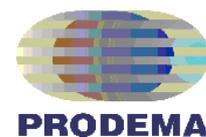




UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
DESENVOLVIMENTO E MEIO AMBIENTE



MESTRADO

VINÍCIUS SILVA REIS

Avaliação fenológica e biogeográfica de espécies
fitoindicadoras do gênero *Clitoria* L. em ambientes
tropicais

São Cristóvão
2014

VINÍCIUS SILVA REIS

Avaliação fenológica e biogeográfica de espécies
fitoindicadoras do gênero *Clitoria* L. em ambientes
tropicais

Dissertação apresentada como
requisito parcial para a
obtenção título de Mestre
pelo Núcleo de Pós- Graduação
em Desenvolvimento e Meio
Ambiente da Universidade
Federal de Sergipe.

Orientadora: Prof^a Dr^a Rosemeri
Melo e Souza.

São Cristóvão
2014

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA BIBLIOTECA CENTRAL
UNIVERSIDADE FEDERAL DE SERGIPE

R375a Reis, Vinícius Silva
Avaliação fenológica e biogeográfica de espécies
fitoindicadoras do gênero *Clitoria* L. em ambientes tropicais /
Vinícius Silva Reis ; orientadora Rosimeri Melo e Souza. – São
Cristóvão, 2014.
112 f. : il.

Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente)
- Universidade Federal de Sergipe, 2014.

1. Mudanças climáticas – Sergipe. 2. Fenologia. I. Souza,
Rosimeri Melo e, orient. II. Título.

CDU 551.506.8(813.7)

VINÍCIUS SILVA REIS

**AVALIAÇÃO FENOLÓGICA E BIOGEOGRÁFICA DE ESPÉCIES
FITOINDICADORAS DO GÊNERO *Clitoria* L. EM AMBIENTES TROPICAIS.**

Aprovado em 12/02/2014

Banca examinadora



Prof^a. Dr^a. Rosemeri Melo e Souza
Orientadora



Prof^a. Dr^a. Jocelyne Einhardt Vergara-Parente
Universidade Federal de Sergipe



Prof^a. Dr^a. Cláudia Câmara do Vale
Universidade Federal do Espírito Santo

Este exemplar corresponde à versão final da Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente – PRODEMA, Universidade Federal de Sergipe.


Rosemeri Melo e Souza

Orientadora
Universidade Federal de Sergipe

É concedida ao Núcleo responsável pelo Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA) da Universidade Federal de Sergipe permissão para disponibilizar, reproduzir cópias desta dissertação e emprestar ou vender tais cópias.



Vinícius Silva Reis
Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente
Universidade Federal de Sergipe



Rosemeri Melo e Souza
Universidade Federal de Sergipe
Orientadora

*Dedico esta dissertação aos meus pais,
por terem me feito descobrir a grandeza
daquilo pelo que é realmente válido lutar:
A FELICIDADE.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, que me deu forças para continuar indo sempre em frente e por me permitir vislumbrar os horizontes que me proporcionaram todo o crescimento intelectual e moral ao longo desses dois anos;

Aos meus Pais e a toda minha família pelo apoio e por sempre acreditarem em mim;

À minha orientadora, Prof^a Dr^a Rosemeri Melo e Souza, pela paciência, dedicação e profissionalismo com os quais me vem orientando desde as pesquisas de I.C.;

Aos Membros do Geoplan: Douglas e Levison, pelas ajudas de campo e pelas tardes de muito estudo e descontração compartilhadas no Geoplan; M.Sc. Sindiany Santos, pelo auxílio com os programas de modelagem de nicho; M.Sc. Heloisa Thaís Souza, pelo carinho, amizade e troca de experiências nestes quase cinco anos de convivência e Gabriela Valenzuela pelo auxílio com o ArcGis;

Ao M.Sc. Italo Spinelli, pela ajuda e paciência nas coletas dos Cap's das árvores amostradas, pelo companheirismo e pelas palavras positivas nos momentos em que precisei;

A Marcelo Guigó, companheiro de mata, pelo empenho na proteção da floresta e pela solicitude com relação aos trabalhos de campo realizados;

Ao Prof^o Dr^o Alexandre Liparini, do Departamento de Biologia (UFS), pela orientação no Estágio de Docência na disciplina de Paleontologia Geral;

À Prof^a Dr^a Levi Carina Terribile e ao Prof^o Dr^o Matheus Lima-Ribeiro, do Departamento de Biologia da Universidade Federal de Goiás (UFG) – Campus Jataí, pela receptividade, por toda a gentileza e pela orientação no estágio sanduíche;

Ao Prof^o Dr^o Thiago Rangel, da UFG - Campus Samambaia (Goiânia), pela autorização do uso do *BioEnsembles* nesta pesquisa;

Ao setor de Áreas Protegidas, Biodiversidade e Florestas da Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos - Semarh, em específico a Valdineide Barbosa de Santana; Maria Augusta Barbosa dos Anjos e Mélanie Alves do Nascimento pela autorização das pesquisas no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu;

Ao setor de Meteorologia da Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – Semarh, em específico a Overland Amaral e a Aline Oliveira da Silva pela disponibilização dos dados climáticos tratados utilizados nesta pesquisa;

A Manuela Nascimento e ao Profº M.Sc. Carlos Raphael, do Departamento de Estatística da UFS, pela ajuda com os programas de geoprocessamento e com as dúvidas nos testes estatísticos, respectivamente.

Ao Profº Drº Mário André Trindade Dantas da Universidade Federal da Bahia – Campus Anísio Teixeira (Vitória da Conquista) e ao Profº Drº Sidney Gouveia, do Departamento de Ecologia (UFS), pelo auxílio com as dúvidas sobre a modelagem de nicho;

Ao Srº Paulo Pita, vinculado à Divisão de Transporte da UFS pela paciência e gentileza das viagens à Capela, ao Morro do Urubu e ao Parque dos Cajueiros;

Ao Profº M.Sc. Edson Menezes, vinculado ao IFS - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Sergipe, pelo auxílio com os dados de clima;

Ao DAAD – *Deutscher Akademischer Austauschdienst* (Serviço Alemão de Intercâmbio Acadêmico) pela bolsa de mestrado concedida.

RESUMO

O clima é um sistema altamente dinâmico, tendo grande influência sobre as atividades humanas e a biodiversidade. Um dos eixos norteadores desta pesquisa é a “mudança” como um aspecto natural dos componentes climáticos, já que a Terra, ao longo de sua história passou por momentos de aquecimento e resfriamento. O segundo eixo norteador deste trabalho se alicerça na tradição do uso de espécies vegetais como indicadoras do ambiente onde se encontram. O objetivo geral é avaliar a ocorrência de mudanças climáticas em ambientes tropicais pelas características fenológicas e biogeográficas de espécies fitoindicadoras do gênero *Clitoria* L. com ocorrência no estado de Sergipe, a saber: *Clitoria fairchildiana* Howard, *C. guianensis* Aubl (Benth.) e *C. laurifolia* Poir. Como objetivos específicos, foram monitorados fatores fenológicos e climáticos de *C. fairchildiana* em diferentes ambientes e foram aplicados modelos de nicho ecológico para as três espécies citadas. As áreas de coleta de dados fenológicos e climáticos foram o Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, a Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu e o Parque dos Cajueiros. Dadas as análises estatísticas de correlação e diferença aplicadas aos dados fenológicos e climáticos coletados, foi possível constatar que não há diferenças significativas entre temperatura e pluviosidade nas áreas de ocorrência de *Clitoria fairchildiana* e que esta espécie tem as fenofases de floração, queda e emissão de folhas direcionadas principalmente por fatores climáticos, e a frutificação da mesma por fatores outros não identificados nesta pesquisa. Foi identificada uma diferença significativa entre os eventos de frutificação nas populações de *C. fairchildiana* analisadas, porém não oriundas da diferença entre fatores climáticos. Pela modelagem da distribuição das três espécies sergipanas de *Clitoria* L. foi possível averiguar que, desde o último máximo glacial, dadas as mudanças climáticas em macroescala, as espécies passaram por processos de perda de habitats adequados à sobrevivência das mesmas, com a formação de corredores de dispersão com conexões entre os biomas da Mata Atlântica e Amazônia, havendo um agravamento nos processos de perda de área e disjunção da distribuição com a aplicação dos cenários futuros para o fim do século, sendo *Clitoria laurifolia* a espécie que mais perdeu área. Faz-se necessário o desenvolvimento de pesquisas que tenham como base a análise integrada dos efeitos das mudanças do clima nos biomas a partir de processos funcionais e distributivos, proporcionando uma maior acurácia nas previsões, uma melhoria dos processos avaliativos e propiciando informações mais seguras para a tomada de decisão no âmbito da conservação da biodiversidade.

Palavras-chave: Mudanças Climáticas, Fenologia, Modelagem de Nicho.

ABSTRACT

The climate is a highly dynamic system and has a great influence on human activities and biodiversity. One of the guiding principles of this research is the "change" as a natural aspect of climatic components, since the Earth throughout its history has experienced moments of heating and cooling. The second guiding principle of this work is grounded in the tradition of using plant species as indicators of the environment they grow. The overall objective is to evaluate the occurrence of climate change in tropical environments by phenological and biogeographic characteristics of fitoindicator species of the genus *Clitoria* L. occurring in the state of Sergipe, namely: *Clitoria fairchildiana* Howard , *C. guianensis* Aubl (Benth) and *C. laurifolia* Poir . As specific objectives, phenological and climatic factors of *C. fairchildiana* were monitored in different environments and ecological niche modeling were applied to the three mentioned species. The areas of collecting phenological and climate data were the Refugio de Vida Silvestre Mata do Junco , the Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu and the Parque dos Cajueiros. Given the statistical analysis of correlation and difference applied to phenological and climatic data, it was found that there was no significant differences between temperature and rainfall in the areas of occurrence of *C. fairchildiana* and this species has the phenophases of flowering, leaf emergence and fall directed mainly by climatic factors, and the fruiting phenophase of the same guided by other factors not identified in this study. A significant difference between fruiting events in analyzed populations of *C. fairchildiana* has been identified, although not derived from the difference between climatic factors. By modeling the distribution of the three species of *Clitoria* L. from Sergipe, it was possible to verify that since the last glacial maximum, given the climatic changes in the macroscale, the species have undergone a process of loss of habitat suitable to their survival, with the formation of dispersal corridors with connections between the Atlantic Forest and Amazon, occurring an increase in processes of disjunction of distribution and loss of area due to the application of future scenarios for the end of the century. *Clitoria laurifolia* was the species that most lost area. It is necessary to develop researches based on the integrated analysis of the effects of climate change on biomes from functional and distributive processes, providing greater accuracy in predictions, an improvement of evaluation processes and providing more reliable information for decision taking in the context of biodiversity conservation.

Keywords: Climate Change, Phenology, Niche Modeling.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – Refúgios florestais pleistocênicos segundo Haffer (1969)	50
FIGURA 2 – Emissões dos três principais gases do efeito estufa para os quatro novos cenários futuros analisados pelo IPCC	55
FIGURA 3 – Indivíduos de <i>Clitoria fairchildiana</i> Howard analisados em ambiente de borda de mata no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (Capela – SE) em 05 de março de 2013	62
FIGURA 4 – Indivíduos de <i>Clitoria fairchildiana</i> Howard analisados no Parque dos Cajueiros em 05 de março de 2013	62
FIGURA 5 – Indivíduos de <i>Clitoria fairchildiana</i> Howard analisados na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu em 05 de março de 2013	63
FIGURA 6 – Fluxograma –resumo da lógica e dos procedimentos metodológicos da pesquisa	66
FIGURA 7 – Temperatura média dos meses de agosto de 2012 a agosto de 2013 da plataforma de coleta de dados climáticos da cidade de Aracaju e da plataforma de Japaratuba	68
FIGURA 8 – Pluviosidade média dos meses de agosto de 2012 a agosto de 2013 da plataforma de coleta de dados de Aracaju e da plataforma de Capela	68
FIGURA 9 – Índice de Atividade da queda foliar de <i>Clitoria fairchildiana</i> Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013	69
FIGURA 10 - Índice de Atividade da emissão de folhas de <i>Clitoria fairchildiana</i> Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013	70
FIGURA 11 - Índice de Intensidade da queda de folhas de <i>Clitoria fairchildiana</i> Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013	70
FIGURA 12 - Índice de Intensidade da emissão de folhas de <i>Clitoria fairchildiana</i> Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013	71

FIGURA 13 - Índice de Atividade da floração de <i>Clitoria fairchildiana</i> Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013	72
FIGURA 14 - Índice de Atividade da frutificação de <i>Clitoria fairchildiana</i> Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013	72
FIGURA 15 - Índice de Intensidade da floração de <i>Clitoria fairchildiana</i> Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013	73
FIGURA 16 - Índice de Intensidade da frutificação de <i>Clitoria fairchildiana</i> Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013	73
FIGURA 17 – Adequabilidade de habitat predita para <i>Clitoria fairchildiana</i> Howard durante o Último máximo glacial (21k), o presente (0k), e dois cenários para o final do século (2080-2100), um mais otimista (rcp 4.5) e um pessimista (rcp 8.5)	82
FIGURA 18 – Adequabilidade de habitat predita para <i>Clitoria guianensis</i> Aubl (Benth.) durante o Último máximo glacial (21k), o presente (0k), e dois cenários para o final do século (2080-2100), um mais otimista (rcp 4.5) e um pessimista (rcp 8.5) ...	83
FIGURA 19 – Adequabilidade de habitat predita para <i>Clitoria laurifolia</i> Poir. durante o Último máximo glacial (21k), o presente (0k), e dois cenários para o final do século (2080-2100), um mais otimista (rcp 4.5) e um pessimista (rcp 8.5)	84
FIGURA 20 – Distribuição das espécies sergipanas de <i>Clitoria</i> L. originadas pelo limite de corte LPT – <i>Lowest presence threshold</i>	87
FIGURA 21 – Distribuição das espécies sergipanas de <i>Clitoria</i> L. originadas pelo limite de corte LPT 5% – <i>Lowest presence threshold</i> com o quantil de eliminação de 5% dos menores valores de adequabilidade	88
FIGURA 22 – Distribuição das espécies sergipanas de <i>Clitoria</i> L. originadas pelo limite de corte LPT 10% – <i>Lowest presence threshold</i> com o quantil de eliminação de 10% dos menores valores de adequabilidade	89
FIGURA 23 – Distribuição espacial da variância na predição da distribuição de <i>Clitoria fairchildiana</i> Howard ao longo do tempo, dos métodos de modelagem (ENM) e dos modelos climáticos utilizados (AOGCM)	91
FIGURA 24 – Distribuição espacial da variância na predição da distribuição de	

Clitoria guianensis Aubl. (Benth.) ao longo do tempo, dos métodos de modelagem (ENM) e dos modelos climáticos utilizados (AOGCM) 92

FIGURA 25 – Distribuição espacial da variância na predição da distribuição de *Clitoria laurifolia* Poir. ao longo do tempo, dos métodos de modelagem (ENM) e dos modelos climáticos utilizados (AOGCM) 93

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – Critérios para a seleção de indicadores ecológicos segundo Dale e Beyeler (2001)	23
TABELA 2 - Modelos climáticos utilizados na pesquisa	53
TABELA 3 - Variáveis bioclimáticas utilizadas na pesquisa	56
TABELA 4 - Métodos de modelagem de nicho ecológico utilizados na pesquisa	58
TABELA 5 - Limites de corte (<i>thresholds</i>) utilizados para a transformação dos mapas contínuos de adequabilidade em mapas de presença e ausência	85
TABELA 6 - Proporção média de incerteza devido ao tempo, aos modelos climáticos (AOGCM's) e aos métodos de modelagem de nicho (ENM)	90
TABELA 7 - Variação do número de <i>grids</i> da distribuição geográfica das espécies sergipanas do gênero <i>Clitoria</i> L. em diferentes cenários climáticos e limites de corte. O sinal negativo indica retração da distribuição (perda de área) e o positivo indica expansão (ganho de área)	94
TABELA 8 - Número de <i>grids</i> calculados nos mapas de distribuição das espécies nos diferentes cenários climáticos com a aplicação dos limites de corte e as variâncias entre tais dados	96

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

UMG	Último máximo glacial
MCG	Sistema climático global
IPCC	Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas
AR 4	4º Relatório de avaliação do I.P.C.C.
DNA	Ácido desoxirribonucleico
ICLZ	Isóclina de crescimento líquido zero
GBIF	<i>Global Biodiversity Information Facility</i>
AOGCM	<i>Atmosphere-ocean coupled general circulation model</i>
CMIP 5	<i>Coupled Model Intercomparison Project, Phase 5</i>
PMIP 3	<i>Palaeoclimate Modeling Intercomparison Project, Phase 3</i>
pH	Potencial hidrogeniônico
CCSM 4	<i>Community Climate System Model 4</i>
CNRM	<i>Centre National de Recherches Météorologique</i>
GISS-E2-R	<i>Goddard Institute for Space Studies</i>
MRI-CGM 3	<i>Meteorological Research Institute – Coupled global circulation model</i>
RCP	<i>Representative concentration pathway</i>
RF	<i>Radiative forcing</i>
Bio 1	Biovariável 1
Bio 7	Biovariável 7
Bio 13	Biovariável 13
Bio 14	Biovariável 14
Bio 18	Biovariável 18
LPT	<i>Lowest Presence Threshold</i>
LPT 5	<i>Threshold com a eliminação de 5% dos valores acima do LPT</i>

LPT 10	<i>Threshold com a eliminação de 10% dos valores acima do LPT</i>
TSS	<i>True skill statistics</i>
Bioclim	<i>Bioclimate Envelope Model</i>
ENFA	<i>Ecological Niche Factor Analysis</i>
GARP	<i>Genetic Algorithm for Rule Set Production</i>
GLM	<i>Generalized Linear Model</i>
Maxent	<i>Maximum Entropy Model</i>
GAM	<i>Generalized Additive Model</i>
FDA	<i>Flexible Discriminant Analysis</i>
MARS	<i>Multivariate Adaptive Regression Splines</i>
ANN	<i>Artificial Neural Networks</i>
RNDFOR	<i>Randon Forest</i>
ENM	<i>Ecological Niche Models</i>
IIF%	Índice de intensidade de Fournier em porcentagem
∑ Fournier	Somatório dos códigos de Fournier
IA%	Índice de atividade em porcentagem
∑ Ind	Somatório dos indivíduos apresentando uma determinada fenofase
I.D.F.%	Índice de duração de uma fenofase em porcentagem
NF	Número de meses que uma determinada fenofase se manifestou
NC	Número de meses de coleta em uma dada área
CAP	Circunferência do tronco à altura do peito
Du	Duração de uma determinada fenofase em um indivíduo analisado
SFp	Soma dos códigos de Fournier ponderada
∑ FInd	Soma dos códigos de Fournier de cada indivíduo

Semarh	Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos
Sinda	Sistema Nacional de Dados Ambientais
nLPT	Número de <i>grids</i> ocupados pela presença da espécie com a aplicação do LPT
nLPT 5	Número de <i>grids</i> ocupados pela presença da espécie com a aplicação do LPT 5
nLPT 10	Número de <i>grids</i> ocupados pela presença da espécie com a aplicação do LPT 10

SUMÁRIO

Resumo	vii
Abstract	viii
Lista de Figuras	ix
Lista de Tabelas	xii
Lista de Abreviaturas e Siglas	xiii
Sumário	xvi
Introdução	18
Capítulo I - Referencial Teórico	
1. Indicadores ambientais e interações homem-ambiente	21
2. Mudanças climáticas	26
3. Processos fenológicos em florestas semidecíduas	29
3.1. Efeito das mudanças climáticas na fenologia	34
4. Biogeografia e modelagem de nicho	38
4.1. O escopo da biogeografia	38
4.2. O nicho ecológico: Teoria e modelagem	40
4.3. Efeitos das mudanças climáticas na distribuição das espécies	47
4.3.1. Efeitos das mudanças climáticas em curso	47
4.3.2. Mudanças paleoclimáticas nas florestas brasileiras	49
Capítulo II - Metodologia	
1. Modelagem de nicho ecológico	52
1.1. Coleta e tratamento de dados de ocorrência das espécies	52
1.2. Modelos climáticos	53
1.3. Variáveis ambientais	55
1.4. Porcentagem de partição dos dados de ocorrência das espécies e limite de corte	56
1.5. Métodos de modelagem	57
1.6. Avaliação dos mapas gerados	58
2. Coleta de dados fenológicos e climáticos	59
2.1. Áreas de coleta de dados fenológicos	61
3. Análise e interpretação dos dados	64
Capítulo III - Resultados e Discussão	
1. Avaliação de mudanças ambientais pela fenologia de <i>Clitoria fairchildiana</i> Howard em ambientes urbanos e florestais do estado de Sergipe	67
1.1. Dados climáticos	67
1.2. Dados fenológicos	69
1.2.1. Fenofases vegetativas	69
1.2.2. Fenofases reprodutivas	72
1.2.3. Correlação entre clima e índices de atividade	76

1.2.4. Correlação entre clima e índices de intensidade	77
2. Avaliação das mudanças climáticas pela distribuição de espécies sergipanas do gênero <i>Clitoria</i> L.: Uma abordagem da modelagem de nicho	79
2.1. Adequabilidade de habitat das espécies sergipanas de <i>Clitoria</i> L.	79
2.2. Distribuição das espécies sergipanas de <i>Clitoria</i> L.	85
2.3. Avaliação dos mapas gerados	90
Conclusões	98
Referências Bibliográficas	100
Apêndices	110

INTRODUÇÃO

O clima é um sistema altamente dinâmico, regido por leis da física e que tem reflexos em várias esferas, tais como a biota, a geomorfologia e atividades humanas como a agricultura. A complexidade da rede que interconecta fatores humanos, ambientais e climáticos faz com que seja necessária uma abordagem interdisciplinar ao estudo dos componentes que constituem as interfaces de relação entre esses sistemas.

A expressão “Mudanças climáticas” refere-se a “*qualquer mudança do clima que ocorra ao longo do tempo em decorrência da variabilidade natural ou da atividade humana*” (NOBRE, 2008, p. 9), podendo tais mudanças ser tomadas em consideração a uma escala temporal que pode compreender os últimos vinte mil anos, os últimos cem anos ou ainda uma época futura, no caso de estudos de modelagem climática.

O trabalho de mestrado aqui descrito possui um enfoque em diferentes escalas espaço-temporais e tem como eixo norteador a ideia de que o fator “mudança” é um aspecto natural dos componentes climáticos. Desde a sua formação, a Terra passou por eventos de aquecimento e resfriamento, sendo o clima um fator decisivo no desenvolvimento da biota ao longo do tempo.

Este trabalho propõe o uso de espécies vegetais como indicadoras de mudanças ambientais em áreas de floresta tropical e se firma nas linhas de pesquisa sustentadas no monitoramento e avaliação ambiental, embasadas na tradição de que as espécies são adaptadas aos ambientes em que vivem e que alterações em tais ambientes promovem mudanças observáveis em características específicas de estas espécies, o que constrói o cerne dos estudos com indicadores ecológicos.

O problema de pesquisa se concretiza na existência ou não de mudança climáticas em curso em ambientes tropicais bem como nas incertezas sobre a magnitude da influência de tais mudanças na biodiversidade, mais especificamente, sobre as espécies vegetais nativas de ambientes tropicais.

O objetivo geral deste trabalho é avaliar a ocorrência de mudanças climáticas em ambientes tropicais pelas características fenológicas e biogeográficas de espécies fitoindicadoras do gênero *Clitoria* L. com ocorrência no estado de Sergipe.

Assim foram abordados aspectos funcionais e distributivos das referidas espécies através de coletas de dados de clima, fenologia, e distribuição. Para isso, como objetivos específicos, foram monitorados fatores fenológicos e climáticos relativos à *Clitoria fairchildiana* R. A. Howard em diferentes ambientes e foram aplicados modelos de nicho ecológico tanto para a espécie supracitada quanto para *C. guianensis* e *C. laurifolia*, todas as três espécies com ocorrência no território sergipano.

As escalas espaciais de abordagem deste trabalho abrangeram o âmbito do território brasileiro no caso da aplicação da modelagem de nicho. Já os dados fenológicos partiram de uma abordagem local, no estado de Sergipe, pela coleta de dados em um remanescente de Mata Atlântica no interior do estado, um inserido na capital Aracaju e um Parque Urbano também na capital. A escala temporal abrange desde o último máximo glacial (UMG), há 21 mil anos atrás, até projeções futuras para o fim deste século em diferentes cenários de mudanças climáticas e os dados fenológicos e climáticos partiram da perspectiva das mudanças ambientais atualmente em curso.

Tal escala temporal também possui sua justificativa na correspondência com a minha história de vida enquanto graduado em Ciências Biológicas, pois havendo estagiado no Laboratório de Paleontologia, fui formado sob uma visão de tempo-profundo que enfoca a história da vida na Terra como o fator chave na compreensão dos processos que regem a construção da biodiversidade e de suas particularidades ao longo do tempo e espaço.

A relevância científica desta pesquisa dá-se pela necessidade da produção de conhecimentos sobre mudanças climáticas em ambientes de alta sócio-biodiversidade como é o caso dos países tropicais, mais especificamente o Brasil, visando contribuir para o desenvolvimento de indicadores que possam auxiliar no monitoramento de áreas protegidas e verdes urbanos, proporcionando melhorias na qualidade ambiental nessas áreas.

Por fim, esta pesquisa enquadra-se na área de Ciências Ambientais devido à abordagem multifacetada do olhar que é necessário à integração dos diversos fatores determinantes e modeladores da vegetação, do clima e dos agrupamentos humanos, bem como a relação existente entre estas esferas.

Assim, este documento é estruturado em capítulos, nos quais o Capítulo I trata da fundamentação teórica que embasa e lança luz sobre a problemática da pesquisa; o Capítulo II contém a metodologia da pesquisa e a forma como foram analisados e interpretados os

resultados; o Capítulo III relata e discute os resultados obtidos, o Capítulo IV contém as considerações finais, incluindo propostas para o direcionamento futuro de pesquisas nesse âmbito e por fim seguem as Referências Bibliográficas citadas ao longo do texto e um Apêndice, que contém uma tabela de coleta e outra de análise de dados.

CAPÍTULO I

Fundamentação Teórica

1. Indicadores ambientais e interações homem-ambiente

Os indicadores, no geral, são um modelo, uma abstração ou uma representação da realidade e não podem ser considerados a realidade em si, no entanto devem ser analiticamente legítimos e construídos dentro de uma metodologia coerente de mensuração (BELLEN, 2005).

Enquanto representações da realidade os indicadores podem ser definidos, segundo Gallopin (1996), como sendo variáveis. Tal interpretação é geralmente feita com base no fato de que uma variável transmite informações sobre as condições ou tendências de um ou mais atributos em um dado sistema, informações estas que são fundamentais em algum nível de tomada de decisão.

Dessa forma, um indicador está ligado a uma variável, que por sua vez tem relação com um atributo, ou seja, uma característica da parte da realidade que se quer investigar. Assim, ainda segundo Gallopin (1996), os atributos escolhidos para representar um sistema caracterizam os aspectos de interesse de uma porção delimitada da realidade, de acordo com um dado ponto de vista e nesse sentido qualquer variável “indica” um atributo, não sendo o atributo ou o objeto real em si.

Assim, a “indicação”, segundo Heink e Kowarik (2010), é o reflexo do fenômeno estudado por um indicador, que é uma medida ou componente a partir da qual se podem fazer inferências sobre o fenômeno de interesse.

Para Bellen (2005), o objetivo dos indicadores é agregar e quantificar informações de modo que sua significância fique mais aparente. Eles podem ter caráter qualitativo ou quantitativo, e simplificam as informações sobre fenômenos complexos tentando melhorar, com isso, o processo de comunicação.

No caso dos indicadores ecológicos, segundo Dale e Beyeler (2001), eles possuem propósitos como avaliar as condições do ambiente ou monitorar tendências nessas condições ao longo do tempo. Eles podem evidenciar sinais e assim fazer alertas de mudanças no ambiente, ainda podendo ser usados para avaliar as causas do problema ambiental.

As terminologias utilizadas que relacionam os indicadores, as ciências ambientais e a ecologia possuem ampla gama de possibilidades, não sendo clara a delimitação das diferenças, por exemplo, entre um “indicador ecológico” e um “indicador ambiental”, vindo a depender dos objetivos que norteiam o uso de tais indicadores e a amplitude da porção do ambiente investigado, pois, pelo menos teoricamente, os indicadores ecológicos estariam voltados para análises mais restritas das relações entre os sistemas bióticos e abióticos e os ambientais, por sua vez, poderiam englobar também as relações das populações humanas com tais sistemas.

Como os indicadores podem estar relacionados a estudos de base teórica e também à resolução de problemas aplicados e à tomada de decisão, Heink e Kowarik (2010) afirmam que eles podem ser chamados de *boundary objects* (objetos de fronteira).

Os *boundary objects* facilitam a discussão, a negociação e a tomada de decisão e ainda arranjam a transferência do conhecimento científico, selecionando, integrando e traduzindo esse conhecimento em formas que possam ser utilizadas na formulação de políticas (TURNHOUT *et al*, 2007) e é nesse âmbito que se dá a relação dos indicadores com a tomada de decisão e por fim com a comunicação à sociedade, promovendo uma gestão participativa da biodiversidade.

A seleção de indicadores efetivos é de suma importância para o sucesso de um programa de monitoramento. Em geral, os indicadores ecológicos precisam capturar as complexidades dos ecossistemas e ainda permanecer simples o suficiente para serem fácil e rotineiramente monitorados (DALE; BEYELER, 2001). São propostos assim, os seguintes critérios para a seleção de indicadores (Tabela 1):

Tabela 1 – Critérios para a seleção de indicadores ecológicos segundo Dale e Beyeler (2001).

1) Devem ser facilmente mensuráveis;
2) Devem ser sensíveis aos estresse incidentes no sistema monitorado;
3) Devem responder a esse estresse de maneira previsível;
4) Devem antecipar mudanças iminentes nos processos chave do ambiente investigado;
5) Devem prever mudanças no ambiente que possam ser evitadas por ações de manejo;
6) Devem integrar e fornecer uma medida de cobertura dos gradientes ao longo do sistema ecológico;
7) Devem ter uma resposta conhecida a distúrbios naturais, estresse antropogênico e mudanças ao longo do tempo;
8) Devem ainda possuir uma baixa variabilidade nos limites de resposta a fatores específicos.

Com a escolha dos objetivos e sobre qual parte do ambiente deseja-se conhecer melhor, dá-se então a escolha dos atributos, das propriedades específicas sobre as quais serão obtidas informações. De acordo com Gallopin (1996), qualquer parte do mundo real possui um número ilimitado de propriedades, cada uma das quais poderia ser de interesse de acordo com um determinado ponto de vista, todo processo de investigação deve limitar seu escopo a certo número de atributos (qualidades, características, propriedades) que melhor representam os aspectos do objeto estudado para os propósitos da investigação.

Os indicadores baseados em espécies são atualmente usados na avaliação das propriedades ambientais e no monitoramento de mudanças. Por exemplo, na literatura da ecologia vegetal e fitogeografia, há uma longa tradição no uso da composição de espécies de um lugar como indicador (FANELLI *et al*, 2006).

Assim, o conceito de “espécie indicadora” tem sido amplamente usado na ecologia, denotando uma espécie ou comunidade ecológica tão intimamente associada com condições ambientais particulares que sua presença pode ser indicadora da existência de tais condições em uma dada área (BRAUN-BLANQUET *apud* GALLOPIN, 1996). Mudanças na composição de espécies ou a presença / ausência de uma espécie em particular pode indicar mudanças nas condições ambientais ou ainda tendências nessas condições (GALLOPIN, 1996).

Com relação à escolha de espécies indicadoras, Diekmann (2003) afirma que baixa abundância e distribuição geográfica limitada reduzem consideravelmente as chances de uma espécie ser utilizada como indicadora. Os melhores indicadores não podem ser nem muito raros, nem muito abundantes e, além disso, devem ser facilmente identificadas, excluindo-se grupos que sejam sistematicamente complexos.

Segundo Heink e Kowarik (2010), se uma espécie é dada como indicadora, ela pode ser concebida como um sensor que é afetado por um fenômeno ou substância de interesse e em muitos casos, o entendimento dos indicadores como sensores é mais apropriado do que como instrumentos de medida.

Assim, ainda segundo Diekmann (2003), indicadores biológicos são definidos pelo uso da reação específica de determinados organismos ao ambiente em que vivem. Agricultores e cientistas já há muito tempo notaram que muitas plantas refletem precisamente respostas a fatores ambientais. Há, portanto, um consenso geral entre os ecólogos de que as espécies vegetais servem de alguma forma como bioindicadores, apesar de que a quantificação de parâmetros de indicação ainda é motivo de debate.

Com as mudanças climáticas rápidas, a sociedade terá que lidar com sistemas físicos, sociais e ecológicos que não mais estão ajustados aos ambientes nos quais evoluíram. A adaptação às mudanças climáticas rápidas teria que envolver amplos riscos tecnológicos, à medida que muitas das tecnologias conhecidas não seriam mais úteis em um contexto de mudanças; riscos sociais, já que a distribuição e os arranjos das sociedades humanas não mais estariam em conformidade com a capacidade dos ambientes nos quais se localizam devido às mudanças no clima e ainda riscos ecológicos, que estão relacionados à capacidade de adaptação dos diferentes ecossistemas às mudanças no clima no ritmo em que elas ocorrem (BELLA *et al*, 1994).

Tais mudanças podem ser detectadas já tardiamente pela constatação de suas consequências ou por sistemas de monitoramento ambiental sensíveis a tais alterações, de modo que sejam usados indicadores que representem aspectos chave que caracterizem as interações nos sistemas homem-ambiente. Para Melo e Souza (2012), tais mudanças podem ter caráter irreversível e têm sua gênese no âmbito das derivações antropogênicas de diferentes graus nos sistemas naturais, derivações estas, componentes formadores das paisagens.

O consumo de combustíveis fósseis; a expansão das cidades; o aumento da produção de resíduos sólidos; a contaminação de corpos de água doce como os lençóis freáticos, os rios e lagos; a fragmentação de habitats e a retirada ilegal de espécies madeireiras juntamente à caça predatória perfazem as principais causas atuais da perda de biodiversidade.

A natureza simultânea e interligada das condições humanas e ambientais indica claramente que as atividades humanas podem suscitar mudanças bruscas, não só em nível regional, mas também planetário (MORAN, 2011).

Assim, faz-se necessário o desenvolvimento de estudos de base que sejam focados nas consequências das interações danosas que a expansão das atividades humanas acarreta, mais especificamente sobre a perda da biodiversidade em países localizados em áreas tropicais como o Brasil.

Em um exemplo de combinação de dados vegetais e de solo, Klumpp *et al* (2003) coletaram amostras de solo e folhas de mangueira (*Mangifera indica*) para analisar os efeitos da poluição do ar derivada de uma fundição de cobre no Pólo Petroquímico de Camaçari (BA), e encontraram altos níveis de deposição de compostos de enxofre nas camadas mais superficiais e a poluição do ar ocasionou também uma acentuada concentração de enxofre, cobre e arsênio nas folhas de mangueira coletadas, propondo assim que seja desenvolvido um programa de monitoramento ambiental para a região.

Com uma simulação de chuva ácida (pH=3), Santanna-Santos *et al* (2006) detectaram, em folhas de *Spondias dulcis*, *Mimosa artemisiana* e *Gallesia integrifolia*, necroses tanto em plântulas quanto nos limbos de indivíduos adultos, demonstrando que a chuva ácida é capaz de provocar danos aos tecidos superficiais, mesmo em folhas coriáceas, sendo necessários mais estudos que analisem as consequências morfo-anatômicas de poluentes em espécies vegetais para desenvolvimento de programas de monitoramento de áreas degradadas.

Com isso, as espécies vegetais podem ser utilizadas para a aferição das condições ambientais de uma dada área e sendo as mudanças climáticas uma das grandes questões que norteiam as pesquisas científicas na atualidade, faz-se necessário o desenvolvimento de indicadores que viabilizem o monitoramento das condições climáticas de áreas com potencialidade para perda da biodiversidade.

2. Mudanças climáticas

Ao longo da história, a humanidade sempre teve a necessidade de compreensão e previsão dos fenômenos climáticos envolvidos nas atividades de cunho vital para as sociedades, como a agricultura e as navegações. Dessa necessidade surgiram as observações sistemáticas dos estados de tempo em nível regional, que foram se aperfeiçoando à medida que houve também uma evolução dos aparatos tecnológicos, possibilitando a medição de dados específicos como temperatura, pressão atmosférica e umidade do ar, bem como o intercâmbio de informações por meio de redes que integram dados de diferentes lugares do planeta.

O tempo atmosférico é o estado momentâneo da atmosfera em um dado instante e lugar. E por estado da atmosfera entende-se o conjunto de atributos que a caracterizam em tal momento, como radiação, temperatura, umidade e pressão (MENDONÇA; DANNI-OLIVEIRA, 2007). Os processos atmosféricos são regidos por leis físicas, porém seus reflexos na superfície terrestre são significativos na organização e constituição dos arranjos espaciais, dependendo das disponibilidades técnicas e tecnológicas da sociedade (PINTO; AGUIAR-NETTO, 2008).

Segundo Mendonça e Danni-Oliveira (2007), a climatologia é “*o estudo científico do clima. Ela trata dos padrões de comportamento da atmosfera em suas interações com as atividades humanas e com a superfície do planeta durante um longo período de tempo*”.

Tal definição possui caráter qualitativo e está em acordo com Pinto e Aguiar-Netto (2008), que esclarecem que o clima não é um fato, mas sim uma teoria, uma abstração da qual cada pesquisador se utiliza para implementar uma dada experiência de tempo meteorológico adequada a propósitos estabelecidos. Muitas definições de clima existem, porém todas elas presumem que o clima é uma sucessão de tipos de tempo.

Numa perspectiva mais quantitativa, Ayoade (2010) entende por clima a síntese do tempo num dado lugar em um período de aproximadamente 30 a 35 anos. Portanto o clima refere-se a características da atmosfera inferidas de observações contínuas durante um longo período.

O clima abrange um maior número de dados do que as condições médias do tempo numa determinada área. Ele inclui considerações dos desvios em relação às médias (isto é, variabilidade), condições extremas, e as probabilidades de frequência de ocorrência de determinadas condições de

tempo. Desta forma o clima apresenta uma generalização, enquanto o tempo lida com eventos específicos (AYOADE, 2010, p. 2).

Assim, uma variação do clima implica uma mudança na circulação geral da atmosfera, da qual o clima depende em última análise, bem como de fatores extraterrestres, como a influência dos ciclos solares. O estado climático em qualquer período depende de três fatores cruciais que são (1) a quantidade de energia proveniente do Sol recebida pelo sistema climático; (2) a maneira pela qual tal energia é absorvida e distribuída sobre a Terra e (3) a natureza da interação dos processos entre os vários componentes alicerçadores do clima (AYOADE, 2010).

Para o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC), a expressão “mudanças climáticas”:

[...] se refere a uma mudança no estado do clima que pode ser identificada [...] por mudanças na média ou na variabilidade das suas propriedades e que persiste por algum tempo, geralmente por décadas ou mais. [...] se refere a qualquer mudança no clima, devido a causas naturais ou atividades humanas (IPCC, 2007, p. 30).

Para muitos pesquisadores, as mudanças climáticas em curso se concretizam na questão do aquecimento global. Para Canhos *et al* (2008), o aquecimento global é uma consequência direta do efeito estufa, o qual tem sua origem em gases como o dióxido de carbono, óxido nitroso e metano, porém o primeiro é o de maior importância para o aquecimento do planeta e por isso é com base nele que os cenários climáticos são construídos, principalmente a partir de estimativas de níveis futuros de emissão.

O efeito estufa é um fenômeno natural, que tem sua gênese enraizada à origem da Terra e decorre da interação dos elementos atmosféricos, que recebe e retém boa parte da energia liberada pela superfície do planeta, ficando essa energia aprisionada na Troposfera, o que mantém o planeta a uma temperatura média anual de 16,5°C e possibilita a existência da vida (MENDONÇA; DANNI-OLIVEIRA, 2007).

Ainda segundo Mendonça e Danni-Oliveira (2007), o incremento das concentrações de gás carbônico promovido pelas atividades humanas modernas – principalmente queima de combustíveis fósseis, atividades agrícolas, queimadas e desmatamento – tem gerado o que foi convencionalmente chamado de aquecimento global, fenômeno este decorrente da interferência humana nos processos naturais que caracterizam o efeito estufa.

De acordo com Marengo (2009), desde 1750, nos primórdios da Revolução Industrial, a concentração de gás carbônico na atmosfera aumentou em 31%, e mais da metade desse acréscimo ocorreu nos últimos cinquenta anos. Análises paleoclimáticas sugerem que as mudanças recentes das temperaturas globais não sejam apenas causas naturais.

A melhor ferramenta para projetar cenários prováveis de alteração climáticas são os modelos matemáticos do sistema climático global (MCG), que abordem quantitativamente os diferentes compartimentos climáticos tais como a atmosfera, os oceanos, áreas congeladas, a vegetação e ainda a interação entre eles (NOBRE *et al*, 2008).

Segundo Beaumont *et al* (2008), os modelos climáticos simulam a evolução do sistema climático através do tempo. O modelo é inicializado e valores são concedidos a variáveis de prognóstico relacionadas à atmosfera, oceano e superfície terrestre. No AR4, quarto relatório de avaliação do IPCC, aproximadamente vinte modelos climáticos são incluídos, levando cerca de meses para serem rodados e gerarem valores preditivos para o sistema climático. Os erros nesse tipo de modelos são relativos, alguns podem afetar certos tipos de previsão outros não, dependendo assim dos objetivos para os quais eles serão utilizados.

Com estudos de longa duração e análise de dados de várias regiões do planeta, o IPCC relata que entre os anos de 1995 e 2006, foram registradas mundialmente as maiores médias na temperatura da superfície do globo desde o início das medições (1850) e tais variações possuem maior intensidade no hemisfério norte. As temperaturas do Ártico têm aumentado quase duas vezes mais do que a média mundial nos últimos 100 anos e as massas de terra tem se aquecido mais do que os oceanos ao longo desse tempo (IPCC, 2007).

Para o IPCC (2013), a série combinada de dados de temperatura das superfícies terrestre e oceânica mostra um aumento linear médio entre 0,65 a 1,06 °C ao longo do período de 1880 a 2012, com uma margem de confiabilidade de 90% e no período de 1901 a 2012, período para o qual existem séries de temperatura local suficientemente completas, quase todo o planeta experimentou um aumento da temperatura da superfície.

Segundo Canhos *et al* (2008), sistemas naturais podem ser delicadamente vulneráveis às mudanças no clima devido à capacidade limitada de adaptação, sendo possível danos irreversíveis. A vulnerabilidade dos sistemas naturais está sujeito ao aumento devido a

mudanças no uso da terra, deposição de poluentes, introdução de espécies exóticas e variabilidade climática natural.

O Brasil é vulnerável às mudanças climáticas atuais e às futuras, especialmente com relação à incidência dos extremos climáticos. As áreas de maior vulnerabilidade seriam a Amazônia e o Nordeste do país (MARENGO, 2009).

Uma área significativa do nordeste brasileiro será influenciada, segundo projeções até o ano de 2050, por uma seca maior e mais intensa, caso os níveis de emissão permaneçam os mesmos. Porém, para a mesma área, a temperatura, a umidade relativa do ar e a radiação solar não passarão por alterações suficientes que acarretem modificações no clima (GERSTENGABE; WERNER, 2003).

O IPCC *op. cit.* ainda cita uma maior probabilidade da ocorrência de eventos extremos como nos últimos 50 anos como, por exemplo, a diminuição da ocorrência de dias e noites muito frias, o aumento de ondas de calor e o aumento da probabilidade de grandes eventos de precipitação em diversas regiões do globo.

A questão do aumento dos extremos climáticos remete diretamente à problemática da vulnerabilidade das populações. Mantidos o ritmo e as condições atuais de desenvolvimento, a vulnerabilidade brasileira às mudanças climáticas será igualmente muito alta, podendo vir a se tornar um empecilho ao desenvolvimento sustentável no futuro (NOBRE *et al.*, 2008).

Assim, as mudanças ambientais colocam a sociedade contemporânea frente a desafios antes nunca enfrentados. Se de um lado as ciências naturais se enredam no esclarecimento das causas e na projeção de cenários futuros associados a tais mudanças, nas ciências humanas surge a demanda por um paradigma que oriente o estudo da relação entre o homem a sociedade em âmbito global (OJIMA, 2007).

3. Processos fenológicos em florestas semidecíduas

A floresta estacional semidecidual é uma formação vegetal frequentemente encontrada revestindo tabuleiros pliopleistocênicos do grupo Barreiras, desde o sul da cidade de Natal, no Rio Grande do Norte até o norte do estado do Rio de Janeiro (VELOSO *et al.*, 1991) e está entre os ecossistemas tropicais mais estudados, além de abrangerem a maior parte das áreas remanescentes, espécies descritas e níveis de endemismo do Domínio Atlântico (TONHASCA-JR, 2005).

O termo fenologia é derivado da palavra grega *phaino* que significa mostrar ou aparecer. Assim, fenologia é definida como o estudo da sazonalidade dos eventos do ciclo de vida dos seres vivos (RATHCKE; LACEY, 1985). Para espécies vegetais, isso envolve eventos tais como formação do botão floral, antese, frutificação e germinação das sementes, juntamente com processos vegetativos como emissão e queda foliar (MORELLATO *et al*, 2010).

Um dos mais conhecidos fenômenos naturais é o ciclo de eventos associados à passagem das estações. Nas regiões temperadas, a grande diferença de temperatura ao longo do ano é acompanhada por mudanças significativas nos ciclos de crescimento e reprodução da flora. Já nos trópicos, as estações do ano são geralmente marcadas por diferenças na pluviosidade, com os eventos da história de vida das populações vegetais ocorrendo de acordo com a disponibilidade de água (FENNER, 1998).

A fenologia é um aspecto importante da biologia das populações, pois diz respeito não só à vida de cada espécie, mas também à dinâmica das relações interespecíficas no âmbito dos fenômenos de competição, predação, polinização, dispersão de diásporos e de frugivoria. Assim, mudanças temporais da disponibilidade de recursos (néctar, pólen, frutos) produzidos pelas plantas têm consequências significativas sobre a vida dos animais (PUIG, 2008), porém para muitas comunidades, os dados de eventos recorrentes da história de vida das espécies ainda são muito escassos (FENNER, 1998), apesar de, segundo Morellato (2003), aproximadamente metade dos artigos publicados sobre fenologia em biomas sul-americanos estarem relacionados ao nível de comunidade.

Os eventos fenológicos em plantas podem ser afetados por vários fatores os quais podem ser classificados como causas próximas e últimas. As causas próximas, ou abióticas, incluem principalmente eventos de curta duração que podem desencadear padrões fenológicos, enquanto as causas últimas, ou bióticas, incluem as pressões seletivas relacionadas a tais padrões (LOBO *et al*, 2003). A grande variedade de padrões encontrados na emissão de folhas, flores e frutos em um dado habitat pode ser o reflexo de diversas pressões seletivas tanto bióticas quanto abióticas operando nas comunidades (FENNER, 1998).

Com relação a fatores abióticos e a produção de novas folhas, Wright e van Schaik (1994), afirmam que é previsível que espécies limitadas por fatores relacionados à irradiação produzam novas folhas e flores quando ela é máxima e que, no caso de espécies de sub-

bosque, a produção de folhas e também de flores pode ter sofrido seleção para coincidir com o pico de irradiação quando há disponibilidade de água.

Com relação à queda foliar, a disponibilidade de água e mais especificamente o estresse hídrico parece ser a principal causa desse fenômeno, ressaltando-se ainda que as folhas têm maior duração em espécies cujo sistema radicular é mais profundo permanecendo hidratadas mesmo durante a estação seca (BORCHERT *et al*, 2002). Assim, fenômenos como queda foliar, brotamento e, em algumas espécies, a antese, podem ser amplamente determinados pelas mudanças do estado hídrico da planta (REICH; BORCHERT, 1984).

Além disso, o que há em comum entre as diversas hipóteses sobre as fenofases vegetativas (queda e emissão foliar) é que elas possuem como processos básicos controles de origem endógena, com impactos em fatores bióticos e abióticos secundariamente influenciando a expressão dos padrões de tais fenofases e possivelmente influenciando sua origem evolutiva (REICH, 1995).

Ainda em relação a fatores abióticos, segundo van Schaik *et al* (1993), as principais teorias que relacionam o clima aos processos fenológicos em vegetais argumentam que a floração e a frutificação acontecem em épocas cujas condições climáticas são as mais propícias para a polinização, dispersão ou germinação ou ainda possuem caráter baseado na fisiologia da produção vegetal, relacionando as fenofases às variações de fatores do clima que limitem tal produção.

Quanto aos fatores de origem biótica, Kochmer e Handel (1986) colocam que a época de floração é modelada pela seleção natural para evitar competição por polinizadores. Isso, segundo van Schaik *et al* (1993), pode incluir, ao longo da evolução das características da floração, tanto uma minimização quanto uma maximização da sobreposição da época de tal fenofase entre espécies vegetais.

Ainda segundo van Schaik *et al* (1993), a sincronia de certas fenofases entre espécies pode ser resultado de seleção para atrair polinizadores, e ou evitar predação das sementes ou herbivoria. Tal sincronia leva a picos na fenofase separados por longos períodos com baixa ou nenhuma atividade. No entanto, em tais casos a influência de fatores bióticos é arbitrária com relação a fatores abióticos. Assim quando fatores bióticos favorecem a convergência da manifestação fenológica entre certas espécies, a força destes processos podem determinar a vigorosidade do pico, ao passo que fatores climáticos podem determinar sua época de

ocorrência. Por isso é essencial considerar a influência de fatores climáticos na análise dos padrões fenológicos.

Com relação a fatores filogenéticos, Levin (2006) afirma que há bastante evidência de que mudanças na época da floração podem alterar substancialmente o sucesso evolutivo de uma espécie, por isso mudanças no habitat só são seguidas de mudanças na fenologia da floração caso essas últimas venham a proporcionar um aumento no sucesso evolutivo.

Ainda com relação a fatores filogenéticos, Bawa *et al* (2003) afirmam que entre espécies da mesma família, fatores filogenéticos restringem fortemente a variação na frequência da floração, mas não na sua época ou duração.

A fenologia das espécies vegetais lenhosas é modelada tanto por fatores de seleção de origem biótica quanto abiótica. Para além de tais generalizações, faz-se necessário ressaltar que as plantas têm que lidar com diferentes fatores externos abióticos e bióticos que incidem sobre o sucesso evolutivo, cada um destes fatores podendo selecionar respostas fenológicas específicas. Sendo que um grande desafio às pesquisas em fenologia é desenvolver estratégias de estudos que examinem como as plantas integram a ação de fatores tão diversos e às vezes conflitantes (VAN SCHAIK *et al*, 1993).

Morellato (1992) relaciona a época dos eventos fenológicos em uma comunidade de floresta semidecídua no sudeste do Brasil, com a sazonalidade da ciclagem de nutrientes, salientando que as atividades reprodutivas e de brotamento das espécies vegetais ocorreram principalmente a partir de agosto e setembro, com pico em outubro, declinando a partir de dezembro e que esta maior atividade sucede o período de maior quantidade de produção de serrapilheira (agosto e setembro), que com o aumento das temperaturas e da pluviosidade, entra em decomposição e os nutrientes se tornam disponível para o solo.

Talora e Morellato (2000), analisando os padrões fenológicos em espécies arbóreas da floresta superúmida de planície litorânea arenosa localizada no Parque Estadual da Serra do Mar, observaram que em ambientes desse tipo, onde não há grandes diferenças no regime pluviométrico ao longo do ano, tanto a queda como a emissão de folhas ocorrem todo o ano e com baixa intensidade, e com relação à floração, apesar de ocorrer nas espécies estudadas também ao longo de todo o ano, foi possível identificar uma leve sazonalidade. O número de espécies com flor começou a aumentar em novembro tendo um pico em dezembro/janeiro, período mais quente e úmido. Ou seja, apesar da baixa sazonalidade climática, as análises

estatísticas apontaram correlações significativas entre as variáveis climáticas e as fenofases, mas ainda mantendo diferenças com relação às florestas semidecíduas.

Ainda na Serra do Mar, Bencke e Morellato (2002), comparando três tipos de floresta Atlântica quanto à fenologia: uma de restinga, uma de planície e uma de encosta, afirmaram que apesar da diferença fisionômica entre os tipos de vegetação estudados, estando eles sob praticamente o mesmo regime climático, não há diferenças significativas quando são comparadas as atividades fenológicas nas três formações.

A diversidade de habitats e assim de microclimas possíveis ao longo do bioma Mata Atlântica pode acarretar mudanças no padrão fenológico da vegetação relacionadas tanto à variação na composição de espécies quanto na fenologia de uma mesma espécie devido às diferenças microclimáticas (BENCKE; MORELLATO, 2002).

Assim, existem diferenças no comportamento fenológico dependendo dos níveis de análise ou abordagem e tais diferenças não podem ser negligenciadas (BENCKE; MORELLATO, 2002), a exemplo de Martin-Gajardo e Morellato (2003), que observando a fenologia de espécies de Rubiaceae em floresta Atlântica de encosta no sudeste do Brasil, constaram que a diferença de estratos analisados em uma dada área pode influenciar a fenologia das espécies até dentro de uma mesma família.

Em mata ciliar no sudoeste do estado do Mato Grosso do Sul, Reys *et al* (2005) observaram que a comunidade floresceu e frutificou o ano todo com maior ocorrência de espécies em reprodução no final da estação seca e no início da úmida, de setembro a novembro, com a frutificação sofrendo uma diminuição de fevereiro a maio, e a apesar disso, não ocorreu nenhuma correlação significativa entre as fenofases reprodutivas e a pluviosidade e a temperatura.

Reys *et al* (2005), ainda pontuam a importância de espécies como a *Guibourtia hymenifolia* e a *Attalea phalerata*, que frutificam em épocas de escassez de recursos para os frugívoros, representando espécies-chave para a alimentação da fauna nessa região. Fato este que é descrito por van Schaik *et al* (1993), ao afirmarem que em muitas florestas tropicais parecem existir algumas plantas que produzem estruturas reprodutivas comestíveis regularmente durante o período no ano de menor disponibilidade de comida, tornando-se assim espécies chave no fornecimento de alimento para a fauna.

Em formação secundária de floresta ombrófila densa no estado de Santa Catarina, Mantovani *et al* (2003) observaram que a porcentagem de espécies em atividade produtiva foi maior exatamente nos meses do ano em que a temperatura média mensal também foi maior (outubro a janeiro) e que tais eventos sucederam o período de maior pluviosidade na região.

O monitoramento e a avaliação de processos fenológicos dependem da coleta de dados de diversas origens (ex. climáticos, pedológicos etc.), e segundo Morellato (2008), a fenologia se constitui uma ciência ambiental multidisciplinar e como tal deveria agrupar pesquisadores de diferentes áreas do conhecimento e ainda acrescenta que para uma fenologia integrativa é preciso desenvolver com urgência bases de dados científicas contendo a cronologia de grandes eventos fenológicos de espécies chave nos diferentes biomas brasileiros.

3.1. Efeito das mudanças climáticas sobre a fenologia

A observação das fenofases é provavelmente a maneira mais simples de acompanhar alterações na ecologia das espécies em resposta às mudanças climáticas. Por isso, nos últimos anos, a fenologia tem recebido uma crescente atenção como bioindicador de mudanças globais (MENZEL, 2003). Assim a fenologia possui um papel importante na educação ambiental e informação pública (MENZEL, 2002).

Uma grande vantagem do uso da fenologia como bioindicador é o fato de ela ser extremamente útil para comunicar e ilustrar os impactos das mudanças climáticas, porém isso só é possível quando é demonstrada a relação entre as mudanças na temperatura e na época dos eventos fenológicos (MENZEL, 2003). Estudos regionais sobre a fenologia de plantas e animais são extremamente importantes, e devido à vantagem do relativo baixo custo, uma vez coletados, os dados podem lançar luz sobre peculiaridades regionais (MENZEL, 2002).

É esperado que o aquecimento do clima altere fenômenos biológicos sazonais tais como o crescimento e florescimento das plantas ou a migração de certos animais, os quais dependem da temperatura acumulada, que é o total de calor necessitado para um organismo passar de um ponto a outro do desenvolvimento em seu ciclo de vida (HUGHES, 2000). Tais mudanças na fenologia provavelmente terão efeitos nos processos ecológicos, na agricultura, silvicultura, saúde humana e na economia global (PEÑUELAS; FILELLA, 2001).

As mudanças na fenologia ao longo dos anos pode ser um indicador sensível e facilmente observável de mudanças na biosfera. Assim espécies vegetais podem ser usadas

como indicadores biológicos de mudanças ambientais, com as fases relacionadas à época da primavera particularmente sensíveis à temperatura (MENZEL; FABIAN, 1999).

Existem indicativos de que as fenofases relacionadas à primavera estão iniciando com algum tempo de antecedência, e dados relacionados às fenofases do outono, apesar de menos consistentes, indicam um atraso no início desta estação ao longo dos anos (MENZEL; FABIAN, 1999). Ou seja, o quadro das mudanças observadas é consistente: desde três a cinco décadas atrás, fenofases relacionadas à primavera, como floração e emissão de folhas, têm avançado de 0,12 a 0,31 dias por ano na Europa e de 0,08 a 0,38 dias por ano na América do Norte (MENZEL, 2003).

Mudanças gerais com relação à época da primavera incluem também a antecipação de eventos como a reprodução e chegada de aves migratórias e borboletas, postura de ovos e época do canto de anfíbios, além da floração em plantas (WALTHER *et al*, 2002).

Todas essas variações fenológicas são altamente correlacionadas a mudanças na temperatura (MENZEL; FABIAN, 1999), especialmente nos meses anteriores aos eventos fenológicos (PEÑUELAS; FILELLA, 2001), dado o papel modulador que a temperatura tem no desencadeamento e no progresso das mudanças visíveis da fenologia (KÖRNER; BASLER, 2010).

Porém, nem todas as espécies vegetais são sensíveis às mudanças na temperatura, mas aquelas de vida longa, características de formações climáticas geralmente o são, sendo que os táxons de espécies oportunistas podem levar vantagem em condições climáticas mais quentes (KÖRNER; BASLER, 2010), isso é bem preocupante quanto se leva em consideração as formações climáticas das florestas tropicais e seus altos níveis de diversidade.

As mudanças na temperatura do ambiente também podem ser refletidas nos processos fisiológicos das espécies, pois segundo Pörtner e Farrell (2008), fisiologicamente, os efeitos diretos do aquecimento do clima podem ser entendidos por meio de um déficit do desempenho do organismo com relação ao crescimento, reprodução, alimentação, competência imunológica, comportamento e competitividade, já que tais processos podem decair a taxas abaixo do nível ótimo tanto em termos de resfriamento, quanto de aquecimento.

Até o momento, muitos estudos têm atribuído a antecipação da primavera nas últimas décadas à tendência de aumento das temperaturas nesse período, porém menos atenção se tem dado ao papel de outras mudanças ambientais que ocorrem ao mesmo tempo, como o aumento

do dióxido de carbono atmosférico e alterações na precipitação. O controle e a análise em separado dos diversos fatores do clima poderiam conferir aos estudos sobre mudanças climáticas o poder de determinar a influência relativa na variação de fatores específicos em vários componentes das comunidades vegetais (CELAND *et al*, 2007).

Estudos recentes têm mostrado que ao longo das últimas décadas, as mudanças climáticas têm levado também a mutações genéticas herdáveis em diversas populações de animais como pássaros, esquilos e mosquitos. Apesar de as adaptações específicas de tais espécies às mudanças no clima serem tão diversas como os próprios organismos, todas envolvem alterações relacionadas à sazonalidade: época de reprodução antecipada ou mais flexível em esquilos e pássaros e aumento da época de crescimento em moscas de frutas, porém nenhum desses estudos fornece evidência que tem havido variações genéticas devido apenas às altas temperaturas (BRADSHAW; HOLZAPFEL, 2006).

Nenhuma planta ou animal vive em isolamento e muitas espécies, como por exemplo, as aves migratórias, dependem de condições ambientais em localidades distintas. Qualquer impacto diferencial da variabilidade climática sobre duas espécies (ex. predador e presa) pode afetar a dinâmica da relação entre essas duas espécies, fenômeno esse que tem sido chamado de *match-mismatch* (STENSETH; MYSTERUD, 2002).

Segundo Durant *et al* (2007), a hipótese *match-mismatch* busca explicar a variação no recrutamento em uma população por meio da relação da fenologia desta população e a das espécies no nível trófico imediatamente inferior. A hipótese afirma que se a maior parte da energia despendida nos processos de reprodução de um nível superior (i.e. predador) ocorrer na mesma época do pico de disponibilidade do nível trófico abaixo, então o recrutamento do nível superior será alto, já que a exigência do predador condiz (*match*) com a disponibilidade de recursos fornecidos pela espécie presa. Caso a necessidade de alimento não seja condizente com a disponibilidade de alimento (*mismatch*), a sobrevivência e assim o recrutamento serão menores.

Assim, ainda segundo o autor supracitado, as mudanças climáticas afetam a época relativa entre a disponibilidade e a exigência de alimento para vários organismos e influenciam a reprodução e sobrevivência do predador. No futuro, será necessário investigar se a ruptura entre predador e presa em relação à mudança do clima será mantida. Isso depende da capacidade das espécies de ajustarem sua fenologia ao novo regime climático e também,

em longo prazo, da seleção natural sobre o predador, levando a uma redução do nível de *mismatch* por alterações em nível de população.

A predição da fenologia das espécies para o século XXI tem se tornado uma questão central tanto para pesquisas de cunho teórico, quanto aplicado. Boas previsões sobre a fenologia devem incrementar a acurácia também das previsões sobre a produtividade e as trocas de gases nos ecossistemas e assim possibilitando um melhor entendimento da dinâmica de populações em sistemas com interação entre muitas espécies, auxiliando, por exemplo, agricultores e silvicultores na seleção de variedades de plantas que melhor se adaptem às novas condições climáticas (CELAND *et al*, 2007).

Uma abordagem que pode mostrar-se promissora com relação às previsões dos efeitos da mudanças do clima na vegetação, segundo Morellato (2008), é o estudo comparativo do comportamento fenológico entre espécies vegetais em ambientes de borda e de interior de mata.

De acordo com a autora citada, esse enfoque pode lançar luz sobre os efeitos potenciais das mudanças do clima sobre as espécies tropicais e, apesar de as respostas da biota à fragmentação, ao isolamento e ao efeito de borda serem há algum tempo investigadas, pouco ainda se produziu com relação ao sinergismo entre mudanças no clima e influências do efeito de borda. Ou seja, é possível considerar que uma população na borda de um fragmento florestal esteja submetida a efeitos semelhantes àqueles que possivelmente serão experimentados pela biota em condições de mudança do clima de acordo com dados de modelos climáticos.

Como em muitos outros campos das ciências ambientais, uma necessidade chave é o investimento em sequências de dados relativos a maiores períodos de tempo e áreas de abrangência (PEÑUELAS; FILELLA, 2001; MORELLATO, 2003), pois, uma observação prolongada no tempo permite notar se mudanças ou modificações são produzidas de maneira regular e previsível ou não. E dessa forma é possível evidenciar a existência de um ritmo ou ciclo (PUIG, 2008), e conseqüentemente alterações nesses ciclos.

4. Biogeografia e modelagem de nicho

4.1. O escopo da biogeografia

Segundo Brown e Lomolino (2006), a Biogeografia

é a ciência que se preocupa em documentar e compreender modelos espaciais de biodiversidade. É o estudo da distribuição dos organismos, tanto no passado quanto no presente, e dos padrões de variação ocorridos na Terra, relacionados à quantidade e aos tipos de seres vivos. (...) como os organismos são distribuídos sobre a superfície terrestre e ao longo da história da Terra? Esta é a pergunta fundamental da biogeografia (pp. 03 e 04).

Em uma ampliação da definição supracitada, segundo Troppmair (2008), o objeto de estudo da biogeografia

são os seres vivos, sua participação nas estruturas, nas inter-relações e nos processos dos geossistemas numa visão sistêmica temporo-espacial, incluindo também o homem enquanto participante de uma biocenose, integrante das cadeias tróficas e dependente das condições ambientais (p. 02)

Deve-se ressaltar ainda que, segundo Viadana (2004), em todas as suas definições, a biogeografia assume uma conotação espacial, característica essa que a faz se distinguir de outras ciências correlatas e ainda possibilita ao cientista as explicações necessárias e pretendidas em um estudo biogeográfico, por isso, Grehan (2001) afirma que ela é uma disciplina central para a teoria evolutiva, visto que a evolução se dá no espaço, no tempo e na forma.

Ainda conforme Viadana (2004), a origem histórica da Biogeografia, com suas teorias sistematizadas, se deu principalmente como fruto do trabalho de pesquisadores como Lamark, Humboldt, Darwin, Wallace, entre outros que concretizaram conceitos fundamentais como centro de origem, dispersão das espécies, formas de vida e conexões com o mundo físico e biológico.

Duas são as principais linhas dentro da biogeografia, a biogeografia histórica, que se encarrega dos estudos relacionados à reconstrução da origem, dispersão e extinção de táxons e biotas e ainda a biogeografia ecológica, que tem por objetivo a distribuição atual, levando em conta as interações dos organismos com seus ambientes físico e biótico (BROWN; LOMOLINO, 2006).

Segundo Morrone (2004), tal separação é artificial, pois implica dividir um contínuo no qual os dois extremos são facilmente identificáveis como “ecológico” e “histórico”, porém

uma grande fatia de estudos e enfoques entre esses dois extremos não justifica essa distinção, como por exemplo, a biogeografia dos refúgios quaternários, a macroecologia ou a filogeografia.

Uma teoria bastante importante no entendimento da distribuição atual dos organismos é a deriva continental, que está associada à teoria da tectônica de placas. Segundo Briggs (1987), os anos que sucederam o desenvolvimento de tal teoria foram acompanhados pela necessidade da revisão do entendimento dos processos biogeográficos levando em conta as mudanças pretéritas das relações entre as massas continentais e oceânicas.

A teoria da tectônica de placas postula que a superfície terrestre é formada por placas que flutuam sobre a camada de rocha derretida que constitui o manto terrestre. Tais placas se movimentam (derivam) a velocidades muito pequenas e ao longo de muitos milhões de anos elas já estiveram ordenadas sob configurações bem diferentes daquela que conhecemos hoje, lançando luz sobre os fatores que puderam ter contribuído para o compartilhamento de espécies semelhantes por massas de terra atualmente tão distantes. Isso é enfatizado por Briggs (1987), ao afirmar que os diferentes grupos de seres vivos presentes na América do Sul indicam, em épocas distintas, a conexão com as áreas da América do Norte, África e Austrália-Nova Zelândia.

Segundo Brown e Lomolino (2006), na biogeografia há a identificação de um padrão, que pode ser definido como uma organização não-aleatória e repetitiva. A ocorrência de padrões implica a existência de processos subjacentes. De modo geral, para Eldredge e Cracraft (1980), por padrão entende-se o ordenamento que os seres vivos apresentam e por processo, os mecanismos que geraram tais padrões.

Ainda segundo Brown e Lomolino (2006), isso faz com que a biogeografia se desenvolva muito mais como uma ciência observacional e comparativa do que experimental, pois na maioria das vezes as questões de pesquisa são norteadas por escalas de tempo e espaço que impedem a manipulação experimental.

Segundo Diniz-Filho e Araújo (2010), nas últimas décadas, o entendimento dos padrões e processos pertinentes à distribuição geográfica das espécies tem ganhado bastante destaque no tocante à maximização da eficiência das estratégias de conservação da biodiversidade, fato relevante na observação dos níveis desenfreados de ocupação humana mundial.

O desenvolvimento e o progresso em relação à teoria das tectônicas de placas, às glaciações e aos mecanismos de dispersão fazem com que os estudos na área de biogeografia contemplem uma gama de ferramentas satisfatórias para o entendimento dos padrões de distribuição das espécies. Porém, segundo Cox e Moore (2009), uma grande contribuição foi dada com o desenvolvimento da sistemática molecular, por meio do emprego de características moleculares contidas na composição específica do DNA. Tais avanços possibilitaram grandes descobertas a respeito das relações entre as espécies, com grandes promessas de no futuro, contribuírem ainda mais na compreensão da biogeografia em diversos níveis.

O neotrópico tem sido objeto de interesse desde os primórdios da biogeografia, inicialmente por ser uma região do planeta que se diferenciava das demais e posteriormente, com o acúmulo de informações, por compreender uma exuberante diversidade e complexidade (D'HORTA, 2009).

A amplitude geográfica única que cada espécie possui tem sido o foco de toda a biogeografia e apesar da diversidade de abordagens que um estudo biogeográfico pode adquirir, os processos ecológicos e os eventos históricos que moldaram e moldam as amplitudes das espécies são questões relevantes que permeiam diretamente quase todos os estudos nessa área (BROWN; LOMOLINO, 2006).

Um ponto importante na definição da extensão de ocorrência de uma espécie é que na verdade, ela se trata de um modelo da distribuição geográfica dessa espécie, sendo assim uma simplificação da realidade. É possível então, com base nisso, a formulação de modelos matemático-estatísticos que incorporem os processos relacionados à distribuição geográfica das espécies, por exemplo, os modelos de nicho, muito utilizados na atualidade (DINIZ-FILHO; ARAÚJO, 2010).

4.2. O nicho ecológico: Teoria e modelagem

Um dos mais importantes conceitos para compreensão da dinâmica e evolução das populações é o de “nicho ecológico”. Para Pianka (2000), o conceito de nicho ecológico permeia toda a ecologia e se não fosse pelo fato da amplitude de usos que se tem feito dele, a ecologia poderia ser definida como o estudo dos nichos.

É de consenso entre os principais ecólogos da atualidade (ex. BEGON *et al*, 2007) que o conceito de nicho ecológico mais aceito vem das formulações de Hutchinson (1957), que ao

considerar duas variáveis ambientais x_1 e x_2 e seus valores limitantes à sobrevivência e reprodução de uma espécie S_1 , sendo x'_1 e x''_1 para a variável x_1 e x'_2 e x''_2 para a x_2 e considerando um gráfico, no qual cada um dos fatores limitantes é representado em um eixo, poderá ser observada uma área representada por um quadrilátero.

Ao se adicionar outra variável x_3 e seus valores limitantes para S_1 (e conseqüentemente um novo eixo) e em seguida mais variáveis $x_4 \dots x_n$ (e mais eixos) e seus respectivos valores limitantes à sobrevivência da espécie S_1 será obtido um volume, ou seja, um gráfico tridimensional. Assim o nicho é definido como:

um hipervolume n -dimensional é definido, todo ponto que corresponde a um estado ambiental que permite a espécie S_1 sobreviver indefinidamente. Para qualquer espécie S_1 esse hipervolume N_1 será chamado de nicho fundamental de S_1 . Similarmente, para uma segunda espécie S_2 o nicho fundamental será um hipervolume N_2 analogamente definido (HUTCHINSON, 1957, p. 416).

Continuando, Hutchinson *op. cit.* ainda afirma que, se tal processo pudesse ser delineado com relação a todas as variáveis x_n , sendo consideradas tanto as variáveis bióticas quanto abióticas, o nicho fundamental definirá as propriedades ecológicas de uma dada espécie.

Segundo Begon *et al* (2007), tal definição de nicho ecológico elencada por Hutchinson prediz que se um local mantém condições dentro dos limites aceitáveis para a sobrevivência e ainda contém todos os recursos necessários para uma espécie, tal espécie pode potencialmente existir nesse local. Em geral uma espécie possui um nicho mais amplo na ausência de competidores, por isso cabe ainda acrescentar a ideia de “nicho realizado”. Ao contrário do nicho fundamental que representa as potencialidades totais de um organismo, o “nicho realizado” tem por base uma gama limitada de condições e recursos, os quais permitem a permanência da espécie mesmo na presença de competidores.

Soberón (2007) esclarece duas definições sobre o conceito inicial de nicho proposto por Hutchinson: a de “nicho eltoniano” e “nicho grinnelliano”¹, baseadas nos tipos de variáveis usadas para calculá-los, a escala espacial natural na qual, ambas as dimensões do nicho podem ser medidas, bem como a dispersão dos indivíduos pelo ambiente. No conjunto de variáveis pertencentes ao nicho grinnelliano, são incluídos fatores ambientais

¹ O Componente do nicho dito “grinnelliano” faz alusão a Joseph Grinnell, primeiro a utilizar o termo “nicho” e que o relacionou aos fatores ambientais (abióticos) necessários para a sobrevivência e reprodução de um dado organismo, em contraposição ao nicho “eltoniano”, elencado por Charles Sutherland Elton e que diz respeito às relações ecológicas de um organismo na comunidade, relacionando-se assim a fatores ambientais bióticos.

primordialmente não-interativos, enquanto o nicho eltoniano engloba características relacionadas às interações bióticas e da dinâmica entre recurso e consumidor.

De acordo com Pianka (2000), o nicho ecológico é definido como “*a soma total das adaptações de um organismo, ou como todos os diversos meios pelos quais um dado organismo se adapta a seu ambiente em particular*” (p. 268). Sendo que a diferença entre o ambiente e o nicho de um organismo é que este último inclui as habilidades do ser vivo em explorar o ambiente e envolve as formas pelas quais o organismo de fato interage e utiliza seu ambiente.

A afirmação de Pianka *op. cit.* sobre nicho e ambiente é reiterada e ampliada por Begon *et al* (2007), ao assegurarem que o nicho não é um local, como o habitat, com o qual é geralmente confundido, mas sim uma ideia que representa o conjunto de tolerâncias e necessidades de um indivíduo.

Mais recentemente, Chase e Leibold (2003), desenvolveram novos referenciais com relação ao conceito de nicho, citando assim, três importantes questões que tal termo ainda deve incorporar para que ele desempenhe um papel útil e sintético na ecologia. A primeira questão é que ele deve absorver outras ideias além dos processos de competição por recursos. Apesar de conceitos mais anteriores de nicho já possuírem uma perspectiva mais ampla, o conceito atual é frequentemente muito alinhado à competição.

Ademais, o conceito de nicho deveria esclarecer a distinção entre o que descreve como um organismo responde ao ambiente e aquilo que descreve como um organismo altera esse ambiente. E finalmente, segundo os mesmos autores, o conceito de nicho deve ganhar relevância para múltiplas escalas espaciais. A teoria do nicho atual é muito restritamente focada em explicar a interação entre as espécies em uma escala local, porém as mais importantes e desafiadoras questões na ecologia ocorrem em escalas mais amplas.

Assim, Chaise e Leibold (2003) propõem dois conceitos para o nicho, um mais amplo e um mais graficamente restrito, a saber, respectivamente:

#1 - Descrição do conjunto das condições ambientais que permitem uma espécie satisfazer as exigências mínimas de modo a que a taxa de nascimentos de uma população local seja igual ou maior do que a sua taxa de mortalidade, juntamente com o conjunto de efeitos *per capita* da referida espécie sobre estas condições ambientais (p. 19).

#2 - Descrição conjunta da isóclina de crescimento líquido zero (ICLZ) de um organismo, juntamente com os vetores de impacto nessa ICLZ no espaço multivariado definido pelo conjunto de fatores ambientais que estão presentes (p. 31).

A segunda definição se enquadra em uma abordagem analítica e gráfica, na qual a isóclina de crescimento líquido zero (ICLZ), é justamente uma linha, definida em um espaço bidimensional, resultante da combinação de dois fatores (condições ou recursos) que tornam as taxas de crescimento iguais às de mortalidade em uma população, ou seja, a ICLZ define o quanto a magnitude do fator determina o *fitness* de um organismo (*requirement component* sensu Chaise e Leibold, 2003) em um espaço bidimensional.

Segundo os mesmo autores, uma das grandes vantagens desta definição quantitativa do nicho é que muitas das análises (porém não todas) que abordam a relação entre as espécies e das espécies com seu ambiente podem ser realizadas graficamente em duas dimensões, sendo mais útil tal configuração no âmbito da formulação de hipóteses e testes, pois duas variáveis são o mínimo necessário para atender à formulação de hipóteses que envolvem, por exemplo, estudos sobre *trade-offs*. E por fim, apesar de os organismos terem relação com diferentes tipos de fatores dentro do nicho, muitas questões de interesse na ecologia envolvem a coexistência de espécies que utilizam fatores ambientais de forma semelhante e as formas que os padrões ecológicos respondem aos gradientes de tal fator, não sendo necessário considerar toda a gama de fatores que influencia uma espécie ou um grupo de espécies.

Segundo Brown (1995), o fato de as espécies exibirem diferentes padrões de distribuição e abundância reflete as diferentes necessidades em relações às condições ambientais e assim o nicho é um atributo da espécie e não do ambiente. Ainda segundo o mesmo autor, são três as principais consequências a nível macroscópico sobre o desenvolvimento das ideias acerca do nicho ecológico. Em primeiro lugar, a amplitude geográfica dos seres vivos é definida por fatores ecológicos: Os limites da distribuição de uma espécie ocorrem onde uma ou mais variáveis do nicho reduzem a sobrevivência e a reprodução, inviabilizando a ocorrência dos indivíduos e a manutenção das populações em um determinado local.

Em segundo lugar, os padrões geográficos de diversidade refletem a influência do ambiente tanto presente quanto pretérito. Ou seja, altos níveis de diversidade em áreas relativamente pequenas refletem tanto condições atuais que satisfaçam a gama de necessidades das diferentes espécies coexistentes, quanto condições passadas, que

possibilitaram tais espécies se acumularem como resultado de uma soma de eventos de colonização (com a chegada de espécies vindas de outras regiões) e de especiação (com o surgimento de novas espécies).

Uma terceira consequência macroscópica do conceito de nicho, ainda segundo Brown *op. cit.*, está relacionada ao papel do ambiente nos processos macroevolutivos da dinâmica das espécies, a qual é documentada pelos registros fósseis que apontam para mudanças drásticas na biodiversidade do planeta como consequência de episódios de especiação e extinção.

Segundo Diniz-Filho e Araújo (2010), o conceito de nicho de Hutchinson possui o aspecto importante de permitir o desenvolvimento de modelos de distribuição de espécies com base na caracterização do espaço multidimensional formado pelas variáveis ambientais que definem o nicho.

Assim, com a concordância de que a distinção entre os nichos grinnelliano e eltoniano na base da resolução espacial e dos tipos de variáveis e pela aceitação de que o nicho grinnelliano é uma propriedade de uma espécie definida por áreas que são ocupadas ou potencialmente ocupadas, muitas questões se tornam melhor definidas e operacionalizadas (SOBERÓN, 2007) com relação ao nicho e à distribuição dos seres vivos.

Com uma explicação aplicável e simplificada do que o nicho venha a ser, faz-se possível avançar no campo da modelagem do nicho e distribuição das espécies. Essa versão simplificada do mundo real, segundo Odum (1983), pode ser chamada de “modelo”, ou seja, uma formulação que imita um fenômeno real e pela qual se podem fazer predições.

Os modelos resumem as características conhecidas sobre a realidade a ser modelada, proporcionando uma descrição simplificada de um sistema e são úteis tanto para direcionar esforços de pesquisa ou para definir um problema para um estudo mais detalhado (ODUM, 1983) e fornecem instrumentos para a formulação de hipóteses, lançando luz sob quais aspectos da problemática da pesquisa necessitam de maior investigação e quais pontos precisam de maior embasamento empírico (ARAÚJO *et al.*, 2005a).

A palavra “modelo” pode possuir muitos significados de acordo com o contexto no qual é usada e Christofolletti (2007), em concordância com Odum, afirma que um modelo é qualquer representação simplificada da realidade, ou parte dela e que possibilite reconstruí-la ou ainda a previsão de um comportamento, transformação ou evolução. O que está embutido

em um modelo, na verdade não é a realidade em si, mas sim a visão pela qual apreendemos a realidade.

Com relação à modelagem da distribuição das espécies, Franklin (2010) afirma que ela é necessária para o entendimento da relação dos seres vivos com seu ambiente biótico e abiótico, tanto no tocante à ecologia teórica, na formulação de inferências ecológicas ou o teste de hipóteses biogeográficas sobre a distribuição das espécies, quanto no caso de problemas aplicados, como manejo de vida silvestre, restauração ecológica, avaliação de impacto ou reintrodução de espécies, nos quais os modelos de distribuição podem ser bastante úteis na previsão da adequabilidade do habitat.

Assim a modelagem de distribuição de espécies é central tanto para pesquisas de base quanto pesquisas aplicadas em Biogeografia. Por isso, na última década, os modelos de distribuição tem se tornado um ponto comum entre estudos de biogeografia, biologia da conservação e paleoecologia (ARAÚJO; GUIBAN, 2006).

Tais modelos utilizam associações entre variáveis ambientais e a distribuição conhecida de espécies para definir condições abióticas nas quais populações desta espécie podem ser mantidas (PEARSON *et al*, 2006). Assim, o componente grinneliano do nicho seria a base utilizada atualmente pelos modelos para a predição sobre padrões de distribuição e grandes escalas, havendo ainda muitos impasses operacionais para a incorporação de componentes eltonianos em tais modelos (DINIZ-FILHO; ARAÚJO, 2010).

Para Pearson *et al* (2006), é de grande importância que eles sejam interpretados como instrumentos que proporcionem a melhoria do nosso entendimento dos fatores intrínsecos à distribuição das espécies, através de uma avaliação criteriosa das incertezas inerentes a tais usos.

Os modelos bioclimáticos têm o objetivo de relacionar a distribuição geográfica atual a um conjunto de fatores climáticos atuais. Variáveis climáticas são usadas para definir as condições ambientais ou “envelope climático” no qual uma espécie existe. Por mais que haja limitações nesse método, é a melhor abordagem para se prever mudanças na distribuição das espécies devido a alterações climáticas (LAWLER *et al*, 2006).

Segundo Araújo e Peterson (2012), o termo envelope bioclimático “*expressa que o espaço multivariado de variáveis climáticas (o envelope) que melhor se enquadra na distribuição real da espécie está sendo estimado*” (p. 1528).

Os modelos de envelope bioclimático, também conhecidos como modelos de nicho ecológico, modelos de adequabilidade de habitat ou ainda modelos de distribuição de espécies, usam associações entre aspectos do clima e dados de ocorrência de espécies com o objetivo de definir um conjunto de condições nas quais essas espécies teriam a probabilidade de manter populações viáveis (ARAÚJO; PETERSON, 2012).

Alguns modelos de envelope climático podem ser usados para prever os efeitos das mudanças climáticas na distribuição das espécies (HIJMANS; GRAHAM, 2006), podendo também ser usados na aplicação de cenários de mudanças climáticas para a projeção de possíveis alterações na distribuição das espécies (ARAÚJO *et al.*, 2005b). Sendo que cenários climáticos são climas futuros plausíveis que têm sido construídos para determinar os impactos da mudança do clima nos recursos naturais e meio ambiente (BEAUMONT *et al.*, 2008).

Muitas críticas são feitas a tais modelos pelo fato de eles ignorarem parâmetros importantes como dispersão e interações bióticas (ARAÚJO *et al.*, 2005b), ou seja o nicho eltoniano, e ainda que segundo o mesmo autor, os resultados obtidos nunca podem ser verdadeiramente validados no caso da projeção de cenários de mudanças do clima, pois esses resultados não representam as mudanças na distribuição da espécie, mas sim as mudanças na distribuição potencial e na disponibilidade de climas adequados à sobrevivência de uma dada espécie.

Segundo Siqueira e Durigan (2007), a eficácia do modelo aumenta se foram usadas localidades de ocorrências em que o bioma é único, sem fisionomias de biomas vizinhos. Quando a espécie tem distribuição mais ampla, com ocorrência em áreas ecotonais e em outras formações vegetais, tais ocorrências podem diminuir a porcentagem de acerto do modelo resultante.

Outro uso dos chamados modelos de nicho ecológico é o esclarecimento de questões evolutivas pela projeção do nicho das espécies em diferentes épocas no passado (NOGUÉS-BRAVO, 2009). Segundo Varela *et al.* (2011), a forma ideal de descrever a distribuição pretérita de uma espécie em um contexto de mudança climática seria a utilização de uma técnica capaz de identificar as relações causais entre o clima e a distribuição da referida espécie. Isso permitiria a criação de cenários mais confiáveis em qualquer escala de tempo, dada a importância da biogeografia do pleistoceno com relação ao fornecimento de informações sobre as consequências biológicas das mudanças climáticas.

Muitos esforços estão também sendo concentrados na previsão das consequências das mudanças do clima futuro na distribuição das espécies (ARAÚJO *et al*, 2005a). Para isso e também para identificar estratégias que possam mitigar consequências indesejáveis de tais mudanças, é essencial que sejam desenvolvidos modelos que conectem a distribuição das espécies a cenários alternativos de mudanças climáticas (LAWLER *et al*, 2006).

Quanto à quantificação das incertezas desse tipo de aplicação dos modelos de nicho, Beaumont *et al* (2008) afirmam que isso é de extrema relevância para a incorporação do conhecimento produzido através de tais modelos à gestão da biodiversidade. Isso requer uma abordagem multidisciplinar para assegurar que as fontes de incerteza no processo de modelagem sejam firmemente exploradas.

Segundo Araújo *et al* (2005a), a importância da avaliação das incertezas na projeção dos nichos das espécies para cenários futuros gira em torno da problemática de que os eventos previstos no processo de modelagem, i.e. as consequências da mudança do clima, não são bem documentadas ou efetivamente ainda não ocorreram, sendo o erro, uma propriedade inerente dos modelos, já que é impossível a incorporação de todos os potenciais fatores relacionados a mudanças na distribuição.

Em resumo, Lawler *et al* (2006) apontam quatro pontos principais que limitam o uso dos modelos bioclimáticos de distribuição de espécies, a saber: a não abordagem das interações bióticas na modelagem das distribuições; a não abordagem da dispersão, mais especificamente das limitações de dispersão das espécies; a não abordagem das mudanças evolutivas sofridas pelas populações, principalmente quando se tratam de escalas de tempo maiores e por último a dificuldade de validação dos mapas gerados por tais modelos.

4.3. Efeitos das mudanças climáticas na distribuição das espécies

4.3.1. Efeitos das mudanças climáticas em curso

Segundo o IPCC (2007), as principais mudanças na distribuição das espécies com relação às mudanças climáticas é a migração de espécies de clima temperado em direção aos pólos e aos cumes das montanhas, em busca de lugares mais propícios para a alimentação, sobrevivência e reprodução.

O estudo de Chen *et al* (2011), realizado pela análise de trabalhos já desenvolvidos na Europa, América do Norte, Chile, Malásia e Ilhas Marion, revelou que as espécies têm sofrido

mudanças na distribuição numa média de 16,9 km década⁻¹ em direção a latitudes mais altas e de 11 m década⁻¹ em direção a maiores alturas (picos de montanhas). Ainda com base em tais resultados foi possível constatar também que há uma relação direta entre o nível de aumento da temperatura e as taxas de alterações na distribuição nas mesmas regiões e que apesar de três quartos das espécies terem apresentado tais padrões de mudança, há uma grande diversidade destes ao longo das décadas.

As espécies podem mudar sua distribuição ou não em consequência da mudança do clima. A manutenção da distribuição é favorecida para espécies ou populações com alta tolerância ou com grande potencial microevolutivo. A mudança na distribuição de uma espécie é esperada caso ela se extinga ou as populações às margens do limiar distributivo possuam uma boa capacidade de dispersão e estabelecimento em outras áreas que não haja competidores (NOGUÉS-BRAVO, 2009).

Com a análise da distribuição de uma espécie de borboleta, Parmesan (1996) afirma que evidências mais conclusivas sobre o efeito das mudanças climáticas na alteração da distribuição das espécies podem seguir caso sejam feitas replicações de estudos dessa natureza, incluindo locais e espécies diferentes.

Thomas e Lennon (1999) analisaram aves do território britânico durante vinte anos e constataram que a distribuição das espécies estudadas avançou em média 18,9 km em direção ao norte, o que os autores justificaram pelo período de aquecimento do clima que a Inglaterra vinha passando ao longo da pesquisa.

Para o Brasil, o trabalho de Colombo e Joly (2010) enfatiza a alta vulnerabilidade de plantas da Mata Atlântica frente aos efeitos potenciais das mudanças climáticas e prevê, de forma geral para as 38 espécies estudadas, que poderá haver uma migração de tais espécies em direção a áreas mais ao sul, onde o clima seria mais ameno. Além disso, foi possível constatar também que 32 espécies teriam sua área de distribuição reduzida consideravelmente e duas delas perderiam mais de 50% da sua área de ocorrência, segundo projeções feitas com o cenário otimista de emissões de gases do efeito estufa.

Segundo Davis *et al* (1998), competição, predação e dispersão influenciam marcadamente a distribuição e abundância das espécies. Dado o fato de tais fatores serem onipresentes na natureza, a previsão de mudanças na distribuição e abundância dos organismos devido ao aquecimento global pela extrapolação de modelos de envelope

climático pode levar a sérios erros. Modelos que incorporem a dispersão e a interação entre as espécies serão necessários para a previsão adequada de consequências aplicadas das mudanças do clima na conservação e controle de doenças na população e de pragas no setor da agricultura.

Segundo Diniz-Filho e Araújo (2010), entender os mecanismos ecológicos e evolutivos associados diretamente aos padrões macroecológicos nas distribuições geográficas e na riqueza das espécies é de suma importância para a previsão da resposta da biodiversidade às mudanças climáticas previstas para os próximos anos.

4.3.2. Mudanças paleoclimáticas nas florestas brasileiras

A história natural das florestas brasileiras pode revelar a relação entre as mudanças climáticas e a distribuição das espécies e quais as consequências para a biodiversidade. Sob uma visão paleoambiental, existem teorias que buscam explicações para os padrões de biodiversidade encontrados nas florestas úmidas, o que vem a auxiliar no estudo da relação clima-vegetação em uma escala temporal maior.

Uma das teorias mais discutidas é a hipótese dos Refúgios Florestais de Haffer (1969), que propõe uma explicação histórica para a imensa variedade de aves na Amazônia, postulando que durante muitas fases de seca no Pleistoceno e pós-Pleistoceno, a floresta amazônica encontrava-se dividida em um número de pequenas florestas cercadas por áreas de uma vegetação mais aberta, de fisionomia não-florestal. Os ambientes florestais remanescentes serviram como “áreas de refúgio” para diversas espécies de animais, que sofreram especiação, devido ao isolamento geográfico. Com a mudança do clima e o retorno a uma fase de umidade, a floresta voltou a se expandir, da mesma forma que as espécies antes confinadas nos refúgios puderam ampliar sua distribuição. Este ciclo de expansão e retração da floresta amazônica provavelmente aconteceu várias vezes durante o quaternário, levando a uma rápida diferenciação da fauna amazônica durante o tempo geológico recente.

Haffer (1969) baseou sua teoria em duas premissas principais:

- Os padrões de precipitação em algumas partes da Amazônia são de origem orográfica, devido à presença dos Andes e como esta cadeia de montanhas já estava presente no Quaternário, a vegetação poderia ter mantido sua fisionomia florestal nessas áreas onde a precipitação atualmente é acima da média com relação a outras regiões amazônicas;

- Muitas espécies não estenderam sua distribuição muito além daquela na qual estavam reduzidas durante os períodos de seca, assim, a distribuição atual de muitas *taxa* poderia fornecer evidências indiretas da localização desses refúgios florestais.

Com isso, Haffer *op. cit.* postulou a existência de nove principais refúgios florestais quaternários amazônicos e ainda os nomeando (Figura 01), a saber: (1) Refugio Chocó; (2) Nechí; (3) Catumbo; (4) Imerí; (5) Napo; (6) Refúgios do Leste do Peru; (7) Madeira-Tapajós; (8) Belém e (9) Guiana.

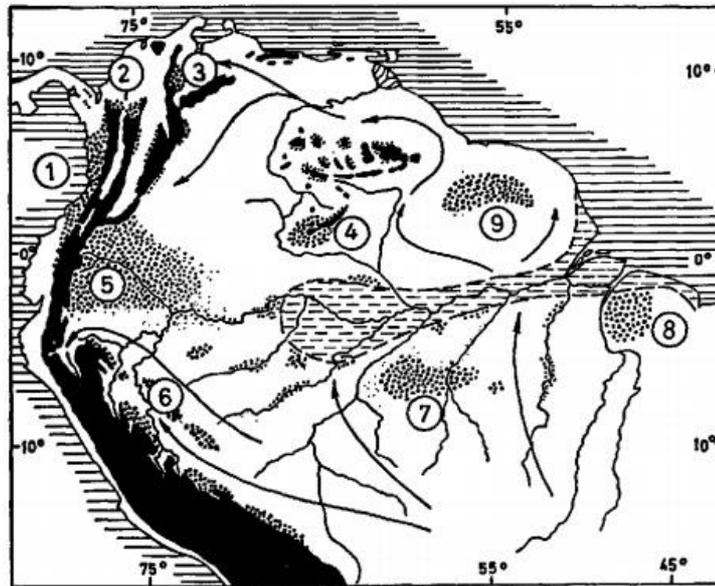


Figura 1 – Refúgios florestais pleistocênicos segundo Haffer (1969). A área listrada corresponde à provável área de alagamento do Rio Amazonas devido ao aumento pós-glacial do nível do mar e à elevação do lençol freático.

Outras teorias também foram desenvolvidas na tentativa de esclarecer tais padrões de biodiversidade como a de Smith *et al* (1997), que apontam para a importância dos gradientes ecológicos, i.e. os ecótonos, na manutenção e produção de biodiversidade em florestas tropicais, porém pouca atenção tem sido dada a tais ambientes com relação a estratégias de conservação da biota aí presente.

Segundo Norens (1999), as elevações do nível do mar durante o Quaternário e o Terciário tardio foram responsáveis pela formação de verdadeiras ilhas e arquipélagos na própria planície amazônica nas quais grupos de animais e plantas teriam se especiado devido ao isolamento geográfico. Duas grandes ilhas teriam se formado ao norte do Rio Amazonas uma localizada praticamente em toda a Venezuela e a outra na Guiana, norte do Brasil e periferia da Bacia Amazônica.

Ainda de acordo com Nores (1999), esta hipótese não invalida a teoria dos refúgios florestais, visto que as transgressões marinhas relacionadas à formação das ilhas se dariam nos períodos interglaciais, a aridez da Floresta Amazônica e a consequente fragmentação estariam relacionadas aos períodos glaciais.

As teorias da fragmentação e da continuidade florestal ao longo do quaternário, segundo Hooghiemstra e van der Hammen (1998), não são necessariamente conflitantes, sendo que ambas podem ter ocorrido e representam cenários extremos em épocas distintas de clima seco e de clima úmido. Assim, a composição e a fisionomia atual da Floresta Amazônica devem ser vistos como uma situação relativa à porção de tempo em que vivemos e não como uma constante ao longo de todo o Quaternário.

Dessa forma, nos últimos anos, com o advento da manipulação genética e do uso de marcadores moleculares nos estudos populacionais, há um crescente interesse por parte dos pesquisadores no uso de tais técnicas para o melhor entendimento da dinâmica vegetacional ao longo do Quaternário. A exemplo de Rull (2011), que realizou uma revisão bibliográfica sobre dados genéticos e concluiu que a diversidade neotropical é um fator cuja explicação não pode ficar restrita apenas a um intervalo de tempo em particular ou a poucos mecanismos de ação e ainda que a tectônica do Neógeno, as mudanças paleogeográficas e os ciclos climáticos do Quaternário parecem ter tido igual importância na origem da diversidade dos ambientes tropicais.

Ainda nesta abordagem, Carnaval e Moritz (2008), utilizando dados genéticos e de modelagem de nicho ecológico, atestam a existência de uma área florestada no domínio da Mata Atlântica no nordeste do Brasil, lançando luz sobre a possível diversidade de áreas de mata ainda pouco conhecidas e muito impactadas pelas atividades antrópicas.

Estudos que integrem diversas técnicas de previsão da biodiversidade potencial se fazem necessários para que seja possível o direcionamento dos esforços de aplicação de instrumentos de conservação da natureza. Segundo Puig (2008), a falta de um conhecimento robusto sobre as riquezas das florestas tropicais é um dos principais motivos para a sua conservação. O autor também cita que, somado a isso, ainda estão os valores econômicos, ecológicos e culturais que as florestas carregam de modo a influenciar de modo consistente, mesmo que muitas vezes de forma indireta, a vida humana.

CAPÍTULO II

Metodologia da Pesquisa

1) Modelagem de nicho ecológico

A modelagem de nicho foi aplicada a todas as espécies do gênero *Clitoria* L. com ocorrência em Sergipe, pesquisadas a partir das informações obtidas no site do Cria – Centro de Referência em Informação Ambiental, pelo sistema *SpeciesLink* (specieslink.cria.org.br), com busca na coleção do Herbário ASE – Universidade Federal de Sergipe.

A relação das espécies selecionadas foi então comparada com os dados do gênero *Clitoria* L. no Brasil (RANDO; SOUZA, 2012) e com a listagem do mesmo gênero do site do Centro Nordestino de Informações sobre Plantas (www.cnip.org.br), obtendo-se, ao final, três espécies: *Clitoria fairchildiana* R. A. Howard; *Clitoria guianensis* (Aubl.) Benth. e *Clitoria laurifolia* Poir. A espécie *Clitoria ternatea* L., apesar de ser encontrada no território sergipano, não foi incluída pelo fato de não ser nativa do Brasil.

Tais espécies possuem ocorrência não só no estado de Sergipe, mas também em outros estados do norte, nordeste e sudeste do Brasil, as análises necessárias no tocante à modelagem se deram tendo como base a área do território brasileiro.

1.1. Coleta e tratamento dos dados de ocorrência das espécies

Foram coletados dados de ocorrência das espécies nos bancos de dados do sistema *SpeciesLink* (2013) e do GBIF (2013) – *Global Biodiversity Information Facility* (www.gbif.org). Tais dados foram analisados com a ajuda do programa de geoprocessamento ArcGis, e assim foram extraídos pontos que porventura pudessem não corresponder a ocorrências da espécie em questão, ou que não se enquadrassem na distribuição original da espécie.

Em seguida os dados de ambas as fontes foram reunidos em um único arquivo e submetidos a uma filtragem realizada por um pacote do Programa R (R CORE TEAM, 2013) que elimina os pontos de ocorrência repetidos e enquadra como sendo um único dado de ocorrência todos os pontos dentro do *grid* de 0,5 minutos de latitude e longitude.

Ao final do tratamento foram totalizados 76 pontos de ocorrência para *Clitoria fairchildiana*, 56 pontos para *C. laurifolia* e 158 pontos para *C. guianensis*.

1.2. Modelos climáticos

Foram utilizados modelos de circulação geral acoplado oceano-atmosfera (*atmosphere-ocean coupled general circulation models*, AOGCM's) cujas resoluções originais foram interpoladas para *grids* de 0,5 minutos de longitude e latitude. Os dados originais são provenientes do novo conjunto de simulações climáticas do CMIP5 (*Coupled Model Intercomparison Project, Phase 5*) disponível em <http://cmip-pcmdi.llnl.gov/> e do PMIP3 (*Paleoclimate Modelling Intercomparison Project, Phase 3*) disponível em <http://pmip3.lsce.ipsl.fr/>, além de um modelo de pH do subsolo entre 30 e 100 cm de profundidade proveniente do *Harmonized World Soil Database*, versão 1.1 (FAO *et al*, 2009), que possui nesse caso um papel de variável de restrição e foi anexado a cada uma das outras variáveis.

Tabela 2: Modelos climáticos utilizados na pesquisa.

Modelos	Instituição Responsável	Resolução*	Fonte	Ano
CCSM4	University of Miami – RSMAS, USA	0.9° x 1.25°	CMIP5/PMIP3	2012
CNRM	Centre National de Recherches Météorologiques—Groupe d'études de l'Atmosphère Météorologique and Centre Européen de Recherche et de Formation Avancée	1.4° x 1.4°	CMIP5/PMIP3	
GISS-E2-R	NASA Goddard Institute for Space Studies, USA	2.5° x 2.0°	CMIP5/PMIP3	2012
MIROC-ESM	Atmosphere and Ocean Research Institute (University of Tokyo), National Institute for Environmental Studies, and Japan Agency for Marine-Earth Science and Technology, Japan	2.8° x 2.8°	CMIP5/PMIP3	2012
MRI-CGCM3	Meteorological Research Institute, Japan	1.1° x 1.1°	CMIP5/PMIP3	2012

*Longitude x Latitude. **Legenda:** CMIP5 – Coupled Model Intercomparison Project, Phase 5 (<http://cmip-pcmdi.llnl.gov/>). PMIP3 – Paleoclimate Modelling Intercomparison Project, Phase 3 (<http://pmip3.lsce.ipsl.fr/>).

Para todos os modelos foram utilizados, além de dados do clima pré-industrial (1750), dados de 21 mil anos atrás (último máximo glacial) e projeções para o final do século (média entre os anos de 2080 a 2100) e em dois cenários distintos de emissão de gases do efeito estufa, RCP 4.5 e RCP 8.5.

Segundo Taylor *et al* (2012), os R.C.P. (*Representative Concentration Pathways*) são projeções de mudança do clima direcionados por cenários de emissão de gases e incluem a possibilidade da adoção de políticas de mitigação para atingirem objetivos de redução de tais gases.

Tais cenários são representados com base no “forçamento radiativo” (R.F. ou *radiative forcing*) que, segundo a última edição do sumário do IPCC (2013), é um índice medido em Watts por metro quadrado (W/m^2), que quantifica a mudança no fluxo de energia terrestre com base na alteração das concentrações de aerossóis e gases do efeito estufa na atmosfera. Um R.F. positivo leva a um aquecimento da superfície do planeta, já uma taxa negativa de R. F., ao resfriamento.

De acordo com o site do RCP *Database* (2013):

- **RCP 4.5:** foi desenvolvido pelo grupo de modelagem MiniCAM no *Pacific Northwest National Laboratory's Joint Global Change Research Institute* (JGCRI) e é um cenário no qual o incremento radiativo total é estabilizado antes do final do século (4.5 W/m^2 ao final do século) devido à implementação de uma gama de tecnologias e estratégias de redução dos gases do efeito estufa.

- **RCP 8.5:** foi desenvolvido pelo grupo de modelagem MESSAGE e pelo *Integrated Assessment Framework at the International Institute for Applied Systems Analysis* (IIASA), na Áustria e é caracterizado pelo contínuo aumento radiativo no sistema terrestre (8.5 W/m^2 ao final do século) decorrente do aumento da concentração de gases do efeito estufa na atmosfera.

Ainda segundo o IPCC (2013), o forçamento radiativo total tem sido positivo e tem origem no incremento atmosférico de CO_2 desde 1750. Na figura 2, abaixo, podem ser observados, durante todo o século, os montantes de incremento atmosférico dos principais gases cujos potenciais de retenção de energia radiativa e conseqüente contribuição no efeito estufa foram considerados na formulação dos diferentes cenários climáticos futuros.

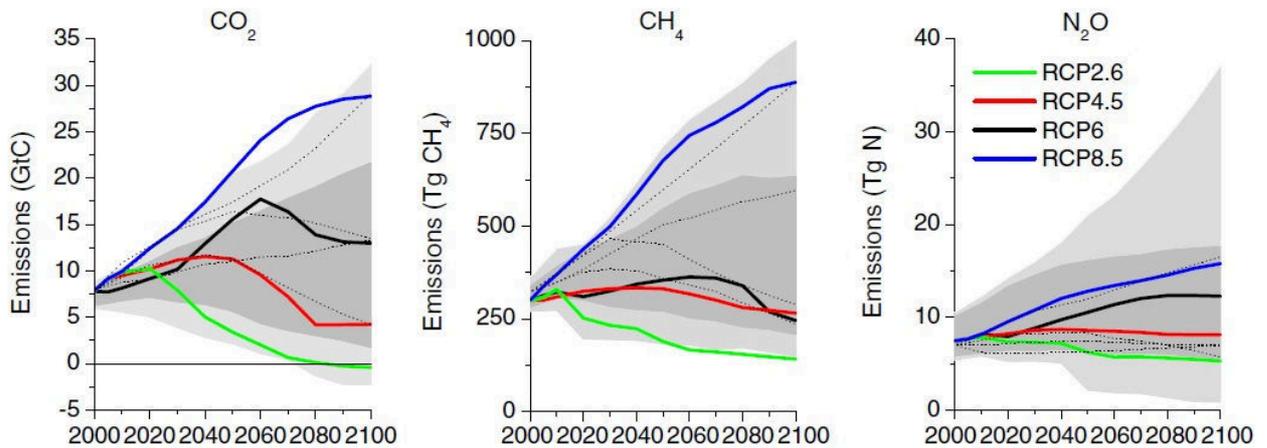


Figura 2: Emissões dos três principais gases do efeito estufa para os quatro novos cenários futuros analisados pelo IPCC, a saber RCP 2.6; RCP 4.5; RCP 6 e RCP 8.5 (VUUREN *et al*, 2011).

1.3. Variáveis ambientais (*environmental layers*)

As variáveis ambientais foram selecionadas seguindo o procedimento utilizado por Terribile *et al* (2012), no qual a partir das 19 variáveis disponibilizadas para cada AOGCM foi aplicada a técnica da Análise Fatorial, baseada em uma matriz de correlação de pares de variáveis, minimizando o problema da multicolinearidade dos dados na construção dos modelos

A análise fatorial é uma técnica utilizada na ordenação de dados e representa uma simplificação útil em padrões de conjuntos de dados multivariados (GOTELLI; ELLISON, 2011). Auxilia na seleção de um subconjunto representativo de variáveis, tendo como objetivo resumir a informação contida em diversas variáveis originais em um conjunto menor de variáveis (fatores) com uma perda mínima de informação, fornecendo assim apoio na investigação da estrutura latente dos dados analisados (HAIR *et al*, 2005).

No caso da seleção das variáveis ambientais a serem utilizadas na modelagem desta pesquisa, buscou-se, pela análise fatorial, aquelas que explicassem o maior montante da variância entre os dados originais.

Assim a análise fatorial foi desenvolvida baseada em uma matriz de correlação entre pares de variáveis, seguida da rotação ortogonal do tipo Varimax. O número de fatores foi escolhido dentre aqueles que possuísem carga fatorial maior que 0,4 e ao mesmo tempo comunalidade menor que 0,4. As variáveis bioclimáticas de maior carga fatorial (*loading*) nos cinco fatores selecionados foram então eleitas para o uso na modelagem da distribuição das

espécies (TERRIBILE *et al*, 2012). O resultado final desta análise pode ser observado na Tabela 3, contendo as variáveis selecionadas.

Sendo um conjunto de camadas ambientais de abrangência mundial, houve a necessidade do corte e da utilização apenas dos *grids* relacionados à região neotropical.

Tabela 3: Variáveis bioclimáticas utilizadas na pesquisa.

Variável bioclimática	Significado
Bio 1	Temperatura média anual
Bio 7	Amplitude anual da temperatura (temperatura máxima do mês mais quente menos a temperatura mínima do mês mais frio).
Bio 13	Precipitação do mês mais úmido
Bio 14	Precipitação do mês mais seco
Bio 18	Precipitação do quadrimestre mais quente

1.4. Porcentagem de partição dos dados de ocorrência das espécies e limite de corte (*threshold*)

Para todos os modelos gerados foram utilizados uma partição de 75% de dados de treino e 25% dos pontos de ocorrência para dados de teste (FIELDING; BELL, 1997). Após a confecção dos modelos, para a conversão dos mapas de adequabilidade ambiental gerados (dados contínuos) em mapas de presença-ausência (dados binários) (ver JIMENEZ-VALVERDE; LOBO, 2007) foi usado como limite de corte o L.P.T. (*lowest presence threshold*), que representa o menor valor de adequabilidade onde a espécie foi predita como presente.

A partir do L.P.T. encontrado para cada espécie, foram obtidos também limites de corte derivados com a eliminação de 5% (LPT5) e de 10 % (LPT10) dos menores valores acima do L.P.T., com a confecção de mapas de distribuição para os limites de corte gerados para cada espécie e cenário climático.

1.5. Métodos de modelagem

Foi utilizada a metodologia dos mapas de consenso (*ensemble forecasting*) para a confecção dos mapas finais de distribuição das espécies. Segundo Araújo e New (2006) um mapa de consenso é definido como “*simulações múltiplas (cópias) ao longo de mais de um conjunto de condições iniciais, classes de modelos, parâmetros e condições de delineamento*” (p. 42) e ainda afirmam que um aumento na acurácia de mapas preditivos pode ser atingido quando da utilização de tal abordagem.

Inicialmente, foi feito o consenso entre mapas gerados entre diferentes classes de métodos de modelagem. Em seguida, os mapas preditivos dos diferentes modelos climáticos que se referiam a uma mesma época (cenário climático) passaram também por um consenso, até gerar um mapa de consenso para um determinado cenário climático por espécie.

Para os consensos entre métodos de modelagem, foi utilizada a plataforma computacional *BioEnsembles*, que integra métodos de envelope climático (ex. Bioclim), métodos de distância ambiental (ex. Distância de Mahalanobis), métodos implementados no programa “R” (ex. Redes neurais artificiais) e programas externos como o Maxent.

Para todos os métodos de modelagem foram confeccionados 50 resultados, sendo o resultado final para cada método e AOGCM o consenso destes 50 mapas gerados. O *BioEnsembles* pondera a participação de cada mapa no modelo final pela técnica de avaliação do TSS (*true skill statistics*) (ALLOUCHE *et al*, 2006), assim os melhores modelos segundo o TSS tiveram maior peso de participação nos resultados finais do que os que tiveram pior avaliação.

Para os métodos que utilizaram a geração de pseudo-ausências, foi estabelecida uma prevalência de 50%, ou seja, foi gerado um número total de dados de presença e pseudo-ausência cujos dados de presença equivalem a 50% deste total de dados.

Ao todo foram escolhidos 13 métodos, listados na Tabela 4 a seguir:

Tabela 4: Métodos de modelagem de nicho ecológico utilizados na pesquisa.

Método	Tipos de dados
Bioclimatic Envelope (BIOCLIM)	Apenas presença
Ecological Niche Factor Analysis (ENFA)	Apenas presença
Euclidian Distance	Apenas presença
Genetic Algorithm for Rule Set Production (GARP)	Presença e pseudoausência
Generalized Linear Models (GLM)	Presença e ausência
Gower Distance	Apenas presença
Mahalanobis Distance	Apenas presença
Maximum Entropy (Maxent)	Presença e pseudoausência
Generalized additive models (GAM)	Presença e ausência
Flexible discriminant analysis (FDA)	Presença e ausência
Multivariate adaptive regression splines (MARS)	Presença e ausência
Neural Networks (ANN)	Presença e ausência
Random Forest (RNDFOR)	Presença e ausência

1.6. Avaliação dos mapas gerados

Para avaliação das incertezas geradas pelos diferentes instrumentos utilizados na construção dos mapas de adequabilidade ambiental foi desenvolvida uma ANOVA do tipo hierárquica (também chamada de aninhada, *nested*), cujos quadrados das variâncias foram encontrados ao longo do tempo e dos AOGCM's e ENM's utilizados (ver COLLEVATTI *et al*, 2013 para um exemplo desse tipo de abordagem e ROCCHINI *et al*, 2011 para uma revisão sobre os fatores de incerteza na confecção de mapas de distribuição de espécies).

De acordo Sokal e Rohlf (1995), a análise de variância é geralmente utilizada para testar as diferenças entre amostras e entre combinações lineares de médias com foco na obtenção de ideias sobre a natureza da variação de eventos naturais.

A ANOVA foi calculada com o auxílio do R (R CORE TEAM, 2013) e os resultados da soma dos quadrados foram espacializados com a confecção de mapas de incerteza para cada espécie. As áreas previstas com maior incerteza foram comparadas com as áreas de ocorrência previstas para as espécies, propiciando uma avaliação dos principais fatores que contribuíram para a mudança na distribuição das espécies em questão.

2) Coleta de dados fenológicos e climáticos

A espécie a ter sua fenologia analisada será a *Clitoria fairchildiana* R. A. Howard, e as fenofases analisadas serão floração, frutificação, queda e emissão foliar, com coletas de dados executadas mensalmente.

A coleta de dados fenológicos foi desenvolvida segundo Fournier (1974), usando o método semi-quantitativo, no qual a fenofase é quantificada visualmente, sendo atribuído um número em uma escala que varia de 0 (zero) a 4 (quatro), onde zero é a ausência da fenofase e cada um dos outros números representa um intervalo de classe de 25%. Essa metodologia fornece em porcentagem o Índice de Intensidade de Fournier (I.I.F.%), que mostra a intensidade com que a população está manifestando certa fenofase e é obtido segundo a Equação 1, abaixo descrita:

$$\text{IIF}\% = (\sum \text{Fournier} / 4 * n) * 100 \quad \text{Equação 1}$$

Onde, \sum **Fournier** é o somatório dos códigos de Fournier (0-4) para uma dada fenofase, em uma determinada data de coleta em uma área e **n** é o número de indivíduos observados.

Com esses mesmos dados, as fenofases foram avaliadas também quantitativamente, por meio do número de indivíduos que apresentam a fenofase, sendo possível o cálculo do Índice de Atividade (I.A.%, Equação 2), que revela a porcentagem de indivíduos que apresentam aquela fenofase dentro do espaço amostral do número de indivíduos da população estudada.

$$\text{IA}\% = (\sum \text{Ind.} / n) * 100 \quad \text{Equação 2}$$

Onde, \sum **Ind.** é a soma do número de indivíduos apresentando uma determinada fenofase, em uma data de coleta em uma área e **n** é o número de indivíduos observados.

Optou-se pelo uso de ambos os métodos decorrente da contribuição individual de informações diferentes e complementares sobre a fenologia da espécie (BENCKE; MORELLATO, 2002)². Os dados fenológicos ainda foram analisados de acordo com a época de ocorrência dos mesmos e com a duração das fenofases. Como o tempo de coleta nas áreas variou entre onze e treze meses, foi criado um índice de duração da fenofases (IDF%, Equação 3) em porcentagem, que se resume na divisão entre o número de meses que a fenofases se manifestou pelo número de meses de coleta em uma dada área.

$$\text{IDF}\% = (\text{NF} / \text{NC}) * 100 \quad \text{Equação 3}$$

Onde **IDF** é o índice de duração de uma fenofases em uma dada área de coleta, **NF** é o número de meses que essa fenofases se manifestou e **NC** é o número total de meses de coleta na área.

Outros dois dados coletados para a análise fenológica: O Cap – Circunferência do tronco à altura do peito, que segundo o Sistema Internacional de Unidades pode variar entre os países e que no Brasil se mede a uma altura de 1,30 m do solo; além da duração da fenofase em meses, calculada depois do fim das observações da fenologia.

Na medição dos Cap's, houve casos da existência de bifurcações no fuste de alguns indivíduos, sendo o Cap final calculado pela média aritmética dos Cap's das bifurcações encontradas abaixo de 1,30 m.

Os dados climáticos foram coletados pelas informações disponibilizadas no site do SINDA - Sistema Integrados de Dados Ambientais (sinda.crn2.inpe.br) e pelo INMET (2013) - Instituto Nacional de Meteorologia (www.inmet.gov.br). Os dados de clima coletados são relativos à temperatura do ar e pluviosidade, por se tratarem de fatores ambientais relevantes nos estudos da relação das mudanças climáticas com a fenologia.

A coleta de dados fenológicos ocorreu nos mesmos dias nas áreas de estudo, ou em casos excepcionais, em dias bastante próximos a fim de possibilitar a comparação dos dados obtidos. O mesmo padrão foi empregado aos dados climáticos, que compreenderam o tempo de observação fenológica, possibilitando a correlação entre condições climáticas e fenologia.

² Para mais detalhes, vide a tabela de coleta de dados fenológicos disponibilizada no **Apêndice 1**.

2.1) Áreas de coleta de dados fenológicos

As áreas de ocorrência de *C. fairchildiana* R. A. Howard, nas quais foram feitas coletas de dados fenológicos, abrangem o estado de Sergipe, uma delas localizada no interior do estado e duas na capital.

Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco

O Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, mais conhecido como Mata do Junco, é um dos maiores remanescentes de Mata Atlântica do estado de Sergipe e está localizado no município de Capela – SE. Segundo Souza *et al* (2011), a diversidade e níveis de impactos sofridos pelo remanescente ocasionaram o desenvolvimento de diferentes fisionomias florestais ao longo de sua extensão.

Foi transformado em Unidade de Conservação pelo decreto nº 24.944 de 26 de dezembro de 2007 e é foco de pesquisas de diversas áreas devido a sua importância tanto para o município, tendo em vista a presença da nascente do Rio Lagartixo, que abastece a cidade de Capela, quanto com relação à biodiversidade mundial, com a presença de espécies ameaçadas de extinção, como, segundo Sousa (2003), o *Callicebus coimbrai*, também conhecido como macaco Guigó ou Guigó-de-Sergipe.

De acordo com o site oficial da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – Semarh (2013), ainda podem ser encontradas na área do Refúgio duas espécies de aves ameaçadas, o gavião-pombo (*Leucopternis lacernulata*) e o sabiá-pimenta (*Carpornis melanocephalus*).



Figura 3 – Indivíduos de *Clitoria fairchildiana* Howard analisados em ambiente de borda de mata no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (Capela – SE) em 05 de março de 2013.

Parque Governador Antônio Carlos Valadares

O Parque Governador Antônio Carlos Valadares, ou mais conhecido como Parque dos Cajueiros, se situa às margens do Rio Poxim, foi construído em 1990 sendo o destino recreativo de muitas pessoas. Depois de muitos anos de abandono, foi reinaugurado em 2012, com quadras para a prática de esportes, um núcleo de prática de remo, quiosques, pista de caminhada, ciclovia e um deck para o rio, voltando assim a ser intensamente visitado. É um local bastante arborizado, com trechos de mata e de vegetação nativa de mangue.



Figura 4 – Indivíduos de *Clitoria fairchildiana* Howard analisados no Parque dos Cajueiros em 05 de março de 2013.

Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu

A Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu se caracteriza por ser o único remanescente de Mata Atlântica inserido no perímetro urbano da capital Sergipana. Criada e regulamentada pelos decretos nº 13. 713 e 15.405 de 1993 e 1995 respectivamente, ainda não possui plano de manejo e em seu interior localiza-se o zoológico municipal além de uma área de visitação no topo do morro com um mirante e um teleférico.

Segundo Silva e Melo e Souza (2010), a APA ainda é palco de diversos conflitos e impactos ambientais, a exemplo dos níveis de desmatamento legalmente inapropriados por parte de moradores que desenvolvem atividades agrícolas como forma de complemento da renda.



Figura 5 – Indivíduos de *Clitoria fairchildiana* Howard analisados na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu em 05 de março de 2013.

O número de indivíduos de *C. fairchildiana* monitorados em cada área variou de acordo com a disponibilidade dos mesmos, ausência de patógenos e facilidade de observação das copas. Sendo que na Mata do Junco, foram observados 8 (oito); no Parque dos Cajueiros, 13 (treze) e no Morro do Urubu, 15 (quinze) indivíduos.

3) Análise e interpretação dos resultados

Os mapas de adequabilidade de habitat advindos da modelagem de nicho foram convertidos em mapas de presença e ausência e em seguida foram contabilizadas as células (*grids*) nos quais as espécies estão presentes em cada época. Foi calculada então a porcentagem de perda ou ganho de área para cada espécie ao longo do tempo, possibilitando assim a avaliação das mudanças do clima. Os mapas foram formatados no programa *ArcGis* e em seguida no *Corel Draw*.

Os dados fenológicos foram analisados conforme descrito em Alberti (2007), no tocante às correlações entre as variáveis e as diferenças entre os índices de intensidade, incluindo o uso do programa BioEstat, versão 5.3 (AYRES *et al*, 2007), obtido pelo download gratuito do site do Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá (www.mamiraua.org.br). Todos os testes foram realizados com nível de significância de 5%.

Os dados coletados foram os códigos de intensidade de Fournier, a circunferência à altura do peito dos indivíduos amostrados (Cap) e a duração das fenofases em cada indivíduo (Du). O resumo da metodologia de análise estatística feita nesta dissertação está delineada no fluxograma da Figura 6.

Para a tabulação e análise dos dados, foram confeccionadas tabelas (Apêndice B) para cada localidade (Junco, Cajueiros e Morro) que enumera os indivíduos e dispõe os dados de modo a evidenciar os valores desejados, como a soma dos códigos de Fournier, Cap e Du.

De acordo com a análise dos dados feito no trabalho de Alberti (2007), foi verificado se as variáveis Cap e Du poderiam ser tratadas como covariáveis, ou seja, se elas podem influenciar na variável Fournier, assim como os fatores climáticos, e para isso foi feita uma correlação de Spearman.

Com a análise dos resultados, nos casos onde houve correlação, foi realizada uma ponderação da soma dos códigos de Fournier pelos respectivos Cap e Du dos indivíduos em questão, de acordo com Alberti (2007), como visto na Equação 3, abaixo:

$$SF_p = (\sum FInd / Du) * (1 / Cap) \quad \text{Equação 4}$$

Onde SF_p , é a soma dos códigos de Fournier ponderada pela duração e pelo Cap e $\sum FInd$ é a soma dos códigos de Fournier de cada indivíduo.

Nos casos em que houve correlação significativa da soma dos códigos de Fournier dos indivíduos ($\sum FInd$) apenas com a Duração, somente este dado foi utilizado na ponderação, sendo retirado fator (1/Cap) da Equação 4 acima descrita. Nos casos onde foram verificadas correlação significativa com a Duração e o Cap dos indivíduos, ambos foram utilizados na ponderação segundo Alberti (2007).

Com os códigos de Fournier ponderados de cada área, foi efetuada para cada fenofase, a averiguação das diferenças da fenologia em cada população pelo teste de Mann-Whitney. Nesse caso, a pergunta em questão: “Existem diferenças significativas na manifestação das fenofases entre as populações da Mata do Junco, do Morro do Urubu e do Parque dos Cajueiros?”. Para este teste foi utilizada a metodologia sugerida por Vieira (2010), para amostras pequenas ($n_1 \leq 15 \geq n_2$), cujos valores foram comparados com valores de intervalos críticos para rejeição ou aceite das hipóteses (H_0 e H_1).

Com os resultados do teste supracitado, partiu-se então para a averiguação das diferenças climáticas entre as áreas onde as populações em estudo se encontram, ainda com a utilização do teste de Mann-Whitney, pelo qual buscou-se responder a pergunta: “Existem diferenças significativas entre os dados climáticos, a saber: temperatura ($^{\circ}C$) e precipitação (mm), das áreas onde se encontram as populações de *Clitoria fairchildiana* em estudo?”.

Por fim, foi realizada uma correlação de Spearman entre os códigos de Fournier ponderados e os dados de clima das respectivas áreas onde as populações se encontram (REYS *et al*, 2005), com a intenção de responder à seguinte pergunta: “Existe correlação entre a temperatura e a precipitação de cada área e os códigos de Fournier ponderados para cada fenofase nas diferentes populações analisadas?”. Uma correlação foi considerada forte se o resultado for maior ou igual a 0,7; foi considerada moderada se o resultado estiver entre 0,7 e 0,3 e fraca se o resultado for menos que 0,3.

Com isso pôde ser feita uma análise de acordo com os resultados encontrados nos outros testes realizados. Em se encontrando diferenças significativas tanto entre as manifestações fenológicas quanto entre os dados de clima (temperatura e precipitação), podem as diferenças do primeiro serem explicadas pelas diferenças no segundo? Ou seja, o clima influenciou a fenologia de *C. fairchildiana* e assim é possível aferir e avaliar as mudanças do clima?

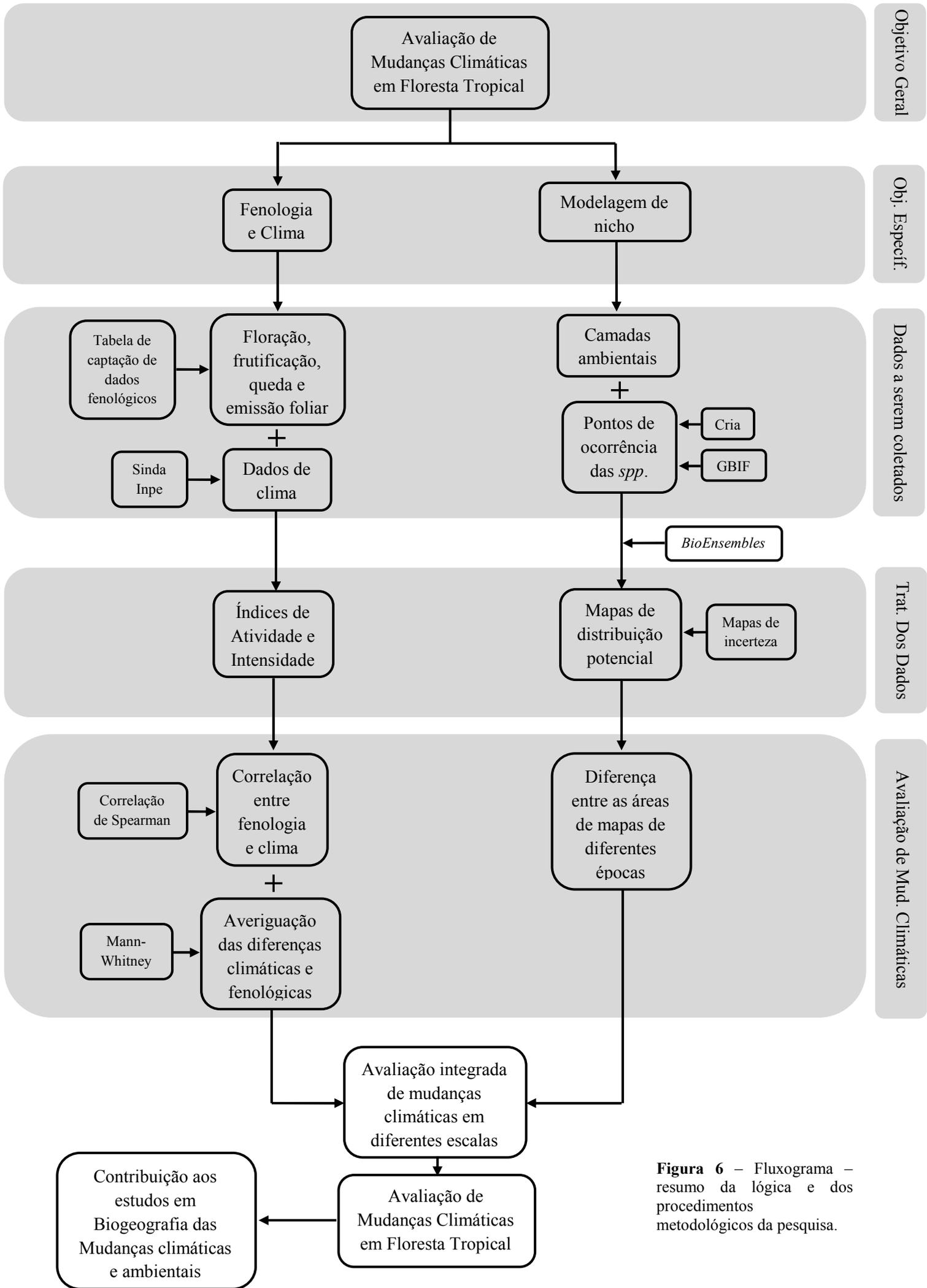


Figura 6 – Fluxograma – resumo da lógica e dos procedimentos metodológicos da pesquisa.

CAPÍTULO III

Resultados e discussão

1. AVALIAÇÃO DE MUDANÇAS AMBIENTAIS PELA FENOLOGIA DE *Clitoria fairchildiana* Howard EM AMBIENTES URBANOS E FLORESTAIS DO ESTADO DE SERGIPE.

1.1. Dados climáticos

Os dados de pluviosidade têm origem no site do Sinda (2013) – Sistema Integrado de Dados Ambientais e tratamento feito no setor de Meteorologia da Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Sergipe - Semarh. Os dados relativos à cidade de Aracaju são derivados da Plataforma de Coleta de Dados localizada no Distrito Industrial de Aracaju, na área da própria Semarh (Lat. -10,95°, Long. -37,07°, Alt. 4 m).

Os dados de pluviosidade da cidade de Capela são advindos de uma estação localizada na sede do Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (Lat. -10.53°, Long. -37.06°, Alt. 163 m). Porém nos meses de agosto, setembro e outubro de 2012, tal estação apresentou problemas e assim optou-se pela utilização dos dados pluviométricos da plataforma de coleta de Japaratuba (Lat. -10.59°, Long. -36.94°, Alt. 54 m), apenas para esses meses supracitados. Essa decisão foi baseada no fato de a estação de Japaratuba ser próxima a Capela e devido à coleta de dados de temperatura também ter sido feita da estação de Japaratuba, pois em Capela não existe plataforma para a captação de tais dados.

Os dados de temperatura da cidade de Aracaju são derivados de uma estação convencional e foram coletados no site do Inmet – Instituto Nacional de Meteorologia, cujas informações são disponibilizadas pelo Banco de Dados Meteorológicos para Ensino e Pesquisa na opção “Série Histórica – Dados mensais”.

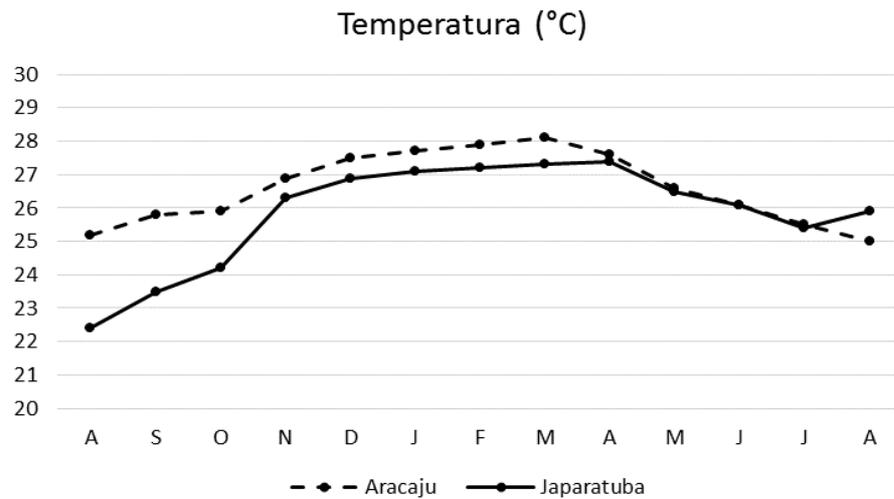


Figura 7 – Temperatura média dos meses de agosto de 2012 a agosto de 2013 da plataforma de coleta de dados climáticos da cidade de Aracaju e da plataforma de Japarutuba.

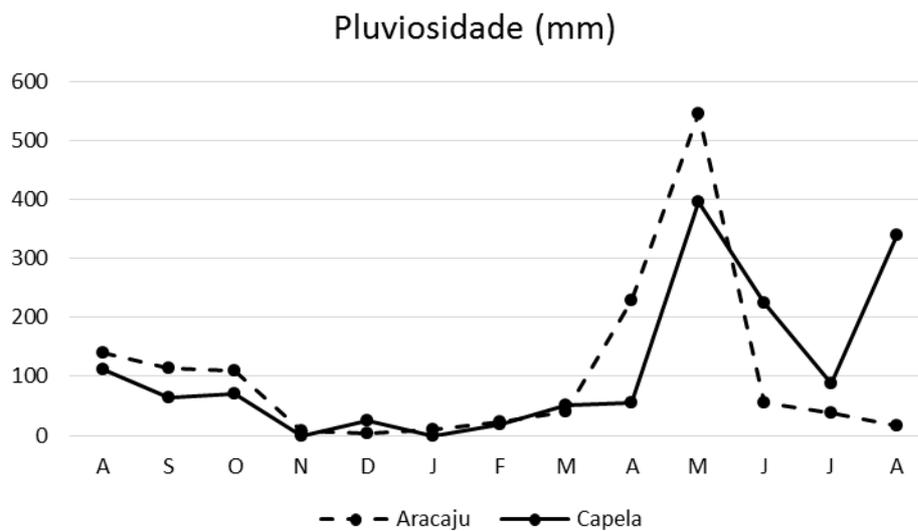


Figura 8 – Pluviosidade média dos meses de agosto de 2012 a agosto de 2013 da plataforma de coleta de dados de Aracaju e da plataforma de Capela.

- Existem diferenças significativas entre os dados climáticos, a saber: temperatura (°C) e precipitação (mm), das áreas onde se encontram as populações de *Clitoria fairchildiana* Howard em estudo?

As diferenças entre as temperaturas das áreas em estudo, Aracaju e Capela, não foram significativas estatisticamente ($p=0,2815$). O mesmo ocorreu com a pluviosidade das mesmas áreas ($p=0,7005$), assim não havendo diferenças significativas entre os componentes climáticos “temperatura” e “pluviosidade” no período investigado nas áreas em questão.

1.2. Dados fenológicos

Ao longo de 13 meses de coleta de dados fenológicos, foi possível observar a representação da sazonalidade nas fenofases de *Clitoria fairchildiana* nas três áreas de estudo, a saber: O Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, a Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu e o Parque Governador Antônio Carlos Valadares, os quais, ao longo desta discussão serão denominados respectivamente de Mata do Junco, Morro do Urubu e Parque dos Cajueiros.

Devido a questões de logística do transporte, os meses de coleta não são iguais para as três localidades, o que pode ser observado nos gráficos abaixo, porém, os períodos de coleta se sobrepõem, o que é primordial para a abordagem comparativa de estudo de atividade fenológica. Abaixo seguem os fenogramas de *C. fairchildiana* para as áreas de estudo entre os anos de 2012 e 2013 (período de coleta).

1.2.1. Fenofases vegetativas

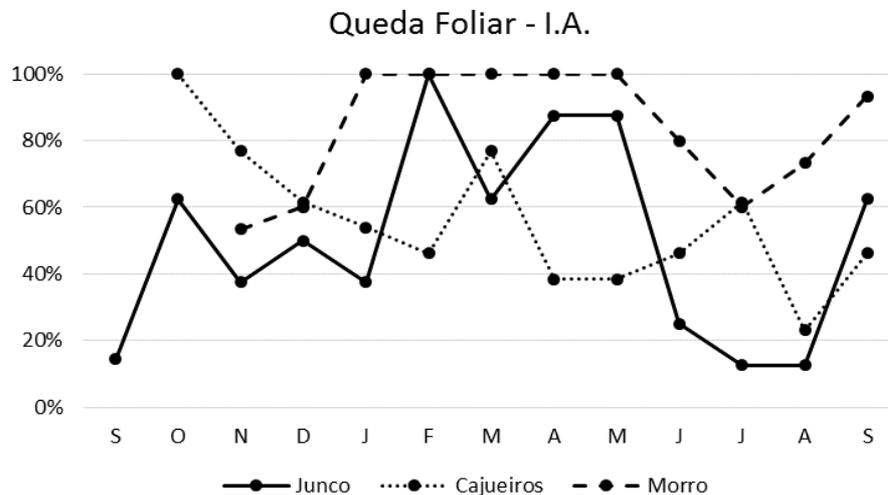


Figura 9 – Índice de Atividade da queda foliar de *Clitoria fairchildiana* Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013.

A população da Mata do Junco apresentou uma maior porcentagem de indivíduos com queda foliar no mês de fevereiro de 2013, enquanto que no Parque dos Cajueiros esse pico se deu em outubro de 2012, e no Morro do Urubu, todos os indivíduos apresentavam queda foliar entre os meses de janeiro e maio de 2013.

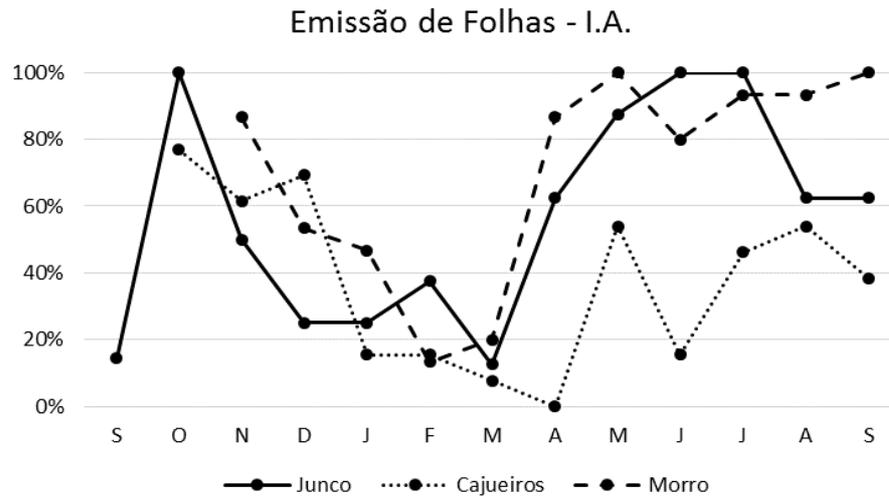


Figura 10 - Índice de Atividade da emissão de folhas de *Clitoria fairchildiana* Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013.

No geral, as populações apresentaram emissão de folhas praticamente durante todo ano, com exceção da população do Parque dos Cajueiros, que não apresentou tal fenofases no mês de abril.

Com relação à emissão de folhas, a população da Mata do Junco teve o maior número de indivíduos apresentando essa fenofase nos meses de outubro, e entre junho e julho, anteriormente a esse período, em maio, as populações do Parque dos Cajueiros e do Morro do Urubu atingiram a porcentagem máxima de indivíduos com a respectiva fenofase.

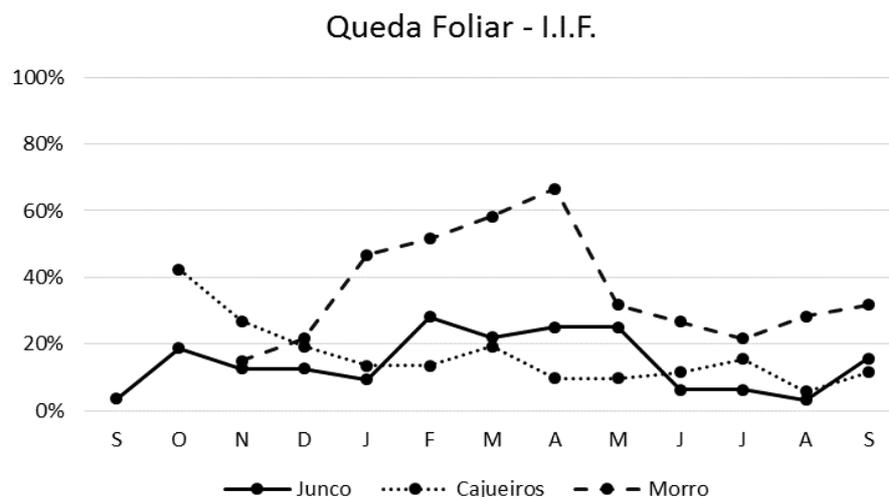


Figura 11 - Índice de Intensidade da queda de folhas de *Clitoria fairchildiana* Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013.

Quanto à intensidade da queda das folhas, não houve picos tão pronunciados, com exceção da população do Morro do Urubu, que em agosto de 2013 manifestou um pico de 66,7% de intensidade nesta fenofase, coincidindo com o mês posterior à maior temperatura registrada no período de análise em Aracaju (mês de março, 28,1°C), juntamente com um período contínuo de baixa pluviosidade (entre novembro e março).

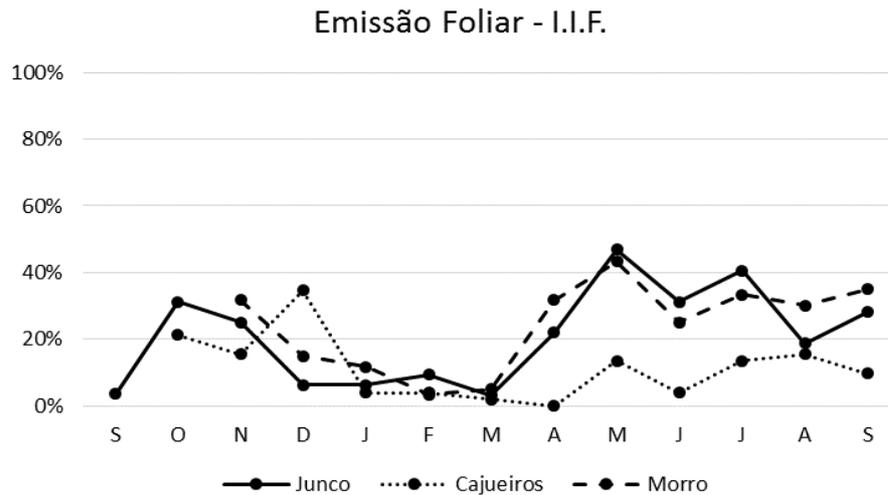


Figura 12 - Índice de Intensidade da emissão de folhas de *Clitoria fairchildiana* Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013.

A intensidade da emissão de folhas seguiu uma tendência análoga à atividade desta mesma fenofase, com menor manifestação entre os meses de janeiro e março de 2013. O período de maior intensidade/atividade da emissão de folhas coincide com menores picos de queda foliar, o que pode representar um processo de reposição das partes vegetativas após um período de menor disponibilidade de água e de consequente queda de folhas.

As fenofases vegetativas se manifestaram continuamente ao longo de todo o período de observações, apenas no mês de abril a população de *C. fairchildiana* do Parque dos Cajueiros não apresentou emissão de folhas.

A emissão de folhas seguiu um padrão similar nas populações, tanto com a atividade como com a intensidade sofrendo uma diminuição entre os meses de janeiro a abril, período este de menor pluviosidade e maiores temperaturas médias (ver Figuras 3 e 4).

1.2.2. Fenofases reprodutivas

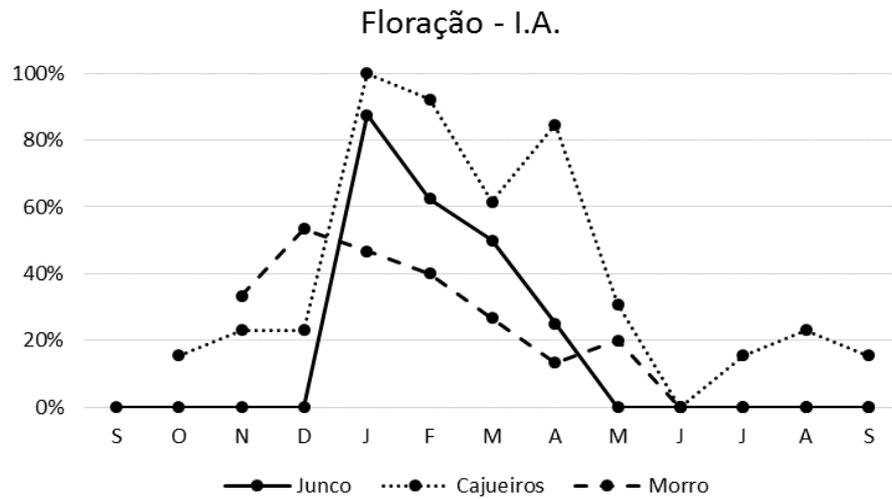


Figura 13 - Índice de Atividade da floração de *Clitoria fairchildiana* Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013.

O pico de indivíduos apresentando a fenofase floração nas populações se deu entre os meses de janeiro e fevereiro, com exceção do Morro do Urubu, que teve o maior número de indivíduos apresentando flores em dezembro.

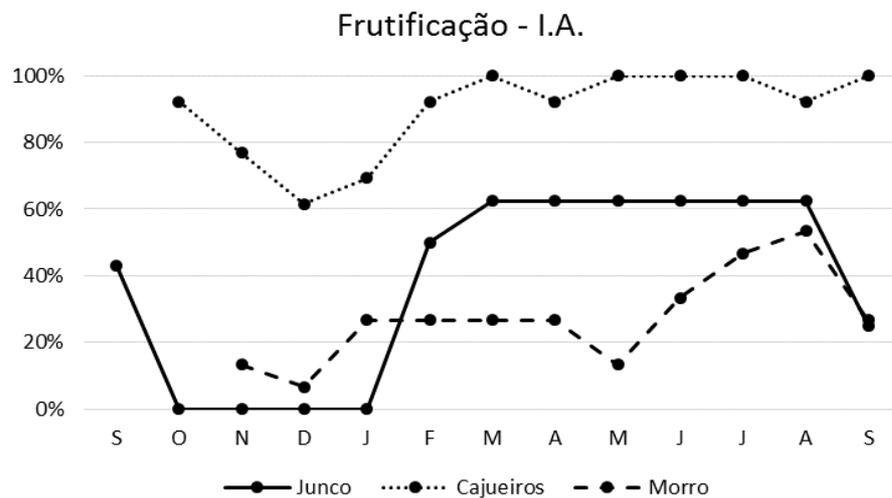


Figura 14 - Índice de Atividade da frutificação de *Clitoria fairchildiana* Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013.

A porcentagem de indivíduos com frutos se manteve praticamente constante entre os meses de março e agosto nas populações da Mata do Junco (62,5%) e do Parque dos Cajueiros

(variação entre 92,3% e 100%), sendo que a população do Morro do Urubu teve um maior número de indivíduos com frutos em agosto de 2013 (53,3%).

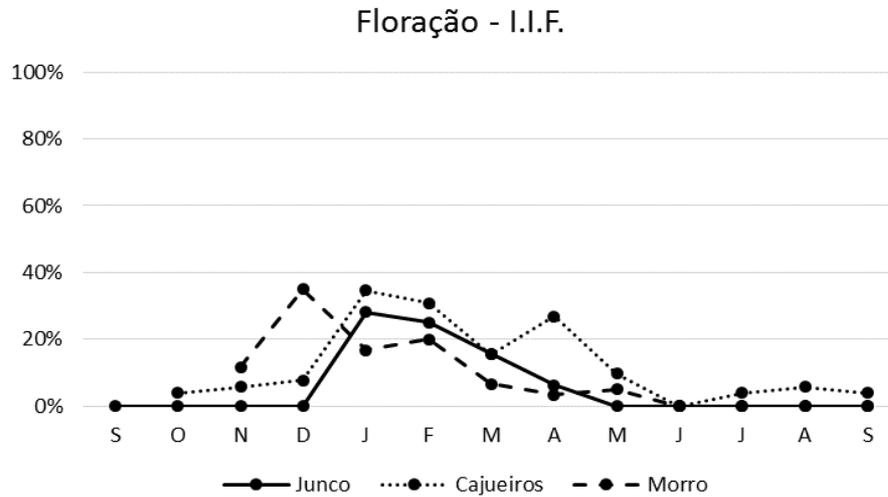


Figura 15 - Índice de Intensidade da floração de *Clitoria fairchildiana* Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013.

O pico de intensidade da floração das populações da Mata do Junco e do Parque dos Cajueiros seguiu tendências semelhantes, ocorrendo em janeiro de 2013, enquanto que a população do Morro do Urubu teve esse pico de intensidade no mês de dezembro do ano anterior.

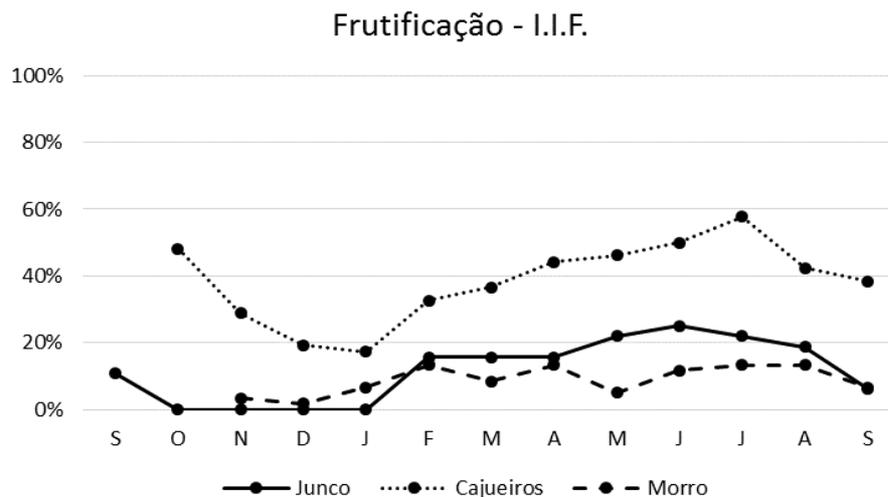


Figura 16 - Índice de Intensidade da frutificação de *Clitoria fairchildiana* Howard no Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco, no Parque dos Cajueiros e na Área de Proteção Ambiental Morro do Urubu, respectivamente, no período de setembro de 2012 a setembro de 2013.

A intensidade da produção de frutos nas populações estudadas não demonstrou picos acentuados, principalmente as populações da Mata do Junco e do Morro do Urubu, porém a população do Parque dos Cajueiros manifestou um leve pico no mês de julho de 2013.

O padrão encontrado está de acordo com Koptur *et al* (1988), em um estudo com arbustos em uma floresta nebulosa na Costa Rica, na qual a maioria das espécies produziram flores entre a estação seca e a chuvosa. Isso pode ser observado em *C. fairchildiana*, cujo período de floração se encerra com o início do período mais chuvoso. Também em consonância com as observações feitas por Frankie *et al* (1974), que relatou um pico com maior número de espécies em floração em uma comunidade arbórea na Costa Rica no período mais seco.

No geral os picos da atividade da floração coincidiram com os da intensidade. No Junco, tal pico se deu no mês de janeiro, no Morro do Urubu, em dezembro e no Parque dos Cajueiros também em janeiro, com um segundo pico menos pronunciado em abril, ou seja, houve um adiantamento dos episódios de floração na população de *C. fairchildiana* no Morro do Urubu.

Um padrão bastante relatado de mudança na fenologia de espécie vegetais frente às mudanças do clima é o adiantamento da floração (ver trabalhos pioneiros de MENZEL; FABIAN, 1999; WALTHER, 2002; MENZEL, 2003). Um adiantamento na floração estaria ligado à exposição da população a níveis mais elevados de temperatura, porém, neste trabalho, não é possível afirmar isso pelo fato de não haver dados de clima específicos para o Morro do Urubu, mas algumas características dessa área podem ser elencadas sugerindo a exposição dos indivíduos a maiores temperaturas como o arranjo arbóreo (Figura 5), que dispõe as árvores em espaços separados umas das outras expondo as copas à radiação solar direta (o que não ocorre nas outras duas populações estudadas) e o solo descoberto (desvegetado), propenso assim a absorver mais calor e sofrer ressecamento.

Ainda para a floração, *C. fairchildiana* teve na Mata do Junco, um índice de duração de 30,8%, enquanto que no Parque dos Cajueiros esse índice foi de 100% (em todos os meses de coleta havia árvores com flores) e no Morro do Urubu, o índice foi de 63,6%.

O Morro do Urubu apresentou a maior intensidade no pico da floração (35%), seguido do Parque dos Cajueiros com um valor bastante aproximado (34,6%) e da Mata Junco (28,1%). No Parque dos Cajueiros, todos os indivíduos estavam apresentando flor no mês do

pico desta fenofases (índice de atividade), enquanto na Mata do Junco, o índice de atividade neste pico foi de 87,5%, e no Morro do Urubu, 53,3%. Os picos de intensidade e atividade da floração das populações das três áreas coincidiram com os meses de menor pluviosidade.

Com relação à frutificação, os meses nos quais foi observado um maior número de indivíduos com frutos, não coincidiram com os meses nos quais as fenofases estudadas se manifestaram com mais intensidade (relação atividade-intensidade). O pico de atividade da floração no Junco se deu continuamente de março a agosto, no Parque dos Cajueiros, houve um pico de atividade em março e depois um pico contínuo de maio a julho, enquanto no Morro do Urubu, o pico foi em agosto. Com relação à intensidade da frutificação, tanto a Mata do Junco como o Parque dos Cajueiros apresentaram picos em julho, já a população do Morro do Urubu apresentou vários picos pouco pronunciados em fevereiro, abril, julho e agosto.

Os índices de duração para a fenofase frutificação na Mata do Junco foi de 69,2%, enquanto que no Parque dos Cajueiros e no Morro do Urubu, esse índice foi de 100%, ou seja, ao longo das coletas pelo menos um indivíduo apresentou frutos nessas duas populações.

- Existem diferenças significativas na manifestação da intensidade das fenofases entre as populações da Mata do Junco, do Morro do Urubu e do Parque dos Cajueiros, no período de estudo?

Foram verificadas as diferenças entre a intensidade da manifestação das fenofases das populações de *Clitoria fairchildiana* presentes nas três áreas. Para isso foi utilizada a soma dos índices de intensidade de Fournier ponderados (SF_p) pela Duração das respectivas fenofases (Du) e o pelo Cap dos indivíduos.

Na checagem pela correlação de Spearman, houve correlações significativas estatisticamente, na maioria dos casos, apenas entre a soma dos códigos de Fournier de cada indivíduo ($\sum FInd$) e a duração das fenofases. Porém, no caso da frutificação e da queda foliar na população do Morro do Urubu, o teste de Spearman também demonstrou correlação entre $\sum FInd$ e os Cap's dos indivíduos, assim nesse caso, tanto Du quanto Cap, foram usados na ponderação.

Os testes de Mann-Whitney foram realizados organizando as populações em pares e apontaram para diferenças significativas na intensidade da frutificação entre as três

populações (Mata do Junco X Parque dos Cajueiros, $p=0,0074$; Mata do Junco X Morro do Urubu, $p=0,0201$ e Parque dos Cajueiros X Morro do Urubu, $p<0,0001$).

Foram desenvolvidas correlações de Spearman entre as variáveis climáticas, a saber, Temperatura e Pluviosidade e os índices de Atividade e Intensidade das populações de *Clitoria farichildiana* amostradas.

Como as coletas de dados fenológicos se davam sempre no começo de cada mês, as correlações foram feitas sempre com base nos dados climáticos referentes ao mês anterior da coleta de dados de fenologia. Os resultados das correlações podem ser observados abaixo.

1.2.3. Correlação entre clima e índices de atividade

Com relação à temperatura, houve correlação positiva forte entre o índice de atividade da floração no Parque dos Cajueiros ($r_s=0,7164$; $p=0,0087$) e moderada com relação ao mesmo índice na população da Mata do Junco ($r_s=0,5771$; $p=0,0388$).

O índice de atividade da queda foliar na Mata do Junco apresentou correlação moderada com a temperatura ($r_s=0,5964$; $p=0,0314$) e o mesmo índice de atividade na população do Morro do Urubu apresentou correlação moderada com a temperatura ($r_s=0,7264$; $p=0,0113$).

Já para o índice de atividade da emissão, apenas a população do Parque dos Cajueiros apresentou correlação moderada ($r_s=-0,6314$; $p=0,0276$) com a temperatura.

O índice de atividade da frutificação de nenhuma das populações apresentou correlações estatisticamente significativas com a temperatura.

Já a pluviosidade apresentou correlação apenas com os índices de atividade da floração ($r_s=-0,6485$; $p=0,0165$) da queda ($r_s=-0,5806$; $p=0,0373$) e da emissão de folhas ($r_s=0,5613$; $p=0,0459$) na população da Mata do Junco.

Rubim *et al* (2010) encontraram um padrão diferente para uma comunidade de espécies arbóreas em floresta semidecídua, na qual a manifestação das fenofases vegetativas possuíram correlação forte com as variáveis climáticas.

1.2.4. Correlação entre clima e índices de intensidade

No tocante à variável temperatura, a intensidade da floração na Mata do Junco apresentou correlação moderada ($r_s=0,5771$; $p=0,0388$) ao passo que o mesmo índice apresentou correlação forte na população do parque dos Cajueiros ($r_s=0,7579$; $p=0,0043$). A intensidade da queda foliar apresentou correlação moderada com a temperatura tanto na população da Mata do Junco ($r_s=0,6262$; $p=0,0220$) quanto na população do Morro do Urubu ($r_s=0,6909$; $p=0,0185$). A intensidade da emissão de folhas no Parque dos Cajueiros apresentou correlação moderada com a temperatura ($r_s=-0,6502$; $p=0,0220$).

Já em relação à pluviosidade, a intensidade da floração na Mata do Junco se correlacionou moderadamente ($r_s=-0,6485$; $p=0,0165$), bem como a intensidade da queda foliar ($r_s=-0,5925$; $p=0,0328$). A única correlação estatisticamente significativa com relação à frutificação se deu entre o índice de intensidade desta fenofase no Parque dos Cajueiros e a pluviosidade ($r_s=0,7762$; $p=0,0030$).

- *Quais são os fatores ambientais que direcionam as mudanças fenológicas nas populações analisadas?*

Conforme exposto, houve um maior número de correlações significativas entre a temperatura e os índices (atividade e intensidade) do que com relação à pluviosidade, o que sugere o primeiro fator como preponderante na manifestação fenológica de *Clitoria fairchildiana* na época do estudo, nas populações analisadas.

De um modo geral os fatores climáticos analisados influenciaram apenas as fenofases da floração, queda e emissão de folhas. A única correlação significativa com a frutificação foi encontrada entre o índice de intensidade da respectiva fenofase e a pluviosidade no Parque dos Cajueiros, sendo assim fatores outros são responsáveis pelo desencadeamento da frutificação nas populações estudadas.

Com objetivo de reconhecer os recursos florais usados por abelhas e a fenologia de espécies vegetais em um brejo de altitude no estado de Pernambuco, Locatelli *et al* (2004) observaram que *C. fairchildiana* foi uma das espécies mais visitadas por abelhas, com um total de 11 espécies, todas de tamanho relativamente grande, sendo sete da família Anthophoridae e três de Apidae. Sendo esta espécie melitófila (SILVA *et al*, 2004),

provavelmente a diferença na disponibilidade de visitantes florais entre as áreas de estudo foi o fator preponderante para as diferenças constatadas na frutificação nas diferentes populações.

Um maior favorecimento da dispersão dos frutos em alguma das áreas também pode ter sido um fator de diferenciação na frutificação, pois Segundo Moritz e Agudo (2013), talvez o grande potencial das espécies em responderem às mudanças do clima esteja relacionado com mudanças locais na dispersão e no uso dos microhabitats a fim de acompanhar as condições climáticas adequadas e segundo Fenner (1998), já que a dispersão das sementes é a principal função dos frutos, é de se esperar que a frutificação seja influenciada por pressões seletivas que favoreçam a dispersão.

Em suma, segundo Van Schaik *et al* (1996), as espécies vegetais necessitam lidar com inúmeros fatores internos e externos que moldam o sucesso evolutivo, fatores estes que selecionam respostas fenológicas específicas. No caso das diferenças da frutificação em *C. fairchildiana* podem ser respostas às pressões exercidas pelos fatores que influenciam esta fenofases nas localidades estudadas.

Sobre a influência de novos fatores ambientais na plasticidade fenotípica das espécies vegetais, Levin (2009) afirma que a mudança na fenologia pode ser uma resposta ao desenvolvimento de condições ambientais atípicas enfatizando que dependendo do nível de diferenciação que tais condições promovam entre populações distintas poderá haver uma interferência no fluxo gênico via pólen, mas não via sementes.

No caso de *C. fairchildiana*, como não foram registradas diferenças no calendário da floração, não havendo assim alteração do fluxo gênico via pólen, pode-se afirmar com base em tais achados que as populações da espécie em questão não estariam passando por processos de isolamento geográfico e conseqüentemente reprodutivo. Porém mais estudos são necessários para averiguar tal hipótese, pois as distâncias entre as localidades (Mata do Junco, em Capela e Parque dos Cajueiros e Morro do Urubu em Aracaju) por si só já poderiam estar representando uma barreira à troca de material genético entre as populações de *Clitoria fairchildiana* em questão.

2. AVALIAÇÃO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS PELA DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES SERGIPANAS DO GÊNERO *Clitoria* L.: UMA ABORDAGEM DA MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES.

2.1. Adequabilidade de habitat das espécies sergipanas de *Clitoria* L.

A modelagem das três espécies de *Clitoria* L. revelou que apesar de elas terem ocorrência no território sergipano, elas são características de formações vegetacionais diferenciadas.

Clitoria fairchildiana Howard (Figura 13) teve sua área de adequabilidade ampliada na bacia amazônica durante o último máximo glacial (21k), ao mesmo tempo sua faixa de distribuição na costa Atlântica se reduziu. Já o cenário climático pré-industrial (0k) mostra o oposto, ou seja, o aumento da faixa costeira atlântica e a diminuição da adequabilidade ambiental para a espécie na Amazônia.

Os dois cenários futuros apontam para uma retração das zonas de maior adequabilidade ambiental da espécie em direção à costa Atlântica, mais especificamente no sudeste brasileiro, e na base da cordilheira dos Andes. O observável na distribuição das zonas de adequabilidade ambiental de *C. fairchildiana* é uma resposta negativa à chamada diagonal seca da América do Sul. Segundo Werneck (2012), a diagonal seca é um corredor de vegetação com pronunciada sazonalidade climática e é composta pelas florestas sazonalmente secas, a saber, a Caatinga, no Nordeste brasileiro; o Cerrado, no Brasil Central e o Chaco, no Sudoeste da América do Sul. Ou seja, *C. fairchildiana* é típica de ambientes úmidos tendo se dispersado entre Amazônia e Mata Atlântica desde o último máximo glacial até o presente.

Com relação ao intercâmbio genético entre os dois biomas, o que pode ser sugerido analisando a distribuição desta espécie, é uma tendência progressiva na diminuição dos habitats adequados à manutenção dessa troca, o que pode ser observado pela expansão da diagonal seca e a diminuição das áreas de adequabilidade que conectam ambos os biomas ao longo do tempo.

Para *Clitoria guianensis* Aubl. (Benth.) são observadas áreas de alta adequabilidade de habitat em áreas de vegetação mais seca e aberta com uma diminuição das áreas de adequabilidade ao longo dos cenários climáticos utilizados.

Já em *Clitoria laurifolia* Poir. observa-se um aumento da adequabilidade no último máximo glacial na região amazônica por um corredor que liga tal bioma à Mata Atlântica. Conforme o padrão já mencionado, a espécie tende a perder áreas de maior adequabilidade ao longo dos cenários climáticos utilizados.

Durante o processo de filtragem dos pontos de ocorrência oriundos dos bancos de dados *online*, foram retirados os pontos localizados em áreas que não eram apontadas pela literatura consultada como sendo de ocorrência natural da espécie, a restinga (ver RODRIGUES *et al*, 2007; GUIMARÃES, 2009), o que acabou por excluir os pontos na região amazônica. Apesar disso, os mapas de adequabilidade da espécie mostraram alta probabilidade da ocorrência da mesma nesta região, em especial ao longo do curso do Rio Amazonas o que corrobora a existência dela no bioma e ainda aponta para um corredor de dispersão que ligava a Mata Atlântica à Amazônia no último máximo glacial.

A conexão entre a Mata Atlântica e a Amazônia foi discutida por Redford e Fonseca (1986), que afirmam que a maior parte da mastofauna do bioma cerrado é composta por espécies de formações mais fechadas e a diversidade de mamíferos neste bioma é influenciada pelo papel das matas de galeria aí presentes, funcionando como um corredor de vegetação úmida que conecta o cerrado com a Mata Atlântica e a Amazônia, fornecendo alimentação, abrigo ou água a espécies que não se confinam a ambientes florestados.

Com base em dados genéticos de pequenos mamíferos não-voadores do Cerrado, Costa (2003) afirma que este bioma deve ser interpretado não como uma região em separado, mas sim, como sendo parte complementar da história evolutiva da Amazônia e da Floresta Atlântica.

De Oliveira *et al* (1999), relacionam também a Caatinga à história da interconexão entre a Amazônia e a Mata Atlântica. Pela análise de um testemunho polínico coletado no nordeste brasileiro em uma área de dunas no vale do Rio Icatu (10°24'S, 43°13'W), foi possível inferir que durante o Holoceno inicial (entre 10.060 e 6.790 yr BP) este vale era dominado por táxons de floresta de galeria (que poderiam ter servido de corredores) seguido de pulsos de maior e menor umidade, até o estabelecimento de uma vegetação semelhante à atual.

Apesar de não haverem indícios mais antigos de rotas entre estes dois biomas, Auler *et al* (2004) afirmam que períodos mais úmidos que o atual em territórios de caatinga podem ser retomados a até 900.000 yr BP por datação de séries de urânio.

Batalha-Filho *et al* (2013) afirmam, baseados em dados filogenéticos e macroecológicos de aves, que durante boa parte do Mioceno houve um corredor de dispersão que conectava a Mata Atlântica e a Amazônia por uma rota que saía do atual território do estado de Rondônia, passando pelo atual Chaco no Mato Grosso até o norte do estado do Paraná.

No geral, apesar de os registros paleoambientais provenientes do Nordeste brasileiro demonstrarem condições mais úmidas no passado, eles possuem pouca concordância entre si, tendem a ser fragmentados e na maior parte das vezes limitados à porção mais recente do último máximo glacial. Apesar de a ideia de épocas mais úmidas no Nordeste brasileiro e hipóteses de rotas de migração terem sido desenvolvidas, a localização de tais rotas, a ocorrência e a época das fases de expansão florestal ainda permanecem obscuras (AULER *et al*, 2004).

A seguir, as figuras 17, 18 e 19 ilustram cartogramas com as adequabilidades de habitat previstas para o último máximo glacial, a época presente (pré-industrial), e para os cenários do final do século, um mais otimista RCP 4.5 e outro mais pessimista, o RCP 8.5.

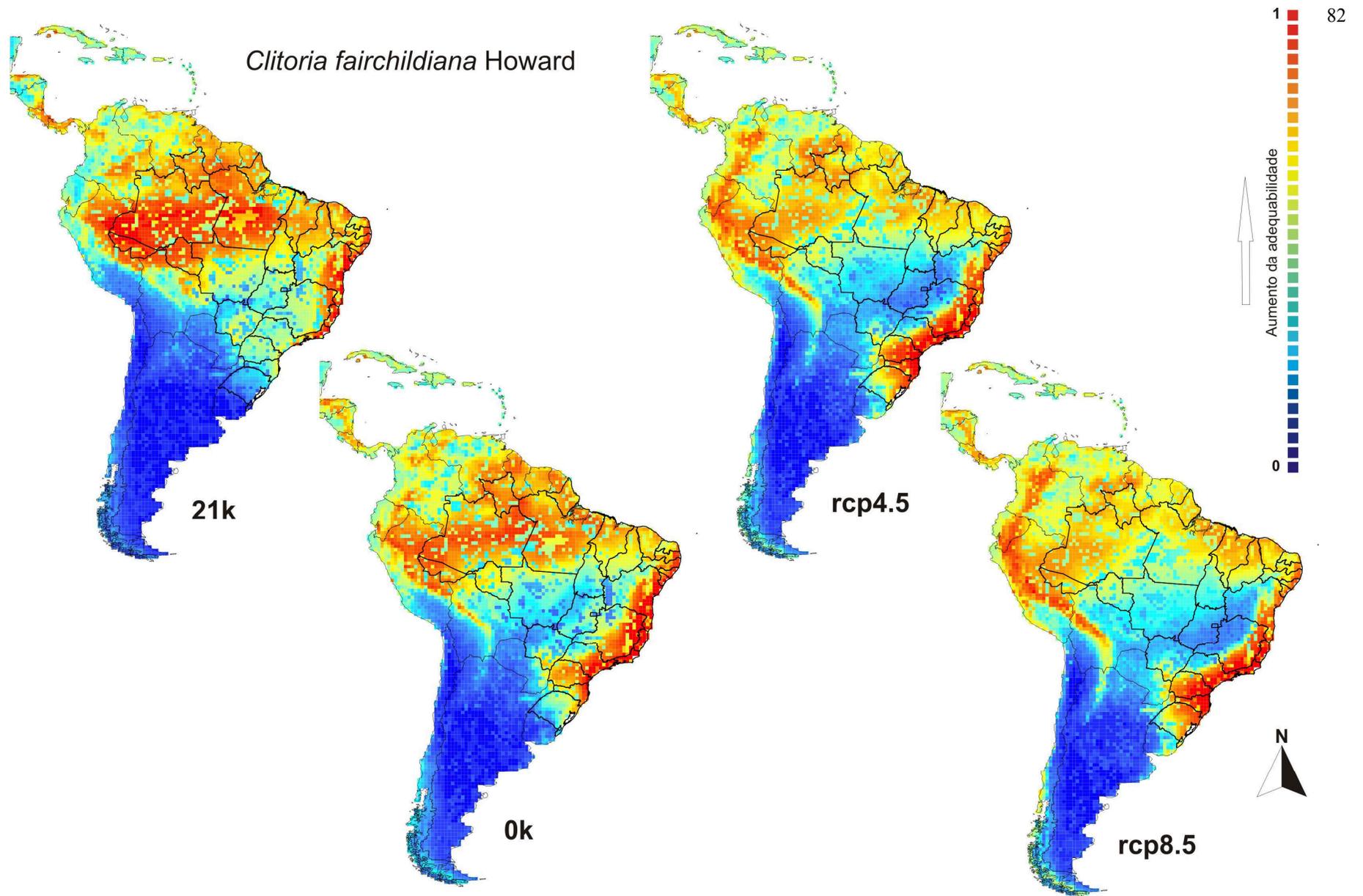


Figura 17 – Adequabilidade de habitat predita para *Clitoria fairchildiana* Howard durante o Último máximo glacial (21k), o presente (0k), e dois cenários para o final do século (2080-2100), um mais otimista (rcp 4.5) e um pessimista (rcp 8.5).

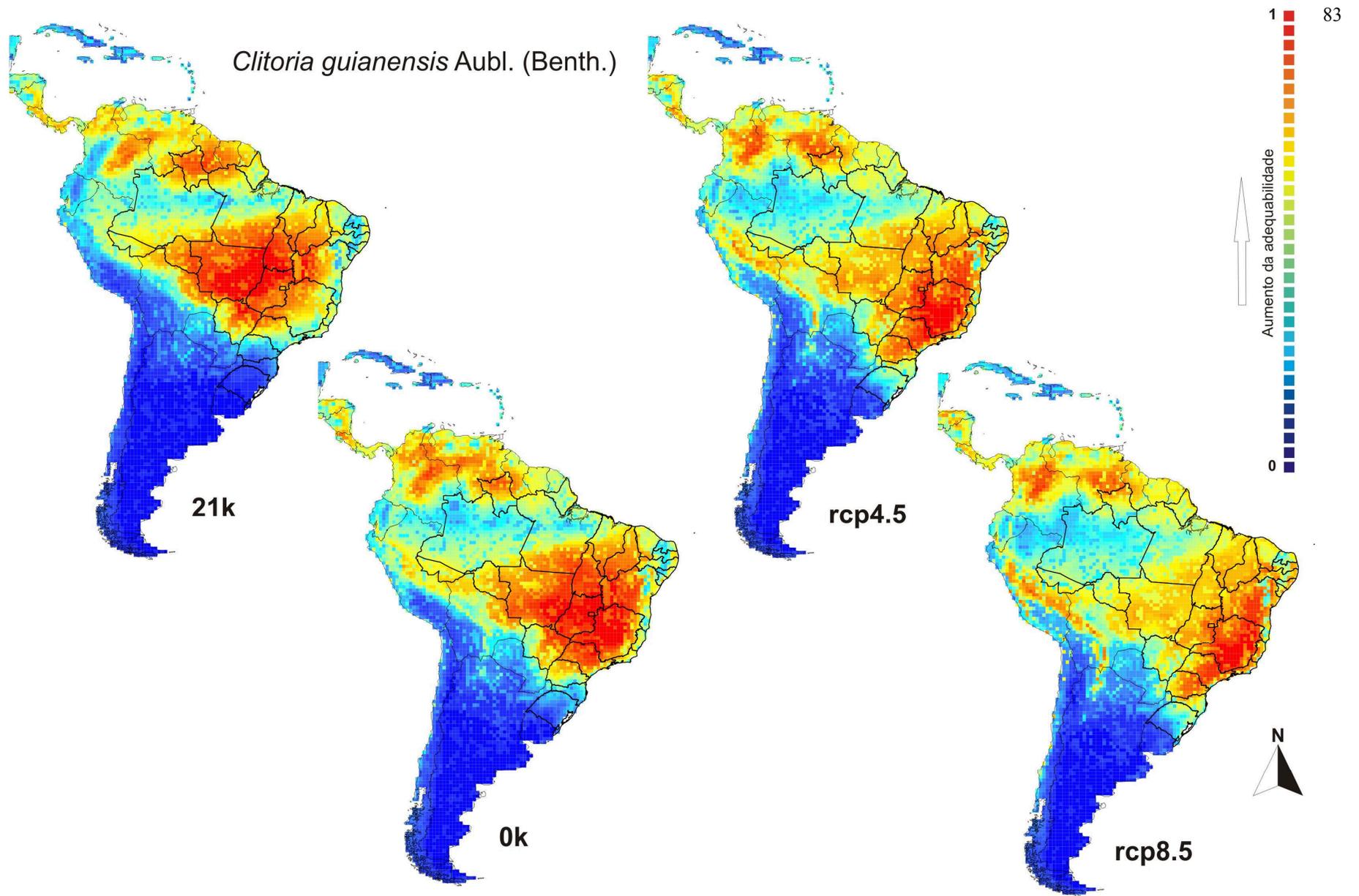


Figura 18 – Adequabilidade de habitat predita para *Clitoria guianensis* Aubl (Benth.) durante o Último máximo glacial (21k), o presente (0k), e dois cenários para o final do século (2080-2100), um mais otimista (rcp 4.5) e um pessimista (rcp 8.5).

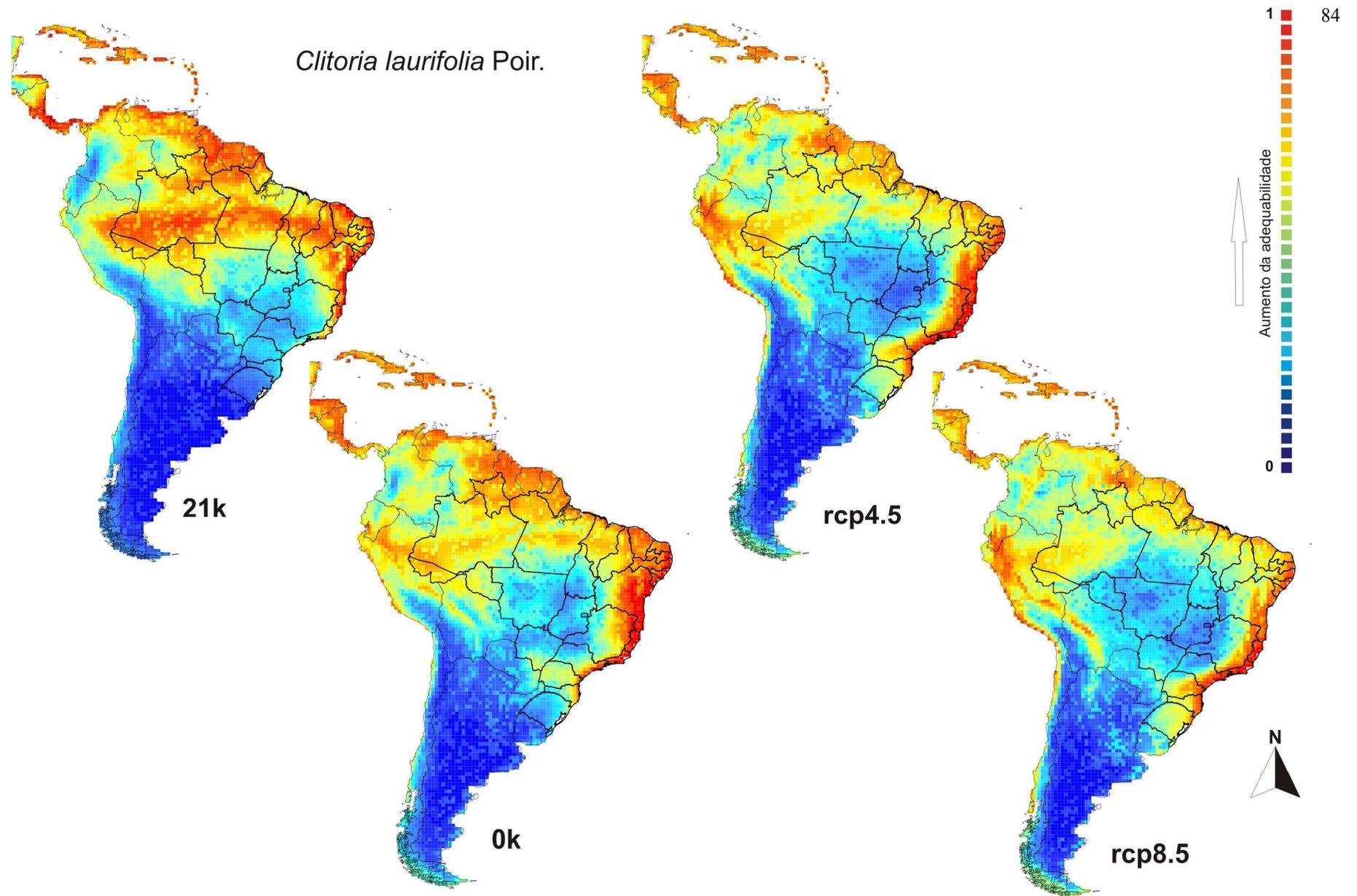


Figura 19 – Adequabilidade de habitat predita para *Clitoria laurifolia* Poir. durante o Último máximo glacial (21k), o presente (0k), e dois cenários para o final do século (2080-2100), um mais otimista (rcp 4.5) e um pessimista (rcp 8.5).

2.2. Distribuição das espécies sergipanas de *Clitoria* L.

Após a aplicação dos limites de corte (*thresholds*), foram originados mapas binários (tipo presença e ausência) para as espécies analisadas (Tabela 5; Figuras 16, 17 e 18).

Tabela 5: Limites de corte (*thresholds*) utilizados para a transformação dos mapas contínuos de adequabilidade em mapas de presença e ausência.

Espécie	LPT	LPT 5	LPT 10
<i>C. laurifolia</i>	0,5	0,64	0,69
<i>C. fairchildiana</i>	0,34	0,42	0,47
<i>C. guianensis</i>	0,2	0,4	0,47

Legenda: LPT – *Lowest presence threshold*; LPT 5 - *Lowest presence threshold* com o quantil de eliminação de 5% dos menores valores de adequabilidade; LPT 10 - *Lowest presence threshold* com o quantil de eliminação de 10% dos menores valores de adequabilidade.

Como pode ser observado nas figuras 16, 17 e 18, para os diferentes limites de corte, foram produzidos diferentes mapas de distribuição das espécies, o que já havia sido observado por Nenzén e Araújo (2011), com relação à incerteza produzida pela aplicação de diferentes *thresholds* na avaliação da mudança da distribuição das espécies em cenários de mudança do clima.

Porém pode ser constatado que quanto mais restrito se torna o *threshold*, mais as espécies ficam restritas às áreas de maior adequabilidade de habitat, onde, segundo os métodos utilizados, é predita uma maior probabilidade de ocorrência delas.

Assim, pode ser observada uma distribuição Atlântico-Amazônica para *Clitoria fairchildiana*, respondendo positivamente a ambientes de alta pluviosidade, com conexões florísticas a partir do litoral norte, pelos estados do Ceará, Maranhão e Pará, conexões estas que são rompidas ao longo dos cenários de clima a partir da região do estado do Rio Grande do Norte. A tendência geral ao longo dos *thresholds* e dos cenários de clima é a fragmentação da distribuição em duas zonas principais, uma faixa Atlântica e outra Andina.

Para *Clitoria guianensis*, observa-se uma distribuição predominante nas áreas de floresta sazonalmente seca, com a tendência, ao longo dos *thresholds* e cenários utilizados, do surgimento de uma disjunção a partir do médio curso da bacia Amazônica e a fragmentação

da distribuição em duas áreas principais, uma que cobre parte significativa do Centro-oeste e Nordeste brasileiro e outra ao Norte da América do Sul, alcançando quase todo o território da Colômbia e Venezuela. No maior limite de corte utilizado no cenário mais pessimista de mudança do clima, as únicas áreas que suportariam a presença da espécie seriam o norte da América do Sul e as áreas centrais da Bahia, do estado de Minas Gerais e São Paulo.

Clitoria laurifolia tem sua distribuição predominantemente litorânea, acompanhando a vegetação ao longo da costa atlântica, com prováveis espécimes relictuais na região Amazônica. Tal distribuição tende a ficar restrita praticamente ao litoral do sudeste brasileiro ao longo dos cenários de clima. Mesmo no *threshold* que deriva uma distribuição mais restrita (o LPT 10), o mapa do último máximo glacial desta espécie a revela presente na Amazônia, o que indica que sua distribuição pode ter sido muito mais ampla no último máximo glacial e vem se retraindo desde então.

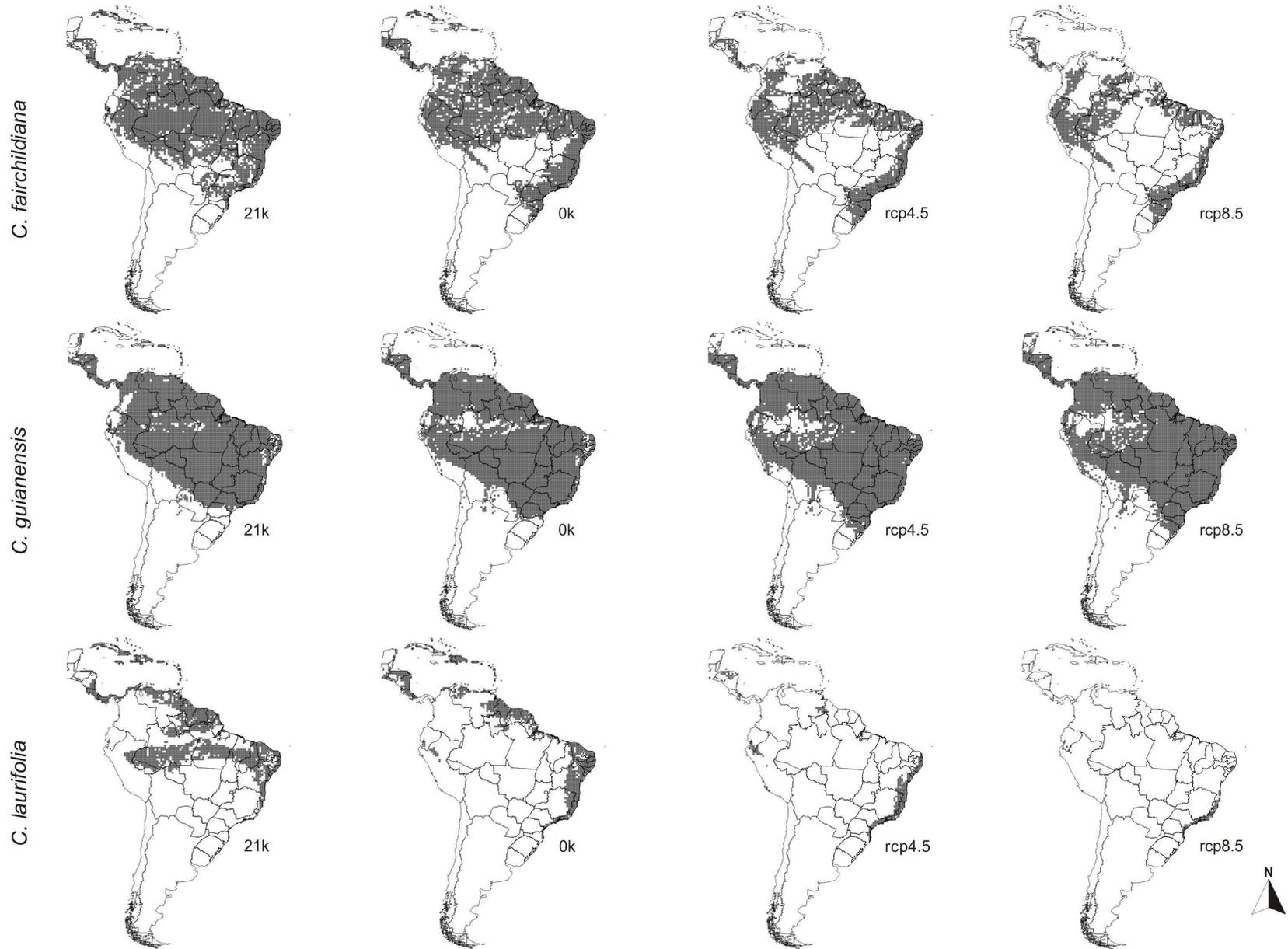


Figura 20 – Distribuição das espécies sergipanas de *Clitoria* L. originadas pelo limite de corte LPT – *Lowest presence threshold*.

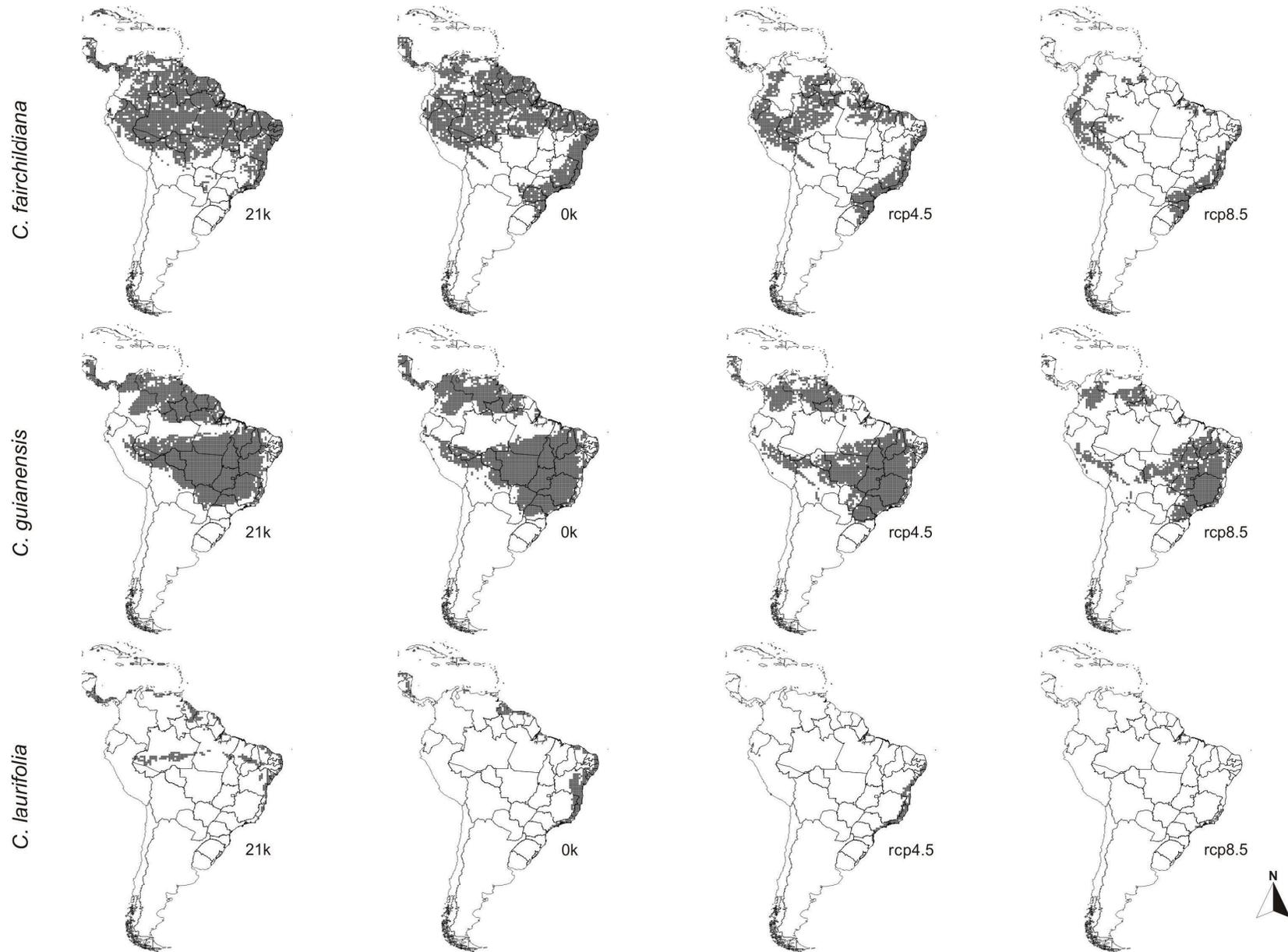


Figura 21 – Distribuição das espécies sergipanas de *Clitoria* L. originadas pelo limite de corte LPT 5% – *Lowest presence threshold* com o quantil de eliminação de 5% dos menores valores de adequabilidade.

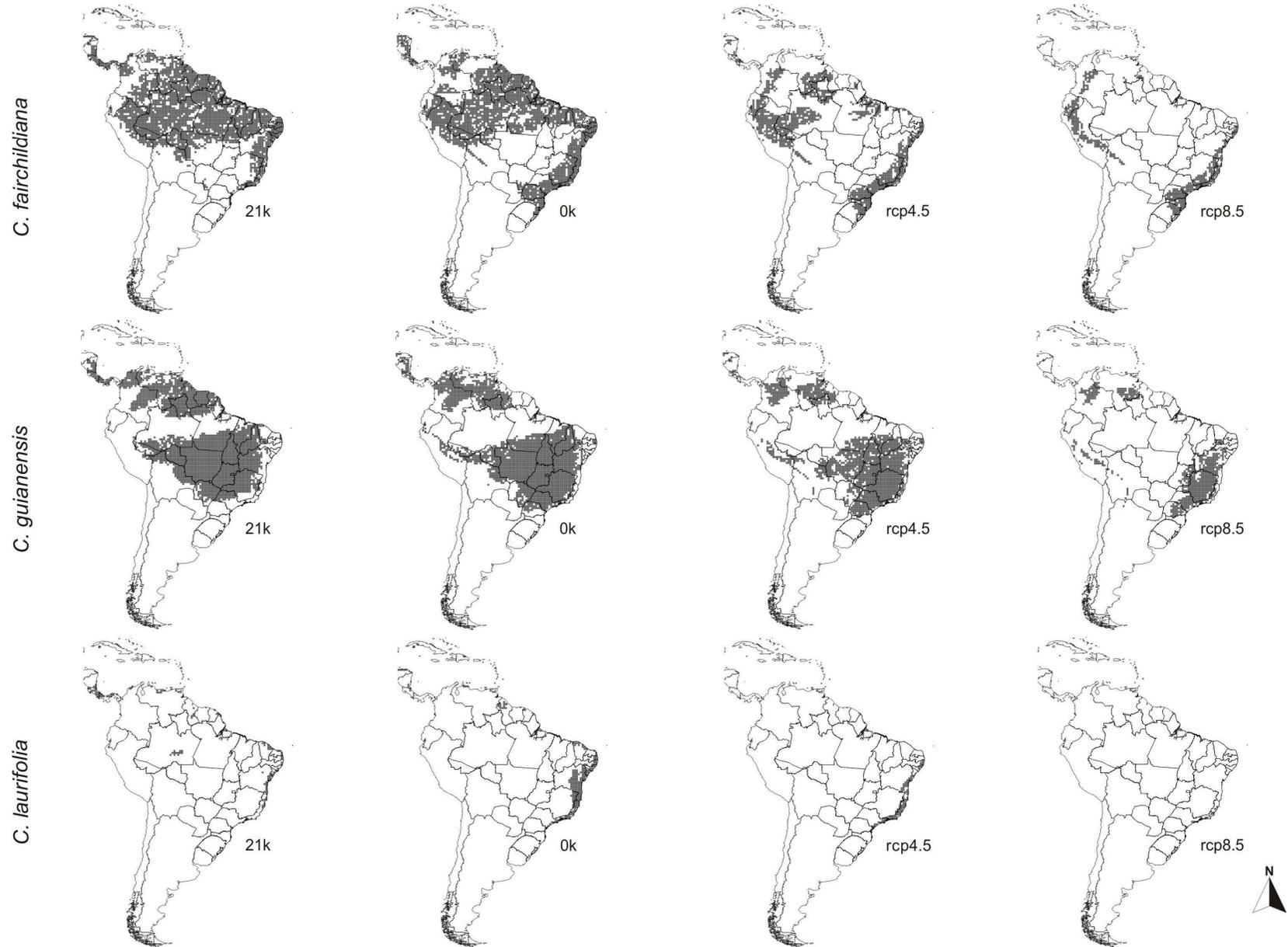


Figura 22 – Distribuição das espécies sergipanas de *Clitoria* L. originadas pelo limite de corte LPT 10% – *Lowest presence threshold* com o quantil de eliminação de 10% dos menores valores de adequabilidade.

2.3. Avaliação dos mapas gerados

Abaixo, na tabela 6, podem ser observadas as proporções de incerteza derivadas da ANOVA hierárquica ao longo do Tempo, dos Modelos climáticos no tempo (AOGCM [Tempo]) e dos Modelos de nicho ecológico no tempo (ENM [Tempo]).

Tabela 6: Proporção média de incerteza devido ao tempo, aos modelos climáticos (AOGCM's) e aos métodos de modelagem de nicho (ENM).

Espécie	<i>C. fairchildiana</i>	<i>C. laurifolia</i>	<i>C. guianensis</i>
Tempo	47,4%	42,3%	36,8%
AOGCM [Tempo]	21,4%	26,2%	23,2%
ENM [Tempo]	14%	16%	19,7%

Observa-se que o principal responsável pela variação dos dados encontrados nos *grids* dos mapas de cada espécie é o fator Tempo e essa variação é maior do que os outros fatores analisados, os modelos de clima (AOGCM) e os de modelagem de nicho (ENM). Ou seja, o decorrer do tempo é o principal responsável pelos padrões de variação observados nos mapas de cada espécie e associado a este, está o fator “mudança do clima”.

Isso pode ser constatado na observação das figuras 18, 19 e 20, que explicitam espacialmente os padrões de incerteza gerados pelos elementos citados na tabela 6 para cada espécie.

Padrão espacial da incerteza na previsão da distribuição de *Clitoria fairchildiana* Howard

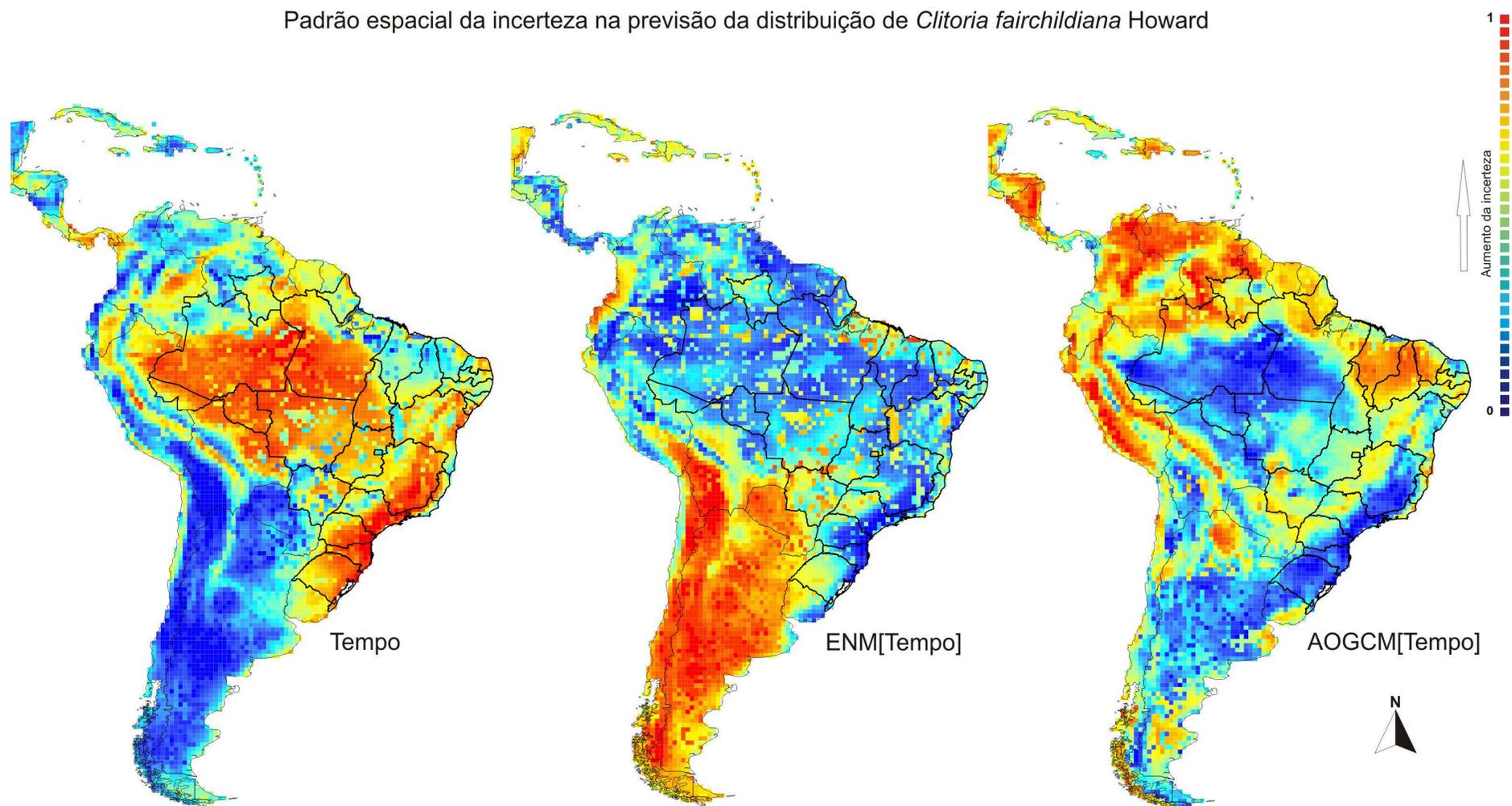


Figura 23 – Distribuição espacial da variância na previsão da distribuição de *Clitoria fairchildiana* Howard ao longo do tempo, dos métodos de modelagem (ENM) e dos modelos climáticos utilizados (AOGCM).

Padrão espacial da incerteza na previsão da distribuição de *Clitoria guianensis* Aubl. (Benth.)

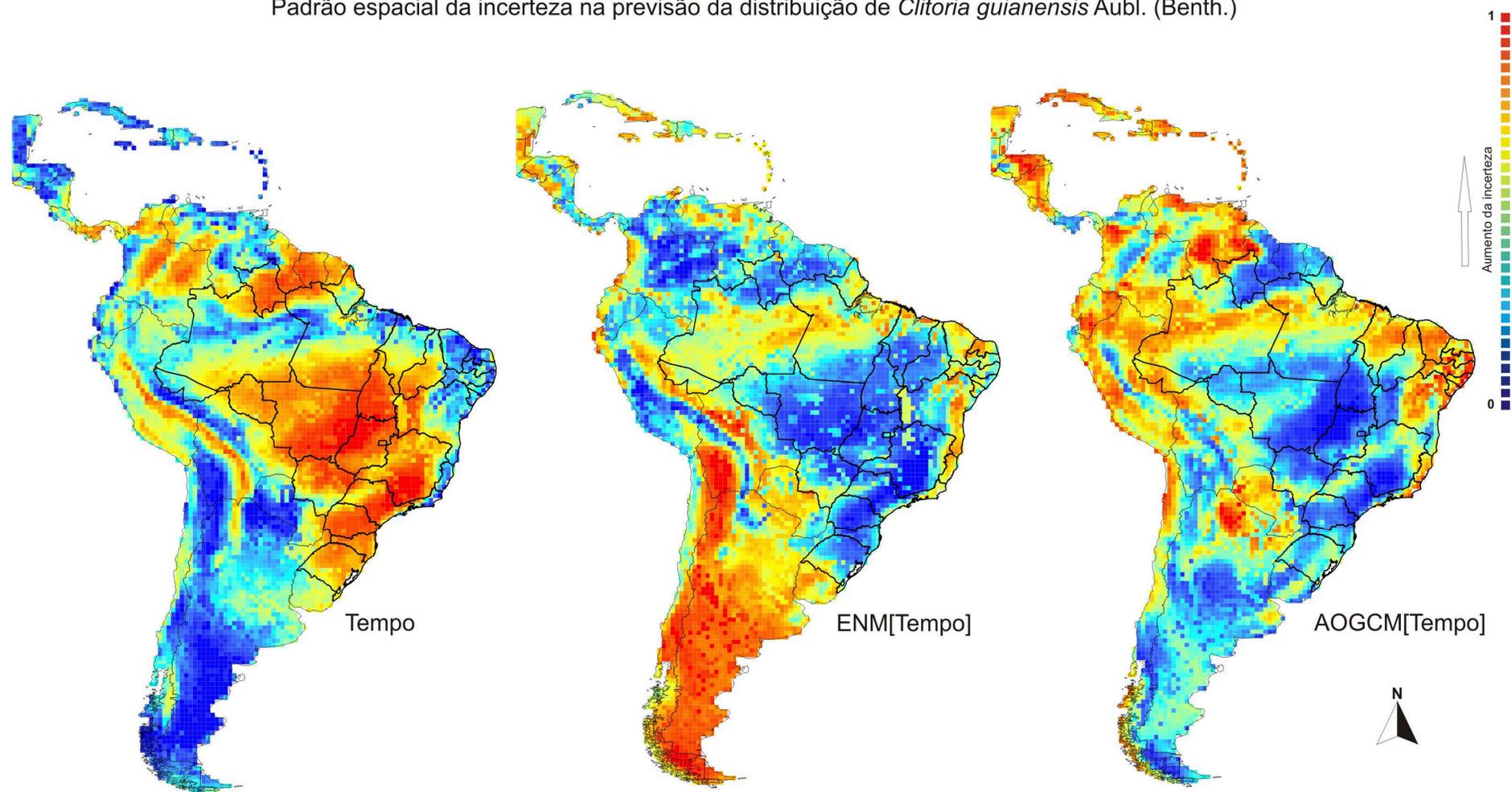


Figura 24 – Distribuição espacial da variância na predição da distribuição de *Clitoria guianensis* Aubl. (Benth.) ao longo do tempo, dos métodos de modelagem (ENM) e dos modelos climáticos utilizados (AOGCM).

Padrão espacial da incerteza na previsão da distribuição de *Clitoria laurifolia* Por.

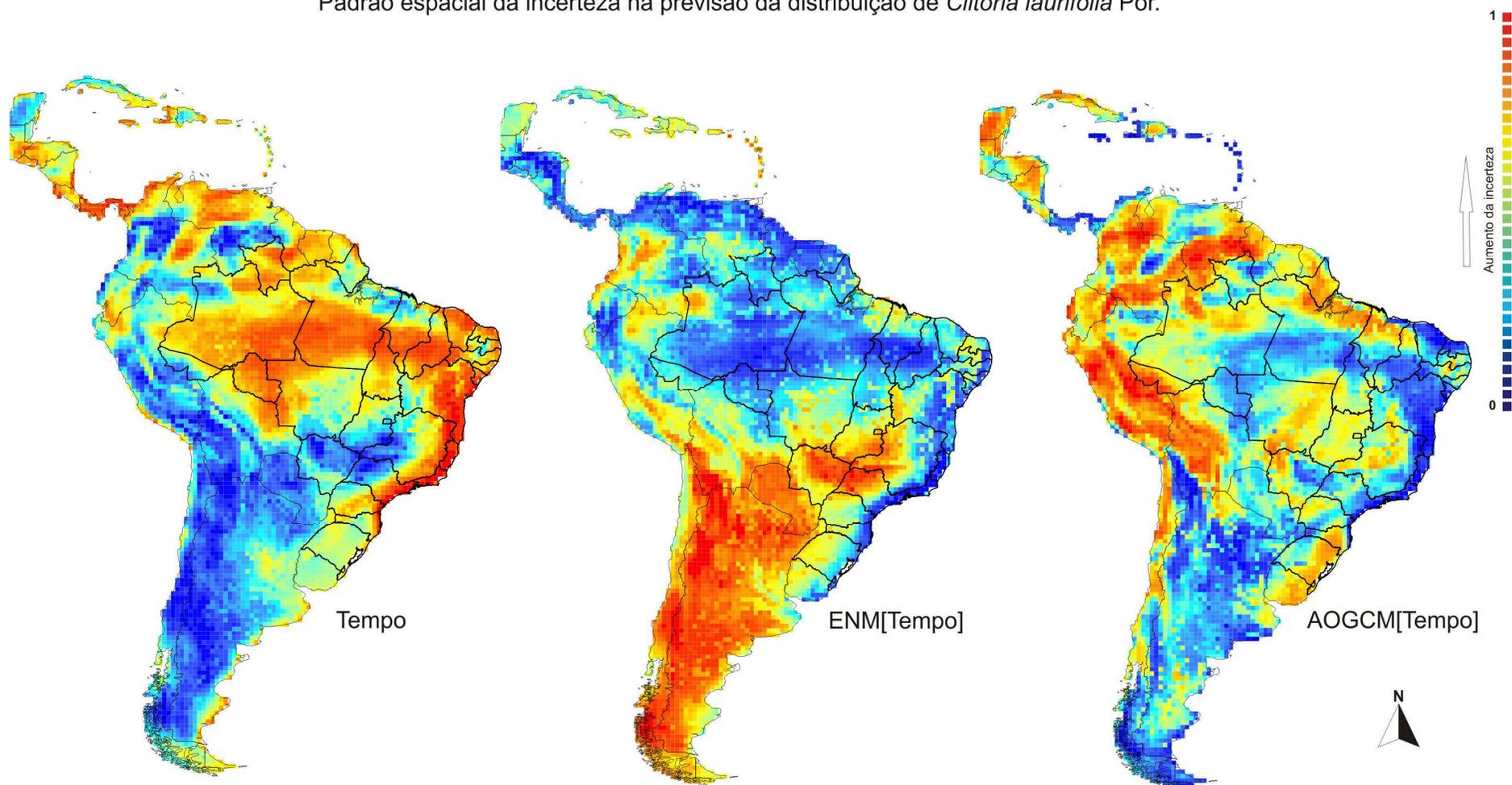


Figura 25 – Distribuição espacial da variância na predição da distribuição de *Clitoria laurifolia* Poir. ao longo do tempo, dos métodos de modelagem (ENM) e dos modelos climáticos utilizados (AOGCM).

- Em que medida as espécies sergipanas do gênero *Clitoria* L. são sensíveis às mudanças do clima?

A escolha do *threshold*, conforme analisado por Nenzén e Araújo (2011), acarreta consequências práticas na estimativa de ameaça das espécies frente às mudanças do clima baseando-se em sua distribuição geográfica.

Diante disso, foi selecionado, o limite de corte LPT 5, para as análise da influência das mudanças do clima nas espécies, porém, no geral, independente do *threshold*, há uma tendência para a perda de área nas três espécies (Tabela 7).

Tabela 7: Variação do número de *grids* da distribuição geográfica das espécies sergipanas do gênero *Clitoria* L. em diferentes cenários climáticos e limites de corte. O sinal negativo indica retração da distribuição (perda de área) e o positivo indica expansão (ganho de área).

	<i>C. fairchildiana</i>			<i>C. guianensis</i>			<i>C. laurifolia</i>		
	LPT	LPT 5	LPT 10	LPT	LPT 5	LPT 10	LPT	LPT 5	LPT 10
21-0	- 9,5%	- 79,2%	- 7,0%	+ 3,4%	- 8,3%	- 10,4%	- 38,3%	- 11,2%	+ 90,2%
0-45	- 27,3%	- 39,7%	- 51,6%	+ 2,8%	- 16,8%	- 27,1%	- 70,2%	- 65,2%	- 59,6%
0-85	-51,8%	-73,0%	- 79,1%	+ 5,5%	- 44,2%	- 69,9%	- 92,1%	- 93,5%	- 94,4%
45-85	- 33,7%	- 55,1%	- 56,8%	+ 2,6%	- 32,9%	- 58,7%	- 73,6%	- 81,5%	- 86,0%

Legenda: **21-0** – Diferença na distribuição da espécie entre os cenários climáticos de 21k e 0k; **0-45** - Diferenças na distribuição das espécies entre os cenários climáticos de 0k e Rcp45; **0-85** - Diferenças na distribuição da espécie entre os cenários climáticos de 0k e Rcp85; **45-85** - Diferença na distribuição da espécie entre os cenários climáticos de Rcp45 e Rcp85; **LPT** – diferenças no número de *grids* ocupados pela espécie entre os cenários climáticos utilizados com a aplicação do LPT; **LPT5** – diferenças número de *grids* ocupados pela espécie entre os cenários climáticos utilizados com a aplicação do LPT5; **LPT10** - diferenças número de *grids* ocupados pela espécie entre os cenários climáticos utilizados com a aplicação do LPT10.

C. fairchildiana foi a espécie que mais perdeu área devido às mudanças paleoclimáticas, (aproximadamente 79%), enquanto *C. guianensis* manteve sua área de ocupação quase intacta, com uma retração mínima de aproximadamente 8% da área inicial desde o último máximo glacial até o presente.

Com relação às mudanças climáticas futuras, no cenário onde há o controle da emissão dos gases do efeito estufa (RCP 4.5), *C. laurifolia* é a espécie que passa por maior diminuição da área de distribuição, com uma perda de 65%, seguida de *C. fairchildiana* (perda de 39%) e *C. guianensis* (17%).

Para o cenário futuro mais pessimista, onde há o aumento contínuo da concentração de gases do efeito estufa, o padrão de reação das espécies permanece o mesmo com *C. laurifolia* tendo uma perda de área alta, 93%, seguida de *C. fairchildiana*, 73%, e *C. guianensis*, com uma perda de área de aproximadamente 44% com relação à área ocupada no cenário atual (pré-industrial).

Pôde ser constatado que a espécie com a distribuição geográfica mais restrita, no caso *C. laurifolia*, teve a maior perda de habitat desde o último máximo glacial (UMG). Enquanto as outras duas espécies, dada a contagem dos *grids* ocupados por elas nos mapas binários (Tabela 8), ocupam áreas quase semelhantes tanto no UMG quanto no cenário pré-industrial, porém com respostas diferentes aos cenários futuros, pois *C. fairchildiana* passa por uma maior perda de área.

Nenzén e Araújo (2011) afirmam que espécies com distribuição geográfica mais restrita podem ter suas áreas mais facilmente extrapoladas além dos pontos usados na calibração do processo de modelagem, contribuindo assim para o aumento da incerteza nas predições. Porém, o que pode ser observado na tabela 8, é que a espécie cujo conjunto de valores de variância nomeada “tipo 2” (entre os *thresholds*) foi maior é *C. guianensis*, uma das espécies com maior área distributiva.

O estudo dos autores supracitados teve como objetivo a análise da incerteza com relação à previsão da influência das mudanças do clima no *turn-over* de espécies, possuindo assim um teor baseado no nível de comunidade, o que reforça a necessidade de estudos com foco nas próprias espécies, pois segundo Moritz e Agudo (2013), a heterogeneidade das respostas das espécies às mudanças do clima vem se tornando um padrão majoritariamente observado, segundo Peterson *et al* (2002), sendo possíveis respostas de retração ou expansão dos limites

distributivos, proporcionando a futura formação de comunidades com propriedades desconhecidas.

Tabela 8: Número de *grids* calculados nos mapas de distribuição das espécies nos diferentes cenários climáticos com a aplicação dos limites de corte e as variâncias entre tais dados.

Espécie	Cenário	nLPT	nLPT 5	nLPT 10	<i>Variância 2</i>
<i>C. fairchildiana</i>	21k	3516	2880	2503	262.132,3
	0k	3182	2652	2328	185.865,3
	Rcp45	2314	1598	1127	357.244,3
	Rcp85	1533	717	487	302.145,3
	<i>Variância 1</i>	797.602,9	1.000.448,0	935.794,9	-
<i>C. guianensis</i>	21k	4075	2859	2359	778.885,3
	0k	4214	2622	2114	1.200.421,0
	Rcp45	4332	2181	1540	2.138.824,0
	Rcp85	4446	1463	636	4.016.386,0
	<i>Variância 1</i>	25.312,92	376.496,3	585.890,9	-
<i>C. laurifolia</i>	21k	1338	349	112	422.894,3
	0k	826	310	213	108.572,3
	Rcp45	246	108	86	7.521,333
	Rcp85	65	20	12	816,3333
	<i>Variância 1</i>	335.284,9	25.040,92	6.906,917	-

Legenda: **nLPT** – número de *grids* ocupados pela presença da espécie com a aplicação do LPT (valor mínimo de adequabilidade predita como presença para a espécie); **nLPT5** – número de *grids* ocupados pela presença da espécie com a aplicação do LPT e a retirada de 5% dos menores valores de adequabilidade acima do valor mínimo tido como presença; **nLPT10** - número de *grids* ocupados pela presença da espécie com a aplicação do LPT e a retirada de 10% dos menores valores de adequabilidade acima do valor mínimo tido como presença; **21k** – cenário climático do último máximo glacial (21 mil anos atrás); **0k** – cenário climático pré-industrial (1750); *Variância 1* – variância calculada com base na variação do fator “cenário climático” (ie. 21k, 0k, Rcp45, Rcp85) para cada espécie e para cada *threshold* (limite de corte); *Variância 2* – variância calculada com base na variação do fator “*threshold*” para cada cenário climático e para cada espécie.

A mudança na distribuição das espécies em estudo é relatada por Moritz e Agudo (2013) como a resposta das espécies mais simples e mais fortemente descritas frente às mudanças do clima, trilhando o caminho de condições climáticas mais favoráveis, sendo que as respostas às mudanças paleoclimáticas reforçam a importância dos refúgios como elementos-chave nas paisagens com foco na conservação da biodiversidade.

Com relação às espécies de *Clitoria* L. aqui analisadas, foi observada uma tendência para a dispersão das mesmas em direção à região sudeste e sul, ao longo dos cenários climáticos utilizados, o que se torna relevante quando se trata da conservação de tais espécies no tocante às prioridades de implantação de Unidades de Conservação. Esse padrão de migração também foi observado por Colombo e Joly (2010) para espécies da Mata Atlântica.

Segundo Cahill *et al* (2012), as causas próximas que causam a extinção local das espécies devido às mudanças climáticas estão relacionadas principalmente com a morte dos indivíduos. Outros fatores podem também estar envolvidos como a emigração, taxas deficitárias de recrutamento ou até uma combinação destes fatores. Os autores ainda ressaltam que se tais extinções são decorrentes de mortalidade, emigração ou declínio do recrutamento ainda é uma questão que tem recebido pouca atenção e representa outra importante e pouco explorada área na pesquisa sobre mudança do clima.

CAPÍTULO IV

Conclusões

Este trabalho teve como objetivo avaliar a ocorrência de mudanças climáticas em ambientes tropicais pelas características fenológicas e biogeográficas de espécies fitoindicadoras do gênero *Clitoria* L. com ocorrência no estado de Sergipe.

Assim, é possível concluir que:

- As mudanças climáticas previstas em macroescala não foram verificadas em microescala. Ou seja, as diferentes escalas, tanto temporais quanto espaciais, influenciaram na detecção de anomalias climáticas nos dados utilizados nos estudos aqui apresentados;

- Não houve diferenças significativas nas fenofases de floração, queda e emissão de folhas, o que está em consonância com a correlação encontrada entre esses dados e os climáticos, que também não diferiram significativamente entre as áreas de estudo;

- A frutificação não apresentou correlação significativa com os fatores climáticos analisados, a saber, a temperatura e a precipitação, e ainda exibiu diferenças entre as áreas estudadas sugerindo que os fatores reguladores desta fenofases podem estar atuando diferencialmente nos três ambientes;

- *Clitoria fairchildiana*, *C. laurifolia* e *C. guianensis* tiveram a distribuição reduzida devido às mudanças do clima desde o último máximo glacial até as projeções do final do século frente ao incremento radiativo exposto pelos cenários RCP 4.5 e RCP 8.5, o que enfatiza o papel da influência antrópica na atmosfera com relação às taxas de perda de habitat e extinção da biota;

- A espécie mais sensível às mudanças do clima previstas pelos modelos climáticos analisados foi *Clitoria laurifolia*;

- Foi possível confirmar o surgimento de corredores de dispersão Atlântico-amazônicos conforme já previsto por dados paleontológicos e geológicos;

Cabe aqui ainda salientar que:

- Faz-se necessário o desenvolvimento e aperfeiçoamento de modelos ecológicos que integrem não apenas dados climáticos mas também, genéticos e fisiológicos, gerando dados mais realistas das consequências das mudanças do clima nas espécies;

- Sugere-se a junção dos quadros conceituais relativos aos indicadores ambientais com os relacionados aos modelos ambientais. O processo de elaboração dos indicadores, como a escolha dos atributos, das variáveis e o estabelecimento de índices, pode ser incluído na fase de seleção das variáveis a serem consideradas na modelagem ambiental, assim, além de um protocolo mais elaborado de construção de tais modelos, o acompanhamento dos indicadores escolhidos ao longo do tempo pode fornecer ainda mais dados de entrada aos modelos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALBERTI, L. F. Comparação entre borda antrópica, clareiras naturais e o interior da floresta quanto à fenologia de árvores na floresta semidecídua e quanto à fenologia do arbusto *Psychotria nuda* na Floresta Atlântica. 2007. 225 f. **Tese** (Doutorado em Biologia Vegetal). Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista – Campus Rio Claro, Rio Claro, 2007.
- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: Prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology**, v. 43, n. 6, p. 1223-1232, 2006.
- ARAÚJO, M. B.; GUISAN, A. Five (or so) challenges for species distribution modelling. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 10, p. 1677-1688, 2006.
- ARAÚJO, M. B.; NEW, M. Ensemble forecasting of species distributions. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 1, p. 42-47, 2006.
- ARAÚJO, M. B.; PEARSON, R. G.; THUILLER, W.; ERHARD, M. Validation of species-climate impact models under climate change. **Global Change Biology**, v. 11, n. 9, p. 1504-1513, 2005a.
- ARAÚJO, M. B.; PETERSON, A. T. Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. **Ecology**, v. 93, n. 7, p. 1527-1539, 2012.
- ARAÚJO, M. B.; WHITAKER, R. J.; LADLE, R. J.; ERHARD, M. Reducing uncertainty in projections of extinction risk from climate change. **Global Ecology and Biogeography**, v. 14, n. 6, p. 529-538, 2005b.
- AYOADE, J. O. **Introdução à climatologia para os trópicos**. 13^a ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010.
- AYRES, M.; AYRES JUNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. A. **Bioestat – Aplicações estatísticas nas áreas de ciências bio-médicas**. Belém, Pará, 2007. Disponível em: <<http://www.mamiraua.org.br/>>. Acesso em: 07 de agosto de 2013.
- AULER, A. S.; WANG, X.; EDWARDS, R. L.; CHENG, H.; CRISTALLI, P. S.; SMART, P. L.; RICHARDS, D. A. Quaternary ecological and geomorphic changes associated with rainfall events in presently semi-arid northeastern Brazil. **Journal of Quaternary Science**, v. 19, n. 7, p. 693-701, 2004.
- BATALHA-FILHO, H.; FJELDSA, J.; FABRE, P. H.; MYIAKI, C. Y. Connections between the Atlantic and the Amazonian forest avifaunas represent distinct historical events. **Journal of Ornithology**, v. 154, n. 1, p. 41-50, 2013.
- BAWA, K. S.; KANG, H.; GRAYUM, M. H. Relationships among time, frequency, and duration of flowering in tropical rain forest trees. **American Journal of Botany**, v. 90, n. 6, p. 877-887, 2003.
- BEAUMONT, L. J.; HUGHES, L.; PITMAN, A. J. Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modeling important? **Ecology Letters**, v. 11, n. 11, p. 1135-1146, 2008.

- BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia**: de indivíduos a ecossistemas. 4 ed. Porto Alegre: Artmed, 2007.
- BELLA, D. A.; JACOBS, R.; LI, H. Ecological indicators of global climate change: A research framework. **Environmental Management**, v. 18, n. 4, p. 489-500, 1994.
- BELLEN, H. M. V. **Indicadores de sustentabilidade**: uma análise comparativa. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2005.
- BENCKE, C. S. C.; MORELLATO, L. P. C. Estudo comparativo da fenologia de nove espécies arbóreas em três tipos de floresta atlântica no sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 2, p. 237-248, 2002.
- BORCHERT, R.; RIVERA, G.; HAGNAUER, W. Modification of vegetative phenology in a tropical semi-deciduous forest by abnormal drought and rain. **Biotropica**, v. 34, n. 1, p. 27-39, 2002.
- BRADSHAW, W. E.; HOLZAPFEL, C. M. Evolutionary response to rapid climate change. **Science**, v. 312, n. 1477, p. 1477-1478, 2006.
- BRIGGS, J. C. **Biogeography and Plate Tectonics**. Developments in Palaeontology and Stratigraphy, 10. Elsevier, 1987.
- BROWN, J. H. **Macroecology**. Chicago: The University of Chicago Press, 1995.
- BROWN, J. H.; LOMOLINO, M. V. **Biogeografia**. 2 ed. rev. ampl. Ribeirão Preto: FUNPEC Editora, 2006.
- CAHILL, A. E.; AIELLO-LAMENS, M. E.; FISHER-REID, M. C.; HUA, X.; KARANEWSKY, C. J.; RYU, H. Y.; SBEGLIA, G. C.; SPAGNOLO, F.; WALDRON, J. B.; WARSI, O.; WIENS, J. J. How does climate change cause extinction. **Proceedings of the Royal Society Biological Sciences**, v. 280, n. 1750, p. 1-9, 2012.
- CANHOS, V. P.; SIQUEIRA, M. F.; MARINO, A.; CANHOS, D. A. L. Análise da vulnerabilidade da biodiversidade brasileira frente às mudanças climáticas globais. **Parcerias Estratégicas**, n. 27, p. 113-147, 2008.
- CARNAVAL, A. C.; MORITZ, C. Historical climate modelling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, v. 35, n. 7, p. 1187-1201, 2008.
- CELAND, E. E.; CHUINE, I.; MENZEL, A.; MOONEY, H. A.; SCHWARTZ, M. D. Shifting plant phenology in response to global change. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 22, n. 7, p. 357-365, 2007.
- CHASE, J. M.; LEIBOLD, M. A. **Ecological niches**: Linking classical and contemporary approaches. Chicago: University of Chicago Press, 2003.
- CHEN, I.; HILL, J. K.; OHLEMÜLLER, R.; ROY, D. B.; THOMAS, C. D. Rapid range shifts of species associated with high levels of climate warming. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 1024-1026, 2011.
- COLLEVATTI, R. G.; TERRIBILE, L. C.; OLIVEIRA, G.; LIMA-RIBEIRO, M. S.; NABOUT, J. C.; RANGEL, T. F.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Drawbacks to palaeodistribution

modelling: the case of South American seasonally dry forests. **Journal of Biogeography**, v. 40, n. 2, p. 345-358, 2013.

COSTA, L. P. C. The historical bridge between the Amazon and the Atlantic forest of Brazil: a study with molecular phylogeography with small mammals. **Journal of Biogeography**, v. 30, n. 1, p. 71-86, 2003.

COLOMBO, A. F.; JOLY, C. A. Brazilian atlantic forest lato sensu: The most ancient Brazilian forest, and a biodiversity hotspot, is highly threatened by climate change. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3 (*suppl*), p. 697-708, 2010.

COX, C. B.; MOORE, P. D. **Biogeografia** – Uma abordagem ecológica e evolucionária. 7 ed. Rio de Janeiro: LTC, 2009.

CHRISTOFOLETTI, A. **Modelagem de sistemas ambientais**. São Paulo: Edgard Blucher, 2007.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**, v. 1, n. 1, p. 3-10, 2001.

DAVIS, A. J.; JENKINSON, L. S.; LAWTON, J. H.; SHORROCKS, B.; WOOD, S. Making mistakes when predicting shifts in species range in response to global warming. **Nature**, v. 391, p. 783-786, 1998.

DE OLIVEIRA, P. E.; BARRETO, A. M. F.; SUGUIO, K. Late Pleistocene/Holocene climatic and vegetational history of the Brazilian caatinga: the fósfil dunes of the middle São Francisco River. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 152, n. 3-4, p. 319-337, 1999.

D'HORTA, F. M. Filogenia molecular e filogeografia de espécies de passeriformes (Aves): História biogeográfica da região neotropical com ênfase na floresta atlântica. 2009. 125 p. **Tese (Doutorado)** – Instituto de Biociências – USP. São Paulo, 2009.

DIEKMANN, M. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology. **Basic and Applied Ecology**, v. 4, n. 6, p. 493-506, 2003.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; ARAÚJO, M. B. Macroecologia e mudanças climáticas. *In*: CARVALHO, C. J. B.; ALMEIDA, E. A. B. **Biogeografia da América do Sul** – Padrões e processos. São Paulo: Roca, 2010.

DURANT, J. M.; HJERMANN, D. O.; OTTERSEN, G.; STENSETH, N. C. Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability. **Climate Research**, v. 33, n. 3, p. 271-283, 2007.

ELDREDGE, N.; CRACRAFT, J. **Phylogenetic patterns and the evolutionary process**. Nova York: Columbia University Press, 1980.

FANELLI G.; TESCAROLLO, P.; TESTI, A. Ecological indicators applied to urban and suburban floras. **Ecological Indicators**, v. 6, n. 2, p. 444-457, 2006.

FAO - FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS; IIASA - INTERNATIONAL INSTITUTE FOR APPLIED SYSTEMS ANALYSIS; ISRIC WORLD SOIL INFORMATION; ISSCAS – INSTITUTE OF SOIL SCIENCE – CHINESE

ACADEMY OF SCIENCES; JCR – JOINT RESEARCH CENTRE OF THE EUROPEAN COMMISSION. **Harmonized World Soil Database**. Versão 1.1, 2009.

FENNER, M. The phenology of growth and reproduction in plants. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 1, n. 1, p. 78-91, 1998.

FIELDING, A. H.; BELL, J. F. A review of methods for the assessment of predictions errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**, v. 24, n. 1, p. 38-49, 1997.

FOURNIER, L. A. Un método cuantitativo para la medición de características fenológicas en árboles. **Turrialba**, v. 24, n. 4, p. 422-423, 1974.

FRANKIE, G. W.; BAKER, H. G.; OPLER, P. A. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in the lowlands of Costa Rica. **Journal of Ecology**, v. 62, n. 3, 1974.

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

GALLOPIN, G. C. Environmental and sustainability indicators and the concept of situational indicators. A systems approach. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 1, n. 3, p. 101-117, 1996.

GBIF. **Global Biodiversity Information Facility**. Disponível em: < <http://www.gbif.org/>>. Acesso em: 23 de outubro de 2013.

GERSTENGARBE, F. W.; WERNER, P. C. Climate analysis and scenarios for northeast Brazil. In: GAISER, T.; KROL, M.; FRISCHKORN, H.; ARAÚJO, J. C. (ed.) **Global change and regional impacts: water availability and vulnerability of ecosystems and society in the semiarid northeast of Brazil**. Berlin: Springer, 2003.

GOTELLI, N. J.; ELLISON, A. M. **Princípios de estatística em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2011.

GREHAN, J. R. Panbiogeography from tracks to ocean basins: evolving perspectives. **Journal of Biogeography**, v. 28, n. 4, p. 413-429, 2001.

GUIMARÃES, D. M. Ecologia reprodutiva de *Clitoria laurifolia* Poir. (Fabaceae: Faboideae): da floração à dispersão de sementes. 2009. 62 f. **Dissertação** (Mestrado em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente). Instituto de Botânica da Secretaria de Estado do Meio Ambiente, São Paulo, 2009.

HAFFER, J. Speciation in amazonian forest birds. **Science**, v. 165, n. 3889, p. 131-137, 1969.

HAIR, J. F.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L.; BLACK, W. C. **Análise multivariada de dados**. 5 ed. Porto Alegre: Bookman, 2005.

HEINK, U.; KOWARIK, I. What are indicators? On the definition of indicators in ecology and environmental planning. **Ecological Indicators**, v. 10, n. 3, p. 584-593, 2010.

HIJMANS, R. J.; GRAHAM, C. H. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. **Global Change Biology**, v. 12, n. 12, p. 2272-2281, 2006.

HOOGHMIENSTRA, H.; van der HAMMEN. Neogene quaternary development of the neotropical rainforest: the forest refugia hypothesis and a literature overview. **Earth-Science Reviews**, v. 44, n. 3-4, p. 147-183, 1998.

HUGHES, L. Biological consequences of global warming: Is the signal already apparent?. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 15, n. 2, p. 56-61, 2000.

HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks. *In: Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, v. 22, p. 415-427, 1957.

INMET. **Instituto Nacional de Meteorologia**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/>>. Acesso em: Agosto de 2013.

IPCC. **Synthesis Report**. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. Disponível em: <www.ipcc.ch>. Acesso em: Outubro de 2013.

IPCC. **Climate change 2013 – The physical science basis: Summary for policymakers**. Intergovernmental Panel on Climate Change, 2013. Disponível em: <www.ipcc.ch>. Acesso em: Dezembro de 2013.

JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; LOBO, J. M. Threshold criteria for conversion of probability of species presence to either-or presence-absence. **Acta Oecologica**, v. 31, n. 3, p. 361-369, 2007.

KLUMPP, A.; HINTEMANN, T.; LIMA, J. S.; KANDELER, E. Bioindication of air pollution effects near a copper smelter in Brazil using mango trees and soil microbiological properties. **Environmental Pollution**, v. 123, n. 3, p. 313-321, 2003.

KOCHMER, J. P.; HANDEL, S. N. Constraints and competition in the evolution of flowering phenology. **Ecological Monographs**, v. 46, n. 4, p. 303-325, 1986.

KOPTUR, S.; HABER, W. A.; FRANKIE, G. W.; BAKER, H. G. Phenological studies of shrub and treelet species in tropical cloud forests of Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, v. 4, n. 4, p. 323-346, 1988.

KÖRNER, C.; BASLER, D. Phenology under global warming. **Science**, v. 327, n. 5972, p. 1461-1462, 2010.

LAWLER, J. J.; WHITE, D.; NEILSON, R. P. BLAUSTEIN A. R. Predicting climate-induced range shifts: model differences and model reliability. **Global Change Biology**, v. 12, n. 8, p. 1568-1584, 2006.

LEVIN, D. A. Flowering phenology in relation to adaptative radiation. **Systematic Botany**, v. 31, n. 2, p. 239-246, 2006.

LEVIN, D. A. Flowering-time plasticity facilitates niche shifts in adjacent populations. **New Phytologist**, v. 183, n. 3, p. 661-666, 2009.

LOBO, J. A.; QUESADA, M.; STONER, K. E.; FUCHS, E. J.; HERRERÍAS-DIEGO, Y.; ROJAS, J.; SABORIO, G. Factors affecting phenological patterns of bombacaceous trees in seasonal forests in Costa Rica and Mexico. **American Journal of Botany**, v. 90, n. 7, p. 1054-1063, 2003.

- LOCATELLI, E.; MACHADO, I. C.; MEDEIROS, P. Riqueza de abelhas e a flora apícola em um fragmento de mata serrana em Pernambuco, Nordeste do Brasil. *In*: PORTO, K. C.; CABRAL, J. J. P.; TABARELLI, M. **Brejos de altitude**: história natural, ecologia e conservação. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004.
- MANTOVANI, M.; RUSCHEL, A. R.; REIS, M. S.; PUCHALSKI, A.; NODARI, R. O. Fenologia reprodutiva de espécies arbóreas em uma formação secundária da floresta atlântica. **Revista Árvore**, v. 27, n. 4, p. 451-458, 2003.
- MARENGO, J. A. Mudanças climáticas: Detecção de cenários futuros para o Brasil até o final do século XXI. *In*: CAVALCANTI, I. F. A.; FERREIRA, N. J.; SILVA, M. G. A. J.; DIAS, M. A. F. S. (org.) **Tempo e clima no Brasil**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.
- MARTIN-GAJARDO, I. S.; MORELLATO, L. P. M. Fenologia de Rubiaceae do sub-bosque em Floresta Atlântica no sudoeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 26, n. 3, p. 299-309, 2003.
- MELO E SOUZA, R. Fitoindicação e mudanças ambientais. **Revista Geonorte**, v. 4, n. 4, p. 78-88, 2012.
- MENDONÇA, F. M.; DANNI-OLIVEIRA, I. M. **Climatologia**: noções básicas e climas do Brasil. São Paulo: Oficina de Textos, 2007.
- MENZEL, A. Phenology: Its importance to the global change community. **Climatic Change**, v. 54, n. 4, p. 379-385, 2002.
- MENZEL, A. Plant phenological “fingerprints” – Detection of climate change impacts. *In*: SCHWARTZ, M. D. (ed.) **Phenology: An integrative environmental science**. 1ª ed. Kluwer Academic Publishers, 2003.
- MENZEL, A.; FABIAN, P. Growing season extended in Europe. **Nature**, v. 397, 1999.
- MORAN, E. F. **Meio ambiente e ciências sociais**: Interações homem-ambiente e sustentabilidade. São Paulo: Editora Senac São Paulo, 2011.
- MORELLATO, L. P. C. Sazonalidade e dinâmica de ecossistemas florestais na Serra do Japi. *In*: MORELLATO, L. P. C. (org.) **História natural da Serra do Japi**: ecologia e preservação de uma área florestal no sudeste do Brasil. Campinas, SP: Unicamp, Fapesp, 1992.
- MORELLATO, L. P. C. South America. *In*: SCHWARTZ, M. D. (ed.) **Phenology: An integrative environmental science**. 1ª ed. Kluwer Academic Publishers, 2003.
- MORELLATO, L. P. C. Fenologia de plantas e os efeitos das mudanças climáticas. *In*: BUCKERIDGE, M. S. **Biologia & Mudanças Climáticas no Brasil**. São Carlos: Rima Editora, 2008.
- MORELLATO, L. P. C.; CAMARGO, M. G. C.; D’EÇA-NEVES, F. F.; LUIZE, B. G.; MANTOVANI, A.; HUDSON, I. L. The influence of sampling method, sample size, and frequency of observations on plant phenological patterns and interpretation in tropical forest trees. *In*: HUDSON, I. L.; KEATLEY, M. R. **Phenological Research** – Methods for environmental and climate change analysis. 1ª ed. Springer, 2010.
- MORITZ, C.; AGUDO, R. The future of species under climate change: resilience or decline? **Science**, v. 341, n. 6145, p. 504-508, 2013.

- MORRONE, J. J. Panbiogeografia, componentes bióticos y zonas de transición. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 48, n. 2, p. 149-162, 2004.
- NENZÉN, H. K.; ARAÚJO, M. B. Choice of threshold alters projections of species range shifts under climate change. **Ecological Modelling**, v. 222, n. 18, p. 3346-3354, 2011.
- NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; SALAZAR, L. Cenários de mudança climática para a América do Sul para o final do século XXI. **Parcerias Estratégicas**, n. 27, p. 19-41, 2008.
- NÓGUES-BRAVO, D. Predicting the past distribution of species climatic niches. **Global Ecology and Biogeography**, v. 18, n. 5, p. 521-531, 2009.
- NORES, M. An alternative hypothesis for the origin of Amazonian bird diversity. **Journal of Biogeography**, v. 26, n. 3, p. 475-485, 1999.
- ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 1983.
- OJIMA, R. A urbanização contemporânea e as dimensões humanas das mudanças ambientais globais. In: HOGAN, D. J. (org) **Dinâmica populacional e mudança ambiental: Cenários para o desenvolvimento brasileiro**. Campinas: UNFPA, 2007.
- PARMESAN, C. Climate and species' range. **Nature**, v. 382, p. 765-766, 1996.
- PEARSON, R. G.; THUILLER, W.; ARAÚJO, M. B.; MARTINEZ-MEYER, E.; BROTONS, L.; MCCLEAN, C.; MILES, L.; SEGURADO, P.; DAWSON, T. P.; LEES, D. C. Model-based uncertainty in species range prediction. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 10, p. 1704-1711, 2006.
- PEÑUELAS, J.; FILELLA, H. Responses to a warming world. **Science**, v. 294, n. 5543, p. 793-795, 2001.
- PETERSON, A. T.; ORTEGA-HUERTA, M. A.; BARTLEY, J.; SÁNCHEZ-CORDERO, V.; SOBERÓN, J.; BUDDEMEIER, R. H.; STOCKWELL, D. R. B. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. **Nature**, v. 416, p. 626-629, 2002.
- PIANKA, E. R. The ecological niche. In: _____. **Evolutionary ecology**. 6 ed. San Francisco: Addison Wesley, 2000.
- PINTO, J. E. S. S.; AGUIAR-NETTO, A. O. **Clima, geografia e agrometeorologia: uma abordagem interdisciplinar**. São Cristóvão: Editora UFS, 2008.
- PÖRTNER, H. O.; FARRELL, A. P. Physiology and climate change. **Science**, v. 322, n. 5902, p. 690-692, 2008.
- PUIG, H. **A floresta tropical úmida**. São Paulo: UNESP, 2008.
- R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria, 2013. Disponível em: <<http://www.R-project.org/>>. Acesso em: 20 de outubro de 2013.
- RANDO, J.G., SOUZA, V.C. *Clitoria*. In: **Lista de Espécies da Flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, 2012. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acessado em 2012.

RATHCKE, B; LACEY, E. P. Phenological patterns of terrestrial plants. **Annual Review of Ecology and Systematic**, v. 16, p. 179-214, 1985.

RCP DATABASE. **RCP Database** – versão 2.0. Disponível em: <<http://tntcat.iiasa.ac.at:8787/RcpDb/dsd?Action=htmlpage&page=welcome>>. Acesso em: Dezembro de 2013.

REDFORD, K. H.; FONSECA, G. A. B. The role of gallery forests in the zoogeography of the cerrado's non-volant mammalian fauna. **Biotropica**, v. 18, n. 2, p. 126-135, 1986.

REICH, P. B. Phenology of tropical forests: Patterns, causes, and consequences. **Canadian Journal of Botany**, v. 73, n. 2, p. 164-174, 1995.

REICH, P. B.; BORCHERT, R. Water stress and tree phenology in a tropical dry forest in the lowlands of Costa Rica. **Journal of Ecology**, v. 72, p. 61-74, 1984.

REYS, P.; GALETTI, M.; MORELLATO, L. P. C.; SABINO, J. Fenologia reprodutiva e disponibilidade de frutos de espécies arbóreas em mata ciliar no Rio Formoso, Mato Grosso do Sul. **Biota Neotropica**, v. 5, n. 2, 2005.

ROCCHINI, D.; HOTAL, J.; LENGYEL, S.; LOBO, J. M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, J.; RICOTTA, C.; BACARO, G.; CHIARUCCI, A. Accounting for uncertainty when mapping species distribution: the need for maps of ignorance. **Progress in Physical Geography**, v. 35, n. 2, p. 211-226, 2011.

RODRIGUES, M. A.; PAOLI, A. A. S.; BARBOSA, J. M.; BARBOSA, L. M.; SANTOS-JR, N. A. Caracterização de aspectos do potencial biótico (capacidade reprodutiva) de espécies importantes para a recuperação de áreas degradadas de restinga. **Revista Brasileira de Biociências**, v. 5, supl. 1, p. 633-635, 2007.

RUBIM, P.; NASCIMENTO, H. E. M.; MORELLATO, L. P. C. Variações interanuais na fenologia de uma comunidade arbórea de floresta semidecídua no sudeste do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 3, p. 756-764, 2010.

RULL, V. Neotropical biodiversity: timing and potential drivers. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 26, n. 10, p. 508-513, 2011.

SANT'ANNA-SANTOS, B. F.; AZEVEDO, A. A.; ARAÚJO, J. M.; ALVES, E. F.; SILVA, E. A. M.; AGUIAR, R. Effects of simulated acid rain on the foliar micromorphology and anatomy of tree tropical species. **Environmental and Experimental Botany**, v. 58, n. 1-3, p. 158-168, 2006.

SEMARH. **Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos de Sergipe**, 2013. Disponível em: <<http://www.semarh.se.gov.br/>>. Acesso em: 20 de outubro de 2013.

SILVA, L. B.; FEITOSA, A. L. A.; BISNELD, R.; ARRUDA, V. M.; BALESTIERI, F. C. D. M.; BALESTIERI, J. D. Visitantes florais de *Clitoria fairchildiana* (Fabaceae). In: XX Congresso Brasileiro de Entomologia, 2004, Gramado. **Anais do XX Congresso Brasileiro de Entomologia**, Gramado, 2004.

SILVA, M. S F.; MELO E SOUZA, R. Áreas de proteção ambiental em Sergipe: Perspectivas e desafios face aos conflitos territoriais decorrentes do uso dos recursos naturais. In: XVI Encontro Nacional de Geógrafos, 2010, Porto Alegre. **Anais do XVI Encontro Nacional de**

Geógrafos: Crise, Práxis e Autonomia - Espaços de Resistência e de Esperança. Porto Alegre, 2010. p. 1-11

SINDA. **Sistema Integrado de Dados Ambientais.** Disponível em: <<http://sinda.crn2.inpe.br/>>. Acesso em: Agosto de 2013.

SIQUEIRA, M. F.; DURIGAN, G. Modelagem da distribuição geográfica de espécies lenhosas de cerrado no estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 2, p. 233-243, 2007.

SMITH, T. B.; WAYNE, K.; GIRMAN, D. J.; BRUFORD, M. W. A role for ecotones in generating rainforest biodiversity. **Science**, v. 276, n. 5320, p. 1855-1857, 1997.

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

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research.** 3 ed. Nova York: W. H. Freeman and Company, 1995.

SOUSA, M. C. Distribuição do Guigó (*Callicebus coimbrai*) no estado de Sergipe. **Neotropical Primates**, v. 11, n. 2, 2003

SOUZA, H. T. R.; MALTA, J. A. O.; MELO E SOUZA, R.. Zoneamento geoambiental da Unidade de Conservação Refúgio de Vida Silvestre Mata do Junco (Capela-Sergipe). *In*: VI Seminário Internacional de Dinâmica Territorial e Desenvolvimento Socioambiental, 2011, Salvador. **Anais do VI Seminário Internacional de Dinâmica Territorial e Desenvolvimento Socioambiental: Desafios Contemporâneos**, 2011. v. 1. p. 1-30.

SPECIESLINK. Disponível em: <<http://www.specieslink.org.br/>>. Acesso em: Agosto de 2013.

STENSETH, N. C.; MYSTERUD, A. Climate, changing phenology, and other life history traits: Nonlinearity and match-mismatch to the environment. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 99, n. 21, 2002.

TALORA, D. C.; MORELLATO, L. P. C. Fenologia de espécies arbóreas em floresta de planície litorânea do sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 23, n. 1, p. 13-26, 2000.

TAYLOR, K. E.; STOUFFER, R. J.; MEEHL, G. A. An overview of CMIP5 and the experiment design. **Bulletin of the American Meteorological Society**, v. 93, n. 4, p. 485-498, 2012.

TERRIBILE, L. C.; LIMA-RIBEIRO, M. S.; ARAÚJO, M. B.; BIZÃO, N.; COLLEVATTI, R. G.; DOBROVLSKI, R.; FRANCO, A. A.; GUILHAUMON, F.; LIMA, J. S.; MURAKAMI, D. M.; NABOUT, J. C.; OLIVEIRA, G.; OLIVEIRA, L. K.; RABELO, S. G.; RANGEL, T. F.; SIMON, L. M.; SOARES, T. N.; TELLES, M. P. C.; DINIZ-FILHO, J. A. F. Areas of climate stability of species ranges in the Brazilian cerrado: disentangling uncertainties through time. **Natureza & Conservação**, v. 10, n. 2, p. 152-159, 2012.

THOMAS, C. D.; LENNON, J. J. Birds extend their ranges northwards. **Nature**, v. 399, p. 213, 1999.

- TONHASCA-JR, A. **Ecologia e história natural da Mata Atlântica**. Rio de Janeiro: Interciência, 2005.
- TROPPEMAIR, H. Biogeografia, variações climáticas e biodiversidade. *In*: SEABRA, G. (org.) **Terra: Mudanças ambientais globais e soluções locais**. João Pessoa: Editora Universitária da UFPB, 2008.
- TURNHOUT, E.; HISSCHEMÖLLER, M.; EIJSACKERS, M. Ecological indicators: Between the two fires of science and policy. **Ecological Indicators**, v. 7, n. 2, p. 215-228, 2007.
- VAN SCHAIK, C. P.; TERBORGH, J. W.; WRIGHT, S. J. The phenology of tropical forests: adaptative significance for primary consumers. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 24, p. 353-377, 1993
- VARELA, S.; LOBO, J. M.; HORTAL, J. Using species distribution models in paleobiogeography: A matter of data, predictors and concepts. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 310, n. 3-4, p. 451-463, 2011.
- VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1991.
- VIADANA, A. G. Biogeografia: Natureza, propósitos e tendências. *In*: VITTE, A. C.; GUERRA, A. J. T. **Reflexões sobre Geografia Física no Brasil**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004. p. 111-127.
- VIEIRA, S. **Bioestatística: tópicos avançados**. 3. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.
- VUUREN, D. P. van; EDMONDS, J.; KAINUMA, M.; RIAHI, K.; THOMSON, A.; HIBBARD, K.; HURTT, G. C.; KRAM, T.; KREY, V.; LAMARQUE, J-F.; MASUI, T.; MEINSHAUSEN, M.; NAKICENOVIC, N.; SMITH, S. J.; ROSE, S. K. The representative concentration pathways: an overview. **Climatic change**, v. 109, n. 1-2, p. 5-31, 2011.
- WALTHER G.; POST, E.; CONVEY, P.; MENZEL, A.; PARMESAN, C.; BEEBEE, T. J. C.; FROMENTIN, J.; HOEGH-GULDBERG, O.; BAIRLEIN, F. Ecological responses to recent climate change. **Nature**, v. 416, p. 389-395, 2002.
- WERNECK, F. P.; GAMBLE, T.; COLLI, G. R.; RODRIGUES, M. T.; SITES-JR, J. W. Deep diversification and long-term persistence in the south American 'dry diagonal': integrating continent-wide phylogeography and distribution modeling of geckos. **Evolution**, v. 66, n. 10, p. 3014-3034, 2012.
- WRIGHT, S. J.; VAN SCHAIK, C. P. Light and the phenology of tropical trees. **The American Naturalist**, v. 143, n. 1, 192-199, 1994.

APÊNDICES

APÊNDICE A

Tabela de Coleta de Dados Fenológicos

Local:	Data:
---------------	--------------

I	Fl	Fr	Q	E	Observações
1					
2					
3					
4					
5					
6					
7					
8					
9					
10					
11					
12					
13					
14					
15					
IA					
IIIF					

Legenda: **I** – Indivíduos; **Fl** – Floração; **Fr** – Frutificação; **Q** – Queda foliar; **E** – Emissão foliar; **IA** – Índice de Atividade e **IIIF** – Índice de Identidade de Fournier.

APÊNDICE B

Tabela de análise dos dados fenológicos.

I	F	MESES												Cap	Du	Σ FInd	F _p
		S	O	N	D	J	F	M	A	M	J	J	A				
1	Fl																
	Fr																
	Q																
	E																
2	Fl																
	Fr																
	Q																
	E																
3	Fl																
	Fr																
	Q																
	E																
4	Fl																
	Fr																
	Q																
	E																
5	Fl																
	Fr																
	Q																
	E																
6	Fl																
	Fr																
	Q																
	E																
7	Fl																
	Fr																
	Q																
	E																
8	Fl																
	Fr																
	Q																
	E																

Legenda: **I** – Indivíduos; **F** – Fenofases; **Cap** – Circunferência à altura do peito de cada indivíduo amostrado; **Du** – Duração de cada fenofase em cada indivíduo amostrado; Σ **FInd** – Soma dos códigos de intensidade de Fournier para cada indivíduo e fenofase; **F_p** – Soma dos códigos de intensidade de Fournier ponderada por Cap e Du; **Fl** – Floração; **Fr** – Frutificação; **Q** – Queda foliar e **E** – Emissão foliar.