterns of interaction specialization in bird–flower networks. *Journal of Biogeography*, **44**(8): 1891-1910, Aug.
- Zwiener V, Lira-Noriega A, Grady CJ, Padial AA, Vitule JRS. 2018.** Climate change as a driver of biotic homogenization of woodyplants in the Atlantic Forest. *Global Ecology and Biogeography*, **27**: 298-309.

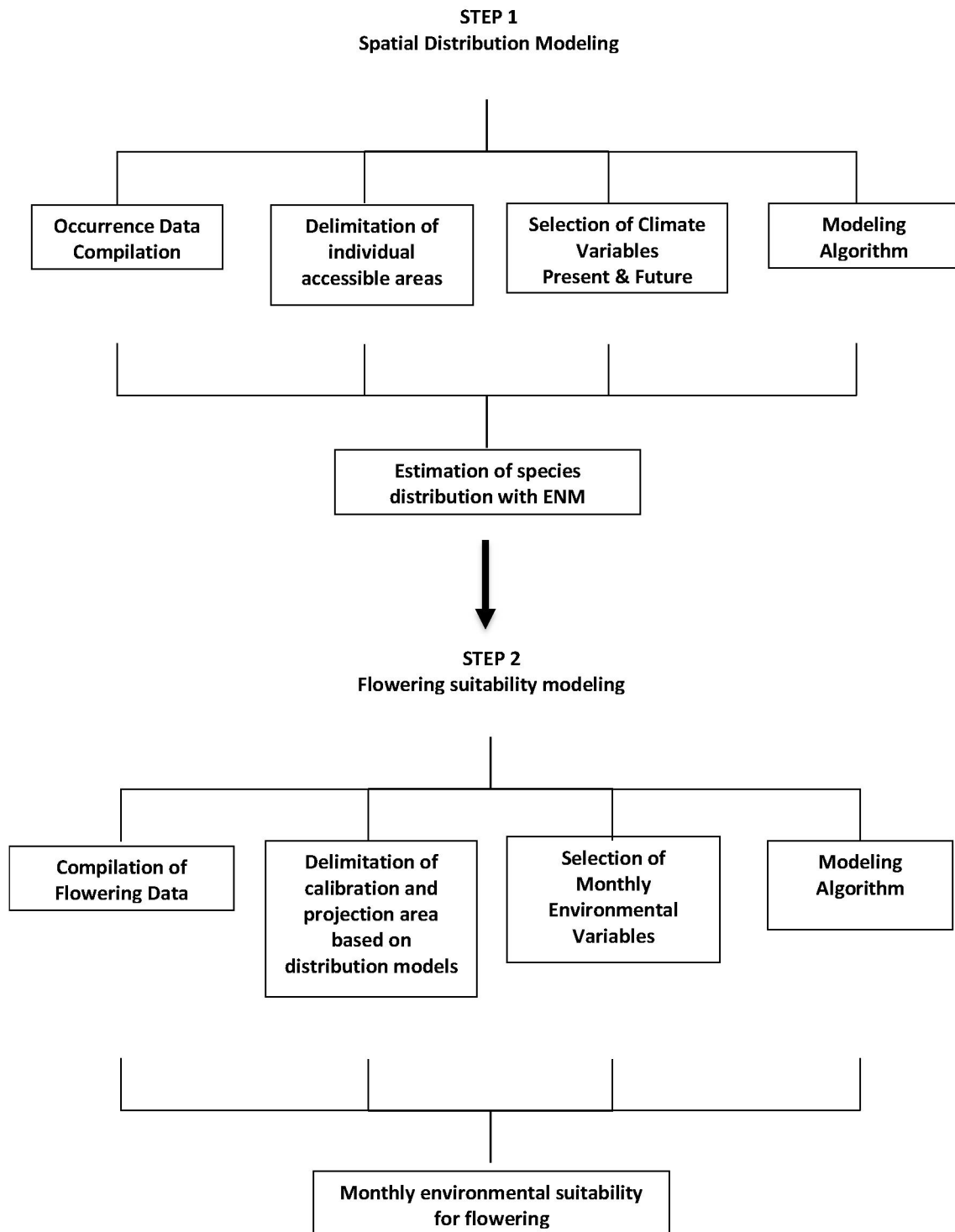


Figure 1. Two-stage modeling approach used for assessing spatiotemporal variation in species' geographic distribution and flowering suitability under different climate change scenarios.

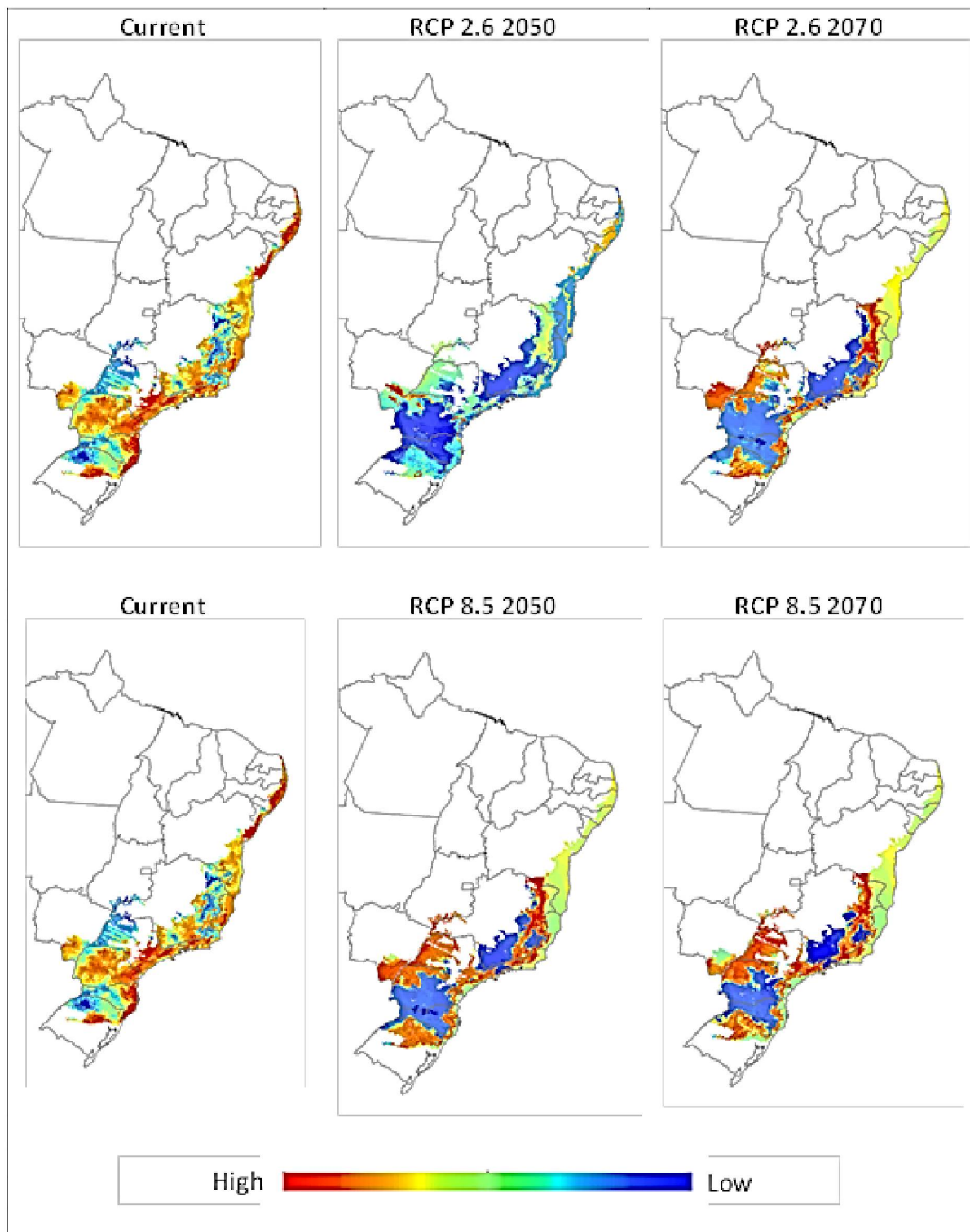


Figure 2. Potential distribution of plant species richness pollinated by hummingbirds in the Brazilian Atlantic Forest under different climatic scenarios (RCP 2.6 and 8.5) and periods (2050 and 2070). High and low values indicate for the condition of species richness in each scenario.

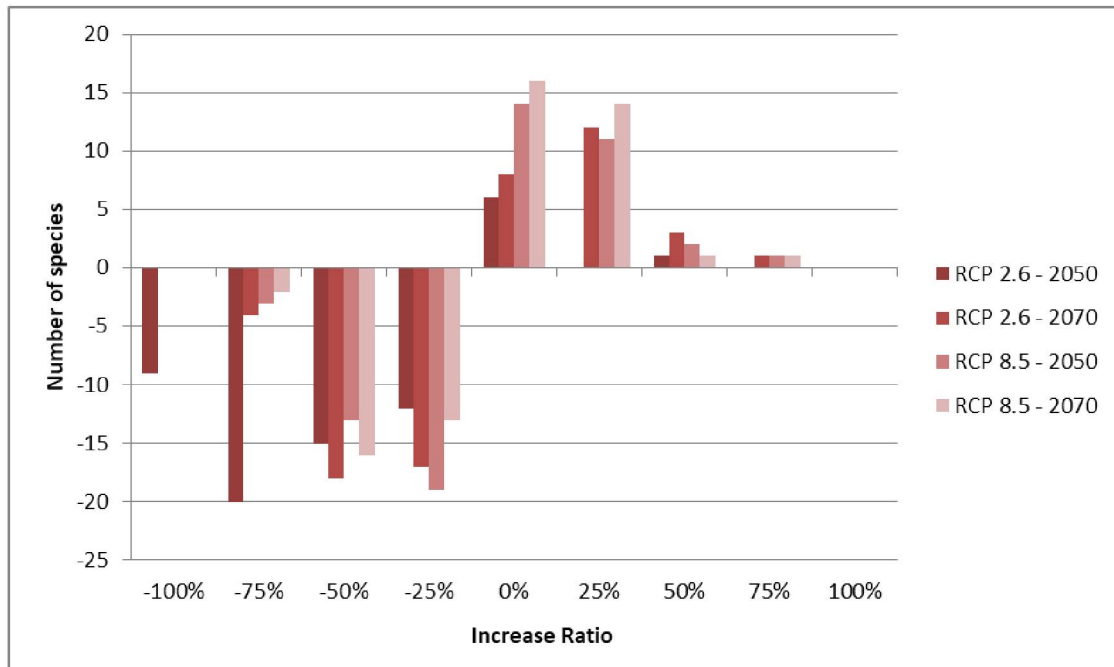


Figure 3. Increase range shifts ratio for hummingbird-pollinated species in the Brazilian Atlantic Forest under different climate scenarios (RCP 2.6 and 8.5) and periods (2050 and 2070) using Index I which measures increment in favorability.. Positive and negative numbers on the y-axis represent the number of species that are expected to gain and lose, respectively, in climatic suitable areas. Positive and negative numbers on the x-axis represent the expected area ratios incremented and lost, respectively, for at future scenarios.

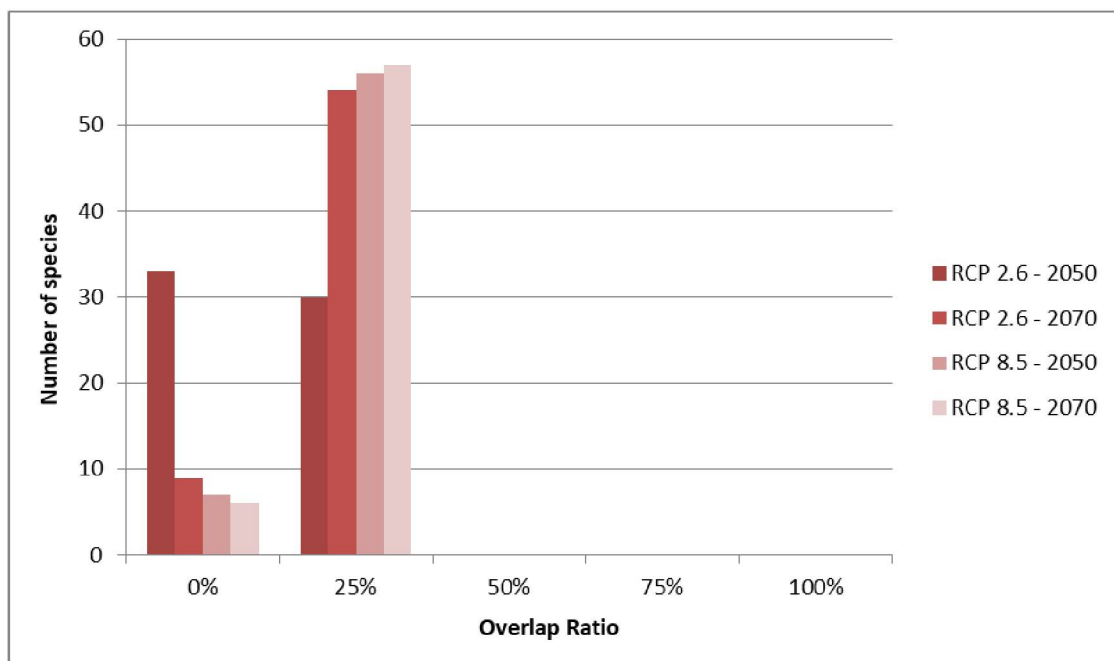


Figure 4. Overlap range shifts ratio for hummingbird-pollinated species in the Brazilian Atlantic Forest under different climate scenarios (RCP 2.6 and 8.5) and periods (2050 and 2070).using Index O which measures favorability overlap.

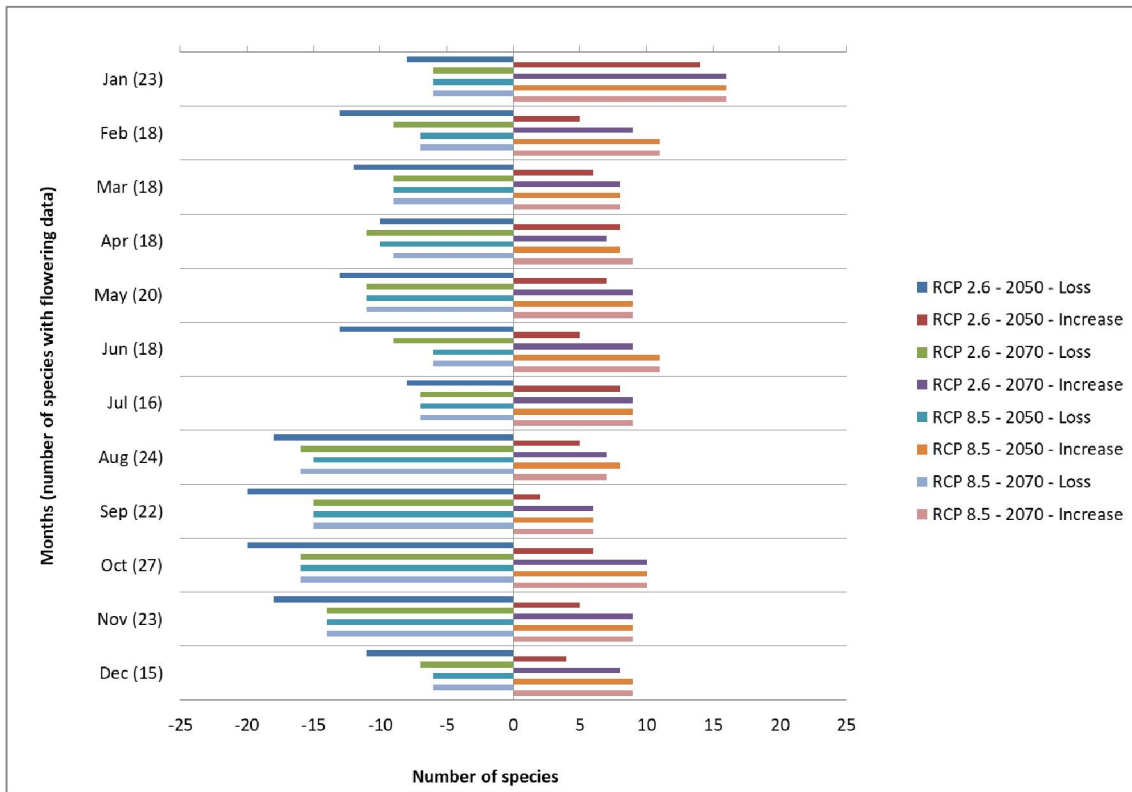


Figure 5. Delta suitability for flowering models for hummingbird-pollinated species in the Brazilian Atlantic Forest under different climate scenarios (RCP 2.6 and 8.5) and periods (2050 and 2070). Number in parenthesis next to month in y-axis means the number of species which flowering data is recorded in database. Positive and negative values in x-axis means de number of species which may will experiment increase or loss respectively in climatic suitability for flowering at future scenarios.

TABLE 1. Model evaluation for distribution models using binomial probability test and flowering monthly models using AUC test.

species	binomial probability results	AUC test results											
		Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
<i>Aechmea_bromeliifolia</i>	0.96	-	-	-	-	-	-	-	0.70	-	-	-	-
<i>Aechmea_lamarchei</i>	0.91	-	-	-	-	-	-	-	0.71	-	-	-	-
<i>Aechmea_nudicaulis</i>	0.88	0.80	-	-	-	-	-	-	-	-	0.74	0.81	-
<i>Agarista_oleifolia</i>	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.81	-	-
<i>Aphelandra_longiflora</i>	0.97	-	-	0.85	0.79	0.77	0.60	-	-	-	-	-	-
<i>Billbergia_amoena</i>	0.89	-	-	-	-	0.78	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bomarea_edulis</i>	0.99	0.83	0.85	-	-	0.92	-	0.98	0.95	-	-	-	0.92
<i>Bougainvillea_spectabilis</i>	0.89	-	-	-	-	0.79	0.66	-	0.81	-	-	-	-
<i>Buddleja_stachyoides</i>	0.99	-	-	-	-	-	0.76	0.82	0.76	0.76	-	-	-
<i>Camptosema_scarlatinum</i>	1.00	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.78	-	-
<i>Centropogon_cornutus</i>	0.96	-	-	0.50	0.81	0.91	0.78	0.83	0.86	0.91	0.86	-	-
<i>Cestrum_corymbosum</i>	0.97	-	-	-	-	-	-	-	-	0.73	0.77	-	-
<i>Cnidocolus_urens</i>	0.97	0.84	0.84	0.87	0.86	0.82	0.77	0.89	0.86	-	0.82	0.88	0.74
<i>Collaea_speciosa</i>	1.00	-	-	-	0.79	0.81	-	-	-	0.86	-	-	-
<i>Combretum_fruticosum</i>	0.97	0.95	-	-	-	0.78	0.65	0.76	0.77	-	-	-	0.90
<i>Costus_arabicus</i>	0.87	-	0.68	-	0.71	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Costus_spiralis</i>	0.98	0.80	0.85	0.89	0.74	0.83	-	-	-	-	-	-	0.71
<i>Eriotheca_gracilipes</i>	1.00	-	-	-	-	0.65	0.64	0.70	0.72	-	-	-	-
<i>Erythrina_falcata</i>	0.97	-	-	-	-	-	-	-	0.78	0.83	0.72	-	-
<i>Erythrina_speciosa</i>	0.92	-	-	-	-	-	-	0.65	0.83	-	-	-	-
<i>Esterhazyia_splendida</i>	0.97	0.84	0.78	0.83	0.82	0.82	0.84	0.63	-	-	-	-	-
<i>Fridericia_speciosa</i>	1.00	0.86	0.61	-	-	-	-	-	-	-	-	0.78	0.76
<i>Fuchsia_regia</i>	0.98	0.78	0.73	0.77	0.67	-	-	-	-	-	0.84	0.78	-

species	binomial probability results	AUC test results											
		Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
<i>Gaylussacia brasiliensis</i>	0.93	0.79	0.75	0.87	0.65	0.77	0.68	0.75	0.84	0.77	0.86	0.91	-
<i>Hamelia patens</i>	0.99	-	-	0.80	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	1.00	-	-	-	-	-	-	-	0.81	-	0.76	-	-
<i>Heliconia psittacorum</i>	0.97	0.83	0.83	0.86	0.78	0.90	0.75	0.90	0.82	-	0.62	0.73	0.86
<i>Helicteres brevispira</i>	1.00	-	-	-	0.78	-	-	-	0.69	0.83	0.76	0.82	-
<i>Inga edulis</i>	0.97	0.85	-	-	-	-	-	-	-	-	0.71	0.88	-
<i>Inga marginata</i>	0.97	0.93	0.91	0.87	-	0.81	0.73	0.87	0.87	0.91	0.82	0.81	0.78
<i>Inga sessilis</i>	0.93	-	-	0.80	0.80	0.84	0.66	-	-	-	-	-	-
<i>Inga subnuda</i>	0.92	-	-	-	-	-	-	-	-	0.80	0.86	-	-
<i>Ipomoea hederifolia</i>	0.97	-	-	-	0.81	0.82	0.76	-	-	-	-	-	-
<i>Ipomoea quamoclit</i>	0.97	-	-	-	0.70	0.88	-	-	-	-	-	-	-
<i>Jacaranda puberula</i>	0.89	-	-	-	-	-	-	-	0.79	0.86	0.83	0.70	-
<i>Justicia brasiliiana</i>	0.96	0.76	0.83	0.79	0.89	0.70	-	-	-	-	0.59	0.80	0.60
<i>Justicia carnea</i>	0.93	0.83	-	-	-	-	-	-	-	0.83	0.64	0.71	0.68
<i>Manettia cordifolia</i>	0.99	0.86	0.77	0.83	0.79	0.78	0.86	0.88	0.85	0.82	0.85	0.75	-
<i>Manettia gracilis</i>	1.00	-	-	-	0.79	0.79	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mendoncia velloziana</i>	0.93	0.66	-	-	-	-	-	-	-	-	0.92	0.78	-
<i>Mutisia coccinea</i>	0.97	-	-	-	-	-	-	0.77	-	-	0.77	-	-
<i>Mutisia speciosa</i>	0.95	-	-	-	-	-	-	-	-	0.59	-	-	-
<i>Palicourea rigida</i>	1.00	0.92	-	-	-	-	-	-	-	0.70	0.80	0.81	0.73
<i>Passiflora kermesina</i>	0.98	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.81	-
<i>Passiflora speciosa</i>	1.00	-	-	-	-	-	-	-	0.81	0.77	0.85	-	-
<i>Psittacanthus dichroos</i>	0.94	0.80	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Psychotria nuda</i>	0.94	-	-	0.89	0.84	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Psychotria pubigera</i>	1.00	0.89	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

species	binomial probability results	AUC test results											
		Jan	Feb	Mar	Apr	May	Jun	Jul	Aug	Sep	Oct	Nov	Dec
<i>Pyrostegia_venusta</i>	0.99	-	-	-	0.79	0.86	0.86	0.83	0.86	0.83	0.86	0.92	-
<i>Rubus_rosifolius</i>	0.96	-	-	0.65	-	-	-	0.60	-	-	-	-	-
<i>Ruellia_angustiflora</i>	0.99	-	-	-	-	-	0.73	0.65	0.83	0.84	0.81	-	0.53
<i>Ruellia_brevifolia</i>	0.96	-	0.81	0.74	0.85	-	-	-	-	0.63	-	-	-
<i>Sabicea_grisea</i>	1.00	-	-	0.88	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Sacoila_lanceolata</i>	0.99	0.93	0.87	-	-	-	-	-	0.94	0.94	0.92	0.82	-
<i>Sinningia_allagophylla</i>	0.99	0.76	0.80	0.78	-	-	-	-	-	-	0.77	0.88	0.81
<i>Sinningia_douglasii</i>	0.98	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.77	0.81	-
<i>Sinningia_elatior</i>	1.00	0.82	0.74	0.81	-	-	-	-	-	-	-	0.69	0.81
<i>Stachytarpheta_cayennensis</i>	0.96	0.84	0.82	0.82	0.83	0.78	0.84	0.83	0.86	0.80	0.76	0.83	0.85
<i>Tillandsia_geminiflora</i>	0.95	-	-	-	-	-	-	-	0.81	0.80	0.88	0.81	-
<i>Tillandsia_stricta</i>	0.96	0.71	0.83	0.80	0.90	-	-	0.56	0.79	0.75	0.79	0.76	0.67
<i>Tillandsia_tenuifolia</i>	0.97	0.67	0.67	0.69	-	0.64	-	-	0.87	0.78	0.84	0.89	-
<i>Varronia_multispicata</i>	0.97	-	-	0.79	-	-	-	-	-	-	-	-	-

APPENDIX S1. Compilation records validated by SpeciesLink and GBIF, phytogeographic domains recognized by REFLORA and literature cited by Web of Science about hummingbird-pollinated-plant species in Brazilian Atlantic Forest

Family/Species	n-Records	Phytogeographic domains	Citation
<u>ACANTHACEAE</u>			
<i>Aphelandra longiflora</i>	142	MA, AM, CE	BERGAMO, 2016; SILVA, 2014*
<i>Aphelandra nitida</i>	124	MA	COELHO, 2013*
<i>Aphelandra schottiana</i>	36	MA	ABREU & VIEIRA, 2004*
<i>Justicia brasiliana</i>	382	MA	KOHLER, 2011; BUENO, 2012
<i>Justicia carnea</i>	313	MA	BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; KOHLER, 2011, FONSECA, 2012, BERGAMO, 2016
<i>Justicia floribunda</i>	83	MA	BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000*
<i>Justicia parabolica</i>	18	MA	BERGAMO, 2016
<i>Justicia scheidweileri</i>	33	MA	ABREU & VIEIRA, 2004
<i>Mendoncia velloziana</i>	242	MA, AM	ABREU & VIEIRA, 2004; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; SNOW & TEIXEIRA, 1982*
<i>Ruellia affinis</i>	121	MA	COELHO, 2013
<i>Ruellia angustiflora</i>	273	MA, CE	BUENO, 2012
<i>Ruellia brevifolia</i>	233	MA, AM, CE	BUZATO, 1995; ABREU & VIEIRA, 2004; SILVA, 2014
<i>Ruellia cearensis</i>	55	MA, CA	LOPES, 2002
<i>Ruellia subsessilis</i>	14	MA, CE	ABREU & VIEIRA, 2004
<u>ALSTROEMERIACEAE</u>			
<i>Alstroemeria inodora</i>	46	MA	BUZATO, 1995, BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; BERGAMO, 2016
<i>Bomarea edulis</i>	390	MA, AM, CE, CA, CS	BUZATO, 1995, BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000*; LOPES, 2002*, BERGAMO, 2016; CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015

Family/Species	n-Records	Phytogeographic domains
<u>AMARYLLIDACEAE</u>		
<i>Hippeastrum aulicum</i>	82	MA
<u>ASTERACEAE</u>		
<i>Mutisia campanulata</i>	82	MA
<i>Mutisia coccinea</i>	250	MA
<i>Mutisia speciosa</i>	171	MA
<i>Stiffia chrysantha</i>	15	MA
<u>BIGNONIACEAE</u>		
<i>Adenocalymma comosum</i>	85	MA
<i>Fridericia speciosa</i>	340	MA, CE
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	275	MA, CE
<i>Handroanthus impetiginosus</i>	482	MA, AM, CE, CA, PA
<i>Jacaranda puberula</i>	505	MA, CE
<i>Lundia corymbifera</i>	86	MA, AM
<i>Pyrostegia venusta</i>	986	MA, AM, CE, CA, PA, CS
<i>Tabebuia cassinoides</i>	103	MA
<u>BORAGINACEAE</u>		
<i>Varronia multispicata</i>	130	MA, AM, CE, CA

Citation

BUZATO, 1995; BUATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; CANELA, 2006; KOHLER, 2011;
WOLOWSKI & FREITAS, 2015

BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000
BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000
BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; ARAUJO, 1996; ABREU &
VIEIRA, 2004; BERGAMO, 2016
MENDONÇA & ANJOS, 2005

COELHO, 2013
BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; SNOW & TEIXEIRA, 1982;
ABREU & VIEIRA, 2004
MENDONÇA & ANJOS, 2005*
MENDONÇA & ANJOS, 2005*
ARAUJO, 1996
ARAUJO, 1996*; LOPES, 2002*
MENDONÇA & ANJOS, 2005; CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015;
BERGAMO, 2016; BUENO, 2012; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000
ARAUJO, 1996

ARAUJO, 1996*

Family/Species	n-Records	Phytogeographic domains
<u>BROMELIACEAE</u>		
<i>Aechmea araneosa</i>	22	MA
<i>Aechmea blumenavii</i>	38	MA
<i>Aechmea bromeliifolia</i>	229	MA
<i>Aechmea capixabae</i>	31	MA
<i>Aechmea castanea</i>	18	MA
<i>Aechmea coelestis</i>	64	MA
<i>Aechmea cylindrata</i>	45	MA
<i>Aechmea distichantha</i>	167	MA
<i>Aechmea fulgens</i>	62	MA
<i>Aechmea gamosepala</i>	90	MA
<i>Aechmea lamarchei</i>	97	MA
<i>Aechmea leptantha</i>	44	MA, CA
<i>Aechmea macrochlamys</i>	13	MA
<i>Aechmea muricata</i>	28	MA
<i>Aechmea mutica</i>	10	MA
<i>Aechmea nudicaulis</i>	286	MA, CE
<i>Aechmea organensis</i>	49	MA
<i>Aechmea ornata</i>	61	MA
<i>Aechmea pectinata</i>	41	MA
<i>Aechmea perforata</i>	16	MA, CA

Citation

VARASSIN, 2002; VARASSIN & SAZIMA, 2000; VARASSIN & SAZIMA, 2012; WENDT et al., 2008
KOHLENER, 2011
VARASSIN, 2002; VARASSIN & SAZIMA, 2000; VARASSIN & SAZIMA, 2012
WENDT et al., 2008
WENDT et al., 2008
FONSECA, 2012; BERGAMO, 2016
KOHLENER, 2011; KAEHLER, VARASSIN & GOLDENBERG, 2005
ARAUJO, 1996; BERGAMO, 2016; BUENO, 2012; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000
LOPES, 2002
BERGAMO, 2016
WENDT, et al., 2008
LOPES, 2002*
WENDT et al., 2008
LOPES, 2002
VARASSIN, 2002; VARASSIN & SAZIMA, 2012; WENDT et al., 2008
COELHO, 2013; ARAUJO, 1996; MACHADO & SEMIR, 2006; VARASSIN, 2002; VARASSIN & SAZIMA, 2012; VARASSIN & SAZIMA, 2000; FONSECA, 2012; CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; WENDT et al., 2008; PIACENTINI & VARASSIN, 2007
MACHADO & SEMIR, 2006; BERGAMO, 2016; PIACENTINI & VARASSIN, 2007
MACHADO & SEMIR, 2006; PIACENTINI & VARASSIN, 2007
ARAUJO, 1996; FONSECA, 2012; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; PIACENTINI & VARASSIN, 2007
WENDT et al, 2008

Family/Species	n-Records	Phytogeographic domains
<i>Aechmea pineliana</i>	48	MA
<i>Aechmea saxicola</i>	29	MA
<i>Aechmea tomentosa</i>	29	MA
<i>Aechmea victoriana</i>	32	MA
<i>Ananas bracteatus</i>	64	MA, CE
<i>Billbergia amoena</i>	144	MA, CE, CA
<i>Billbergia bradeana</i>	10	MA
<i>Billbergia distachia</i>	136	MA, CE
<i>Billbergia euphemiae</i>	114	MA
<i>Billbergia morelii</i>	44	MA
<i>Billbergia pyramidalis</i>	34	MA
<i>Billbergia vittata</i>	39	MA, CE
<i>Billbergia zebrina</i>	99	MA
<i>Bromelia antiacantha</i>	103	MA, CS
<i>Edmundoa lindenii</i>	72	MA
<i>Neoregelia macrosepala</i>	27	MA
<i>Nidularium cariacicaense</i>	29	MA
<i>Nidularium innocentii</i>	262	MA
<i>Nidularium longiflorum</i>	24	MA
<i>Nidularium procerum</i>	74	MA

Citation

VARASSIN, 2002; VARASSIN & SAZIMA, 2000; VARASSIN & SAZIMA, 2012, WENDT et al., 2008
WENDT et al., 2008
LOPES, 2002
VARASSIN, 2002, VARASSIN & SAZIMA, 2000; VARASSIN & SAZIMA, 2012
PIACENTINI & VARASSIN, 2007
MACHADO & SEMIR, 2006; KOHLER, 2011; VARASSIN, 2002; VARASSIN & SAZIMA, 2012; BERGAMO, 2016; WENDT et al, 2008
WENDT et al., 2008
CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000
WENDT et al., 2008
LOPES, 2002
ARAUJO, 1996; FONSECA, 2012; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000
CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016
ARAUJO, 1996
BERGAMO, 2016
BUZATO, 1995*; WENDT et al., 2008; BERGAMO, 2016
WENDT et al., 2008
VARASSIN, 2002, VARASSIN & SAZIMA, 2000; VARASSIN & SAZIMA, 2012; WENDT et al, 2008
ARAUJO, 1996; MACHADO & SEMIR, 2006; FONSECA, 2012; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; PIACENTINI & VARASSIN, 2007; WENDT et al., 2008
BERGAMO, 2016
ARAUJO, 1996; VARASSIN, 2002; VARASSIN & SAZIMA, 2000; VARASSIN & SAZIMA, 2012; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; WENDT et al., 2008; PIACENTINI, VARASSIN, 2007

Family/Species	n-Records	Phytogeographic domains
<i>Pitcairnia flammea</i>	83	MA, CE
<i>Portea petropolitana</i>	36	MA
<i>Quesnelia arvensis</i>	13	MA
<i>Quesnelia quesneliana</i>	39	MA
<i>Quesnelia strobilispica</i>	19	MA
<i>Tillandsia aeranthos</i>	87	MA, CS
<i>Tillandsia dura</i>	29	MA
<i>Tillandsia gardneri</i>	174	MA, CE, CA, CS
<i>Tillandsia geminiflora</i>	413	MA, CE, CA, CS
<i>Tillandsia stricta</i>	650	MA, CE, CA, CS
<i>Tillandsia tenuifolia</i>	536	MA, AM, CE, CA
<i>Vriesea altodaserrae</i>	27	MA
<i>Vriesea bituminosa</i>	25	MA
<i>Vriesea carinata</i>	243	MA
<i>Vriesea ensiformis</i>	101	MA
<i>Vriesea erythrodactylon</i>	60	MA
<i>Vriesea flammea</i>	79	MA

Citation

CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016
VARASSIN, 2002; VARASSIN & SAZIMA, 2000; VARASSIN & SAZIMA, 2012
ARAUJO, 1996; FONSECA, 2012; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA
& SAZIMA, 2000
WENDT et al., 2008
VARASSIN, 2002, VARASSIN & SAZIMA, 2000; VARASSIN & SAZIMA, 2012; WENDT
et al., 2008
SNOW & TEIXEIRA, 1986
BERGAMO, 2016
LOPES, 2002; CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BUZATO, 1995;
BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000
ARAUJO, 1996; MACHADO & SEMIR, 2006; VARASSIN, 2002; VARASSIN & SAZIMA,
2000; VARASSIN & SAZIMA, 2012; FONSECA, 2012; WOLOWSKI & FREITAS, 2015;
BERGAMO, 2016, BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; WENDT et al.,
2008
ARAUJO, 1996; MACHADO & SEMIR, 2006; LOPES, 2002; FONSECA, 2012;
WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016, BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA
& SAZIMA, 2000; WENDT et al., 2008
MACHADO & SEMIR, 2006; VARASSIN & SAZIMA, 2000; WOLOWSKI & FREITAS,
2015; BERGAMO, 2016; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; WENDT et al., 2008
MACHADO & SEMIR, 2006; KOHLER, 2011; KAEHLER, VARASSIN & GOLDENBERG,
2005, BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000
WENDT et al., 2008
COELHO, 2013, MACHADO & SEMIR, 2006, KOHLER, 2011; CANELA, 2006,
WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016; PIACENTINI & VARASSIN, 2007
COELHO, 2013; ARAUJO, 1996; VARASSIN & SAZIMA, 2000; FONSECA, 2012;
BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; WENDT et al.,
2008; PIACENTINI; VARASSIN, 2007
KOHLER, 2011; BERGAMO, 2016; PIACENTINI, 2007
MACHADO & SEMIR, 2006; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

Family/Species	n-Records	Phytogeographic domains
<i>Vriesea friburgensis</i>	91	MA, CE
<i>Vriesea gradata</i>	14	MA
<i>Vriesea guttata</i>	52	MA
<i>Vriesea heterostachys</i>	27	MA
<i>Vriesea incurvata</i>	176	MA
<i>Vriesea inflata</i>	24	MA
<i>Vriesea longicaulis</i>	17	MA, CE
<i>Vriesea neoglutinosa</i>	35	MA
<i>Vriesea philippocoburgii</i>	53	MA
<i>Vriesea platynema</i>	100	MA
<i>Vriesea poenulata</i>	16	MA
<i>Vriesea procera</i>	140	MA, CE, CA
<i>Vriesea psittacina</i>	39	MA
<i>Vriesea rodigasiana</i>	76	MA
<i>Vriesea ruschii</i>	13	MA
<i>Vriesea scalaris</i>	54	MA
<i>Vriesea simplex</i>	41	MA
<i>Vriesea vagans</i>	82	MA
<u>CAMPANULACEAE</u>		
<i>Centropogon cornutus</i>	476	MA, AM, CE, CA, PA
<i>Lobelia fistulosa</i>	57	MA, CE
<i>Siphocampylus betulifolius</i>	23	MA

Citation

PIACENTINI & VARASSIN, 2007
WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016
KAEHLER, VARASSIN & GOLDENBERG, 2005
KAEHLER, VARASSIN & GOLDENBERG, 2005
MACHADO & SEMIR, 2006; KOHLER, 2011; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995;
BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; PIACENTINI & VARASSIN, 2007
BERGAMO, 2016
CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016; WENDT et al., 2008
RODRIGUES, 2008
MACHADO & SEMIR, 2006; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA &
SAZIMA, 2000
KAEHLER, VARASSIN & GOLDENBERG, 2005
WENDT et al., 2008
ARAUJO, 1996; COELHO, 2013; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; BERGAMO, 2016
VARASSIN, 2002; VARASSIN & SAZIMA, 2012
ARAUJO, 1996; FONSECA, 2012; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA
& SAZIMA, 2000; PIACENTINI & VARASSIN, 2007
WENDT et al., 2008
BUZATO, 1995, BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; WENDT et al., 2008
VARASSIN, 2002, VARASSIN & SAZIMA, 2000; VARASSIN & SAZIMA, 2012,
BERGAMO, 2016; WENDT et al., 2008
KOHLER, 2011; WENDT et al., 2008

ARAUJO, 1996; COELHO, 2013; BERGAMO, 2016; LOPES, 2002; BUZATO, 1995;
BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000
BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000
SNOW & TEIXEIRA, 1986; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

Family/Species	n-Records	Phytogeographic domains
<i>Siphocampylus convolvulaceus</i>	78	MA
<i>Siphocampylus longipedunculatus</i>	48	MA
<i>Siphocampylus sulfureus</i>	77	MA
<i>Siphocampylus westinianus</i>	75	MA, CE
<u>CANNACEAE</u>		
<i>Canna paniculata</i>	96	MA, CE, CA, PA
<u>CHRYSOBALANACEAE</u>		
<i>Couepia schottii</i>	20	MA
<u>COMBRETACEAE</u>		
<i>Combretum fruticosum</i>	439	MA, AM, CE, CA
<u>CONVOLVULACEAE</u>		
<i>Ipomoea hederifolia</i>	270	MA, AM, CE, CA
<i>Ipomoea quamoclit</i>	203	MA, AM, CE, CA
<u>COSTACEAE</u>		
<i>Costus arabicus</i>	264	MA, AM, CE, PA
<i>Costus spiralis</i>	445	MA, AM, CE, CA
<u>CUCURBITACEAE</u>		
<i>Gurania acuminata</i>	86	MA, AM, CE
<i>Psiguria triphylla</i>	30	MA, AM, CE

Citation

BERGAMO, 2016

CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016

BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

BUZATO, 1995

BERGAMO, 2016

ARAUJO, 1996

LOPES, 2002

LOPES, 2002; SILVA, 2014

LOPES, 2002

BERGAMO, 2016

ARAUJO, 1996, COELHO, 2013; LOPES, 2002; SILVA, 2014; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

COELHO, 2013

LOPES, 2002

Family/Species	n-Records	Phytogeographic domains
<u>ERICACEAE</u>		
<i>Agarista oleifolia</i>	164	MA, AM, CE, CA
<i>Gaylussacia brasiliensis</i>	792	MA, CE, CA
<u>EUPHORBIACEAE</u>		
<i>Cnidioscolus urens</i>	694	MA, AM, CE, CA, PA
<u>FABACEAE</u>		
<i>Albizia pedicellaris</i>	255	MA, AM, CE
<i>Camptosema scarlatinum</i>	208	MA, AM, CE
<i>Collaea speciosa</i>	262	MA, CE, CA
<i>Dahlstedtia pentaphylla</i>	166	MA
<i>Dahlstedtia pinnata</i>	126	MA
<i>Erythrina cristagalli</i>	227	MA, CE, PA
<i>Erythrina falcata</i>	233	MA, AM, CE
<i>Erythrina speciosa</i>	131	MA, CE
<i>Inga edulis</i>	463	MA, AM, CE, CA
<i>Inga marginata</i>	892	MA
<i>Inga sessilis</i>	416	MA, AM, CE
<i>Inga subnuda</i>	311	MA
<i>Sophora tomentosa</i>	157	MA, AM
<u>GENTIANACEAE</u>		
<i>Macrocarpaea rubra</i>	85	MA

Citation

BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000
KOHLE, 2011

ARAUJO et al., 2009

ARAUJO, 1996*
BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000
BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000
MALANOTTE, 2018
FONSECA, 2012; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA,
2000
BUENO, 2012
BUENO, 2012
ARAUJO, 1996; MENDONÇA & ANJOS, 2005; RODRIGUES, 2008; BERGAMO, 2016;
BUENO, 2012; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000
ARAUJO, 1996
BERGAMO, 2016
BERGAMO, 2016
BERGAMO, 2016; ARAUJO, 1996*
ARAUJO, 1996; RODRIGUES, 2008

BERGAMO, 2016

Family/Species	n-Records	Phytogeographic domains
<u>GESNERIACEAE</u>		
<i>Besleria longimucronata</i>	27	MA
<i>Besleria selloana</i>	27	MA
<i>Nematanthus australis</i>	85	MA
<i>Nematanthus corticola</i>	29	MA
<i>Nematanthus crassifolius</i>	76	MA
<i>Nematanthus fissus</i>	99	MA
<i>Nematanthus fluminensis</i>	10	MA
<i>Nematanthus fornix</i>	16	MA
<i>Nematanthus fritschii</i>	60	MA
<i>Nematanthus gregarius</i>	25	MA
<i>Nematanthus lanceolatus</i>	36	MA, CE
<i>Nematanthus sericeus</i>	17	MA, CE
<i>Sinningia allagophylla</i>	303	MA, CE, CS
<i>Sinningia cooperi</i>	41	MA
<i>Sinningia douglasii</i>	196	MA
<i>Sinningia elatior</i>	263	MA, AM, CE
<i>Sinningia gigantifolia</i>	13	MA
<u>HELICONIACEAE</u>		
<i>Heliconia angusta</i>	99	MA, AM, CE, CA, PA
<i>Heliconia farinosa</i>	111	MA
<i>Heliconia psittacorum</i>	623	MA, AM, CE, CA, PA

Citation

FONSECA, 2012; BERGAMO, 2016

SNOW & TEIXEIRA, 1986

KOHLER, 2011

COELHO, 2013

CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016

ARAUJO, 1996; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

ARAUJO, 1996; FONSECA, 2012; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016

BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

KOHLER, 2011; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

BERGAMO, 2016

CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016

ARAUJO, 1996; FONSECA, 2012; BERGAMO, 2016; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; ABREU & VIEIRA, 2004*

KOHLER, 2011; BERGAMO, 2016; SNOW & TEIXEIRA, 1986*; BUZATO, 1995*; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000*

LOPES, 2002; ARAUJO et al., 2009; SILVA, 2014

Family/Species	n-Records	Phytogeographic domains
<i>Heliconia richardiana</i>	99	MA, AM
<i>Heliconia spathocircinata</i>	108	MA, CA, PA
<u>LAMIACEAE</u>		
<i>Aegiphila obducta</i>	210	MA, CE
<i>Hyptidendron asperrimum</i>	77	MA, CE
<i>Salvia arenaria</i>	19	MA
<i>Salvia sellowiana</i>	12	MA
<u>LORANTHACEAE</u>		
<i>Psittacanthus dichroos</i>	366	MA, AM, CE, CA
<u>MALVACEAE</u>		
<i>Callianthe bedfordiana</i>	28	MA
<i>Callianthe rufinerva</i>	72	MA, CE
<i>Eriotheca gracilipes</i>	295	AM, CA, CE
<i>Eriotheca pentaphylla</i>	54	MA
<i>Helicteres brevispira</i>	388	MA, AM, CE, CA, PA
<i>Helicteres macropetala</i>	95	MA, CA
<i>Spirotheca rivieri</i>	48	MA
<u>MARANTACEAE</u>		
<i>Maranta divaricata</i>	171	MA
<i>Stromanthe thalia</i>	59	MA

Citation

COELHO, 2013

ARAUJO, 1996; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

KOHLER, 2011

ABREU & VIEIRA, 2004*

BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016

ARAUJO, 1996; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; BERGAMO, 2016

CANELA, 2006*; WOLOWSKI & FREITAS, 2015*; BERGAMO, 2016

BUZATO, 1995*; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000*; BERGAMO, 2016

BERGAMO, 2016

ARAUJO, 1996*

BUENO, 2012; SILVA, 2014

LOPES, 2002

BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000*; KOHLER, 2011; BERGAMO, 2016

ARAUJO, 1996

SNOW & TEIXEIRA, 1986*; CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015;
BERGAMO, 2016

Family/Species	n-Records	Phytogeographic domains
<u>MARCGRAVIACEAE</u>		
<i>Schwartzia brasiliensis</i>	167	MA, CE
<u>NYCTAGINACEAE</u>		
<i>Bougainvillea spectabilis</i>	253	MA, AM
<u>ONAGRACEAE</u>		
<i>Fuchsia regia</i>	380	MA, CE
<u>ORCHIDACEAE</u>		
<i>Corymborkis flava</i>	72	MA
<i>Elleanthus brasiliensis</i>	106	MA
<i>Sacoila lanceolata</i>	405	MA, AM, CE, CA
<u>OROBANCHACEAE</u>		
<i>Esterhazyia splendida</i>	521	MA, CE, CA
<i>Velloziella dracocephaloides</i>	13	MA
<u>PASSIFLORACEAE</u>		
<i>Passiflora kermesina</i>	150	MA, CE, CA
<i>Passiflora speciosa</i>	158	MA, AM, CE
<u>ROSACEAE</u>		
<i>Rubus rosifolius</i>	255	MA, CE

Citation

BUZATO, 1995*; ARAUJO, 1996*; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000*; BERGAMO, 2016

MENDONÇA & ANJOS, 2005

SNOW & TEIXEIRA, 1986; BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; CANELA, 2006; KOHLER, 2011; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016

ABREU & VIEIRA, 2004

FONSECA, 2012; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016

BUZATO, 1995*; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000*; SINGER, 2001*; LOPES, 2002*

BUZATO, 1995*; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000*

BUZATO, 1995*; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000*; CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016

ABREU & VIEIRA, 2004

ABREU & VIEIRA, 2004

ABREU & VIEIRA, 2004*

Family/Species	n-Records	Phytogeographic domains
<u>RUBIACEAE</u>		
<i>Hamelia patens</i>	232	MA, AM, CE, CA, PA, CS
<i>Manettia cordifolia</i>	650	MA, AM, CE, CA
<i>Manettia gracilis</i>	122	MA
<i>Manettia mitis</i>	30	MA
<i>Manettia pubescens</i>	55	MA, CE
<i>Palicourea macrobotrys</i>	128	MA, AM, CE, CA
<i>Palicourea rigida</i>	884	MA, AM, CE, CA, CS
<i>Palicourea rudgeoides</i>	24	MA
<i>Psychotria brachypoda</i>	105	MA
<i>Psychotria nuda</i>	348	MA
<i>Psychotria pubigera</i>	98	MA
<i>Psychotria ruellifolia</i>	81	MA
<i>Psychotria suterella</i>	356	MA
<i>Rudgea jasminoides</i>	403	MA
<i>Sabicea grisea</i>	164	MA, AM, CE
<i>Sabicea villosa</i>	111	MA, AM, CE
<u>RUTACEAE</u>		
<i>Erythrochiton brasiliensis</i>	79	MA, AM
<u>SCROPHULARIACEAE</u>		
<i>Buddleja stachyoides</i>	311	MA, CE, CA, CS

Citation

LOPES, 2002

BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; LOPES, 2002; BERGAMO, 2016

BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016

BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

SILVA, 2014

SILVA, 2014

CANELA, 2006; WOLOWSKI & FREITAS, 2015

FONSECA, 2012

BUZATO, 1995; ARAUJO, 1996; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000; FONSECA, 2012;
BERGAMO, 2016

BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000

WOLOWSKI & FREITAS, 2015; BERGAMO, 2016

KOHLER, 2011

SNOW & TEIXEIRA, 1986*

BERGAMO, 2016

ARAUJO, 1996

LOPES, 2002

BUZATO, 1995*; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000*

Family/Species	n-Records	Phytogeographic domains	Citation
<u>SOLANACEAE</u>			
<i>Cestrum corymbosum</i>	249	MA	BUZATO, 1995; BUZATO, SAZIMA & SAZIMA, 2000
<u>VERBENACEAE</u>			
<i>Stachytarpheta cayennensis</i>	766	MA, AM, CE, CA, PA, CS	BERGAMO, 2016
<u>ZINGIBERACEAE</u>			
<i>Renealmia petasites</i>	70	MA	BERGAMO, 2016

* Author(s) identified species by synonymy

MA = Brazilian Atlantic Forest; AM = Amazonian Forest; CE = Cerrado (vegetation of the Brazilian interior); CA = Caatinga; PA = Pantanal; CS= Pampa

REFERENCES

- Abreu CRM, Vieira MF. 2004.** Os beija-flores e seus recursos florais em um fragmento florestal de Viçosa, sudeste brasileiro. *Lundiana*, 5 (2):129-134.
- Araujo AC. 1996.** *Beija-flores e seus recursos florais numa área de planície costeira do Litoral Norte de São Paulo*. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Campinas.
- Araujo JLO, Quirino ZGM, Gadelha Neto PC, Araujo AC. 2009.** Síndromes de polinização ocorrentes em uma área de Mata Atlântica, Paraíba, Brasil. *Biotemas*, 22 (4): 83-94.
- Bergamo PJ. 2016.** *Estruturação de comunidades e potencial para efeitos indiretos de plantas polinizadas por beija-flores na Floresta Atlântica*. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas.
- Bueno RO. 2012.** *Fatores que influenciam interações entre beija-flores e plantas em Mata Atlântica: disponibilidade de recursos e ajustes morfológicos*. Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal do Paraná.
- Buzato S. 1995.** *Estudo comparativo de flores polinizadas por beija-flores em três comunidades da Mata Atlântica no sudeste do Brasil*. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Campinas.
- Buzato S, Sazima M, Sazima I. 2000.** Hummingbird-pollinated floras at three Atlantic Forest sites. *Biotropica*, 32(4b): 824–841.
- Camargo E, Rodrigues LC, Araujo AC. 2011.** Pollination biology and reproduction of *Seemanian sylvatica* (Kunth.) Hanstein (Gesneriaceae) in the Serra da Bodoquena National Park, Mato Grosso do Sul. *Biota Neotrop.*, 11 (4): 125-130.
- Canela MBF. 2006.** *Interações entre plantas e beija-flores numa comunidade da Floresta Atlântica Montana em Itatiaia, RJ*. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas.
- Coelho AG. 2013.** *A comunidade de plantas utilizada por beija-flores no sub-bosque de um fragmento de Mata Atlântica da Bahia, Brasil*. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade Estadual de Feira de Santana.
- Fonseca LCN. 2012.** *Transporte de pólen de espécies ornitófilas e energia disponível para beija-flores em área de Mata Atlântica, Núcleo Picinguaba-PESM, Ubatuba- SP*. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas.
- Kaehler M, Varassin IG, Goldenberg R. 2005.** Polinização em uma comunidade de bromélias em Floresta Alto-Montana no Estado do Paraná, Brasil. *Revista Brasil. Bot.*, v.28, n.2, p.219-228, abr.-jun.
- Kohler GU. 2011.** *Redes de interação planta-beija-flor em um gradiente altitudinal de Floresta Atlântica no Sul do Brasil*. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Paraná.
- Lopes AVF. 2002.** *Polinização por beija-flores em remanescentes da Mata Atlântica pernambucana, Nordeste do Brasil*. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas.

- Machado CG, Semir J. 2006.** Fenologia da floração e biologia floral de bromeliáceas ornitófilas de uma área da Mata Atlântica do Sudeste brasileiro. *Revista Brasil. Bot.*, v.29, n.1, p.163-174, jan.-mar.
- Malanotte M. 2018.** *Ligando flores a polinizadores: como os padrões de floração estruturam as comunidades de beija-flores?* Tese (Doutorado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal do Paraná.
- Mendonça LB, Anjos L. 2005.** Beija-flores (Aves, Trochilidae) e seus recursos florais em uma área urbana no sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 22 (1): 51–59.
- Piacentini VQ, Varassin IG. 2007.** Interaction network and the relationships between bromeliads and hummingbirds in an area of secondary Atlantic rain forest in southern Brazil. *Journal of Tropical Ecology*, 23:663–671.
- Rodrigues MS. 2008.** *Partilha de recursos florais por beija-flores em uma área de Mata Atlântica na Ilha da Marambaia, RJ.* Dissertação (Mestrado em Biologia Animal) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.
- Silva RM. 2014.** *Plantas ornitófilas de sub-bosque e suas interações com beija-flores.* Dissertação (Mestrado em Biodiversidade Vegetal) - Universidade Federal de Goiás.
- Singer RB. 2001.** *Biologia da polinização em orquídeas nativas da região sudeste do Brasil.* Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2001.
- Snow DW, Teixeira DL. 1982.** Hummingbirds and their flowers in the coastal mountain of southeastern Brazil. *Journal für Ornithologie*, v. 123, Issue 4, pp 446-450,
- Varassin IG. 2002.** *Estrutura espacial e temporal de uma comunidade de Bromeliaceae e seus polinizadores em Floresta Atlântica no Sudeste do Brasil.* Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas.
- Varassin IG, Sazima M. 2000.** Recursos de Bromeliaceae utilizados por beija-flores e borboletas em Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. *Bol. Mus. Biol. Mello Leitão* (N. Sér.), 11/12: 57-70.
- Varassin IG, Sazima M. 2012.** Spatial heterogeneity and the distribution of bromeliad pollinators in the Atlantic Forest. *Acta Oecologica*, 43, 104-112.
- Wendt T, Coser TS, Tobon GM, Guilherme FAG. 2008.** An apparent lack of prezygotic reproductive isolation among 42 sympatric species of Bromeliaceae in southeastern Brazil. *Plant Syst Evol.*, 275: 31–41.
- Wolowski M, Freitas L. 2015.** Biologia reprodutiva e interações planta-polinizador no Parque Nacional do Itatiaia. *Boletim do Parque Nacional do Itatiaia*, ICMBio, n.20.

CONCLUSÃO GERAL

Neste estudo, propusemos uma abordagem metodológica aplicada como uma alternativa para estudos sobre as conseqüências das mudanças climáticas nos processos fisiológicos. Mudanças na floração são documentadas em vários estudos, que comparam períodos anteriores e os presentes. Contudo, as alterações na adequação climática das espécies aqui observadas enfatizam ainda mais a necessidade de se investigar como a biodiversidade deverá responder a estas mudanças no clima, considerando que seus efeitos deverão influenciar direta e indiretamente a persistência das espécies no futuro.

Os modelos de adequação climática mostraram que as espécies polinizadas por beija-flores devem sofrer mudanças relevantes nas próximas décadas, tanto em suas distribuições geográficas quanto em seus eventos de floração. Estas variações podem estar interligadas, expressando diferentes respostas em função dos diferentes atributos de seu nicho climático. Alterações na temperatura e precipitação resultaram em mudanças na amplitude de distribuição entre as espécies, e dentro dessas áreas os eventos de floração estão previstos para experimentarem diferentes níveis de adequação climática. Estas diferenças, por sua vez, deverão criar um ambiente seletivo, modificando a diversidade de espécies que florescem nos mesmos períodos, e a duração destes eventos de floração.

As mudanças previstas podem representar também uma ameaça às interações. Uma vez que as comunidades de polinizadores são conhecidas por estruturarem espacial e temporalmente a diversidade de recursos florais, a dessincronização da fenologia entre diferentes níveis tróficos podem ter diferentes conseqüências para o sucesso reprodutivo destas plantas.

Embora a capacidade de dispersão possa variar significativamente entre as espécies, as maiores restrições deverão estar relacionadas com a fragmentação de seus habitats naturais. O grau de deslocamento é diretamente influenciado pelo padrão espacial dos remanescentes florestais e corredores ecológicos, os quais funcionam como um trampolim para a dispersão das espécies (VIANA, 2015). Conseqüentemente, a dinâmica ecológica que ocorre nesses locais contribui para que novas estratégias ecológicas e evolutivas,

incluindo novas interações e novos ajustes no ciclo de vida das plantas, possam ser desenvolvidas a fim de garantir a sobrevivência dos organismos.

É nesse sentido que reiteramos a importância e a urgência de dar mais atenção à conservação das florestas tropicais. Apesar da rica biodiversidade presente nestes ecossistemas, ainda se conhece muito pouco em termos de resiliência, adaptação e vulnerabilidade. Uma grande fração destas florestas deverão enfrentar mudanças ainda mais abruptas não só em termos de clima como também em redução, fragmentação e degradação de seus remanescentes. Estes impactos, em conjunto, deverão desencadear um declínio da biodiversidade, levando muitas espécies à extinção. Especialmente na Mata Atlântica, estes efeitos podem ser extremamente negativos para o bioma, uma vez que muitas espécies endêmicas não encontrarão a tempo refúgios para acompanhar as mudanças ambientais que estão por vir.

Muitas lacunas ainda precisam ser respondidas, principalmente em relação a magnitude das mudanças no clima nas tolerâncias fisiológicas das espécies e nas redes de interações presentes nas florestas. Ainda que se encontrem poucos estudos abordando os efeitos do clima e das mudanças antrópicas nesses processos, acreditamos que nossa abordagem possa, daqui pra frente, ser melhor aprofundada no sentido de aprimorar a confiabilidade das previsões futuras.

REFERÊNCIAS

- ALDRIDGE, G.; INOUE, D. W.; FORREST, F. R. K.; et. al. Emergence of a mid-season period of low floral resources in a montane meadow ecosystem associated with climate change. **Journal of Ecology**, 99, 905-913, 2011. doi: 10.1111/j.1365-2745.2011.01826.x.
- BARTOMEUS, I.; ASCHER, J. S.; WAGNER, D. et. al. Climate-associated phenological advances in bee pollinators and bee-pollinated bees. **PNAS**, 108, n. 51, p.20645-20649, 2011. doi: 10.1073/pnas.1115559108.
- BARVE, N.; MARTIN, C. E.; PETERSON, A. T. Climatic niche and flowering and fruiting phenology of an epiphytic plant. **AoB Plants**, 7: plv 108, 2015.
- BARVE, N.; MARTIN, C.; BRUNSELL, N. A.; PETERSON, A. T. The role of physiological optima in shaping the geographic distribution of Spanish moss. **Global Ecology and Biogeography**, 2014. doi: 10.1111/geb.12150.
- BELLARD, C.; BERTELSMEIER, C.; LEADLEY, P.; THULLER, W.; COURCHAMP, F. Impacts of climate change on the future of biodiversity. **Ecology Letters**, 15: 365–377, 2012. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x.
- BERTELSMEIER, C.; LUQUE, G. M.; COURCHAMP, F. The impact of climate change changes over time. **Biological Conservation**, 167: 107-115, 2013.
- BOTH, C.; ASCH, M. V.; BIJLSMA, R. G. et. al. Climate change and unequal phenological changes across four trophic levels: constraints or adaptations?. **Journal of Animal Ecology**, 78: 73-83, jan. 2009. doi: 10.1111/j.1365-2656.2008.01458.x.
- BOTKIN, D. B.; SAXE, H.; ARAÚJO, M. B. et al. Forecasting the effects of global warming on biodiversity. **BioScience**, 57: 227-236, 2007. doi: 10.1641/B570306.
- BRUNELLI, W. A. Ornitofilia nos neotrópicos e nos paleotrópicos. **Natureza online**, 11: 166-169, 2013.
- BYERS, D. L. Studying plant-pollinator interactions in a changing climate: a review of approaches. **Applications in Plant Sciences**, 5 (6): 1700012, 2017. doi:10.3732/apps.1700012
- CAMPANILI, M., SCHAFFER, W.B. **Mata Atlântica: manual da adequação ambiental**. Brasília: MMA/SBF, 2010.
- CHUINE, I. Why does phenology drive species distribution? **Philosophical Transactions of the Royal Society B.**, 365: 3149–3160, 2010. doi:10.1098/rstb.2010.0142
- COLWELL, R. K.; RANGEL, T. F. Hutchinson's duality: The once and future niche. **PNAS**, 106 (2): 19651-19658, November 17, 2009. doi: 10.1073/pnas.0901650106

COLWELL, R. K.; BREHM, G.; CARDELUS, C. L.; GILMAN, A. C.; LONGINO, J. T. Global warming, elevational range shifts, and lowland biotic attrition in the wet tropics. **Science**, 322, 258–261, 2008. doi: 10.1126/science.1162547

COTTON, P. A. Avian migration phenology and global climate change. **PNAS**, 100: 12219-12222, 2003. doi: 10.1073/pnas.1930548100.

DEUTSCH, C.A., TEWKSBURY, J.J., HUEY, R.B., SHELDON, K.S., GHALAMBOR, C.K., HAAK, D.C.; MARTIN, P.R. Impacts of climate warming on terrestrial ectotherms across latitude. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*, 105, 6668–6672, 2008.

DORJI, T.; TOTLAN, O.; MOE, S. R. et al. Plant functional traits mediate reproductive phenology and success in response to experimental warming and snow addition in Tibet. **Global Change Biology**, 19 (2): 459-472, 2012. doi: 10.1111/gcb.12059.

FEELEY, K. J.; REHM, E. M.; MACHOVINA, B. The responses of tropical forest species to global climate change: acclimate, adapt, migrate or go extinct? **Frontiers of Biogeography**, 4:69–84, 2012.

FITTER, A. H.; FITTER, R. S. R. Rapid changes in flowering time in british plants. **Science**, v.296, 5573: 1689-1691, 2002. doi: 10.1126/science.1071617.

GORDO, O.; SANZ, J. J. Impact of climate change on plant phenology in Mediterranean ecosystems. **Global Change Biology**, 16, 1082–1106, 2010. doi: 10.1111/j.1365-2486.2009.02084.x

HUTCHINSON, George Evelyn. Concluding remarks. **Cold Spring Harbor Symp Quantitative Biol.**, 22: 415-427, 1957.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. **Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.** United Kingdom and New York: Cambridge University Press, 2014.

MATESANZ, S.; GIANOLI, E.; VALLADARES, F. Global change and the evolution of phenotypic plasticity in plants. **Annals of the New York Academy of Sciences**, 1206, 35-55, 2010. doi: 10.1111/j.1749-6632.2010.05704.x.

MCKINNEY, A. M.; CARADONNA, P. J.; INOUE, D. W., et al. Asynchronous changes in phenology of migrating Broad-tailed Hummingbirds and their early-season nectar resources. **Ecology**, 93: 1987–1993, 2012.

MORELLATO, L.P.C., TALORA, D.C., TAKAHASI, A., BENCKE, C.C., ROMERA, E.C. & ZIPARRO, V.B. 2000. Phenology of Atlantic forest trees: a comparative study. **Biotropica**, 32: 811–823.

PACHECO, M. R. P. S.; HELENE, M. E. M. Atmosfera, fluxos de carbono e fertilização por CO₂. **Estudos Avançados**, 4(9): 204-220, 1990.

PARMESAN, C. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. **The Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, 37 (1): 637-669, dez. 2006. doi: 10.1146/annurev.ecolsys.37.091305.110100.

PARMESAN, C.; YOHE, G. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. **Nature**, vol 421, 2 January 2003.

REHM, E.; OLIVAS, P.; STROUD, J.; FEELEY, K. J. Losing your edge: climate change and the conservation value of range-edge populations. **Ecology and Evolution**, 5(19): 4315-4326, 2015. doi: 10.1002/ece3.1645.

ROCCA-DE-ANDRADE, M. A. **Recurso floral para aves em uma comunidade de Mata Atlântica de encosta: sazonalidade e distribuição vertical**. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) – Universidade Estadual de Campinas. Campinas, 2006.

ROCCA, M. A., SAZIMA, M. Beyond hummingbird-flowers: the other side of ornithophily in the neotropics. **Oecologia Australis**, 14(1): 67-99, Mar 2010.

ROOT, B. A.; PRICE, J. T.; HALL, K. Fingerprints of global warming on wild animals and plants. **Nature**, 421: 47-60, 2003.

SCHAIK, C. P. V.; TERBORGH, J. W.; WRIGHT, S. J. The phenology of tropical forests: adaptive significance and consequences for primary consumers. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 24: 353-377, 1993.

SOBERÓN, J. Niche and area of distribution modeling: a population ecology perspective. **Ecography**, 33: 159-167. 2010.

SOS MATA ATLÂNTICA. Fundação SOS Mata Atlântica; INPE- Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**. Período 2013-2014. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2015, p. 60.

VIANA, D. B. **Vulnerabilidade de biomas às mudanças climáticas: o caso da Mata Atlântica no Estado do Paraná**. Tese (Doutorado em Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, 2015.

VISSER, M. E.; BOTH, C. Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. **Proceedings of the Royal Society B**, 272, 2561-2569, 2005. doi:10.1098/rspb.2005.3356

VITOUSEK, P. M. Beyond global warming: ecology and global change. **Ecology**, 75(7): 1861-1876, 1994.

WALTHER, G. R.; BERGER, S.; SYKES, M. T. An ecological 'footprint' of climate change. **Proceedings of the Royal Society B**, 272 (1571): 1427-1432, 2005. doi:10.1098/rspb.2005.3119.

YOUNG, C. E. F. Causas socioeconômicas do desmatamento da Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL, C.; CAMARA, I. G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica/ Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005.

ZANATA, T. B., DALSGAARD, B., PASSOS, F. C., COTTON, P. A., ROPER, J., et al. Global patterns of interaction specialization in bird–flower networks. **Journal of Biogeography**, 44(8): 1891-1910, Aug, 2017.

ZANIN, M.; TESSAROLO, G.; MACHADO, N.; ALBERNAZ, A. L. M. Climatically-mediated landcover change: impacts on Brazilian territory. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 89 (2): 939-952, 2017. doi: 10.1590/0001-3765201720160226.