



ALEXANDRE MOLINO FOGLI

**Modelagem de nicho e crescimento das principais espécies arbóreas
da floresta estacional semidecidual de Minas Gerais**

**LAVRAS – MG
2021**

ALEXANDRE MOLINO FOGLI

**Modelagem de nicho e crescimento das principais espécies arbóreas
da floresta estacional semidecidual de Minas Gerais**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo Florestal, para a obtenção do título de Mestre.

Prof. Dr. José Roberto Soares Scolforo
Orientador

**LAVRAS – MG
2021**

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Fogli, Alexandre Molino.

Modelagem de nicho e crescimento das principais espécies arbóreas da floresta estacional semidecidual de Minas Gerais / Alexandre Molino Fogli. - 2021.

165 p. : il.

Orientador(a): José Roberto Soares Scolforo.

Coorientador(a): Henrique Ferraço Scolforo.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade Federal de Lavras, 2021.

Bibliografia.

1. Penalização dos parâmetros. 2. Bootstrap. 3. Restauração florestal. I. Scolforo, José Roberto Soares. II. Scolforo, Henrique Ferraço. III. Título.

ALEXANDRE MOLINO FOGLI

**Modelagem de nicho e crescimento das principais espécies arbóreas da floresta estacional
semidecidual de Minas Gerais**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Manejo Florestal, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 30 de abril de 2021.

Dr. Henrique Ferrazo Scolforo
Dr. Lucas Rezende Gomide

Suzano Papel e Celulose S.A.
UFLA

Prof. Dr. José Roberto Soares Scolforo
Orientador

**LAVRAS – MG
2021**

A minha tríade, pais e irmã.

DEDICO.

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao suporte prestado em todos esses anos de pesquisa pela Universidade Federal de Lavras (UFLA), ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal (PPGEF) e ao Laboratório de Estudos e Projetos em Manejo Florestal (LEMAF).

Também pelo financiamento prestado pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) e a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), através do Edital 04/2016 Rio Doce - APQ-01733-16.

Fico agradecido as pessoas que me deram ensinamentos e contribuições técnico-científicas, ao longo do meu mestrado e para a elaboração desta dissertação: Thiza Falqueto Altoé, Henrique Ferraço Scolforo, José Roberto Soares Scolforo e Lucas Rezende Gomide.

Por último, sou grato aos meus familiares e amigos, pelo amor, apoio e confiança.

RESUMO GERAL

São notáveis os efeitos da degradação e do desmatamento nas florestas em diversas escalas ao longo dos trópicos. Inclusive na fitofisionomia mais abrangente do estado de Minas Gerais. Nessas regiões antropizadas, a restauração e o reflorestamento florestal são importantes instrumentos para a recomposição da paisagem, retomada do provimento de serviços ecossistêmicos e consequente redução dos efeitos das mudanças climáticas. Esses processos otimizados através da correta escolha das espécies plantadas em seus projetos florestais. Assim, quando realizada através de um planejamento em uma escala macro, considerando a adequabilidade ambiental e o potencial de crescimento de espécies nativas, acarretará em maiores ganhos ecológicos e econômicos. Com isso, esse trabalho foi dividido em dois artigos. No primeiro, foi definido as principais espécies arbóreas na Floresta Estacional Semidecidual (FES) de MG, de acordo com suas características para programas de restauração florestal e modelando o nicho delas segundo variáveis climáticas ligada a variação da temperatura e a seca por meio da regressão logística Ridge, com a análise da sua acurácia. Também verificou-se a influência dos preditores no sucesso adaptativo das espécies selecionadas e a distribuição delas nas FES. Por último, realizou-se a avaliação das incertezas dos bancos de dados das espécies para inferir com exatidão os locais, que as espécies possuem adaptação. No segundo artigo, identificou-se espécies florestais, entre as principais na FES de Minas Gerais, com maiores potenciais de taxa de crescimento em carbono para plantios monoespecíficos e para a restauração florestal nas mesmas. Assim, essa dissertação resultou em uma discussão sobre características importantes para algumas das principais espécies da FES, em relação a modelagem de nicho e do seu crescimento em carbono em uma escala macro. Sendo as principais espécies: *Copaifera langsdorffii*, *Inga vera*, *Tapirira obtusa*, *Myrcia splendens*, *Protium spruceanum*, *Myracrodruon urundeuva*, *Tapirira guianensis*, *Anadenanthera colubrina*, *Eremanthus incanus*, *Triplaris gardneriana*, *Cecropia pachystachya*, *Mabea fistulifera*, *Astronium fraxinifolium*, *Ocotea corymbosa*, *Machaerium villosum*, *Casearia sylvestris*, *Lithraea molleoides*, *Cupania vernalis*, *Croton urucurana* e *Guarea guidonia*. Além disso, demonstrou que os métodos iterativos (Ridge, LASSO e *bootstrap*) podem ser utilizados na predição do nicho e no crescimento de espécies florestais.

Palavras-chave: Penalização dos parâmetros; bootstrap; restauração florestal; variáveis climáticas; estresse hídrico.

GENERAL ABSTRACT

The impacts of degradation and deforestation of forests at different scales throughout the tropics are notable. Thus, the correct allocation and growth potential of forest species using climatic variables to restore and reforest the anthropized regions of the widest forest typology of Minas Gerais becomes important. Thereby, this work was divided into two scientific articles. In the first, the main tree species in the Seasonal Semideciduous Forest (FES) of MG were defined, according to their features for forest restoration programs and modeling their niche according to climatic variables related to temperature variation and drought through Logistic Ridge Regression, with an analysis of its accuracy. The influence of the predictors on the adaptive success of the selected species and their distribution in the forests was also verified. Finally, the uncertainties of the species databases were assessed to accurately infer the locations that the species are adapted. In the second article, the objective was to identify forest species, among the main ones in the FES of Minas Gerais, with the greatest potential of growth rate in carbon for monospecific plantations and forest restoration in them. Thus, this study resulted in a discussion of important characteristics for some of the main species of the FES, about niche modeling and its growth on a macro scale. Thus, this study resulted in a discussion of important features for some of the main species of FES, for niche modeling and its growth on a macro scale. The selected main species were *Copaifera langsdorffii*, *Inga vera*, *Tapirira obtusa*, *Myrcia splendens*, *Protium spruceanum*, *Myracrodruon urundeuva*, *Tapirira guianensis*, *Anadenanthera colubrina*, *Eremanthus incanus*, *Triplaris gardneriana*, *Cecropia pachystachya*, *Mabea fistulifera*, *Astronium fraxinifolium*, *Ocotea corymbosa*, *Machaerium villosum*, *Casearia sylvestris*, *Lithraea molleoides*, *Cupania vernalis*, *Croton urucurana* and *Guarea guidonia*. In addition, this study demonstrated that iterative methods (Ridge Regression, LASSO, and bootstrap) could be used in predicting the niche and in growth of forest species.

Keywords: Penalty of parameters; bootstrap; Forest restoration; climatic variables; hydric stress.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE	12
1 INTRODUÇÃO	12
2 REFERENCIAL TEÓRICO	15
2.1 A FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL E O SEU REFLORESTAMENTO COM ESPÉCIES ÁRBOREAS NATIVAS EM MINAS GERAIS.....	15
2.2 MODELAGEM DA DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DAS ESPÉCIES FLORESTAIS	18
2.3 MODELAGEM DA TAXA DE CRESCIMENTO EM AMBIENTES TROPICAIS ...	21
3 CONSIDERAÇÕES GERAIS	24
REFERÊNCIAS	26
SEGUNDA PARTE – ARTIGOS	31
ARTIGO 1 – MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICOS DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES ARBÓREAS DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DE MINAS GERAIS. .	31
1 INTRODUÇÃO	33
2 MATERIAL E MÉTODOS	35
2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	35
2.2 INVENTÁRIO FLORESTAL	37
2.3 SELEÇÃO DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES FLORESTAIS DAS FES.	38
2.4 SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS	39
2.5 MODELAGEM DE NICHOS POR CLASSIFICADOR LOGÍSTICO RIDGE.	42
2.6 SELEÇÃO DE LIMIARES DE PROBABILIDADE DE SUCESSO ADAPTATIVO.....	43
2.7 AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO DO MODELO DE NICHOS ECOLÓGICOS	44
2.8 GERAÇÃO DE MAPAS, ANÁLISE DA DISTRIBUIÇÃO DA ESPÉCIES E DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS	45
2.9 AVALIAÇÃO DAS INCERTEZAS DO BANCO DE DADOS	45
3 RESULTADOS E DISCUSSÕES	46
3.1 SELEÇÃO DAS ESPÉCIES FLORESTAIS E SUA CARACTERIZAÇÃO PARA PROJETOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL	46
3.2 DESEMPENHO DOS MODELOS DE NICHOS ECOLÓGICOS	52

3.3	DISTRIBUIÇÃO DA PROBABILIDADE DE SUCESSO ADAPTATIVO DAS ESPÉCIES NAS FLORESTAS ESTACIONAIS SEMIDECIDUAIS DE MINAS GERAIS.....	55
3.4	EFEITO DAS VARIÁVEIS CLIMÁTICAS NO SUCESSO ADAPTATIVO DAS ESPÉCIES	59
3.5	INCERTEZAS DO BANCO DE DADOS NAS FES DE MG	63
4	CONCLUSÕES	66
	REFERÊNCIAS	69
	ARTIGO 2 – MODELAGEM DA ESTOCAGEM DE CARBONO DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES ARBÓREAS DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DE MINAS GERAIS.....	80
1	INTRODUÇÃO	82
2	MATERIAL E MÉTODOS.....	84
2.1	CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	84
2.2	INVENTÁRIO FLORESTAL	85
2.3	SELEÇÃO DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES ARBÓREAS PARA A MODELAGEM DO CRESCIMENTO	87
2.4	SELEÇÃO DAS VARIÁVEIS INDEPENDENTES PARA O USO NA MODELAGEM DE CRESCIMENTO BOOTSTRAP	88
2.5	MODELAGEM DO CRESCIMENTO PELA TÉCNICA DE BOOTSTRAP NÃO-PARAMÉTRICO.	90
2.6	GERAÇÃO DE MAPAS DE TAXA DE CRESCIMENTO EM CARBONO.	91
3	RESULTADOS E DISCUSSÕES	93
3.1	SELEÇÃO DAS ESPÉCIES PARA MODELAGEM DO CRESCIMENTO.....	93
3.2	ANÁLISE DAS VARIÁVEIS INDEPENDENTES SELECIONADAS PELA REGRESSÃO LASSO.	95
3.3	ANÁLISE DA MODELAGEM DE CRESCIMENTO	97
3.4	MAPAS DA TAXA DE CRESCIMENTO EM CARBONO DAS ESPÉCIES.....	98
4	CONCLUSÕES	105
	REFERÊNCIAS	106
	APÊNDICES.....	111

PRIMEIRA PARTE

1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais, importante reguladoras do clima, apresentam altas taxas de degradação e desmatamento, tornando-as fontes emissoras de Gases de Efeito Estufa (GEE) (BACCINI et al., 2017; PHILLIPS; LEWIS, 2014). Além disso, é perceptível o efeito das mudanças climáticas na redução da estocagem de carbono das florestas estacionais semidecíduas do sudeste do Brasil (MAIA et al., 2020). Ressaltando a necessidade de medidas para conter esses impactos, recuperar a paisagem e os serviços ecossistêmicos desses ambientes (ALMEIDA et al., 2020; GUERRA et al., 2020).

Assim, como instrumentos na recuperação da paisagem e na mitigação das mudanças climáticas têm-se o reflorestamento e a restauração florestal (SOARES-FILHO et al., 2014). Esses projetos através da estocagem de carbono na biomassa, dos seus indivíduos arbóreos, são importantes sumidouros de GEE (PHILLIPS; LEWIS, 2014). Além disso, quando selecionadas espécies nativas nos plantios se torna possível aliar produção e conservação (SCOLFORO et al., 2017). Assim, um bom planejamento do seus projetos em uma escala macro, acarretará em ainda maiores ganhos ecológicos e econômicos (SCOLFORO et al., 2015, 2017).

Dessa maneira, a correta escolha das espécies com base na adequabilidade ambiental e nos maiores potenciais de crescimentos, em suas áreas, torna-se pertinente. No entanto, algumas espécies são plantadas em locais inadequados climatologicamente (JIANG, 2016) ou em ecossistemas em que não deveriam estar presentes (VELDMAN et al., 2015). Assim, como forma de estabelecer os locais potencialmente corretos e também verificar as regiões de maior desenvolvimento das espécies arbóreas, visando uma otimização dos projetos de reflorestamento e restauração florestal, têm-se os modelos de nicho ecológico e a modelagem do crescimento com o uso de variáveis em macroescala (OLIVEIRA, 2019). Com isso, através das variáveis independentes, relevantes e consistentes biologicamente, esses modelos conseguem realizar predições satisfatórias. Possuindo como importante direcionadores, em suas modelagens, as

variáveis relacionadas as variações climáticas e a disponibilidade hídrica (AMISSAH et al., 2014; COTRINA SÁNCHEZ et al., 2020; ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017; MA; SUN, 2018; RICKLEFS; HE, 2016; SANGINÉS DE CÁRCER et al., 2018 WAN; ZHANG; WANG, 2018; YU et al., 2017). Portanto se tratando de ferramentas relevantes para manejadores florestais obterem respostas em relação a maximização dos estoques de carbono, compensação dos impactos ambientais e conservação ecológica (OLIVERA, 2019)

Desse modo, as perguntas que esse estudo têm a responder são: Quais são as principais espécies florestais da floresta estacional semidecidual de Minas Gerais e as suas características ecológicas para a restauração florestal? A modelagem de nicho ecológico utilizada possui acurácia? Quais as regiões na fitofisionomia que as espécies possuem alta probabilidade de sucesso adaptativo? Quais espécies possuem nicho mais restrito e mais abrangente? Quais espécies possuem maior probabilidade de sucesso adaptativo na bacia hidrográfica federal em que a fitofisionomia é mais representativa? Quais variáveis climáticas possuem maior efeito na predição do nicho de cada espécie? Em quais regiões, de acordo com o banco de dados, pode-se inferir, com maiores certezas a adequabilidade de adaptação de cada espécie? Quais são entre as principais espécies na FES de Minas Gerais, com maiores potenciais de taxa de crescimento em carbono para plantios monoespecíficos e para a restauração florestal?

Assim, essas perguntas foram respondidas em dois artigos. No primeiro o objetivo geral é definir as principais espécies arbóreas na floresta estacional semidecidual (FES) de Minas Gerais, de acordo com suas características potenciais para programas de restauração florestal. E os objetivos específicos são: a) modelar o nicho das principais espécies com o uso de variáveis climáticas por meio da regressão logística Ridge com a análise da sua acurácia; b) verificar a influência dos preditores no sucesso adaptativo das espécies selecionadas; c) determinar a alocação das espécies mais restritas e abrangentes pelo modelo de nicho ecológico d) determinar as espécies de maior valor de distribuição porcentual na bacia hidrográfica com maior área de ocorrência das FES no estado de MG. e) realizar a avaliação das incertezas do banco de dados de cada espécie para inferir com exatidão os locais potenciais em que as mesmas terão sucesso adaptativo se plantadas ou que necessitarão de maior verificação da trajetória ambiental. No segundo artigo o

objetivo geral é identificar espécies florestais, entre as principais na FES de Minas Gerais, com maiores potenciais de taxa de crescimento em carbono, para plantios monoespecíficos e para a restauração florestal nas mesmas. E os objetivos específicos são: a) analisar as espécies que se destacam em relação taxa de crescimento médio em carbono ($\overline{C_g}$); b) selecionar e analisar as variáveis climáticas a serem empregadas nos modelos para cada espécie; b) identificar e gerar mapas para as espécies com maiores estocagem de carbono em uma mesma densidade de indivíduos (nCg) arbóreos na FES de MG.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 A Floresta Estacional Semidecidual e o seu reflorestamento com espécies arbóreas nativas em Minas Gerais.

A Floresta Estacional Semidecidual (FES), também conhecida como Floresta Tropical Subcaducifólia, possui como principal característica a perda das folhas das árvores no conjunto florestal de 20% a 50%. Esse fenômeno ocorre devido a adaptação das espécies a estacionalidade do clima. Em regiões tropicais o que demarca essa época são os períodos de secas. Nas regiões subtropicais são as baixas temperatura do inverno que fazem os indivíduos entrarem em menor atividade fisiológica e consequente caducifóliedade de algumas árvores. As FES no Brasil possuem quatro formações altimétricas delimitadas, sendo elas a aluvial, terras Baixas, submontana e montana. Elas estão localizadas na região florística do Brasil central, nordestina e no sudeste. São principalmente representadas pelos gêneros: Parapiptadenia, Peltophorum, Cariniana, Lecythis, Handroanthus, Astronium (IBGE, 2012).

Em Minas Gerais ela é a fitofisionomia com maior representação no estado, ocupando 51.641,25 km² (SCOLFORO; MELLO; SILVA, 2008). Suas principais formações são as de Montana e as de Submontana, sendo que o gradiente altitudinal está intimamente ligado a disponibilidade hídrica, assim influenciando a distribuição de suas espécies. No município de Varginha, MG, as espécies com maior índice de valor de importância foram *Copaifera langsdorffii*, *Casearia arborea* e *Myrcia splendens* (NAVES; VAN DEN BERG, 2012). Já em remanescente florestal em Viçosa-MG as principais foram *Mabea fistulifera*, *Xylopia sericea* e *Piptadenia gonoacantha* (SILVA et al., 2004). Essa última, se repetindo entre as mais importantes na comunidade arborea em levantamento realizado no mesmo município, porém em outro fragmento, possuindo como destaque também as espécies *Vernonia difusa* e *Anadenanthera colubrina* (VIANA et al., 2016). Por último, no município de Dom Silvério, as cinco espécies com maior valor de importância foram: *Mabea fistulifera*, *Myrcia splendens*, *Xylopia sericea*, *Byrsonima sericea* e *Anadenanthera colubrina* (JUNIOR et al., 2017). Dessa forma, demonstrando que apesar

de todos esses fragmentos serem de formação de Montana as condições edafoclimáticas produzem uma grande diferenciação nas principais espécies presentes nos levantamentos, apesar de algumas semelhanças entre as mais generalistas.

Essa diferença também ocorre entre as formações de Submontana, como observa-se em trabalho realizado ao longo de um gradiente geomorfológico no município de Dionísio-MG, aonde nas terras baixas a principal espécie foi a *Acacia polyphilla* e nas outras regiões, a *Casearia arbórea*, que obteve o maior índice de valor de importância (SOUZA; NETO; SOUZA, 2013). Modificando essa representatividade em Ponte Nova, MG, com destaque no levantamento fitossociológico as espécies *Apuleia leiocarpa*, *Piptadenia gonoachanta* e a *Bathysa nicholsonii* (MEIRA-NETO et al., 1997).

Outro aspecto a ser notado é que a maioria dos fragmentos das FES sofrem ou sofreram algum tipo de perturbação antrópica (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010), o que observa-se nos fragmentos citados acima, influenciando em suas estruturas e presença das espécies (JUNIOR et al., 2017; MEIRA-NETO et al., 1997; NAVES; VAN DEN BERG, 2012; SILVA et al., 2004; SOUZA; NETO; SOUZA, 2013; VIANA et al., 2016). Além disso, também ocorreu no final do ano de 2015 um dos maiores desastres ambientais do Brasil, pela a atividade mineradora, dentro da abrangência das FES, em Mariana, MG, na Bacia hidrográfica do Rio Doce. Levando a um estudo realizado por Almeida et al., (2020), que considera de extrema importância a restauração florestal principalmente no entorno dos corpos hídricos, localidades as quais tiveram maiores danos.

Em diversos contextos, têm-se florestas exploradas e degradadas em praticamente toda a região tropical (BACCINI et al., 2017). Com isso, a sociedade vêm fortalecendo os debates no entorno do desmatamento, degradação e conseqüentemente formas de mitigar esses impactos e as mudanças climáticas por meio de programas de reflorestamento e restauração (SOARES-FILHO et al., 2014). Em uma escala global existe o *Bonn challenge*, uma iniciativa da *International Union Conservation for Conservation of Nature – IUCN*, lançada no ano de 2011 com o objetivo de restaurar 350 milhões de hectares até o ano de 2030, com alinhamento ao Acordo de Paris na redução dos efeitos das mudanças climáticas através do sequestro de carbono (GUERRA et al., 2020). No Brasil, o governo federal lançou o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa

(Planaveg), que através de políticas públicas, promoverá incentivos para atingir a recuperação de 12 milhões de hectares de matas nativas até o ano de 2030 (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2017).

Uma importante forma de promover essas políticas públicas e para que se avance de maneira otimizada nos objetivos propostos por organizações internacionais e pelos governos, é através de estudos técnico-científicos. Segundo Guerra et al., (2020), nos últimos 15 anos se teve um grande avanço nas pesquisas em restauração ecológica no Brasil, mas devido a algumas lacunas, crise financeira na ciência brasileira e avanço na destruição das matas, as metas propostas para recomposição das nossas matas estão cada vez mais difíceis de serem alcançadas.

Uma forma de contornar esses empecilhos, é através do maior fornecimento de subsídios e contínuos estudos de restauração e reflorestamento florestal. A respeito dos trabalhos realizado na FES do estado de MG, percebe-se que as principais metodologias utilizadas de reflorestamento ativo das áreas perturbadas foram o plantio de mudas, transposição do banco de sementes, da serapilheira e a semeadura direta. Com as espécies: *Eremanthus incanus*, *Vernonanthura polyanthes*, *Senna multijuga*, *Cecropia hololeuca*, *Solanum lycocarpum*, *Schinus terebinthifolius*, *Senna macranthera* e *Colubrina glandulosa* com maiores sucessos adaptativo em diferentes projetos ao longo do estado. Em geral, as plantas nativas que obtêm maiores índice de valor de importância em projetos de reflorestamento florestal na FES são as mesmas que possuem uma classificação ecofisiológica de pioneira. Esse resultado sendo explicado por na maioria dos trabalhos as áreas estarem em sucessão ecológica de uma floresta mais jovem e também pelo rápido crescimento desse grupo ecológico, o que possibilita vencer a matocompetição (NETO et al., 2010; RODRIGUES; MARTINS; LEITE, 2010; SILVA et al., 2015, 2016b, 2016c).

Além das características como o grupamento ecológico, deve-se também nos atentar para o tipo de dispersão da semente (CAMPOS; MARTINS, 2016; STEFANELLO et al., 2010) e para a sazonalidade do clima presentes nas FES. Seus espécimes possuem mecanismos específicos de adaptação (IBGE, 2012) e a alocação dos projetos de reflorestamento e restauração devem tolerar as variações na temperatura e o estresse hídrico recorrente (ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017; YU et al., 2017). Também deve-se levar em consideração o contexto ambiental do local (quais

espécies estavam presentes na região e suas interações com os povos da região) e a possibilidade de adicionar espécies com alta densidade da madeira (importantes para a funcionalidade de estágios sucessionais mais avançados) , quando o objetivo é a restauração desses ecossistemas (MCDONALD et al., 2016). Assim, implicando em projetos de restaurações adaptados ecológicamente com menores custos e maiores potenciais de mitigação dos efeitos das mudanças climáticas.

2.2 Modelagem da distribuição potencial das espécies florestais

As espécies possuem sua distribuição determinada por fatores bióticos e abióticos que interagem entre si e atuam sobre um organismos. Essa conceituação foi proposta por Hutchinson (1957) e é conhecida como o nicho ecológico multidimensional. Pode-se subcategorizá-la em nicho fundamental e nicho efetivo (realizado). O nicho fundamental é uma aplicação das variáveis ambientais sobre a espécie em estudo, que define seu crescimento, reprodução e completa o seu ciclo de vida. Já o nicho efetivo compreende todas as implicações propostas pela anterior agregado as relações de competição, intraespecíficas e interespecíficas das espécies. Assim, define-se a localidade de ocorrência das espécies com base principalmente na teoria fundamentalista, que apesar de mais teórica possui uma modelagem matemática usual.

Diversos são os autores que utilizam variáveis climáticas, em modelos de nicho ecológico, como variáveis independentes para predizer a distribuição de espécies vegetais e comprovam a significância delas na ocorrência das espécies, sendo elas principalmente afetadas pelas variações na temperatura e disponibilidade hídrica (AMISSAH et al., 2014; COTRINA SÁNCHEZ et al., 2020; ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017; MA; SUN, 2018; RICKLEFS; HE, 2016; WAN; ZHANG; WANG, 2018; YU et al., 2017). Em estudo realizado em Ghana, em 20 espécies arbóreas, utilizando a regressão logística, na predição da distribuição das espécies no país. Resultou-se em 95% delas significativamente influenciada pela precipitação anual, 60% pela sazonalidade da precipitação, 45% pela isothermalidade e 40% pela sazonalidade da temperatura. Assim, demonstrando que a precipitação foi o principal fator que determina a ocorrência das espécies,

enquanto a variação da temperatura atuava de maneira menos impactante (AMISSAH et al., 2014). Com o objetivo de manejar, restaurar e conservar a região da Amazônia Andina, Cotrina Sánchez et al. (2020), utilizando o modelo de Máxima Entropia (MaxEnt) e as seguintes variáveis independentes: três ligadas a topografia, três em relação aos solos e dezenove bioclimáticas, retiradas do WorldClim. Obtiveram que a elevação e a precipitação do quarto mais quente do ano (BIO18) contribuíram consideravelmente na maioria dos modelos das espécies selecionadas, nos inventários realizados ao longo do Peru. Wan, Zhang e Wang (2018), também utilizaram o modelo MaxEnt e identificaram que a média da temperatura, a sazonalidade da temperatura, a precipitação anual e a densidade do solo foram variáveis importantes para descrever a distribuição de dez espécies arbóreas potencialmente invasoras. No estado de Minas Gerais, Carvalho et al. (2017) verificaram a distribuição de quatro espécies amplamente plantadas em programas de restauração florestal, utilizando para a modelagem o Random Forest e as Redes Neurais Artificiais, demonstrando que a interação das variáveis geoclimáticas possibilitaram uma amostragem mais acurada para o Random Forest.

Outro fato notável, é quando o pesquisador seleciona variáveis com base no conhecimento do nicho das espécies. Esse é o caso do trabalho realizado por Oliveira (2019), estudando o crescimento e a distribuição de quatro espécies nativas do cerrado mineiro. Assim, as variáveis independentes foram: precipitação média anual, evapotranspiração potencial média anual, temperatura média anual, temperatura dos três meses mais frios (Bio10), temperatura dos três meses mais quentes (Bio11), precipitação dos três meses mais secos (Bio16), precipitação dos três meses mais chuvosos (Bio17), altitude, longitude e latitude. Devido ao uso de muitas variáveis correlacionáveis, o autor sugeriu o uso da regressão logística Ridge. Esse tipo de modelagem, classificatória, torna-se pertinente na redução da multicolineariedade (ÖZKALE; LEMESHOW; STURDIVANT, 2018), muitas vezes presente pela alta correlação das variáveis climáticas em diversas pesquisas (AMISSAH et al., 2014; ANSALDI; FRANKS; WEBER, 2018; DORMANN et al., 2013; RICKLEFS; HE, 2016).

Segundo, Gardner, Maclean e Gaston (2019) as dez variáveis climáticas mais utilizadas na modelagem da distribuição de plantas foram em ordem crescente: média da temperatura anual

(BIO1), precipitação anual total (BIO12), sazonalidade da temperatura (BIO4), precipitação do período mais seco (BIO14), mínima temperatura do período mais frio (BIO6), média da amplitude diurna (BIO2), isothermalidade (BIO3), precipitação do quarto mais frio (BIO19) e a amplitude da temperatura anual (BIO7). Assim, quando avaliado o uso das principais variáveis nos modelos MaxEnt, relatou-se que a precipitação e a temperatura, principalmente suas variações, são as com maior importância na modelagem da distribuição das espécies vegetais (BRADIE; LEUNG, 2017).

Dessa forma, é perceptível a importância das variáveis bioclimáticas na definição das distribuições das espécies vegetais e a necessidade de obtê-las em alta resolução para resultar em modelagens mais acuradas. Com isso, surgiu o banco de dados *Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas (CHELSA)* apresentando uma resolução de 30 arc sec e a inclusão de preditores orográficos. Obtendo em comparação a outros bancos de dados climáticos uma acurácia semelhante, em relação as variáveis ligadas a temperatura e uma melhora na estimativa da precipitação. Assim, refletindo em uma melhor performance desse banco de dados, para algumas regiões, em comparação ao Worldclim. Primeiramente constatado esse resultado na Suíça, quando avaliou-se a distribuição de 67 espécies, em um lugar com alta presença de estações climáticas para ambos (KARGER et al., 2017).

No entanto, as variáveis bioclimáticas citadas anteriormente muitas vezes negligenciam importantes fatores fisiológicos da planta, principalmente quando se trata do componente de água no solo. Desse modo, torna-se importante utilizar preditores que se relacionam de uma maneira mais próxima ao balanço hídrico do ambiente, principalmente na fase de crescimento do indivíduo, o que assim se configurará em uma modelagem mais realística (GARDNER; MACLEAN; GASTON, 2019).

Outro fato que pode agregar em uma modelagem mais fidedigna seria além de utilizar apenas fatores abióticos (temperatura, precipitação, declividade do terreno, altitude), também utilizar fatores bióticos (interações intraespecíficas e interespecíficas), fatores de acessibilidade (ligado a capacidade da espécie se dispersar) e fatores evolucionários (adaptação a novas condições). Entretanto, devido a complexidade de obtenção, de uma maneira geral, os estudos

utilizam uma área em potencial, na qual a espécie possui aptidão menos efetiva e realística (SOBERON; PETERSON, 2005).

Com isso, deve-se desenvolver modelos estatísticos consistentes, que possibilitem identificar e quantificar as variáveis com maiores influências nas distribuições das espécies (EKSTRÖM et al., 2018). Assim, adotando estratégias de manejo, conservação, recuperação de área degradadas e restauração ecológica, tanto focados no presente, quanto para o futuro, aonde as mudanças climáticas podem modificar as áreas de potencial sucesso adaptativo. Se tornando uma ferramenta essencial para manejadores florestais plantarem as espécies em lugares ambientalmente corretos (CARVALHO et al., 2017; COELHO; CARVALHO; GOMIDE, 2016; SUDING et al., 2015; YU et al., 2017).

2.3 Modelagem da taxa de crescimento em ambientes tropicais

Existem uma gama de estudos que buscam o desenvolvimento de métodos para a modelagem do crescimento de florestas tropicais. No entanto, os métodos de estimativa de taxa de crescimento separados por espécies arbóreas são menos frequentes (SCOLFORO et al., 2017). Um desses estudos foi realizado por Condit, Hubbel e Foster (1993), no Panamá, com o objetivo de identificar espécies de rápido de crescimento para um maior sucesso dos projetos de recuperação de área degradadas. Os autores desenvolveram o conceito de movimentação dos diâmetros em conjunto com uma função contínua do diâmetro a altura do peito (DAP), através da análise de regressão. Assim, tratando-a como uma equação diferencial para o cálculo das mudanças instantâneas do DAP. Com isso, essa técnica de construção de curva de crescimento possibilita o uso em amostras menores e também quando não se tem todas as classes de diâmetro de uma população.

Por Condit, Hubbel e Foster (1993), utilizarem um modelo parabólico para a estimativa da taxa de crescimento, dependendo da base de dados, possibilita a obtenção de inconsistências biológicas, devido a estimação de taxas de crescimento negativas. Desse modo, a substituição do modelo parabólico (Equação 1) por um modelo exponencial negativo com a variável independente

o logaritmo neperiano do diâmetro torna-se pertinente (Equação 2), o que corrige essa incosistência, porém podendo acarretar em uma super estimação da taxa de crescimento (SCOLFORO, 2006).

Uma opção que corrige ambas as implicações problemáticas apresentadas anteriormente, consiste na retirada do logaritmo neperiano do diâmetro no modelo exponencial negativo (Equação 3). Ficando como variável independente apenas o DAP (SCOLFORO, 2006).

$$g = a(\text{Ln}(Dap_1))^2 + b\text{Ln}(Dap_1) + c \quad (1)$$

$$g = ae^{b\text{Ln}(Dap_1)} \quad (2)$$

$$g = ae^{bDap_1} \quad (3)$$

Em que: g = taxa de crescimento médio; a , b e c = parâmetros do modelo; Ln = logaritmo neperiano; e = exponencial; Dap = diâmetro a altura do peito.

Com base no modelo anterior (Equação 3) Scolforo et al. (2017), decidiram decompor o parâmetro assintótico (a) adicionando uma variável de densidade do povoamento. Permitindo-o prever em diversas densidades de plantio e aumentando sua flexibilidade. Apresentando a seguinte formulação:

$$g = (a + cDPH)e^{bDap_1} \quad (4)$$

Em que: g = taxa de crescimento médio; a , b e c = parâmetros do modelo; e = exponencial; Dap = diâmetro a altura do peito; DPH = densidade do povoamento por hectare.

Após deduções das equações apresentadas em Scolforo et al. (2017) obtêm-se:

$$m = \ln(d) + \left(\frac{-bd_{min}}{1x1!}\right) + \left(\frac{(-bd_{min})^2}{2x2!}\right) + \left(\frac{(-bd_{min})^3}{3x3!}\right) + \left(\frac{(-bd_{min})^4}{4x4!}\right) + \dots \quad (5)$$

$$t = \frac{1}{(a' + cDPH)} \left(\ln(d) + \left(\frac{-bd}{1x1!}\right) + \left(\frac{(-bd)^2}{2x2!}\right) + \left(\frac{(-bd)^3}{3x3!}\right) + \left(\frac{(-bd)^4}{4x4!}\right) + \dots \right) m \quad (6)$$

Em que: d = Dap predeterminado; d_{\min} = diâmetro de 5cm; m = tempo necessário para atingir o mínimo diâmetro de inclusão ($dap = 5\text{cm}$); DPH = densidade do povoamento por hectare; a , b e c = parâmetros do modelo exponencial; t = o tempo para atingir um Dap predeterminado.

Dessa maneira, ajustando o modelo exponencial (Equação 4), com seus parâmetros por meio dos mínimos quadrados não-lineares; substituindo na equação 5, obtém-se o tempo necessário para o Dap mínimo de inclusão (m) do inventário florestal; e posteriormente na equação 6, obtendo o tempo, para se atingir um DAP predeterminado (t) pelo manejador.

De posse dessas informações acima, têm-se um método apropriado para prognosticar o crescimento das espécies tropicais em diferentes densidades de povoamento, com o objetivo de usos múltiplos no manejo florestal e também identificá-las na busca da adequabilidade em programas de restauração florestal, garantindo o sucesso dos mesmos (SCOLFORO et al., 2017).

Com base nos trabalhos apresentados anteriormente Oliveira (2019), utilizou a técnica de ajuste de modelos lineares de efeitos mistos em conjunto com a técnica de *bootstrap* não-paramétrico para predição do acréscimo em diâmetro, altura e estoque de carbono de espécies florestais nativas. Nesse estudo, além da inclusão da variável densidade de povoamento, ele inclui a característica de macrosítio através de variáveis climáticas. Para se projetar os diâmetros foi utilizado a sugestão de Condit, Hubbel e Foster (1993), no cálculo da taxa de crescimento entre os dois inventários sucessivos, para o posterior rearranjo matemático da equação. Assim, o modelo constituiu-se de uma base lógica apresentada pelas espécies florestais e possibilitando a escolha daquelas que maximizam a estocagem de carbono e o crescimento do componente arbóreo em projetos de restauração para a mitigação dos passivos ambientais (OLIVEIRA, 2019).

De uma maneira geral, a modelagem da trajetória de crescimento de espécies florestais vêm apresentando avanços na capacidade de se prognosticar os seus resultados. Através de adequações mais realísticas no contexto ambiental e por meio do uso de técnicas estatísticas que possibilitam uma maior acurácia. Assim, refletindo em maiores sucessos dos projetos realizados por seus manejadores e demonstrando as necessidades da contínua evolução das metodologias empregadas.

3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

A FES apresenta grande abrangência dentro do estado de Minas Gerais e um processo de antropização notável, necessitando de projetos de reflorestamento e restauração florestal, otimizados e sustentáveis, possibilitando o êxito na produção, conservação e redução dos efeitos das mudanças climáticas. Nessa fitotofisionomia existem diversas espécies nativas que são utilizadas nesses projetos e aquelas mais representativas, que sugerem maior adaptação, variam em cada um dos remanescentes florestais, por sofrerem influência de diversas condições edafoclimáticas. Desse modo, ressaltando que a correta escolha das espécies para cada região está atrelada ao estudo da ecologia delas e a potenciais maiores ganhos em sustentabilidade, ambiental e econômica, desses projetos.

Uma maneira de se orientar e compreender a ecologia das espécies florestais é através da modelagem de nicho ecológicos, que através de diversas metodologias de modelos classificatórios e variáveis edafoclimáticas consistentes biologicamente, procuram obter estimativas precisas dos locais aonde a espécie ocorre ou se adapta. Essas muitas vezes realizadas pela seleção de variáveis independentes ligadas as variações de temperatura e disponibilidade hídricas. Assim, possibilitando os manejadores florestais realizarem um planejamento em uma escala macro dos lugares aonde as espécies serão plantadas e também possibilitando arbarcar as problemáticas dos efeitos das mudanças climáticas, guiando-os para localidades que os projetos de reflorestamento e restauração florestal sejam potencialmente corretos, para se perpetuarem por um longo período de tempo.

De posse das localidades, aonde a espécie ocorre ou se adapta melhor, torna-se pertinente saber quais espécies arbóreas possuem maior crescimento, para que os plantios possam maximizar sua estocagem de carbono e também para serem identificadas as espécies com potenciais de crescimento pronunciando, para vencer a matocompetição mais cedo, implicando em menores custos e ganhos ambientais. Assim, existem diversas formas de modelar o crescimento de espécies nativas arbóreas, porém geralmente esses modelos não levam em consideração as características ambientais do local. Com a adição de variáveis climáticas, ou seja macro-sítios, torna-se possível

realizar a distribuição das localidades aonde o desenvolvimento da espécie será verificando e consequentemente saber aonde os ganhos ecológicos e econômicos serão maiores.

Desse modo, através do cruzamento das informações das funções ecológicas das espécies, da distribuição de adequabilidade ambiental e os lugares que elas possuem maiores crescimento obtêm-se plantios de reflorestamento de nativas ou de restauração florestal aperfeiçoados.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, F. C. et al. O. Análise multicritério na definição de áreas prioritárias para recuperação florestal na bacia do Rio Doce, em Minas Gerais. **Nativa**, [S. l.], v. 8, n. 1, p. 81–90, 2020. DOI: 10.31413/nativa.v8i1.8130.

AMISSAH, L. et al. Rainfall and temperature affect tree species distribution in Ghana. **Journal of Tropical Ecology**, [S. l.], v. 30, n. 5, p. 435–446, 2014. DOI: 10.1017/S026646741400025X. Disponível em: https://www.cambridge.org/core/product/identifler/S026646741400025X/type/journal_article.

ANSALDI, B. H.; FRANKS, S. J.; WEBER, J. J. The influence of environmental factors on breeding system allocation at large spatial scales. **AoB PLANTS**, [S. l.], v. 10, n. 6, p. 1–11, 2018. DOI: 10.1093/aobpla/ply069. Disponível em: <https://academic.oup.com/aobpla/article/doi/10.1093/aobpla/ply069/5165816>.

BACCINI, A. et al. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. **Science**, [S. l.], v. 358, n. 6360, p. 230–234, 2017. DOI: 10.1126/science.aam5962. Disponível em: <http://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.aam5962>.

BRADIE, J.; LEUNG, B. A quantitative synthesis of the importance of variables used in MaxEnt species distribution models. **Journal of Biogeography**, [S. l.], v. 44, n. 6, p. 1344–1361, 2017. DOI: 10.1111/jbi.12894.

CAMPANILI, M.; SCHAFFER, W. B. **Mata Atlântica Patrimônio Nacional dos Brasileiros**. 2. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2010.

CAMPOS, W. H.; MARTINS, S. V. Natural regeneration stratum as an indicator of restoration in area of environmental compensation for mining limestone, municipality of barroso, MG. Brazil. **Revista Árvore**, [S. l.], v. 40, n. 2, p. 189–196, 2016. DOI: 10.1590/0100-67622016000200001. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622016000200189&lng=en&tlng=en.

CARVALHO, M. C. et al. Modelagem do nicho ecológicos de espécies arbóreas em uma área tropical brasileira. **Cerne**, [S. l.], v. 23, n. 2, p. 229–240, 2017. DOI: 10.1590/01047760201723022308.

COELHO, G. L. N.; CARVALHO, L. M. T. De; GOMIDE, L. R. Modelagem preditiva de distribuição de espécies pioneiras no estado de minas gerais. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, [S. l.], v. 51, n. 3, p. 207–214, 2016. DOI: 10.1590/S0100-204X2016000300002.

CONDIT, R.; HUBBEL, S. P.; FOSTER, R. B. Identifying fast-growing native trees from the Neotropics using data from a large , permanent census plot. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 62, p. 123–143, 1993.

COTRINA SÁNCHEZ, D. A. et al. Distribution Models of Timber Species for Forest Conservation and Restoration in the Andean-Amazonian Landscape, North of Peru. **Sustainability**, [S. l.], v. 12, n. 19, p. 7945, 2020. DOI: 10.3390/su12197945. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/12/19/7945>.

DORMANN, C. F. et al. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, [S. l.], v. 36, n. 1, p. 27–46, 2013. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>.

EKSTRÖM, M. et al. Logistic regression for clustered data from environmental monitoring programs. **Ecological Informatics**, [S. l.], v. 43, n. October 2017, p. 165–173, 2018. DOI: 10.1016/j.ecoinf.2017.10.006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2017.10.006>.

ESQUIVEL-MUELBERT, Adriane et al. Seasonal drought limits tree species across the Neotropics. **Ecography**, [S. l.], v. 40, n. 5, p. 618–629, 2017. DOI: 10.1111/ecog.01904. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/ecog.01904>.

GARDNER, A. S.; MACLEAN, I. M. D.; GASTON, K. J. Climatic predictors of species distributions neglect biophysiological meaningful variables. **Diversity and Distributions**, [S. l.], v. 25, n. 8, p. 1318–1333, 2019. DOI: 10.1111/ddi.12939.

GUERRA, A. et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, [S. l.], v. 458, n. November 2019, 2020. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117802.

HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks. **Cold Spring Harbour Symposium on Quantitative Biology**, New York, n. 22, p. 415-427, 1957.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012.

JIANG, H. Taking Down the “Great Green Wall”: The Science and Policy Discourse of Desertification and Its Control in China. In: BEHNKE, R. H.; MORTIMORE, M. (org.). **The End of Desertification?** Berlin: Springer-Verlag, 2016. p. 513–536. DOI: 10.1007/978-3-642-16014-1_19. Disponível em: http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-16014-1_19.

JUNIOR, A. W. S. et al. Estrutura e grupos ecológicos de um trecho de floresta estacional semidecidual montana no município de Dom Silvério, Minas Gerais. **Revista Interface (Porto Nacional)**, [S. l.], v. 605, n. 12, p. 55–69, 2017.

KARGER, D. N. et al. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. **Scientific Data**, [S. l.], v. 4, n. 1, p. 170122, 2017. DOI: 10.1038/sdata.2017.122. Disponível em: <http://www.nature.com/articles/sdata2017122>.

MA, B.; SUN, J. Predicting the distribution of *Stipa purpurea* across the Tibetan Plateau via the MaxEnt model. **BMC Ecology**, [S. l.], v. 18, n. 1, p. 10, 2018. DOI: 10.1186/s12898-018-0165-0. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s12898-018-0165-0>.

MAIA, V. A. et al. The carbon sink of tropical seasonal forests in southeastern Brazil can be under threat. **Science Advances**, [S. l.], v. 6, n. 51, p. 1–12, 2020. DOI: 10.1126/SCIADV.ABD4548.

MCDONALD, T. et al. **International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts**. Washington: Society for Ecological Restoration, 2016. 48 p.

MEIRA-NETO, J. A. A. et al. Estrutura de uma floresta estacional semidecidual submontana em área diretamente afetada pela usina hidrelétrica de pilarr, Ponte Nova, Zona da mata de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 21, n. 3, p. 337–344, 1997.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Planaveg: Plano nacional de recuperação da vegetação nativa**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Ministério da Educação, 2017.

NAVES, R. P.; VAN DEN BERG, E. Characterization of a semideciduous forest in varginha, MG. and comparison with remaining forest fragments in the region. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 3, p. 361–370, 2012.

NETO, A. M. et al. Transposição do banco de sementes do solo como metodologia de restauração florestal de pastagem abandonada em Viçosa, MG. **Revista Arvore**, [S. l.], v. 34, n. 6, p. 1035–1043, 2010. DOI: 10.1590/S0100-67622010000600009.

OLIVEIRA, H. F. D. E. Estratégia de maximização de carbono na savana brasileira. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia F) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

ÖZKALE, M. R.; LEMESHOW, S.; STURDIVANT, R. Logistic regression diagnostics in ridge regression. **Computational Statistics**, [S. l.], v. 33, n. 2, p. 563–593, 2018. DOI: 10.1007/s00180-017-0755-x. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s00180-017-0755-x>.

PHILLIPS, O.; LEWIS, S. Evaluating the tropical forest carbon sink. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 20, n. 7, p. 2039–2041, 2014. DOI: 10.1111/gcb.12423.

RICKLEFS, R. E.; HE, F. Region effects influence local tree species diversity. **Proceedings of the**

National Academy of Sciences, [S. l.], v. 113, n. 3, p. 674–679, 2016. DOI: 10.1073/pnas.1523683113. Disponível em: <http://www.pnas.org/lookup/doi/10.1073/pnas.1523683113>.

RODRIGUES, B. D.; MARTINS, S. V.; LEITE, H. G. Avaliação do potencial da transposição da serapilheira e do banco de sementes do solo para restauração florestal em áreas degradadas. **Revista Árvore**, [S. l.], v. 34, n. 1, p. 65–73, 2010. DOI: 10.1590/s0100-67622010000100008.

SCOLFORO, H. F. et al. Spatial distribution of aboveground carbon stock of the arboreal vegetation in Brazilian Biomes of Savanna, Atlantic Forest and Semi-arid woodland. **PLoS ONE**, [S. l.], v. 10, n. 6, p. 1–20, 2015. DOI: 10.1371/journal.pone.0128781.

SCOLFORO, H. F. et al. A new model of tropical tree diameter growth rate and its application to identify fast-growing native tree species. **Forest Ecology and Management**, [S. l.], v. 400, p. 578–586, 2017. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.06.048. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.048>.

SCOLFORO, J. R. S. **Biometria Florestal: Modelos de crescimento e produção florestal**. Lavras : UFLA/ FAEPE, 2006.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M.; SILVA, C. P. de C. **Inventário Florestal de Minas Gerais: Floresta Estacional Semidecidual e Ombrófila - Florística, Estrutura, Diversidade, Similaridade, Distribuição Diamétrica e de Altura, Volumetria, Tendências de Crescimento e Áreas Aptas para Manejo**. Lavras: Editora UFLA, 2008.

SILVA, K. de A. et al. Direct sowing with transposition of litter as methodology of ecological restoration. **Revista Arvore**, [S. l.], v. 39, n. 5, p. 811–820, 2015.

SILVA, K. de A. et al. Restauração florestal de uma mina de bauxita: Avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas plantadas. **Floresta e Ambiente**, [S. l.], v. 23, n. 3, p. 309–319, 2016. a. DOI: 10.1590/2179-8087.142515.

SILVA, N. R. S. et al. Composição florística e estrutura de uma floresta estacional semidecidual montana em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 28, n. 3, p. 397–405, 2004.

SILVA, R. G. et al. Avaliação do processo de restauração de Área de Preservação Permanente Degradada no Sul de Minas Gerais. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá, v. 9, n. 1, p. 147–162, 2016. b. DOI: 10.17765/2176-9168.2016v9n1p147-162.

SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil ’ s Forest Code. **Science**, [S. l.], v. 344, n. April, p. 363–364, 2014. DOI: 10.1126/science.1246663.

SOBERON, J.; PETERSON, A. T. Interpretation of Models of Fundamental Ecological Niches

and Species' Distributional Areas. **Biodiversity Informatics**, [S. l.], v. 2, n. 10, p. 3392–3396, 2005. DOI: 10.17161/bi.v2i0.4. Disponível em: <https://journals.ku.edu/jbi/article/view/4>.

SOUZA, P. B.; NETO, J. A. A. M.; SOUZA, A. L. Diversity and phytosociological structure of a topographic gradient in seasonal semideciduous forest of mata mumbaça, mg. **Cerne**, Lavras, v. 19, n. 3, p. 489–499, 2013.

STEFANELLO, D. et al. Síndromes de dispersão de diásporos das espécies de trechos de vegetação ciliar do rio das Pacas, Querência - MT. **Acta Amazonica**, [S. l.], v. 40, n. 1, p. 141–150, 2010. DOI: 10.1590/s0044-59672010000100018.

SUDING, K. et al. Committing to ecological restoration. **Science**, [S. l.], v. 348, n. 6235, p. 638–640, 2015. DOI: 10.1126/science.aaa4216.

VIANA, R. H. O. et al. Fitossociologia do estrato arbóreo de um fragmento de floresta estacional semidecidua montana - “Mata da Agronomia”, Viçosa- Mg. **Revista de Ciências Ambientais**, Canoas, v.10, n.2, p.141-155, 2016.

VELDMAN, J. W. et al. Tyranny of trees in grassy biomes. **Science**, [S. l.], v. 347, n. 6221, p. 484–485, 2015. DOI: 10.1126/science.347.6221.484-c. Disponível em: <https://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.347.6221.484-c>.

WAN, J.; ZHANG, Z.; WANG, C. Identifying potential distributions of 10 invasive alien trees: implications for conservation management of protected areas. **Environmental Monitoring and Assessment**, [S. l.], v. 190, n. 12, p. 739, 2018. DOI: 10.1007/s10661-018-7104-6. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10661-018-7104-6>.

YU, F. et al. Climatic niche breadth can explain variation in geographical range size of alpine and subalpine plants. **International Journal of Geographical Information Science**, [S. l.], v. 31, n. 1, p. 190–212, 2017. DOI: 10.1080/13658816.2016.1195502. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/13658816.2016.1195502>.

SEGUNDA PARTE – ARTIGOS

ARTIGO 1 – MODELAGEM DE NICHOS ECOLÓGICOS DAS PRINCIPAIS ESPÉCIES ARBÓREAS DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DE MINAS GERAIS.

Alexandre Molino Fogli, Henrique Ferraço Scolforo, José Roberto Soares Scolforo e Thiza Falqueto Altoé

O presente artigo é uma versão preliminar, redigido conforme a NBR 6023 (ABNT, 2018) e formatado de acordo com o Manual da UFLA de apresentação de teses e dissertações, que poderá sofrer alterações a critério do escopo e do corpo editorial da revista, à ser escolhida, apresentada aqui na versão em português.

RESUMO

São notáveis os impactos da degradação e do desmatamento em diversas escalas nas florestas ao longo dos trópicos. Dessa forma, observam-se diversos estudos de nicho ecológico que buscam a alocação e a distribuição das espécies utilizando tanto variáveis edáficas quanto climáticas para restaurá-las. Entre elas é perceptível a importância de estabelecer locais onde se têm uma maior adaptação das espécies, em relação às variações da temperatura e da disponibilidade hídrica. Assim, o objetivo desse trabalho foi definir as principais espécies arbóreas nas Florestas Estacionais Semidecíduais (FES) de Minas Gerais, de acordo com suas características relevantes para programas de restauração florestal e modelar o nicho de cada uma delas com base em variáveis climáticas por meio da regressão logística Ridge, com a análise da sua acurácia. Também se verificou a influência dos preditores no sucesso adaptativo das espécies selecionadas e a distribuição delas nas FES. Por último, realizou-se a avaliação das incertezas do banco de dados das espécies para inferir com exatidão os locais potenciais em que terão sucesso adaptativo se plantadas. Para as análises foram utilizados ao longo do estado 78 fragmentos. Consideraram-se como as principais espécies florestais, nas FES, as 20 com maiores valores de Índice de Valor de Cobertura em porcentagem (VC%). As espécies selecionadas foram classificadas de acordo com grupos sucessionais, seus grupos de síndrome de dispersão das sementes e a condição edafoclimática em que se observa sua presença. A modelagem de nicho levou em consideração para a determinação probabilística de sucesso adaptativo as variáveis independentes: média da amplitude diurna; isothermalidade; sazonalidade da temperatura; sazonalidade da precipitação; déficit hídrico climático máximo (CWD). Para avaliar a eficiência da classificação dos modelos ecológicos, utilizou-se a *Area Under the Curve* (AUC) e utilizando os limites estabelecidos pelo *maximum test sensitivity plus specificity* (maxSS), as estatísticas de Sensibilidade, Especificidade e a *True Skill Statistic*. Para verificar com exatidão os locais de adaptabilidade das espécies utilizou-se a técnica de *bootstrap*. As principais espécies nas FES de Minas Gerais segundo o IVC% são: *Copaifera langsdorffii*, *Inga vera*, *Tapirira obtusa*, *Myrcia splendens*, *Protium spruceanum*, *Myracrodruon urundeuva*, *Tapirira guianensis*, *Anadenanthera colubrina*, *Eremanthus incanus*, *Triplaris gardneriana*, *Cecropia pachystachya*, *Mabea fistulifera*, *Astronium fraxinifolium*, *Ocotea corymbosa*, *Machaerium villosum*, *Casearia sylvestris*, *Lithraea molleoides*, *Cupania vernalis*, *Croton urucurana* e *Guarea guidonia*. Todas apresentam características potenciais na restauração florestal, com as duas que possuem maior flexibilidade edafoclimática nos fragmentos observados são *Copaifera langsdorffii* e *Inga vera*, enquanto a mais restrita é *Eremanthus incanus*. Produziram-se estimativas acuradas em 85% das distribuições modeladas. As variáveis climáticas, média da amplitude diurna da temperatura, sazonalidade da temperatura e o CWD são as que causam maior influência na adaptação das espécies estudadas. As espécies que possuem maior distribuição de alta probabilidade de sucesso adaptativo nas FES são: *C. langsdorffii*, *A. colubrina*, *O. corymbosa* e *C. vernalis*. E aquelas que obteve-se regiões de adaptabilidade mais fidedignas são: *C. langsdorffii*, *T. obtusa*, *M. splendens*, *T. guianensis*, *T. gardneriana*, *A. fraxinifolium*, *O. corymbosa*, *M. villosum* e *C. vernalis*.

Palavras-chave: Regressão logística, *bootstrap* não-paramétrico, Regressão Ridge, Variáveis climáticas.

1 INTRODUÇÃO

Embora as florestas tropicais correspondam a menos de 10% do globo terrestre, elas possuem extrema importância na manutenção da biodiversidade, devido à grande parte de suas espécies vegetais estarem situadas em seu domínio (MAYAUX et al., 2005). Elas também exercem diversos serviços ecossistêmicos e possuem uma alta capacidade de estocagem de carbono, assim constituindo um dos principais sumidouros de carbono no mundo (PHILLIPS; LEWIS, 2014). No entanto, devido a elevadas taxas de desmatamento e degradação florestal esse panorama vem se modificando. Muitos ecossistemas dos trópicos estão com taxas reduzidas de estocagem de carbono, em sua biomassa a cima do solo, se tornando fontes emissoras de Gases de Efeito Estufa (GEE)(BACCINI et al., 2017 ;MAIA et al., 2020). Nesse contexto, observam-se florestas exploradas e degradadas em praticamente toda a região tropical (BACCINI et al., 2017). Segundo a FAO (2020), mais de 90% do desmatamento global ocorreu nas regiões tropicais entre os anos de 1990 e 2020 em uma taxa de 9,28 milhões de hectares anuais entre 2015 e 2020.

No Brasil e mais especificamente no estado de Minas Gerais esse cenário não é diferente, elucidado pela redução dos ecossistemas naturais em seus principais biomas. Na Mata Atlântica, o desflorestamento em área nos últimos seis anos em comparação aos outros estados foi o maior, com uma redução de 144.271 ha no período de 2000 a 2019 (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2020). Já no bioma Cerrado, o estado se posiciona em terceiro lugar em desmatamento no Brasil, correspondendo no período de 2001 a 2019, a um alarmante valor de 4.482.347 ha (ASSIS et al., 2019). Conseqüentemente, na fitofisionomia mais abrangente do estado, a Floresta Estacional Semidecidual (FES), observa-se os seus remanescentes majoritariamente compostos por florestas secundárias (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010). Ou seja, dos fragmentos que não tiveram sua paisagem completamente convertida, em um passado recente, já sofreram algum tipo de perturbação. Dessa forma, são notáveis os impactos da degradação e desmatamentos em diversas escalas ao longo dos trópicos.

Com isso, deve-se estimular programas de restauração ligados a autossustentabilidade de seus projetos, recuperação das funções do ecossistema e de sua estrutura por meio de espécies que

estejam ligadas ao contexto ambiental e histórico do local (RODRIGUES et al., 2011; STRASSBURG et al., 2020). O sucesso desses projetos, de uma maneira geral, corroborará com uma menor intervenção humana, que é otimizada através da adoção de espécies com rápido crescimento, fechamento do dossel, aumento da biomassa e consequente redução dos custos (ALVINO-RAYOL; ROSA; RAYOL, 2011; SCOLFORO et al., 2017; STRASSBURG et al., 2020). No entanto, muitas das vezes utilizam-se espécies que não seguem o propósito daquele ecossistema (VELDMAN et al., 2015) ou as plantam em lugares onde climatologicamente não irão perpetuar (JIANG, 2016).

Dessa forma, existem diversos estudos de nicho ecológico que buscam saber a correta alocação e distribuição das espécies utilizando tanto variáveis edáficas quanto climáticas. Dentre elas é perceptível a importância de estabelecer locais aonde se têm uma maior adaptação das espécies ligadas às variações da temperatura e a disponibilidade hídrica, esses importantes direcionadores do nicho desses indivíduos (AMISSAH et al., 2014; COTRINA SÁNCHEZ et al., 2020; ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017; MA; SUN, 2018; RICKLEFS; HE, 2016; WAN; ZHANG; WANG, 2018; YU et al., 2017). Para isso, precisa-se de modelos acurados com uma correta classificação de seus habitats (MCDONALD et al., 2016). Entretanto, são poucos os estudos que utilizam a regressão logística Ridge para modelagem de nicho de espécimes arbóreos. Essa se tornando pertinente pelo potencial de redução da multicolinearidade (ÖZKALE; LEMESHOW; STURDIVANT, 2018) recorrente em variáveis climáticas (AMISSAH et al., 2014; ANSALDI; FRANKS; WEBER, 2018; DORMANN et al., 2013; RICKLEFS; HE, 2016).

Assim, o objetivo geral desse trabalho é definir as principais espécies arbóreas nas Florestas Estacionais Semidecíduais (FES) de Minas Gerais, de acordo com suas características potenciais para programas de restauração florestal. Os objetivos específicos são: a) modelar o nicho das principais espécies com o uso de variáveis climáticas por meio da regressão logística Ridge com a análise da sua acurácia; b) verificar a influência dos preditores no sucesso adaptativo das espécies selecionadas; c) determinar a alocação das espécies mais restritas e abrangentes pelo modelo de nicho ecológico d) determinar as espécies de maior valor de distribuição percentual na bacia hidrográfica com maior área de ocorrência da FES no estado de MG e; e) realizar a avaliação das

incertezas do banco de dados de cada espécie para inferir com exatidão os locais potenciais em que as mesmas terão sucesso adaptativo se plantadas ou que necessitarão de maior verificação da trajetória ambiental.

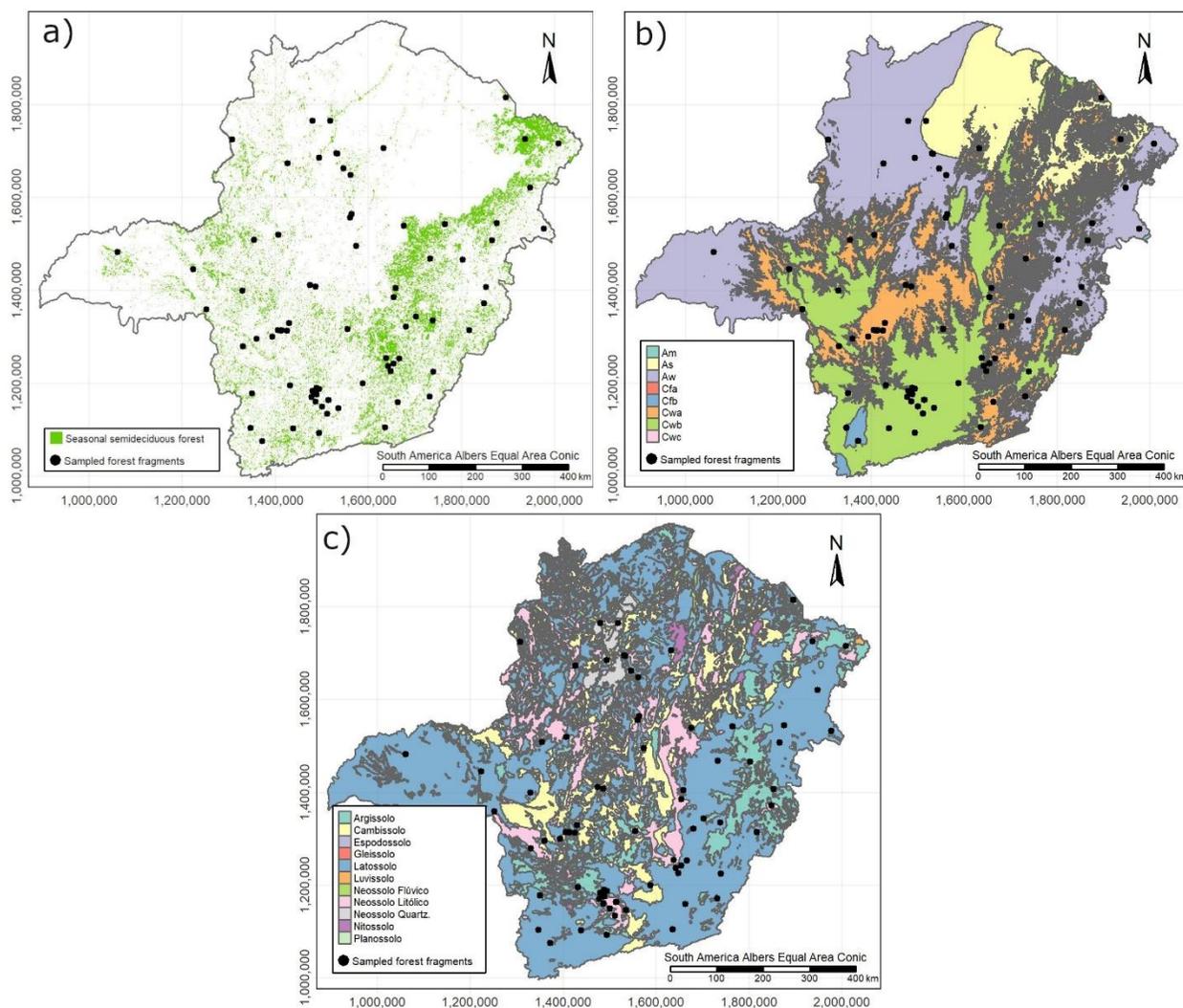
2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo contemplou a fitofisionomia da Floresta Estacional Semidecidual do estado de Minas Gerais, que são caracterizadas pela estacionalidade do clima, verões chuvosos e períodos de seca, influenciando na biologia de suas espécies, muitas caducifólias, resultando em perdas de 20 a 50% das folhas do conjunto florestal (IBGE, 2012). Ao longo de suas florestas foram amostrados 78 fragmentos nas principais bacias hidrográficas do estado de Minas Gerais (Figura 1), sendo 15 deles classificados como Florestas Estacionais Semidecíduais Submontana e 63 como Florestas Estacionais Semidecíduais Montana.

Devido à distribuição dos fragmentos amostrados, diversas condições edafoclimáticas foram abarcadas, com base na classificação climática de Köppen, tem-se 21 fragmentos com clima Cwa (subtropical de inverno seco), 30 Cwb (subtropical de altitude, com inverno seco e verão ameno), 23 Aw (tropical com chuvas concentradas no verão e inverno seco), três As (tropical quente e úmido, com inverno seco) e um Cfb (temperado, com verão ameno) (ALVARES et al., 2013). Assim, esse estudo compreende áreas com uma alta variedade de temperaturas médias anuais (17°C a 25°C), precipitação anual (817 mm a 1959 mm), evapotranspiração potencial anual (930 mm a 1683mm) e déficit hídrico climático máximo (-791 a -141). Em relação à classificação pedológica predominantes nos fragmentos, constata-se 51 áreas de Latossolos, 11 Cambissolos, cinco Argissolo, cinco Neossolo Litólico e seis Neossolo Flúvico (Figura 1) (SCOLFORO et al., 2008).

Figura 1 –Localização dos fragmentos amostrados no Inventário Florestal de Minas Gerais (IFMG) de acordo com a distribuição das Florestas Estacionais Semidecíduais (a); classificação climática de Köppen (b) e classificação pedológica (c) do estado de Minas Gerais.



Fonte: Do autor (2021)

Também foram observadas diferentes condições de estágio de regeneração dos remanescentes florestais, conforme indicado por Scolforo et al. (2008), 53 fragmentos apresentavam condição de floresta madura, 18 em estágio de regeneração avançada, cinco em

estágio de regeneração média e dois de florestas majoritariamente monodominante, um com *Eremanthus icanus* e o outro com *Myracrodruon urundeuva*.

2.2 Inventário florestal

O banco de dados utilizado derivou do Inventário Florestal de Minas Gerais (IFMG). Os 78 fragmentos foram mensurados entre os anos de 2005 a 2008, sendo que 22 deles foram remeidos no ano de 2011, o que gerou um total de 1.942 parcelas (de 225, 250, 300, 400 e 1000 m²) e 161.548 indivíduos, correspondendo a 103 famílias, 416 gêneros e 1269 espécies identificadas. Todos os indivíduos limítrofes e de dentro das parcelas que possuíam a circunferência a 1,30 m de altura do solo (CAP) igual ou acima de 15,0 cm foram mensurados com fita métrica. Nos casos em que a plantas apresentavam perfilhamento, desde que o CAP de um dos fustes fosse maior ou igual ao nível de inclusão, todos os demais foram mensurados. Assim, todas as árvores perfilhadas tiveram o seu diâmetro a 1,30 m de altura do solo equivalente (DAPequivalente) calculados conforme apresentado a seguir:

$$DAP_{\text{equivalente}} = \sqrt{\sum_{i=1}^n \left(\frac{CAP_i}{\pi}\right)^2} \quad (7)$$

Em que: $DAP_{\text{equivalente}}$ = diâmetro a 1,30 m de altura do solo da árvore perfilhada, em centímetros, equivalente a mesma área seccional da somatória das áreas seccionais dos fustes individuais; CAP_i = circunferência a 1,30 m de altura do solo de cada fuste da árvore, também em centímetro; n = número de fustes do indivíduo arbóreo.

Para a identificação botânica, quando a espécie não foi reconhecida em campo, os ramos com folhas, flores e frutos, quando disponíveis, os dois últimos, foram coletados e então encaminhados para o herbário da Universidade Federal de Lavras para análise de suas exsicatas (SCOLFORO et al., 2008). Todos os nomes científicos e famílias foram conferidos como nomes corretos e aceitos na lista de espécies da Flora do Brasil (JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE

JANEIRO, 2020). Dos indivíduos mensurados em campo ocorreu um total de 12.194 sem as folhas, devido à caducidade do período da medição ou tiveram suas exsicatas descartadas pela presença de fungos, assim não sendo possível a sua identificação (SCOLFORO et al., 2008). Esses indivíduos foram contabilizados para efeito do cálculo da estrutura horizontal, por realizarem competição por recursos, porém retirados das outras análises. Da mesma forma, para 69 espécies desconhecidas, classificadas como morfo-espécies. Já os 4.075 indivíduos mortos observados, foram prontamente retirados dos cálculos da estrutura horizontal.

2.3 Seleção das principais espécies florestais das FES.

Utilizou-se os dados do inventário florestal para o cálculo dos parâmetros fitossociológicos da estrutura horizontal de cada fragmento, obtendo os valores de Densidade Absoluta (DA), Densidade Relativa (DR), Dominância Absoluta (DoA) e Dominância Relativa (DoR), para cada espécie, conforme Mueller-Dombois e Ellenberg (1974). A fim de se obter uma única estrutura horizontal, somaram-se os valores de DA e DoA extrapolados por hectare e dividiu este valor pelo número total de fragmentos, possibilitando o cálculo da DR, DoR e do VC% total.

Considerou-se as principais espécies florestais, na FES, aquelas com os 20 maiores valores do Índice de Valor de Cobertura em porcentagem (VC%), conforme descrito por Curtis e McIntosh (1950). O VC% é estimado pela soma do número de árvores relativas e as suas dimensões (área basal) relativas de determinada espécie no povoamento. Esse índice foi escolhido por não considerar a frequência de ocorrência das espécies, pois essa informação não é relevante para o estudo de distribuição de espécies na escala do estado de Minas Gerais visto que o processo de amostragem se deu em diversos fragmentos que possuem quantidade e tamanho de parcelas variados.

Foram verificados o uso em programas de restauração florestal das famílias com mais de uma espécie dentre as escolhidas. As 20 espécies foram classificadas em categorias sucessionais: pioneiras, secundária inicial e tardia (GANDOLFI; LEITÃO FILHO; BEZERRA, 1995), também

de acordo com suas síndromes de dispersão de sementes: zoocoria, anemocoria e autocoria (VAN DER PIJL, 1972), definidas através da revisão de literatura.

Também verificou-se a classificação de Koppen, a classificação de solo e a faixa altimétrica (FES de montana ou de Submontana) para determinar as espécies com maior e menor plasticidade ambiental através do maior ou menor número de ocorrência nos diferentes ambientes.

2.4 Seleção das variáveis climáticas

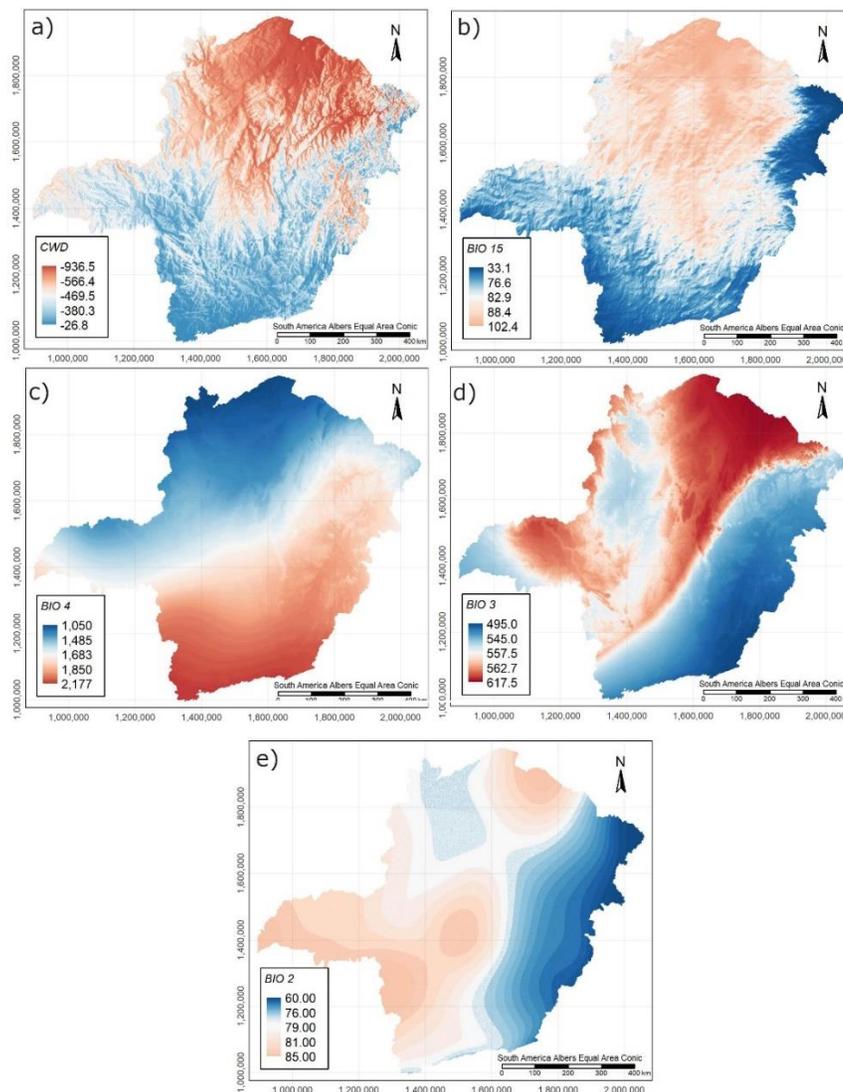
As variáveis climáticas foram obtidas no banco de dados CHELSA (*Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas*) com uma resolução espacial de 30 arcsec ou aproximadamente de um km em Datum horizontal WGS 84, com as coordenadas horizontais expressas em graus decimais. Esse banco de dados possui informações mensais de temperatura e precipitação para os anos de 1979 a 2013. Foram incluídas, também, outras 19 variáveis bioclimáticas (BIOCLIM) amplamente utilizadas na modelagem de nicho, além do valor de evapotranspiração potencial (ETP), calculado pelo método de Hargreaves e Samani (1985) (KARGER et al., 2017).

Também se calculou o déficit hídrico climático máximo (CWD) para o estado de Minas Gerais, por meio da somatória da diferença entre a precipitação mensal e a evapotranspiração potencial mensal somente quando essa diferença foi negativa (CHAVE et al., 2014), utilizando as informações obtidas no banco de dados do CHELSA, conferindo assim compatibilidade entre as variáveis climáticas diferentemente pelo disponibilizado por Chaves et al. (2014), que utilizou as informações do WORLDCLIM.

Dessa maneira foram escolhidas cinco variáveis climáticas (Figura 2). Primeiramente, selecionou-se o CWD para retratar o stress hídrico, que com valores negativos mais extremos limita a diversidade em todos os graus taxonômicos (espécie, gênero e família), a distribuição das espécies (ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017) e a biomassa (CHAVE et al., 2014). Nos fragmentos amostrados ele possui alta correlação de Spearman ($r^2 > 0,7$) com a ETP, precipitação anual, temperatura média anual, além das BIOCLIMs, que representam os meses e quartos anuais mais

quentes, frios, secos e úmidos. Assim, considerando-o uma variável climática com alto poder preditivo.

Figura 2 – Distribuição das variáveis climáticas utilizadas na modelagem de nicho das espécies em MG, em que: a) CWD = déficit hídrico climático máximo, em mm b) BIO15 = sazonalidade da precipitação, coeficiente de variação c) BIO4 = sazonalidade da temperatura, desvio padrão * 100 d) BIO 3 = isothermalidade, em porcentagem *10 e) BIO2 = média da amplitude diurna da temperatura, em °C * 10.



Fonte: Do autor (2021)

Devido o CWD retratar um déficit hídrico único, limitado pela diferença da ETP com a precipitação, ele não captura as oscilações das chuvas em sua totalidade nos fragmentos amostrados ($r^2 = -0,61$), então por ser uma característica observada nas FES, a sazonalidade da precipitação (Bio15) foi incorporada ao modelo. Seus valores são obtidos através do coeficiente de variação da precipitação mensal total, que quando apresenta resultados perto de 100 significam uma alta variabilidade anual das chuvas. Valores mais altos se associam a baixos valores de riquezas e a períodos de secas severas (RICKLEFS; HE, 2016).

Para expressar no modelo a relevância da flutuação da temperatura, para diferentes espécies, primeiro foi incluída a amplitude média diurna (BIO2), que é a média das amplitudes das temperaturas mensais. Segundo Zhao et al. (2018) essa variável possui maior influência na proporção entre frutos secos e carnosos de um ambiente e também pode afetar no sucesso reprodutivo de frutos carnosos, quando existe uma grande flutuação nos seus valores. Evans e Lyons (2013) observaram que o aumento da amplitude média diurna em conjunto com secas prolongadas são as principais causas de mortalidade na Austrália Ocidental. Com isso, a BIO2 em conjunto com o CWD formam uma importante ferramenta na predição de espécies com potencial de sobrevivência a ambientes mais extremos.

Após incluiu-se a isothermalidade (BIO3), que consiste na razão da média da amplitude diurna (BIO2) pela amplitude da temperatura anual (BIO7,) multiplicada por 100. Assim, caso ela apresente valores próximos a 100 pode-se dizer que a amplitude da temperatura dentro de um mês médio em relação ao ano é baixa. Estes valores estão associados a locais de diversidade mais elevada (RICKLEFS; HE, 2016). Segundo Amisshah et al. (2014), a isothermalidade influenciou em 45% na ocorrência das espécies estudadas, sendo que em 10% foi o fator que mais teve importância.

A última variável ligada à temperatura é a sua sazonalidade (sazonalidade da temperatura, BIO4), calculada a partir do desvio padrão dos 12 valores médios mensais. Dessa forma, quando se obtêm maiores valores também se têm maiores variações da temperatura ao longo do ano. Essa variável se demonstra importante na distribuição das espécies (AMISSAH et al., 2014; MA; SUN, 2018; WAN; ZHANG; WANG, 2018) e também no crescimento, pois nas épocas das chuvas a

produtividade primária líquida das árvores estão mais sensíveis às variações da temperatura (VLAM et al., 2014).

Portanto tem-se um modelo (Equação 8) em que agrega a distribuição das espécies segundo os limites estabelecidos pela sazonalidade das secas (ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017) e ao mesmo tempo pelas variações climáticas, que determinam o limite da distribuição das espécies tanto geograficamente quanto em altitude (YU et al., 2017). Com isso, a nível de fragmento o modelo de nicho ecológico seguiu a seguinte formulação:

$$PDSA = f(BIO2, BIO3, BIO4, BIO15, CWD) \quad (8)$$

Em que: PDSA = a probabilidade de sucesso adaptativo da espécie, 0 quando não observada no fragmento e 1 quando observada: BIO2 = amplitude média diurna da temperatura *10, em °C; BIO 3 = isothermalidade, em porcentagem *10; BIO4 = sazonalidade da temperatura, desvio padrão * 100; BIO15 = sazonalidade da precipitação, coeficiente de variação * 10; CWD = déficit hídrico climático máximo, em mm.

2.5 Modelagem de nicho por classificador logístico Ridge.

Para a modelagem de nicho, procedeu-se primeiramente pelo método da regressão logística utilizando os 78 fragmentos amostrados com a função “*logit*” e o estimador da Máxima Verossimilhança (ML). Observaram-se variáveis com multicolinearidade na modelagem de nicho de cinco espécies (Apêndice A), que foi verificada através do fator de inflação da variância (VIF), valor esse que expressa quanto uma variável é inflacionada devido à presença de colinearidade (BELSLEY; KUH; WELSCH, 1980). Segundo De Jongh et al. (2015), deve-se utilizar valores de VIF mais restritos, em amostras relativamente pequenas, no uso de regressões logísticas. No presente estudo consideramos valores de VIF maiores que cinco para classificar a presença de multicolinearidade (DAOUD, 2018; JAMES et al., 2013). Devido à importância de avaliar a eficiência da classificação de modelos de nicho ecológico por banco de dados independentes (FENG et al., 2019; VELASCO; GONZÁLEZ-SALAZAR, 2019), realizou-se a análise utilizando

apenas a base de dados de treinamento (54 fragmentos aleatórios) para o ajuste. Neste caso, foram observados 11 modelos com multicolinearidade.

Desse modo, a fim de manter a relevância biológica das variáveis, reduzir os efeitos da multicolinearidade e utilizar um método único de modelagem para todas as espécies, a determinação probabilística de sucesso foi realizada através da penalização dos parâmetros pela regressão logística Ridge proposta por Schaefer et al. (1984) e LeCessie and VanHouwelingen (1992), que foi recomendada como alternativa ao uso do estimador da ML (ÖZKALE; LEMESHOW; STURDIVANT, 2018). O pacote glmnet (FRIEDMAN; HASTIE; TIBSHIRANI, 2010) foi utilizado no software R Development Core Team (R CORE TEAM, 2018) para ajuste do modelo de nicho ecológico.

2.6 Seleção de limiar de probabilidade de sucesso adaptativo

Valores de alta ou baixa probabilidade de sucesso adaptativo da espécie foram obtidos através do *maximum test sensitivity plus specificity* (maxSS), também conhecido como “*Youden’s index*” (DOI, 2013; YAUDEN, 1950) ou *True Skill Statistic* (ALLOUCHE; TSOAR; KADMON, 2006). Esse índice maximiza a soma da sensibilidade com a especificidade (sensibilidade + especificidade - 1) e corresponde a um ponto na curva ROC (*receiver operating characteristic*), na qual a tangente da inclinação é igual 1, ou seja, com a maior distância vertical da linha diagonal de 45° (AKOBENG, 2007; LIU; WHITE; NEWELL, 2013). Para construção da curva ROC, traça-se a taxa de verdadeiros positivos (sensibilidade) no eixo y e a taxa de falso positivos (1-especificidade) no eixo x. Assim, valores maiores que o valor obtido no maxSS foram considerados como alta probabilidade de sucesso adaptativo da espécie; os menores, de baixa probabilidade. Neste sentido, aumenta-se a chance do modelo acertar os verdadeiros positivos e os falsos negativos.

Em detrimento do uso da classificação em presença e ausência da espécie comumente utilizada, preferiu-se denominar o resultado do modelo como alta ou baixa probabilidade de sucesso adaptativo da espécie, configurando da mesma forma uma classificação binária (alta ou

baixa probabilidade), porém que reflete os resultados probabilístico de uma regressão logística, dado o limiar estabelecido pelo maxSS, de cada espécie, e também condiz com o objetivo do trabalho em determinar áreas para plantios de restauração florestal onde a espécie venha a se estabelecer nas FES.

2.7 Avaliação do desempenho do modelo de nicho ecológico

Para avaliar a eficiência da classificação dos modelos ecológicos, utilizou-se uma medida usual, a *Area Under the Curver* (AUC) da curva ROC. Valores de AUC mais próximos a 0,5 possuem performance classificatória aleatória do modelo, enquanto que valores iguais a 1 caracterizam uma perfeita capacidade discriminatória. É importante ressaltar que essa análise diz sobre a capacidade do modelo em acertar a classificação e não em relação ao ajuste do modelo em si (VELASCO; GONZÁLEZ-SALAZAR, 2019). Assim, quando espécies com uma grande dispersão são analisadas, é normal se obter valores de AUC reduzidos (LOBO; JIMÉNEZ-VALVERDE; REAL, 2008). Para interpretar os valores de AUC, foi utilizada a classificação proposta por Swets (1988), a saber: boa: $AUC > 0,9$; útil: $0,9 > AUC > 0,7$ e ruim $AUC < 0,7$.

Calculou-se também, utilizando os limiares estabelecidos pelo maxSS para cada espécie, as estatísticas de Sensibilidade (Equação 9), Especificidade (Equação 10) e a *True Skill Statistic* (TSS) (Equação 11). Valor de TSS igual a +1 conferem um desempenho perfeito enquanto valores entre 0 e -1 indicam uma performance aleatória (ALLOUCHE; TSOAR; KADMON, 2006).

$$\text{Sensibilidade} = \frac{a}{a+c} \quad (9)$$

$$\text{Especificidade} = \frac{d}{b+d} \quad (10)$$

$$TSS = \frac{ad-bc}{(a+c)(b+d)} \quad (11)$$

Em que: a = é o número de sucessos classificados corretamente; b = o número de pontos onde a espécie não foi observada, mas a modelagem previu seu sucesso; c = o número de pontos

onde a espécie foi observada, mas o algoritmo previu sua baixa probabilidade de sucesso; d = o número de baixa probabilidade de sucesso corretamente classificado;

2.8 Geração de mapas, análise da distribuição da espécie e das variáveis climáticas

Os mapas foram gerados para cada espécie seguindo a classificação denominada acima (alta ou baixa probabilidade de sucesso adaptativo da espécie) com uma resolução espacial de 30 arcsec, utilizando a projeção equivalente cônica de Albers para a América do Sul, apenas para as localidades presentes das FES nos estado de MG, correspondendo a uma área de 51.641.25 km² (SCOLFORO; MELLO; SILVA, 2008).

Verificou-se a distribuição da espécie em porcentagem de sucesso adaptativo na na FES e em suas bacias hidrográficas federais e através do acesso dos valores obtidos em cada pixel no mapa acima. As espécies com mais de 70% foram consideradas espécies abrangentes nas FES e com valores abaixo de 35% espécies com o nicho mais restrito.

Para verificar quais variáveis climáticas possuíram maior efeito na modelagem de nicho de cada espécie pela Regressão Logística Ridge foi necessário realizar uma padronização dos parâmetros estimados. Essa padronização permite uma comparação direta entre os parâmetros e foi realizada por meio da transformação sugerida por Agresti (2007) para regressões logísticas (Equação 12).

$$\beta_A = \beta * \sigma_X \quad (12)$$

Em que: β_A = Parâmetro normalizado; β = Parâmetro estimado; σ_X = Desvio padrão do preditor utilizado.

2.9 Avaliação das incertezas do banco de dados

Para a análise das incertezas do banco de dados foi utilizada a técnica de reamostragem bootstrap não-paramétrica proposta por Efron (1979) . Desse modo, foram realizadas 100 simulações para cada uma das espécies selecionadas utilizando os 78 fragmentos observados, com

reposição. Assim, gerou-se uma distribuição normal para cada pixel com as probabilidades produzidas através da regressão logística Ridge, em que as extremidades referentes ao percentil 0,025 e o 0,975 foram eliminados. Com isso, se obtêm uma faixa de distribuição probabilística e quando o limiar estabelecido pelo maxSS de cada espécie (Tabela 3) estava inserido dentro desse intervalo, aquele pixel foi determinado como incerto. Caso o limiar estivesse abaixo dessa faixa foi considerado um pixel de alta probabilidade de sucesso adaptativo (APSA) e acima de baixa probabilidade de sucesso adaptativo (BPSA).

Por seguinte, é possível inferir se os pixels dos mapas gerados anteriormente consistiam de uma incerteza do banco de dados ou de áreas mais fidedignas a sua alta ou baixa adaptabilidade, bem como avaliar se o banco de dados utilizado na regressão logística Ridge sem a técnica de bootstrap geraram mapas satisfatórios.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Seleção das espécies florestais e sua caracterização para projetos de restauração florestal

Os 78 fragmentos tiveram em média uma densidade de 1380,53 árvores por hectares com uma dominância média de 22,18 m²/ha. Neles as 20 espécies selecionadas para o estudo corresponderam a 19% da densidade relativa (DR) e 21,75% da dominância relativa (DoR), resultando num IVC de 20,38% do total (Tabela 1). Demonstrando que essas espécies dentre os 1339 itens possuem uma elevada representatividade na fitofisionomia das FES, ressaltando a importância de estudar a ecologia e a distribuição dessas espécies para projetos de restauração florestal.

Tabela 1 – As 20 espécies selecionadas ordenadas pelos maiores valores de IVC% na Floresta Estacional Semidecidual de Minas Gerais com seus respectivos valores de número da espécie (Nº), número de fragmentos observados da espécie(NF), DA (número de árvores/ha), DR (%), DoA (m²/ha), DOR (%) e IVC (%).

Nº	Espécie	NF	DA	DR	DoA	DoR	IVC
1	<i>Copaifera langsdorffii</i>	56	31,34	2,27	0,94	4,25	3,26
2	<i>Inga vera</i>	30	9,41	0,68	0,44	1,97	1,32
3	<i>Tapirira obtusa</i>	41	16,57	1,20	0,32	1,43	1,32
4	<i>Myrcia splendens</i>	50	20,92	1,52	0,17	0,75	1,13
5	<i>Protium spruceanum</i>	30	16,33	1,18	0,24	1,07	1,13
6	<i>Myracrodruon urundeuva</i>	20	16,93	1,23	0,21	0,96	1,09
7	<i>Tapirira guianensis</i>	51	13,80	1,00	0,20	0,92	0,96
8	<i>Anadenanthera colubrina</i>	40	8,33	0,60	0,29	1,30	0,95
9	<i>Eremanthus incanus</i>	8	19,03	1,38	0,09	0,40	0,89
10	<i>Triplaris gardneriana</i>	17	8,27	0,60	0,24	1,08	0,84
11	<i>Cecropia pachystachya</i>	39	8,92	0,65	0,23	1,03	0,84
12	<i>Mabea fistulifera</i>	13	14,56	1,05	0,14	0,61	0,83
13	<i>Astronium fraxinifolium</i>	39	13,11	0,95	0,16	0,72	0,83
14	<i>Ocotea corymbosa</i>	44	8,99	0,65	0,20	0,92	0,79
15	<i>Machaerium villosum</i>	36	6,95	0,50	0,23	1,02	0,76
16	<i>Casearia sylvestris</i>	59	12,79	0,93	0,13	0,58	0,75
17	<i>Lithraea molleoides</i>	21	12,25	0,89	0,13	0,59	0,74
18	<i>Cupania vernalis</i>	43	10,89	0,79	0,12	0,52	0,66
19	<i>Croton urucurana</i>	22	8,89	0,64	0,14	0,65	0,65
20	<i>Guarea guidonia</i>	21	4,07	0,29	0,22	0,98	0,64
Total das espécies		-	262,32	19,00	4,82	21,75	20,38
Total geral		78	1380,53	100,00	22,18	100,00	100,00

A família com maior número de espécies, entre as selecionadas, foi a *Anacardiaceae*, representada por *Tapirira obtusa*, *Myracrodruon urundeuva*, *Tapirira guianensis*, *Astronium fraxinifolium* e *Lithraea molleoides* correspondendo a 4,20% do IVC. Também é a família que se observou a maior densidade, 72,95 árvores/ha, entre os indivíduos adultos das espécies (CAP > 15cm) com maior IVC, e sua presença em outros estudos de restauração florestal na FES (BALESTRIN et al., 2019; CAMPOS; MARTINS, 2016), devido sua distribuição

abrangente e capacidade de adaptação à ambientes antropizados, em que possuem alta luminosidade e baixa fertilidade do solo (CAMPOS; MARTINS, 2016).

Essas características pertencendo, também, a família *Myrtaceae* e *Asteraceae* (CAMPOS; MARTINS, 2016), cada com um exemplar entre as espécies selecionadas, correspondendo respectivamente a *Myrcia splendens* e *Eremanthus incanus*. A primeira se adapta a lugares com alto teor de alumínio (SCHMITT et al., 2018) e é utilizada em programas de restauração em áreas mineiradas em MG (BALESTRIN et al., 2019). A segunda possui uma alta taxa de germinação, quando originada de banco de sementes, em área de preservação permanente (APP) degradadas (SILVA et al., 2016c), devido sua rápida germinação em ambientes com alta luminosidade (VELTEN; GARCIA, 2005). Assim, indicada para recuperação de áreas mineiradas (JESUS et al., 2016), caracterizada por colonizar locais com baixa fertilidade, porém, não sendo recomendada para o uso na fitorremediação (ARAÚJO et al., 2018b). Ela possui importante função socioeconômica e potencialmente pode ser uma espécie invasora, por se apresentar em florestas praticamente monodominantes (ARAÚJO et al., 2018a). Essa última característica refletida nos resultados apresentados no presente estudo, com a presença de um fragmento majoritariamente de *E. incanus*, levando a um IVC de 0,89%, apesar de sua presença em oito fragmentos (Tabela 1).

Outras famílias selecionadas foram *Burseraceae*, *Polygonaceae*, *Urticaceae*, *Lauraceae*, *Salicaceae*, *Sapindaceae* e a *Meliaceae*, cada uma delas com uma espécie, retratadas respectivamente por *Protium spruceanum*, *Triplaris gardneriana*, *Cecropia pachystachya*, *Ocotea corymbosa*, *Casearia sylvestris*, *Cupania vernalis* e *Guarea guidonia*. Já a família *Euphorbiaceae* obteve dois representantes selecionados, sendo eles *Croton urucurana* e *Mabea fistulifera* comumente utilizadas em plantios de restauração e encontrada no estrato da regeneração natural em florestas secundárias (BALESTRIN et al., 2019; CAMPOS; MARTINS, 2016; RODRIGUES et al., 2019b).

Outra família com exemplares amplamente utilizados na restauração florestal e também na recuperação de área degradadas é a *Fabaceae*, devido sua associação com fungos micorrizicos arbusculares (FMA) e a bactéria, *Rhizobium*. Esses microrganismo simbióticos ajudam no estabelecimento das plantas hospedeira e vizinhas, através da liberação de nutrientes e de

mecanismos que favorecem a absorção nutricional (OKUBO; MATSUSAKA; SUGIYAMA, 2016). Consequentemente, promovendo um crescimento pronunciado em altura e área basal, em comparação com as não leguminosas (FIORE et al., 2019). Aspecto esse observado na maior dominância (1,89m²/ha) entre as famílias, das espécies selecionadas, resultando assim no maior IVC, 6,30%, apesar da segunda maior densidade, 53,03 árvores/ha (Tabela 1). No entanto, as espécies pertencentes a sub-família *Caesapilneodea*, em sua maioria, não estabelecem relações com as bactérias nodulares fixadoras de nitrogênio (NADAL; PASZKOWSKI, 2013; OLDROYD, 2013), um exemplo é a *Copaifera langsdorffii* (BARBERI et al., 1998). Essa espécie apesar de não realizar essa associação, possui alta relevância na restauração florestal retratada pelo seu rápido crescimento em diâmetro e altura (OLIVEIRA et al., 2015), função sócio-econômica (OLIVEIRA; LAMEIRA, 2017) e importante função ecológica na FES, ressaltada pelo maior IVC(%) entre as espécies observadas nos fragmentos (Tabela 1). Outras espécies, dessa família, selecionadas são: *Inga vera*, *Anadenanthera colubrina* e *Machaerium villosum*. As duas primeiras realizando simbiose com ambos tipos de microrganismos (BARBERI et al., 1998; FIORE et al., 2019; LIMA; CAMPOS; DA SILVA, 2015; MAIA; SCOTTI, 2010; PEDONE-BONFIM et al., 2018), enquanto que a última realiza associação unicamente com a *Rhizobium* (BARBERI et al., 1998). Todas essas são sugeridas em plantios de restauração florestal (FIORE et al., 2019).

Em programas de restauração florestal, além de verificar se já foram plantadas em outros projetos, deve-se levar em consideração o grupo ecofisiológico, que a espécie ocupa. Com base na correta escolha é possível melhorar a performance das espécies ao longo de graduais estágios sucessionais da floresta (WERDEN et al., 2020). Segundo Oliveira Filho e Scolforo (2008), no IFMG, 80% das principais espécies da FES foram classificadas como pioneiras, 15% secundárias iniciais e 5% secundárias tardias (Tabela 2). Espécies pioneiras, em geral, possuem maior eficiência na absorção de nitrogênio e fósforo, sendo indicadas pelo seu rápido crescimento nos estágios iniciais. Assim, ao longo da sucessão ecológica a estratégia das espécies, que vão se estabelecendo, mudam passando do favorecimento à aquisição de recursos para a conservação deles. Dessa maneira, as espécies dominantes em florestas mais maduras possuem menores valores de taxa fotossintética máxima, respiração e transpiração (HAN et al., 2020). Consequentemente,

apresentando menor crescimento e por isso com função importante nos ciclos mais longos do carbono e nitrogênio, sendo primordial para garantia da biodiversidade, trazendo benefícios econômicos e provendo serviços ecossistêmicos (LIMA; VIEIRA, 2013; SUDING et al., 2015).

Tabela 2– As 20 espécies selecionadas com os maiores valores de IVC% nas FES de Minas Gerais com o número da espécie (Nº) e seus respectivos grupos ecofisiológicos (GE), síndrome de dispersão (SD), faixa altimétrica (FA) e o clima pela classificação de Koppen dos lugares que a espécie foi observada

Nº	GE	SD	FA	Solo	Classificação de Koppen
1	P	Zoocoria	M/SM	AR/CA/LA/NF/NL	As/Aw/Cfb/Cwa/Cwb
2	P	Zoocoria	M/SM	AR/CA/LA/NF/NL	As/Aw/Cfb/Cwa/Cwb
3	P	Zoocoria	M/SM	AR/CA/LA/NL	As/Aw/Cfb/Cwa/Cwb
4	P	Zoocoria	M/SM	AR/CA/LA/NL	As/Aw/Cfb/Cwa/Cwb
5	SI	Zoocoria	M/SM	AR/CA/LA/NL	As/Aw/Cwa/Cwb
6	SI	Anemocoria	M/SM	CA/LA/NF/NL	As/Aw/Cwa/Cwb
7	P	Zoocoria	M/SM	AR/CA/LA/NL	As/Aw/Cfb/Cwa/Cwb
8	P	Anemocoria	M	AR/CA/LA/NF/NL	As/Aw/Cwa/Cwb
9	P	Anemocoria	M/SM	AR/LA	Cwa/Cwb
10	P	Anemocoria	M/SM	AR/CA/LA/NF	Aw/Cwa
11	P	Zoocoria	M/SM	AR/CA/LA/NF/NL	Aw/Cfb/Cwa/Cwb
12	P	Autocoria	M/SM	AR/CA/LA	As/Aw/Cwa/Cwb
13	SI	Anemocoria	M/SM	AR/CA/LA/NF/NL	As/Aw/Cfb/Cwa/Cwb
14	P	Zoocoria	M/SM	AR/CA/LA/NF/NL	As/Aw/Cfb/Cwa/Cwb
15	P	Anemocoria	M/SM	AR/CA/LA/NL	As/Aw/Cfb/Cwa/Cwb
16	P	Zoocoria	M/SM	AR/CA/LA/NF/NL	As/Aw/Cfb/Cwa/Cwb
17	P	Zoocoria	M	CA/LA/NL	As/Aw/Cwa/Cwb
18	P	Zoocoria	M/SM	AR/CA/LA/NL	As/Aw/Cfb/Cwa/Cwb
19	P	Autocoria	M/SM	CA/LA/NF/NL	Aw/Cwa/Cwb
20	ST	Zoocoria	M/SM	AR/CA/LA/NF	As/Aw/Cw/Cwb

Em que: P = Pioneira; SI = Secundária inicial; SR = Secundária tardia; M = Montana; SM= Submontana; AR = Argissolo; CA = Cambissolo; LA = Latossolo; NF = Neossolo Flúvico; NL = Neossolo Litólico.

Outra característica que se deve analisar é a síndrome de dispersão das espécies selecionadas. Entre as 20 principais obtiveram : 60% Zoocóricas, 30% Anemocóricas e 10% Autocóricas, conforme Tabela 2 (ARMANDO et al., 2011; BALESTRIN et al., 2019; CAMPOS; MARTINS, 2016; GOMES, 2018; SCHMITT et al., 2018; SILVA et al., 2016c). Esse resultado torna-se esperado devido a grande proporções de sementes dos indivíduos arbóreos nas florestas tropicais serem dispersos por animais (CAMPOS; MARTINS, 2016; STEFANELLO et al., 2010), tornando-se elemento fundamental na recuperação de áreas antropizadas, influenciando diretamente na recomposição da biodiversidade e no tamanho da população vegetal (FRANCO et al., 2014; GOMES, 2018). Assim também, corroborando com Howe e Swallowood (1982), a anemocoria em regiões tropicais, ocorre principalmente em fisionomias mais abertas do que em formações florestais. Em FES em recuperação, esse mecanismo torna-se importante, por estar relacionada apenas com fatores abióticos, podendo refletir o estágio de degradação do fragmento e por ocorrer sua dispersão principalmente em períodos de seca. Já as espécies autocóricas dispersam o ano todo, porém, com uma menor representatividade na FES de MG, devido uma distribuição agregada em seus fragmentos (PIÑA-RODRIGUES; AOKI, 2014).

Das 20 espécies com maior IVC apenas *E. incanus* e *L. molleoides* ocorreram unicamente em ambientes amostrados de montana (Tabela 2). Esse resultado pode ser explicado pela preferência de algumas espécies de plantas a ambientes de altitude (EISENLOHR et al., 2013; MUSCIANO et al., 2018) conforme relatado para *E. incanus* (SCOLFORO; OLIVEIRA; DAVIDE, 2012) e por Dias et al. (2007) para *L. molleoides*.

Quando verificada a plasticidade à adaptação edafoclimáticas, em classificação realizada por Scolforo, Mello e Silva (2008) e por Alvares (2013), as espécies com maior variabilidade também são aquelas com maiores IVC, *C. langsdorfii* e *I. vera* (Tabela 1 e 2). Essas informações são comprovada pela ampla distribuição das espécies no estado de MG (CARVALHO et al., 2017; SILVA et al., 2016a). Do outro lado está *E. incanus*, com menor flexibilidade ambiental, restrita ao centro-sul de MG.

3.2 Desempenho dos modelos de nicho ecológico

Das 20 espécies, que tiveram o seu nicho modelado por meio da regressão logística Ridge, aquelas com valores acima de 0,9 e considerado por Swets (1988) uma classificação preditiva binária boa foram as espécies *M. splendens*, *O. corymbosa* e *L. molleoides*. Esse resultado, nessas espécies, corroboraram com valores mais elevados obtidos pela estatística TSS (Tabela 3).

Tabela 3 – As 20 espécies selecionadas com os maiores valores de IVC% nas FES de Minas Gerais com o número da espécie (Nº) e suas respectivas métricas de avaliação do poder de classificação da modelagem de nicho, sendo elas: sensibilidade (Sens), especificidade (Espec), *true skill statics* (TSS), seus limiares utilizados para determinação binária pelo *maximum test sensitivity plus specificity* (maxSS) e a *area under the curve* (AUC).

Nº	Espécie	Sens	Espec	TSS	MaxSS	AUC
1	<i>C. langsdorffii</i>	1,000	0,000	0,000	0,500	0,633
2	<i>I. vera</i>	0,000	1,000	0,000	0,500	0,583
3	<i>T. obtusa</i>	0,929	0,800	0,729	0,530	0,871
4	<i>M. splendens</i>	0,938	1,000	0,938	0,635	0,977
5	<i>P. spruceanum</i>	0,000	1,000	0,000	0,5	0,250
6	<i>M. urundeuva</i>	1,000	0,632	0,632	0,270	0,821
7	<i>T. guianensis</i>	0,882	0,714	0,597	0,610	0,857
8	<i>A. colubrina</i>	1,000	0,733	0,733	0,515	0,867
9	<i>E. incanus</i>	0,667	0,857	0,524	0,150	0,746
10	<i>T. gardneriana</i>	1,000	0,682	0,682	0,230	0,841
11	<i>C. pachystachya</i>	0,875	0,750	0,625	0,560	0,836
12	<i>M. fistulifera</i>	0,750	0,750	0,500	0,210	0,725
13	<i>A. fraxinifolium</i>	0,714	0,600	0,314	0,455	0,779
14	<i>O. corymbosa</i>	1,000	0,818	0,818	0,420	0,965
15	<i>M. villosum</i>	0,750	0,750	0,500	0,500	0,854
16	<i>C. sylvestris</i>	0,722	0,833	0,556	0,770	0,787
17	<i>L. molleoides</i>	1,000	0,800	0,800	0,360	0,900
18	<i>C. vernalis</i>	1,000	0,625	0,625	0,175	0,727
19	<i>C. urucurana</i>	0,833	0,667	0,500	0,360	0,815
20	<i>G. guidonia</i>	0,000	1,000	0,000	0,500	0,656

Essas duas estatísticas, nas 20 espécies modeladas, funcionaram praticamente de maneira parelha, comprovada pela alta correlação (Correlação de Pearson = 0,84) encontrada no presente estudo e também por Allouche, Tsoar e Kadman (2006). Alguns autores sugerem que o TSS por ser uma estatística mais intuitiva, para medir a performance de modelos de distribuição de espécies deve ser usada preferencialmente em detrimento da curva ROC (AUC), sensibilidade e especificidade (ALLOUCHE; TSOAR; KADMON, 2006; SHABANI; KUMAR; AHMADI, 2018). No entanto, Yu, Cooper e Infante (2020) argumentaram que a performance de modelos de distribuição de espécies não devem ser testados por uma única métrica, podendo performar análises enviesadas. O mesmo autor relatou que alguns diagnósticos foram criados para dados balanceados, presença e ausência da espécie proporcional, e que muitas vezes os dados de presença são mais valiosos para entender a adaptação da espécie, que os de ausência. Ela podendo ser gerada por diversos fatores que não são inerentes as espécies, mas sim em relação muitas vezes a sazonalidade (dificuldade de identificação nas FES), amostragem, manejo e antropização do ambiente.

Dessa forma, a correta classificação preditiva da presença da espécie torna-se mais importante que a correta classificação preditiva de ausência, em diversos casos e mais especificamente quando pensa-se na probabilidade de sucesso adaptativo de determinada espécie para o uso no reflorestamento ou restauração florestal.

Com isso, quando avaliado o AUC em conjunto com a sensibilidade do modelo da *C. langsdorffii* percebe-se que a estimação pelo regressão Ridge produziu resultado ruim, segundo Swets (1988), para o AUC e perfeita em relação a sensibilidade (Tabela 3). Esse resultado pode ser explicado por três fatores interligados. Primeiro pela ampla distribuição geográfica e presença em 72% dos fragmentos, que aumentou a sensibilidade do modelo e reduziu o AUC. Fato esse, observado por Carvalho et al. (2017) em estudo para a mesma espécie, porém, em todas as fitofisionomias de MG. Segundo pelo AUC independe do limiar utilizado (AKOBENG, 2007; LIU; WHITE; NEWELL, 2013) e colocar pesos iguais para a sensibilidade e a especificidade, tornando nesse caso a sensibilidade uma melhor métrica em relação ao AUC (YU; COOPER; INFANTE, 2020). E por último pela amplitude probabilística de sucesso adaptativo antes da

transformação binária da espécie estar entre 74,06% e 74,08% para MG, comprovando a adaptabilidade da espécie a diversos ambientes.

O que já não se considerou para as espécies *G. guidonia*, *I. vera* e *P. supreceanum*, que também resultaram em classificações ruins (SWETS, 1988). Porém com uma perfeita classificação correta das ausências (especificidade) e nula para a classificação correta das presenças (sensibilidade), indo de forma contrária ao sugerido por Yu, Cooper e Infante (2020). Assim, gerou-se uma classificação completamente aleatória sendo comprovada pelos valores de TSS iguais a 0 e descartando o uso dessas espécies, na presente metodologia, para a geração de mapas e análise do nicho.

As outras 13 espécies tiveram uma classificação binária considerada útil ($0,7 > AUC < 0,9$), por Swets (1988), foram: *T. obtusa*, *M. urundeuva*, *T. guianensis*, *A. colubrina*, *E. incanus*, *T. gardneriana*, *C. pachystachya*, *M. fistulifera*, *A. fraxinifolium*, *M. villosum*, *C. sylvestris*, *C. vernalis* e *C. urucurana*.

Dessas, *C. sylvestris* e *E. incanus* tiveram os valores de especificidade maiores que os valores de sensibilidade (Tabela 3). A primeira foi observada em 59 fragmentos (Tabela 1), considerada uma espécie com uma ampla distribuição assim como *C. langsdorffii*. No entanto, o limiar que maximiza a sensibilidade e a especificidade (maxSS) nelas foram diferentes (Tabela 3). Motivo esse explicado devido a *C. langsdorffii* ter resultado numa faixa de probabilidade de sucesso adaptativo alta e restrita, o que fez o maxSS optar pelo valor máximo de sensibilidade devido a grande dispersão numérica e geográfica da espécie, ou seja, a máxima sensibilidade nesse caso foi o maxSS. Esse fato não ocorreu com a classificação realizada para *C. sylvestri*, em que os valores da probabilidade de sucesso adaptativo da espécie variavam de 38,31% a 93,38%, seguindo um gradiente longitudinal de sul para norte, permitindo que o maxSS resultasse em valor de especificidade maior que o de sensibilidade mesmo essa espécie com ampla distribuição nas FES.

O caso de *E. icanus* já foi o inverso, por ter sido observada em poucos fragmentos (Tabela 1), com valores de probabilidade de sucesso adaptativo de 0,73 % a 30,28% e uma ampla distribuição de ausência da espécie, ou seja, se tornava mais fácil pra classificação acertar os erros.

Mas não que isso se configurou em uma subestimação da área de alto sucesso adaptativo da espécie e, pelo contrário, os poucos valores de sucesso adaptativo (1) fizeram que o limiar do maxSS se tornasse um valor pequeno para poder acertá-los (*trade-off* entre sensibilidade e especificidade). Assim, espécies raras quando utilizadas como limiar o maxSS possuem alta chance de obter áreas superestimadas (FREEMAN; MOISEN, 2008; MANEL; WILLIAMS; ORMEROD, 2001).

Nessas espécies com baixa prevalência, os erros de omissão se tornam ainda mais importante que os erros de comissão na modelagem preditiva. Isso, podendo acarretar em problemas de manejo voltado a conservação, contribuindo para a perda da biodiversidade (LIU; NEWELL; WHITE, 2016) e restringindo áreas aonde a espécie possivelmente se adaptaria em programas de restauração ambiental. Dessa forma, o maxSS pode suprir erros observacionais e suas consequências, em casos de sobrestimação. Uma outra forma de corrigir as superestimativas na distribuição das espécies ou localizações indesejadas e mitigar os erros, além de possuir uma modelagem preditiva acurada, deve-se definir a trajetória do ambiente *in loco*, através de inventários anteriores as antropizações, ecossistemas próximos de referência e o conhecimento dos nativos (MCDONALD et al., 2016).

3.3 Distribuição da probabilidade de sucesso adaptativo das espécies nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.

A FES em MG, ocupam uma área de 51.709,55 km² nos mapas gerados pelo presente estudo. Assim, diferiu do resultado apresentados pelo IEF-MG, em que a área mensurada foi de 51.641,25 km². Essa diferença nos resultados ocorreu devido a transformação de polígonos em pixels, em que a resolução utilizada de aproximadamente 1km², transforma áreas que não eram completamente ocupadas pelos polígonos, foram preenchidas completamente pelos pixels. Correspondendo assim, a uma área de 8,81% em MG, sendo a fitofisionomia com maior área no estado.

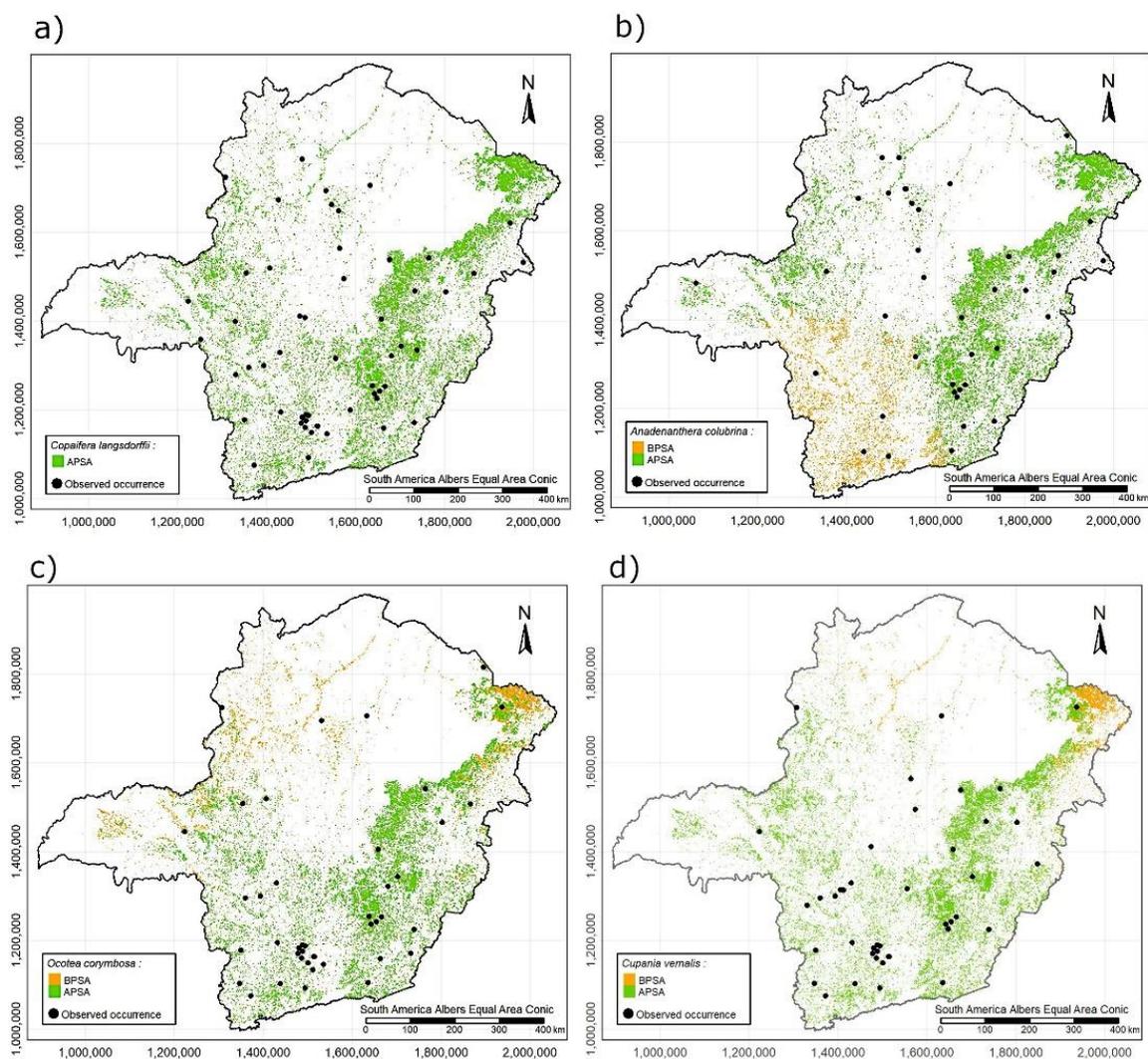
As espécies que resultaram em alta probabilidade de sucesso adaptativo (APSA), com área dentro dessa fitofisionomia, superior a 70% foram: *Copaifera langsdorffii*,

Anadenanthera colubrina, *Ocotea corymbosa* e *Cupania vernalis*. A primeira apresentou APSA por toda a fitofisionomia; a segunda obteve baixa probabilidade de sucesso adaptativo (BPSA) na porção sudoeste do estado, não sendo adequado o plantio em 93% da área correspondentes as FES na bacia do Rio Grande e na totalidade na bacia do Piracicaba-Jaguari; a terceira apresentou fato contrário ao anterior, em que foram as bacias mais ao norte com maior proporção por área de BPSA, as mais expressivas delas com 73% na bacia do Itanhém, 47% na do Jucuruçu e 42% do Jequetinhonha; e a última seguiu padrão parecido com a anterior, resultou nas mesmas bacias com maiores percentuais de área de BPSA, porém com o agravante de valores superiores para as bacias do Itanhém e do Jucuruçu, respectivamente de 87% e 85%, e a região noroeste com maior área de APSA (Figura 3).

Também, obteve-se espécies que resultaram em áreas mais restritas de APSA, com valores inferiores a 35% da área ocupada na FES do estado de MG. A mais restrita foi *Eremanthus incanus* ocupando 15% e se distribuindo mais ao sul, com maiores percentuais de APSA nas bacias do rio Piracicaba-Jaguari, Paraíba do Sul, Itabapoãna e do Itapemirim. A seguir, *Lithraea molleoides* cobriu uma área de 25%, observada principalmente na bacia do Rio Grande e do Piracicaba-Jaguari, compreendendo a região sudoeste de MG. Já, *Croton urucurana* concentrou os valores de APSA (31%) principalmente na bacia do Rio Paraíba do Sul, o que ocorreu também para *Machaerium villosum* (34% APSA) com o adicional da abrangência da bacia do Piracicaba-Jaguari e do Rio Grande (Figura 4).

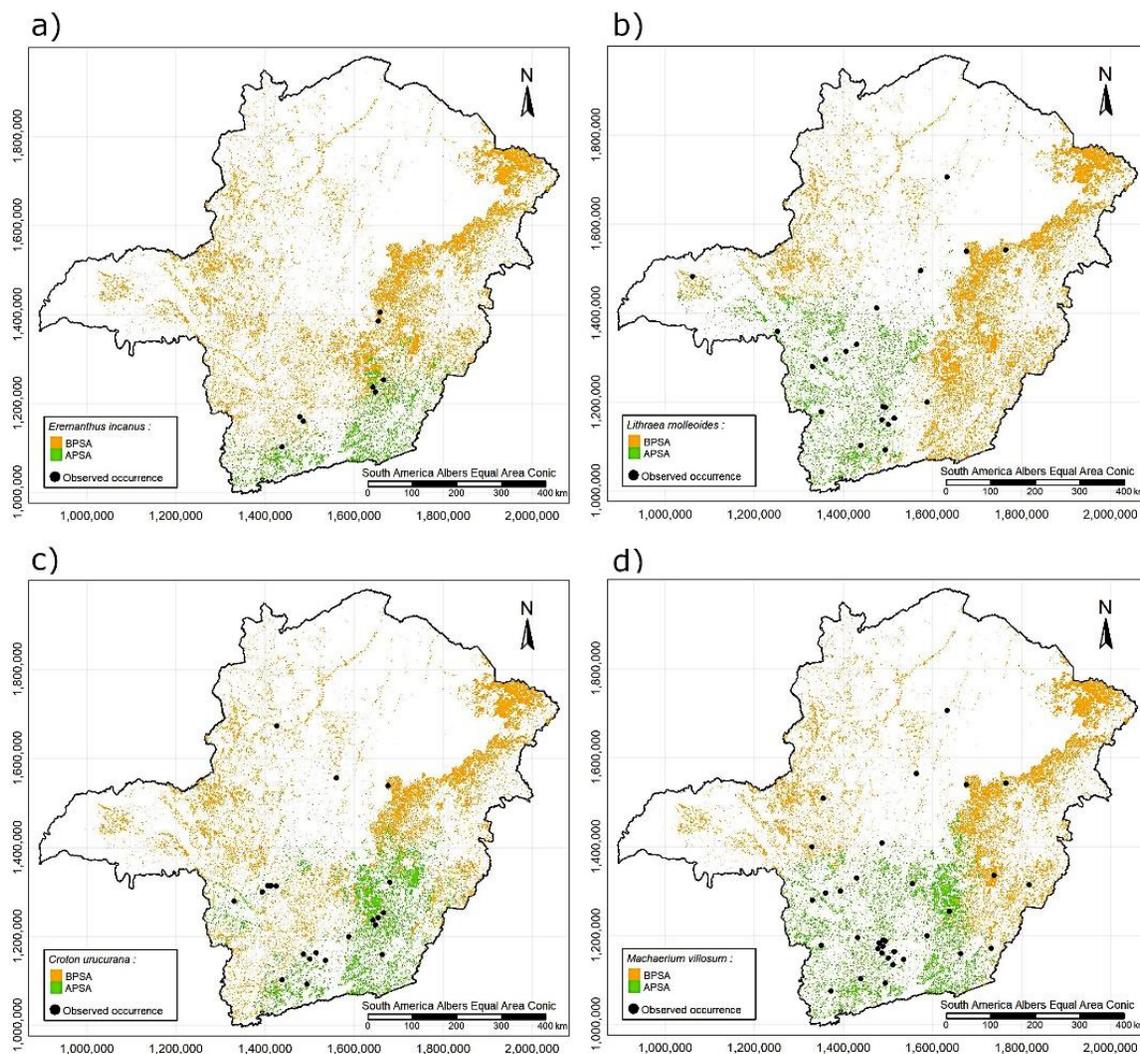
As espécies *Tapirira obtusa*, *Myrcia splendens*, *Myracrodruon urundeuva*, *Tapirira guianensis*, *Triplaris gardneriana*, *Cecropia pachystachya*, *Mabea fistulifera*, *Astronium fraxinifolium* e *Casearia sylvestris* resultaram em uma estimativa de distribuição de APSA com valores entre 35% e 75%, cada uma com BPSA, em diversas bacias hidrográfica e especificidades (Apêndice AS, AT).

Figura 3 – Distribuição das principais espécies de MG com maiores valores (>70%) de alta probabilidade de sucesso adaptativo (APSA) nas FES do estado, sendo elas: a) *Copaifera langsdorffii*, b) *Anadenanthera colubrina*, c) *Ocotea corymbosa* e d) *Cupania vernalis*.



Fonte: Do autor (2021)

Figura 4 – Distribuição das principais espécies de MG com menores valores (<35%) de alta probabilidade de sucesso adaptativo (APSA) nas FES do estado, sendo elas: a) *Eremanthus incanus*, b) *Lithraea molleoides*, c) *Croton urucurana* e d) *Machaerium villosum*.



Fonte: Do autor (2021)

A bacia hidrográfica, que possui a maior representatividade na FES em MG foi a do Rio Doce, com 27% ou 14010,55 km² (Apêndice AT). Nela observou-se alto nível de fragmentação pelo processo de antropização, com os principais motivadores o desmatamento na porção leste e

na porção oeste as atividades mineradoras (FELIPPE et al., 2016). É também a bacia que ocorreu um dos maiores desastres ambientais da história acarretando em 7,31% da bacia hidrográfica de áreas com prioridades média, alta ou muito alta para a recuperação florestal (ALMEIDA et al., 2020). Esse quadro tornou-se mais alarmante quando analisada a Sub-bacia Hidrográfica do Rio Piranga (DO1), local de rompimento da barragem de minério, em que a maioria da localidade está em alto grau de degradação apresentando pouca ou nenhuma vegetação (ALMEIDA et al., 2019). Desse modo, as espécies que se podem sugerir para a recuperação dessas área por demonstrarem uma APSA em mais de 90% da bacia são: *Copaifera langsdorffii*, *Myrcia splendens*, *Tapirira obtusa*, *Tapirira guianensis*, *Anadenanthera colubrina*, *Ocotea corymbosa* e *Cupania vernalis*.

3.4 Efeito das variáveis climáticas no sucesso adaptativo das espécies

Quando se analisou os coeficientes padronizados, em relação a variável climática, com maior influência na distribuição das espécies resultaram-se em 30% dos casos pela amplitude média diurna, 25% pela sazonalidade da temperatura, 25% pelo CWD, 5% pela isothermalidade e 0% pela sazonalidade da precipitação. Assim, aquelas que possuíram a explicação de sua adaptação com maior influência por um dos três coeficientes associados a flutuações da temperatura foram *Tapirira guianensis*, *Anadenanthera colubrina*, *Eremanthus incanus*, *Triplaris gardneriana*, *Cecropia pachystachya*, *Mabea fistulifera*, *Astronium fraxinifolium*, *Machaerium villosum*, *Casearia sylvestris*, *Lithraea molleoides*, *Cupania vernalis* e *Croton urucurana* (Tabela 3).

A amplitude média diurna se distribuiu no estado, em geral, de acordo com a longitude, de maneira crescente na orientação leste para oeste, com porções de valores elevados na parte central de Minas Gerais, ao norte da bacia do Rio São Francisco e uma porção da Bacia do Rio Grande (Figura 2). As espécies que foram mais influenciadas por essa variável climática em comparação com as outras e que se relacionaram positivamente com elas foram *Cecropia pachystachya*, *Casearia sylvestris*, *Lithraea molleoides* e *Croton urucurana*. A *Anadenanthera colubrina* seguiu esse padrão, porém, com relação inversa. Sugerindo, que o primeiro grupo de espécies possui sua

maior probabilidade de adaptação relacionada a maiores extremos de temperatura ao longo dos meses e a última se adapta melhor a regiões mais uniformes.

Tabela 3 – Parâmetros padronizados estimados utilizadas na modelagem de nicho pela Regressão Logística Ridge, para verificação da influência das variáveis climáticas na distribuição das espécies, sendo: BIO2 = amplitude média diurna; BIO 3 = isothermalidade; BIO4 = sazonalidade da temperatura; BIO15 = sazonalidade da precipitação; CWD = déficit hídrico climático máximo, em mm.

Nº	Espécie	BIO2	BIO3	BIO4	BIO15	CWD
1	<i>C. langsdorffii</i>	0,00007	0,00002	0,00004	0,00005	0,00003
3	<i>T. obtusa</i>	-0,17794	0,07352	0,49527	0,58898	0,77240
4	<i>M. splendens</i>	-0,06278	-0,04937	0,31333	0,17367	0,39442
6	<i>M. urundeuva</i>	0,00606	0,03116	-0,06153	0,03816	-0,06175
7	<i>T. guianensis</i>	-0,07882	-0,08963	0,16734	0,03612	0,13861
8	<i>A. colubrina</i>	-0,20066	-0,14412	-0,19868	0,10150	-0,15118
9	<i>E. incanus</i>	0,02419	-0,16757	0,39361	0,18100	0,34036
10	<i>T. gardneriana</i>	0,13089	-0,07118	-0,48049	0,23367	-0,53093
11	<i>C. pachystachya</i>	0,15987	0,07863	-0,01196	0,12548	-0,07322
12	<i>M. fistulifera</i>	-0,28196	-0,43913	0,06058	0,16587	0,03455
13	<i>A. fraxinifolium</i>	-0,02805	0,06245	-0,15118	-0,03321	-0,07686
14	<i>O. corymbosa</i>	-0,26880	0,29471	0,42548	0,52584	0,81312
15	<i>M. villosum</i>	0,34586	0,11175	0,80154	0,29876	0,31213
16	<i>C. sylvestris</i>	0,38144	-0,20042	0,33934	0,08983	0,24863
17	<i>L. molleoides</i>	0,48018	0,27547	0,32670	0,00895	0,06004
18	<i>C. vernalis</i>	0,42334	0,29444	0,71774	0,25686	0,45602
19	<i>C. urucurana</i>	1,35670	-1,34913	0,47741	0,51413	-0,27340

De uma maneira geral, lugares com maiores altitudes possuem uma maior amplitude da variação da temperatura (OHMURA, 2012; VUILLE, 2011). Esse, um importante indicador dos efeitos das mudanças climáticas (QU; WAN; HAO, 2014). Dessa forma, regiões mais elevadas apresentam maiores mudanças climáticas quando comparado a regiões mais baixas tornando essas amplitude mais restrita, pois quase sempre apresentam incrementos maiores nos valores de temperatura mínima do que nos de temperatura máxima (BANDOPADHYAY, 2016). Mediante o exposto algumas espécies adaptadas a amplitude menores poderão chegar a esses lugares. Assim, acarretando em um novo equilíbrio ecológico, com algumas podendo não conseguir se dispersar a

regiões mais elevadas, levando espécies de nicho mais restritos correrem risco de extinção (GIMÉNEZ-BENAVIDES et al., 2018). A elevação da média da amplitude diurna implicará também na formação dos frutos de algumas plantas, na germinação de sementes, nas interações das plantas-animais, planta-planta e na dinâmica populacional (recrutamento e mortalidade), principalmente quando associada a outros eventos climáticos extremos (EVANS; LYONS, 2013; GIMÉNEZ-BENAVIDES et al., 2018; ZHAO et al., 2018). Esses fatos considerados determinísticos para a ecologia de diversas espécies, atualmente.

Um caso em especial foi o da *Copaifera langsdorffii*, apesar de possuir a média da amplitude diurna como a principal variável, que influencia sua adaptação, notou-se valores pequenos e próximos dos seus parâmetros. Desse modo, comprovando flexibilidade ambiental da espécie, devido a pequena influência na probabilidade de sucesso adaptativo, considerando-a uma espécie generalista.

Já a Isotermalidade distribuiu-se com menores valores mais a leste, com uma faixa com maiores valores cortando o estado, passando pelas bacias do Rio Grande, São Francisco, Jequitinhonha e Pardo (Figura 2), influenciou principalmente a distribuição da espécie *Mabea fistulifera*, que apresentou APSA nos lugares com maiores flutuações da amplitude do dia para a noite em relação a amplitude da temperatura anual. Assim, a espécie, nesses locais, demonstram boa adaptabilidade a rápidas variações de temperatura em curta escala de tempo (COSTA et al., 2018). Segundo Ricklefs e He (2016), a influência da isotermalidade, também, foi verificada quando avaliada a riqueza das espécies, principalmente pela as variações de energia e água não serem bons preditores sozinhos. Essa constatação é reforçada pela baixa correlação ($r^2 < 0,7$) presente da isotermalidade com as outras variáveis climáticas nas florestas amostradas e também em MG, porém, quando se verificou a nível de sucesso adaptativo das espécies em apenas um caso ela foi retida como a principal (Tabela 3).

Quando se analisou a sazonalidade da temperatura, observou sua distribuição com menores valores ao norte e maiores ao sul (Figura 2), o que ocorreu também para a APSA de *Tapirira guianensis*, *Eremanthus incanus*, *Machaerium villosum*, *Cupania vernalis* e ao contrário para *Astronium fraxinifolium*. Essa, a principal variável responsável pela adaptação dessas espécies.

Esse resultado se explica pelo estudo têr compreendido um gradiente de temperatura de forma abrangente latitudalmente (AMISSAH et al., 2014), e por essa variável climática estar formente correlacionada ($r^2 > 0,7$) ao CWD no estado, e nos fragmentos amostrados. Corroborando assim, com Santer et al. (2018), que comentaram que a sazonalidade do clima nas regiões tropicais é principalmente influenciada pelo regime das chuvas, o que também foi observado na maioria dos lugares amostrado pela a classificação de Koppen. Outro fato relevante que reforça essa hipótese é que todas as espécies possuíram o CWD como a segunda variável que mais influenciou a probabilidade de sucesso adaptativo das espécies, menos *Machaerium villosum* com a terceira maior influência, porém, ainda assim de alta magnitude (Tabela 3).

Analisado as variáveis climáticas ligadas a precipitação obteve-se apenas o CWD como única variável que possuiu uma maior influência na probabilidade de adaptação de algumas espécies. Esse fato demonstrou que muita das vezes a sazonalidade da precipitação, contribuiu de forma menos impactante, em detrimento das variação temperaturas e quando utilizadas as relações que envolvem a evapotranspiração em conjunto com a precipitação sugerem maiores pesos a adaptação (ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017) e crescimento das plantas (SCOLFORO et al., 2019).

Assim, as espécies mais influenciadas pelo CWD, sua probabilidade de adaptação, negativamente foram *Tapirira obtusa*, *Myrcia splendens* e *Ocotea corymbosa*. Demonstrando que elas se adequam melhor a lugares com maiores disponibilidades hídrica máxima. As que foram principalmente induzidas positivamente foram *Myracrodruon urundeuva* e *Triplaris gardneriana*, propondo a essas que sua adaptação está relacionada a lugares com estresse hídrico mais acentuado. Essa resiliência a falta de água foi observada em experimentos para ambas as plantas por apresentarem mecanismos de planta xerófitas, que permitem a retomada do seu crescimento sem maiores danos (QUEIROZ, 2018; SOUZA et al., 2020) e as tornam fortes candidatas a programas de restauração florestal.

Dessa forma, as variáveis climáticas que mais influenciaram a distribuição das espécies foram a amplitude média diurna, a sazonalidade da temperatura e o CWD que se correlacionaram fortemente com diversas outras BIOCLIM's utilizadas nos estudos de modelagem de nicho

(Apêndice AQ). Pode-se dizer que o conjunto de variações do clima, com o déficit hídrico máximo produziu boa acurácia nos modelos e retrataram a distribuição das espécies na FES. Assim, o aumento das frequência e também a persistência de ocorrência de variações extremas de temperatura e secas devem ser quantificadas nas predições (COUMOU; RAHMSTORF, 2012; EASTERLING et al., 2000). Então, quando pensa-se na restauração florestal, por ela ser composta pelo passado, com medidas no presente e pela ações que serão guiadas no futuro (SUDING et al., 2015), também devem-se realizar projeções futuras, que seguem as mudanças climáticas, moldam nosso ecossistema e o sucesso adaptativo das espécies. Por fim, é importante ressaltar, que existem outros fatores que influenciam tanto as relações intra e interespecíficas das espécies, sendo eles bióticos (simbiose, polinização, dispersão e predação), edáficos e outros fatores climáticos (BELLARD et al., 2014).

3.5 Incertezas do banco de dados nas FES de MG

O banco de dados referente as espécies *Copaifera langsdorffii* e *Guarea guidonia* foram aqueles que geraram mapas sem incertezas (Tabela 4). A primeira apresentou, da mesma forma, que nos mapas produzidos anteriormente uma APSA em toda a extensão da FES mineira, corroborando com o trabalho realizado por Carvalho et al. (2017), que demonstrou uma alta flexibilidade de nichos da espécie em MG. Também elucidou-se novamente que a utilização de mais de uma métrica para a avaliação da acurácia deve ser realizada na modelagem de nicho (YU; COOPER; INFANTE, 2020) para manejadores focados na restauração florestal e que a utilização da correta classificação das presenças se torna mais importante que a corretas classificação das ausências. Assim, podendo gerar mapas úteis para a verificação de áreas suscetíveis ao plantio. Esse fato ocorreu, de maneira contrária, para *Guarea guidonia* que não apresentou incertezas ligadas ao banco de dados e apenas com BPSA na FES de MG, apesar de ter sua espécie observada em fragmentos localizados em diferentes regiões de MG (Apêndice AO). Sugerindo novamente, que a especificidade não é a métrica de acurácia do modelo com maior peso e que o limiar maxSS pode acarretar em mapas descartáveis em detrimento do uso de outros limiares para restauração florestal.

Tabela 4 – Porcentagem de pixels com valores de Alta Probabilidade de Sucesso Adaptativo (APSA), Baixa Probabilidade de Sucesso Adaptativo (BPSA), Incertezas ligadas a amostragem e as suas respectivas espécies.

Nº	Espécies	APSA	BPSA	Incerteza
1	<i>C. langsdorffii</i>	100,00	0,00	0,00
2	<i>I. vera</i>	0,00	49,64	50,36
3	<i>T. obtusa</i>	27,43	24,38	48,20
4	<i>M. splendens</i>	31,74	0,00	68,26
5	<i>P. spruceanum</i>	0,00	29,07	70,93
6	<i>M. urundeuva</i>	0,00	27,18	72,82
7	<i>T. guianensis</i>	24,87	0,00	75,13
8	<i>A. colubrina</i>	0,00	9,10	90,90
9	<i>E. incanus</i>	0,00	49,41	50,59
10	<i>T. gardneriana</i>	8,12	27,42	64,45
11	<i>C. pachystachya</i>	0,00	25,62	74,38
12	<i>M. fistulifera</i>	0,00	30,20	69,80
13	<i>A. fraxinifolium</i>	12,05	0,00	87,95
14	<i>O. corymbosa</i>	50,97	0,33	48,70
15	<i>M. villosum</i>	13,85	37,23	48,92
16	<i>C. sylvestris</i>	0,00	0,00	100,00
17	<i>L. molleoides</i>	0,00	56,83	43,17
18	<i>C. vernalis</i>	83,75	0,00	16,25
19	<i>C. urucurana</i>	0,00	49,41	50,59
20	<i>G. guidonia</i>	0,00	100,00	0,00

Outros mapas que foram descartados anteriormente, devido uma classificação ruim do AUC, foram das espécies *Inga vera* e *Protium spruceanum*. Nos novos mapas ambas não apresentaram regiões com APSA na FES e respectivamente 50,36% e 70,93% dos seus pixels foram considerados incertos (Tabela 4). Esses pixels indicam que a modelagem utilizando a técnica de *bootstrap* com a Regressão Logística Ridge e em conjunto com o limiar maxSS produziram regiões que o banco de dados não conseguiu inferir, dentro de um intervalo de confiança, se os lugares que a probabilidade da espécie situar-se segundo as variações da temperatura, precipitação e o CWD eram fidedignas.

Além das espécies *Inga vera* e *Protium supraceanum* tiveram *M. urundeuva*, *A. colubrina*, *E. incanus*, *A. colubrina*, *C. pachystachya*, *M. fistulifera*, *C. sylvestris*, *L. molleoides* e *C. urucurana* com valores unicamente de BPSA e incerteza nos pixels (Tabela 4). Essas regiões de BPSA estão geralmente relacionadas a fragmentos com a ausência das espécies. Já as de incerteza apresentaram a maioria ou a totalidade dos fragmentos com espécies observadas. Com isso, essas localidades nos mapa possuem a possibilidades das espécies se adaptarem nesses pixels e devem possuir maior rigidez na verificação da trajetória ambiental através das técnicas apresentadas por McDonald et al. (2016) se o objetivo for obter uma restauração ecológica.

As espécies que geraram mapas com APSA, além da *Copaifera langsdorffii*, citada anteriormente, tiveram *T. obtusa*, *M. splendens*, *T. guianensis*, *T. gardneriana*, *A. fraxinifolium*, *O. corymbosa*, *M. villosum* e *C. vernalis*. A última delas foi a que apresentou maior área, com 83,75% apta ao plantio e 16,25% dos pixels de incerteza (Tabela 4), demonstrando uma grande flexibilidade climática com inderterminações apenas nas bacias do extremo noroeste e nordeste do estado (Apêndice AK). Essa distribuição ocorreu de maneira inversa para *A. fraxinifolium*, aonde as regiões noroeste e nordeste concentraram as bacias hidrográficas com a maioria da região de APSA, enquanto o restante do estado necessitou de mais informações para inferências em relação as variáveis climáticas (Apendice AA). Já *T. gardneriana* com área de adaptação no noroeste de MG principalmente na bacia hidrográfica do Rio São Francisco com uma faixa de pixels de incerteza, que separaram-as das bacias do sul do estado, localidade aonde deve-se evitar o plantio por resultar em BPSA (Apendice U).

Também apresentaram esse cinturão de incerteza as espécies *T. obtusa* e *M. villosum*, sendo respectivamente as regiões indicadas para a plantio das espécies as bacias hidrográficas do centro-sul e sul da FES de MG (Apêndice, G e AE). A diferença, entre elas, se dá pela faixa de incerteza de *T. obtusa* se estender para o nordeste do estado, enquanto a de *M. villosum* para região sudeste do estado. Com isso, a primeira apresentou uma menor área de BPSA se concentrando principalmente na bacia hidrográfica do São Francisco, extremo nordeste e oeste de MG (Apendice, G). Enquanto, a última além dessas localidades não possuiu aptidão em grande extensão do nordeste do estado (Apendice, AE).

Com faixas de incerteza na parte superior do mapa e de APSA na parte inferior tiveram *M. splendens* e *T. guianensis* (Apêndice I e O). Elas possuem diversos fragmentos aonde as espécies foram observadas. Assim, sugerindo uma grande plasticidade ambiental, apesar de conter locais em que não se sabe ao certo a influência das variáveis climáticas em sua distribuição. Outra que ocorreu fato semelhante foi a *O. corymbosa*, devendo evitar seu plantio em pequena parcela das bacias hidrográficas do rio Pardo e do São Francisco (Apêndice AC).

Quando analisou-se separadamente a bacia hidrográfica que compreende a maioria da FES de MG, a do Rio Doce, tiveram que as espécies *C. langsdorffii*, *T. obtusa*, *M. splendens*, *T. guianensis*, *O. corymbosa* e *C. vernalis* foram as que possuíram adaptabilidade maior que 30% da região. Enquanto *I. vera*, *M. urundeuva*, *C. pachystachya*, *L. molleoides* e *C. urucurana* não deviam estar presentes no mínimo nos mesmos 30% da bacia hidrográfica. Ao todo foram 16 espécies, que necessitam de uma verificação relevante em relação a adequabilidade por apresentarem mais que 25% dos pixels incertos (Apêndice Aw, AX, AY, AZ, BA e BB). Todas elas apresentaram fragmentos na bacia hidrográfica, do Rio Doce, sugerindo maior possibilidade de encontrá-las em outros fragmentos.

4 CONCLUSÕES

- As principais espécies na Floresta Estacional Semidecidual de Minas Gerais segundo o Índice de Valor de Cobertura (IVC) são: *Copaifera langsdorffii*, *Inga vera*, *Tapirira obtusa*, *Myrcia splendens*, *Protium spruceanum*, *Myracrodruon urundeuva*, *Tapirira guianensis*, *Anadenanthera colubrina*, *Eremanthus incanus*, *Triplaris gardneriana*, *Cecropia pachystachya*, *Mabea fistulifera*, *Astronium fraxinifolium*, *Ocotea corymbosa*, *Machaerium villosum*, *Casearia sylvestris*, *Lithraea molleoides*, *Cupania vernalis*, *Croton urucurana* e *Guarea guidonia*. Com *Copaifera langsdorffii* e *Inga vera* possuindo maior flexibilidade edafoclimática nos fragmentos observados, enquanto *Eremanthus incanus* é a mais restrita. Todas elas apresentam características potenciais para plantio em programas de recuperação e restauração florestal.

- A análise do ajuste de modelos de nicho classificatórios binários não deve ser realizada por uma única métrica e sim por um conjunto que atendam o objetivo proposto pelo manejador. Na modelagem de nicho ecológico com o objetivo da restauração florestal a capacidade do modelo acertar os verdadeiro positivos (sensibilidade) pode ser mais importante que o “AUC” e a especificidade. Dessa forma, a regressão logística Ridge em conjunto com as variáveis climáticas utilizadas e o maxSS produzem estimativas acuradas na FES em 85% das principais espécies arbóreas.
- A probabilidade de sucesso adaptativo das principais espécies arbóreas da FES em cada bacia hidrográfica federal de Minas Gerais é diversa. As espécies que possuem maior distribuição da alta probabilidade de sucesso adaptativo são: *Copaifera langsdorffii*, *Anadenanthera colubrina*, *Ocotea corymbosa* e *Cupania vernalis*. Enquanto, as espécies que possuem distribuição mais restrita da alta probabilidade de sucesso adaptativo são: *Eremanthus incanus*, *Lithraea molleoides*, *Croton urucurana* e *Machaerium villosum*.
- A bacia hidrográfica que abrange a maior área da FES mineira é a do Rio Doce. Nela as espécies que possuem mais de 90% de alta probabilidade de sucesso adaptativo são a *Copaifera langsdorffii*, *Myrcia splendens*, *Tapirira obtusa*, *Tapirira guianensis*, *Anadenanthera colubrina*, *Ocotea corymbosa* e *Cupania vernalis*.
- As variáveis climáticas amplitude diurna média, sazonalidade da temperatura e o CWD são as que causam maiores influência na probabilidade de sucesso adaptativo das espécies estudadas e que o conjunto de todas as variáveis climáticas utilizadas devem ser testadas em predições que levam em consideração as projeções das mudanças climáticas, principalmente por se considerar eventos climáticos extremos como ondas de calor e secas prolongadas, que limitam a adaptação de espécies.
- Apenas *C. langsdorffii* e *Guarea guidonia* não possuem regiões de incerteza nos mapas gerados com a técnica de *bootstrap*. A primeira demonstra flexibilidade ambiental em relação as variáveis climáticas empregadas na modelagem, enquanto a segunda não se obteve uma modelagem satisfatória com a utilização do limiar maxSS. As outras espécies necessitam de uma verificação mais rigorosa de algumas regiões, em relação a trajetória

ambiental dos lugares a serem plantadas, em detrimento do banco de dados em conjunto com maxSS não inferirem com segurança as áreas de BPSA e APSA.

- Com a técnica de *bootstrap* a Regressão logística Ridge em conjunto com o limiar maxSS resultam em regiões de APSA de maneira mais fidedigna para as espécies *Copaifera langsdorffii*, *T. obtusa*, *M. splendens*, *T. guianensis*, *T. gardneriana*, *A. fraxinifolium*, *O. corymbosa*, *M. villosum* e *C. vernalis*, que estão difundidas por diversas bacias hidrográficas do estado. Em relação as espécies com localidades que devem ser evitadas, ou seja de BPSA, têm-se: *I. vera*, *T. obtusa*, *P. spruceanum*, *M. urundeuva*, *A. colubrina*, *E. incanus*, *T. gardneriana*, *C. pachystachya*, *M. fistulifera*, *M. villosum*, *M. villosum*, *L. molleoides*, *C. urucurana* e *O. corymbosa*.
- Com pixels de incerteza nas FES do Rio Doce há 16 espécies, que apresentam fragmentos aonde elas foram observadas dentro do limite da bacia hidrográfica. As espécies *C. langsdorffii*, *T. obtusa*, *M. splendens*, *T. guianensis*, *O. corymbosa* e *C. vernalis* são as que possuem adaptabilidade a parte relevante da região. Enquanto as que possuem uma porcentagem de BPSA expressiva são *I. vera*, *M. urundeuva*, *C. pachystachya*, *L. molleoides* e *C. urucurana* devendo ser evitado o seu plantio em alguns locais da bacia hidrográfica.

REFERÊNCIAS

AGRESTI, A. **An Introduction to Categorical Data Analysis**. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc., 2007. DOI: 10.1002/0470114754. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1002/0470114754>.

AKOBENG, A. K. Understanding diagnostic tests 3: Receiver operating characteristic curves. **Acta Paediatrica, International Journal of Paediatrics**, [S. l.], v. 96, n. 5, p. 644–647, 2007. DOI: 10.1111/j.1651-2227.2006.00178.x.

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**, [S. l.], v. 43, n. 6, p. 1223–1232, 2006. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2006.01214.x.

ALMEIDA, F. C. et al. Análise multicritério na definição de áreas prioritárias para recuperação florestal na bacia do Rio Doce, em Minas Gerais. **Nativa**, [S. l.], v. 8, n. 1, p. 81–90, 2020. DOI: 10.31413/nativa.v8i1.8130.

ALMEIDA, F. C. et al. Mapping of priority areas for forest recovery using multicriteria analysis in the brazilian atlantic forest. **RA'E GA - O Espaço Geográfico em Análise**, Curitiba, v. 46, n. 3, p. 113–124, 2019. DOI: 10.5380/raega.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [S. l.], v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507. Disponível em: http://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil?af=crossref.

ALVINO-RAYOL, F. O.; ROSA, L. S.; RAYOL, B. P. Efeito do espaçamento e do uso de leguminosas de cobertura no manejo de plantas invasoras em reflorestamento de *Schizolobium amazonicum* Huber ex. Ducke (paricá). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 391–399, 2011.

AMISSAH, L. et al. Rainfall and temperature affect tree species distribution in Ghana. **Journal of Tropical Ecology**, [S. l.], v. 30, n. 5, p. 435–446, 2014. DOI: 10.1017/S026646741400025X. Disponível em: https://www.cambridge.org/core/product/identifiser/S026646741400025X/type/journal_article.

ANSALDI, B. H.; FRANKS, S. J.; WEBER, J. J. The influence of environmental factors on breeding system allocation at large spatial scales. **AoB PLANTS**, [S. l.], v. 10, n. 6, p. 1–11, 2018. DOI: 10.1093/aobpla/ply069. Disponível em: <https://academic.oup.com/aobpla/article/doi/10.1093/aobpla/ply069/5165816>.

ARAÚJO, E. J. G. et al. Sustainable Management of *Eremanthus erythropappus* in Minas Gerais, Brazil – A Review. **Floresta e Ambiente**, [S. l.], v. 25, n. 3, p. 1–14, 2018. a.

ARAÚJO, F. V. et al. M. Initial Growth of *Eremanthus incanus* (Less .) Less in Soil with Manganese. **Floresta e Ambiente**, [S. l.], v. 25, n. 1, p. 1–10, 2018. b.

ARMANDO, D. M. de S. et al. Colonização de Espécies Arbustivo-Arbóreas em Povoamento de *Eucalyptus* spp., Lavras, MG. **Floresta e Ambiente**, [S. l.], v. 18, n. 4, p. 376–389, 2011. DOI: 10.4322/floram.2011.057. Disponível em: <http://floram.org/doi/10.4322/floram.2011.057>.

ASSIS, L. F. F. G. et al. TerraBrasilis: A Spatial Data Analytics Infrastructure for Large-Scale Thematic Mapping. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, [S. l.], v. 8, n. 513, p. 1–27, 2019. DOI: 10.3390/ijgi8110513. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2220-9964/8/11/513>.

BACCINI, A. et al. Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. **Science**, [S. l.], v. 358, n. 6360, p. 230–234, 2017. DOI: 10.1126/science.aam5962. Disponível em: <http://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.aam5962>.

BALESTRIN, D. et al. Phytosociological study to define restoration measures in a mined area in Minas Gerais, Brazil. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 135, n. April, p. 8–16, 2019. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2019.04.023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.04.023>.

BANDOPADHYAY, S. Does elevation impact local level climate change? An analysis based on fifteen years of daily diurnal data and time series forecasts. **Pacific Science Review A: Natural Science and Engineering**, [S. l.], v. 18, n. 3, p. 241–253, 2016. DOI: 10.1016/j.psra.2016.11.002. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.psra.2016.11.002>.

BARBERI, A. et al. Nodulação em leguminosas florestais em viveiros no sul de Minas Gerais. **Cerne**, [S. l.], v. 4, n. 1, p. 145–153, 1998.

BELLARD, C. et al. Vulnerability of biodiversity hotspots to global change. **Global Ecology and Biogeography**, [S. l.], v. 23, n. 12, p. 1376–1386, 2014. DOI: 10.1111/geb.12228.

BELSLEY, D. A.; KUH, E.; WELSCH, R. E. **Regression Diagnostics: Identifying Influential Data and Sources of Collinearity**. Hoboken, NJ, USA: John Wiley & Sons, Inc., 1980. DOI: 10.1002/0471725153. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1002/0471725153>.

CAMPANILI, M.; SCHAFFER, W. B. **Mata Atlântica Patrimônio Nacional dos Brasileiros**. 2. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2010.

CAMPOS, W. H.; MARTINS, S. V. Natural regeneration stratum as an indicator of restoration in area of environmental compensation for mining limestone, municipality of barroso, MG. Brazil.

Revista Árvore, [S. l.], v. 40, n. 2, p. 189–196, 2016. DOI: 10.1590/0100-67622016000200001. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622016000200189&lng=en&tlng=en.

CARVALHO, M. C. et al. Modelagem do nicho ecológicos de espécies arbóreas em uma área tropical brasileira. **Cerne**, [S. l.], v. 23, n. 2, p. 229–240, 2017. DOI: 10.1590/01047760201723022308.

CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 20, n. 10, p. 3177–3190, 2014. DOI: 10.1111/gcb.12629.

COSTA, T. R. et al. Modelagem preditiva da espécie *Lychnophora pohlii* SCH. BIP., no estado de Minas Gerais. **Nativa**, [S. l.], v. 6, n. 1, p. 100–106, 2018. DOI: 10.31413/nativa.v6i1.4696.

COTRINA SÁNCHEZ, D. A. et al. Distribution Models of Timber Species for Forest Conservation and Restoration in the Andean-Amazonian Landscape, North of Peru. **Sustainability**, [S. l.], v. 12, n. 19, p. 7945, 2020. DOI: 10.3390/su12197945. Disponível em: <https://www.mdpi.com/2071-1050/12/19/7945>.

COUMOU, Dim; RAHMSTORF, Stefan. A decade of weather extremes. **Nature Climate Change**, [S. l.], v. 2, n. 7, p. 491–496, 2012. DOI: 10.1038/nclimate1452. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/nclimate1452>.

CURTIS, J. T.; MCINTOSH, R. P. The Interrelations of Certain Analytic and Synthetic Phytosociological Characters. **Ecology**, [S. l.], v. 31, n. 3, p. 434–455, 1950. DOI: 10.2307/1931497. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.2307/1931497>.

DAOUD, J. I. Multicollinearity and Regression Analysis. **Journal of Physics: Conference Series**, [S. l.], v. 949, n. 1, 2018. DOI: 10.1088/1742-6596/949/1/012009.

DE JONGH, P. J. et al. The impact of pre-selected variance inflation factor thresholds on the stability and predictive power of logistic regression models in credit scoring. **ORION**, [S. l.], v. 31, n. 1, p. 17, 2015. DOI: 10.5784/31-1-162.

DOI, S. A. R. Using and Interpreting Diagnostic Tests with Quantitative Results. In: **The National medical journal of India**. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag, 2013. v. 7p. 67–78. DOI: 10.1007/978-3-642-37131-8_6. Disponível em: http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-37131-8_2.

DORMANN, C. F. et al. Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. **Ecography**, [S. l.], v. 36, n. 1, p. 27–46, 2013. DOI: 10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>.

EASTERLING, D. R. et al. Climate extremes: Observations, modeling, and impacts. **Science**, [S. l.], v. 289, n. 5487, p. 2068–2074, 2000. DOI: 10.1126/science.289.5487.2068.

EFRON, B. Bootstrap Methods: Another Look at the Jackknife. **The Annals of Statistics**, [S. l.], v. 7, n. 1, p. 1–26, 1979. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2307/2958830>.

EISENLOHR, P. V. et al. Disturbances, elevation, topography and spatial proximity drive vegetation patterns along an altitudinal gradient of a top biodiversity hotspot. **Biodiversity and Conservation**, [S. l.], v. 22, n. 12, p. 2767–2783, 2013. DOI: 10.1007/s10531-013-0553-x.

ESQUIVEL-MUELBERT, A. et al. Seasonal drought limits tree species across the Neotropics. **Ecography**, [S. l.], v. 40, n. 5, p. 618–629, 2017. DOI: 10.1111/ecog.01904. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/ecog.01904>.

EVANS, B. J.; LYONS, T. Bioclimatic extremes drive forest mortality in southwest, Western Australia. **Climate**, [S. l.], v. 1, n. 2, p. 28–52, 2013. DOI: 10.3390/cli1020028.

FAO. **Global Forest Resources Assessment 2020**. Rome: FAO, 2020. DOI: 10.4060/ca9825en. Disponível em: <http://www.fao.org/documents/card/en/c/ca9825en>.

FELIPPE, M. F. et al. Conexões geo-históricas e contemporâneas entre ocupação territorial , degradação ambiental e rarefação hídrica na Bacia do Rio Doce. **Revista Geografias**, [S. l.], p. 203–222, 2016.

FENG, X. et al. A checklist for maximizing reproducibility of ecological niche models. **Nature Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 3, n. 10, p. 1382–1395, 2019. DOI: 10.1038/s41559-019-0972-5. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41559-019-0972-5>.

FIORE, N. V. et al. Monitoring of a seedling planting restoration in a permanent preservation area of the southeast atlantic forest biome, Brazil. **Forests**, [S. l.], v. 10, n. 9, p. 1–12, 2019. DOI: 10.3390/f10090768.

FRANCO, B. K. S. et al. Estrato de regeneração natural de um trecho de floresta estacional semidecidual, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, [S. l.], v. 38, n. 1, p. 31–40, 2014. DOI: 10.1590/S0100-67622014000100003.

FREEMAN, E. A.; MOISEN, G. PresenceAbsence: An R package for PresenceAbsence analysis. **Journal of Statistical Software**, [S. l.], v. 23, n. 11, p. 1–31, 2008. DOI: 10.18637/jss.v023.i11.

FRIEDMAN, J.; HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. Regularization Paths for Generalized Linear Models via Coordinate Descent. **Journal of Statistical Software**, Los Angeles, v. 33, n. 1, p. 1–22, 2010.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, [S. l.], v. 55, n. 4, p. 753–767, 1995. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/259471542>.

GIMÉNEZ-BENAVIDES, L. et al. How does climate change affect regeneration of Mediterranean high-mountain plants? An integration and synthesis of current knowledge. **Plant Biology**, [S. l.], v. 20, n. 1, p. 50–62, 2018. DOI: 10.1111/plb.12643. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/plb.12643>.

GOMES, L. C. Síndromes de dispersão do estrato arbóreo-arbustivo em dois fragmentos florestais do pantanal sul, MS. **Biodiversidade**, [S. l.], v. 17, n. 2, p. 139–149, 2018.

HAN, T. et al. Variations of leaf eco-physiological traits in relation to environmental factors during forest succession. **Ecological Indicators**, [S. l.], v. 117, n. May, p. 106511, 2020. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106511. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106511>.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012.

JAMES, G. et al. **An Introduction to Statistical Learning**. New York, NY: Springer New York, 2013. v. 103 DOI: 10.1007/978-1-4614-7138-7. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-1-4614-7138-7>.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Flora do Brasil 2020 em construção**. 2020. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 6 nov. 2020.

JESUS, E. N. et al. Regeneração natural de espécies vegetais em jazidas revegetadas natural. **Floresta e Ambiente**, [S. l.], v. 23, n. 2, p. 191–200, 2016. DOI: 10.1590/2179-8087.115914.

JIANG, H. Taking Down the “Great Green Wall”: The Science and Policy Discourse of Desertification and Its Control in China. In: BEHNKE, R. H.; MORTIMORE, M. (org.). **The End of Desertification?** Berlin: Springer-Verlag, 2016. p. 513–536. DOI: 10.1007/978-3-642-16014-1_19. Disponível em: http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-16014-1_19.

KARGER, D. N. et al. Climatologies at high resolution for the earth’s land surface areas. **Scientific Data**, [S. l.], v. 4, n. 1, p. 170122, 2017. DOI: 10.1038/sdata.2017.122. Disponível em: <http://www.nature.com/articles/sdata2017122>.

LIMA, C. S.; CAMPOS, M. A. da S.; DA SILVA, F. S. B. Mycorrhizal Fungi (AMF) increase the content of biomolecules in leaves of *Inga vera* Willd. seedlings. **Symbiosis**, [S. l.], v. 65, n. 3, p. 117–123, 2015. DOI: 10.1007/s13199-015-0325-3.

LIMA, T. A.; VIEIRA, G. High plant species richness in monospecific tree plantations in the Central Amazon. **Forest Ecology and Management**, [S. l.], v. 295, p. 77–86, 2013. DOI: 10.1016/j.foreco.2013.01.006.

LIU, C.; NEWELL, G.; WHITE, M. On the selection of thresholds for predicting species occurrence with presence-only data. **Ecology and Evolution**, [S. l.], v. 6, n. 1, p. 337–348, 2016. DOI: 10.1002/ece3.1878.

LIU, C.; WHITE, M.; NEWELL, G. Selecting thresholds for the prediction of species occurrence with presence-only data. **Journal of Biogeography**, [S. l.], v. 40, n. 4, p. 778–789, 2013. DOI: 10.1111/jbi.12058.

LOBO, J. M.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; REAL, R. AUC: A misleading measure of the performance of predictive distribution models. **Global Ecology and Biogeography**, [S. l.], v. 17, n. 2, p. 145–151, 2008. DOI: 10.1111/j.1466-8238.2007.00358.x.

MA, B.; SUN, J. Predicting the distribution of *Stipa purpurea* across the Tibetan Plateau via the MaxEnt model. **BMC Ecology**, [S. l.], v. 18, n. 1, p. 10, 2018. DOI: 10.1186/s12898-018-0165-0. Disponível em: <https://doi.org/10.1186/s12898-018-0165-0>.

MAIA, J.; SCOTTI, M. R. GROWTH OF *Inga vera* WILLD. SUBSP. *Affinis* UNDER RIZOBIA INOCULATION. **Revista de la ciencia del suelo y nutrición vegetal**, [S. l.], v. 10, n. 2, 2010. DOI: 10.4067/S0718-27912010000200005. Disponível em: http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-27912010000200005&lng=en&nrm=iso&tlng=en.

MAIA, V. A. et al. The carbon sink of tropical seasonal forests in southeastern Brazil can be under threat. **Science Advances**, [S. l.], v. 6, n. 51, p. 1–12, 2020. DOI: 10.1126/SCIADV.ABD4548.

MANEL, S.; WILLIAMS, H. C.; ORMEROD, S. J. Evaluating presence – absence models in ecology : the need to account for prevalence. **Journal of Applied Ecology**, [S. l.], v. 38, p. 921–931, 2001.

MAYAUX, P. et al. Tropical forest cover change in the 1990s and options for future monitoring. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, [S. l.], v. 360, n. 1454, p. 373–384, 2005. DOI: 10.1098/rstb.2004.1590. Disponível em: <http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2004.1590>.

MCDONALD, T.; GANN, G. D.; JONSON, J.; DIXON, K. W. **International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts**. Washington: Society for Ecological Restoration, 2016. 48 p.

MUELLER-DOMBOIS, Dieter; ELLENBERG, Heinz. **Aims and Methods of Vegetation**

Ecology. Nova Iorque: John Wiley & Sons, 1976.

MUSCIANO, M. D. et al. STANISCI, A. Distribution of plant species and dispersal traits along environmental gradients in central Mediterranean summits. **Diversity**, [S. l.], v. 10, n. 3, 2018. DOI: 10.3390/d10030058.

NADAL, M.; PASZKOWSKI, U. Polyphony in the rhizosphere: Presymbiotic communication in arbuscular mycorrhizal symbiosis. **Current Opinion in Plant Biology**, [S. l.], v. 16, n. 4, p. 473–479, 2013. DOI: 10.1016/j.pbi.2013.06.005. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.pbi.2013.06.005>.

OHMURA, A. Enhanced temperature variability in high-altitude climate change. **Theoretical and Applied Climatology**, [S. l.], v. 110, n. 4, p. 499–508, 2012. DOI: 10.1007/s00704-012-0687-x.

OKUBO, A.; MATSUSAKA, M.; SUGIYAMA, S. Impacts of root symbiotic associations on interspecific variation in sugar exudation rates and rhizosphere microbial communities: a comparison among four plant families. **Plant and Soil**, [S. l.], v. 399, n. 1–2, p. 345–356, 2016. DOI: 10.1007/s11104-015-2703-2.

OLDROYD, G. E. D. Speak, friend, and enter: Signalling systems that promote beneficial symbiotic associations in plants. **Nature Reviews Microbiology**, [S. l.], v. 11, n. 4, p. 252–263, 2013. DOI: 10.1038/nrmicro2990. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/nrmicro2990>.

OLIVEIRA FILHO, A. T.; SCOLFORO, J. R. S. **Espécies arbóreas da flora nativa**. Lavras: Editora UFLA, 2008. Disponível em: <http://www.inventarioflorestal.mg.gov.br/publicacoes/especie/capitulo06.pdf>.

OLIVEIRA, H. F. D. E. Estratégia de maximização de carbono na savana brasileira. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

OLIVEIRA, M. C. et al. Crescimento de espécies nativas em um plantio de recuperação de Cerrado sentido restrito no Distrito Federal, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências (Brazilian Journal of Biosciences)**, [S. l.], v. 13, n. 1, p. 25–32, 2015. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/seerbio/ojs/index.php/rbb/article/view/2932>.

OLIVEIRA, P. C. A.; LAMEIRA, H. L. N. Physiological behavior of *Annona muricata*, *Dipteryx odorata* and *Copaifera langsdorffii* in response to water and light stress. **Journal of Medicinal Plants Studies JMPS**, [S. l.], v. 193, n. 51, p. 193–199, 2017. Disponível em: <http://www.plantsjournal.com/archives/2017/vol5issue1/PartC/5-1-32-518.pdf>.

ÖZKALE, M. R.; LEMESHOW, S.; STURDIVANT, R. Logistic regression diagnostics in ridge regression. **Computational Statistics**, [S. l.], v. 33, n. 2, p. 563–593, 2018. DOI: 10.1007/s00180-

017-0755-x. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s00180-017-0755-x>.

PEDONE-BONFIM, M. V. L. et al. Mycorrhizal benefits on native plants of the Caatinga, a Brazilian dry tropical forest. **Symbiosis**, [S. l.], v. 74, n. 2, p. 79–88, 2018. DOI: 10.1007/s13199-017-0510-7.

PHILLIPS, O.; LEWIS, S. Evaluating the tropical forest carbon sink. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 20, n. 7, p. 2039–2041, 2014. DOI: 10.1111/gcb.12423.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; AOKI, J. Chuva de sementes como indicadora do estágio de conservação de fragmentos florestais em Sorocaba - SP. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 4, p. 911–923, 2014.

QU, M.; WAN, J.; HAO, X. Analysis of diurnal air temperature range change in the continental United States. **Weather and Climate Extremes**, [S. l.], v. 4, p. 86–95, 2014. DOI: 10.1016/j.wace.2014.05.002. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.wace.2014.05.002>.

QUEIROZ, J. C. P. **Respostas ecofisiológicas e bioquímicas do Pajeú (*Triplaris gardneriana* Wedd.) submetido ao déficit hídrico**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2018.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: Acesso em: 8 mar. 2019.

RICKLEFS, R. E.; HE, F. Region effects influence local tree species diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [S. l.], v. 113, n. 3, p. 674–679, 2016. DOI: 10.1073/pnas.1523683113. Disponível em: <http://www.pnas.org/lookup/doi/10.1073/pnas.1523683113>.

RODRIGUES, R. R. et al. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, [S. l.], v. 261, n. 10, p. 1605–1613, 2011. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.07.005. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.07.005>.

RODRIGUES, S. B. et al. Direct seeded and colonizing species guarantee successful early restoration of South Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, [S. l.], v. 451, n. May, p. 117559, 2019. DOI: 10.1016/j.foreco.2019.117559. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117559>.

SANTER, B. D. et al. Human influence on the seasonal cycle of tropospheric temperature. **Science**, [S. l.], v. 361, n. 6399, p. 1–11, 2018. DOI: 10.1126/science.aas8806.

SCHMITT, T. et al. De. Análise Fitossociológica para a recuperação de áreas degradadas utilizando espécies de cerrado. **Global Science and Technology**, Rio Verde, v. 11, n. 2, p. 65–77, 2018.

SCOLFORO, H. F. et al. Generalized stem taper and tree volume equations applied to eucalyptus of varying genetics in Brazil. **Canadian Journal of Forest Research**, [S. l.], v. 49, n. 5, p. 447–462, 2019. DOI: 10.1139/cjfr-2018-0276.

SCOLFORO, H. F. et al. A new model of tropical tree diameter growth rate and its application to identify fast-growing native tree species. **Forest Ecology and Management**, [S. l.], v. 400, p. 578–586, 2017. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.06.048. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.048>.

SCOLFORO, J.R.S. et al. Amostragem e caracterização dos fragmentos amostrados. In: SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M.; SILVA, C. P. C. (org.). **Floresta Estacional Semidecidual e Ombrófila Florística, Estrutura, Diversidade, Similaridade, Distribuição Diamétrica e de Altura, Volumetria, Tendências de Crescimento e Áreas Aptas para Manejo Florestal**. Lavras: Editora UFLA, 2008. p. 1029.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M.; SILVA, C. P. de C. **Inventário Florestal de Minas Gerais: Floresta Estacional Semidecidual e Ombrófila - Florística, Estrutura, Diversidade, Similaridade, Distribuição Diamétrica e de Altura, Volumetria, Tendências de Crescimento e Áreas Aptas para Manejo**. Lavras: Editora UFLA, 2008.

SCOLFORO, J. R. S.; OLIVEIRA, A. D.; DAVIDE, A. C. **O manejo sustentável da candeia: o caminhar de uma nova experiência florestal em Minas Gerais**. 1. ed. Lavras: UFLA, 2012.

SHABANI, F.; KUMAR, L.; AHMADI, M. Assessing accuracy methods of species distribution models: AUC, Specificity, Sensitivity and the True Skill Statistic. **Global Journal of Human Social Science**, [S. l.], v. 18, n. 1, p. 6–18, 2018. Disponível em: <https://socialscienceresearch.org/index.php/GJHSS/article/download/2469/2358>.

SILVA, A. C. A. et al. Mimosoideae (Fabaceae) of manso's region, antônio dias, minas gerais state: geographic distribution and floristic similarity in the atlantic forest. **Ciência Florestal**, [S. l.], v. 26, n. 4, p. 1037, 2016. a. DOI: 10.5902/1980509824974. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/24974>.

SILVA, R. G. et al. Avaliação do processo de restauração de Área de Preservação Permanente Degradada no Sul de Minas Gerais. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá, v. 9, n. 1, p. 147–162, 2016. b. DOI: 10.17765/2176-9168.2016v9n1p147-162.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica período 2018-2019**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2016. 48 p.

SOUZA, L. M. et al. Biochemical and morphophysiological strategies of myracrodruon urundeuva plants under water deficit. **Biologia Plantarum**, [S. l.], v. 64, n. January, p. 20–31, 2020. DOI: 10.32615/bp.2019.070.

STEFANELLO, D. et al. Síndromes de dispersão de diásporos das espécies de trechos de vegetação ciliar do rio das Pacas, Querência - MT. **Acta Amazonica**, [S. l.], v. 40, n. 1, p. 141–150, 2010. DOI: 10.1590/s0044-59672010000100018.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, [S. l.], v. 586, n. 7831, p. 724–729, 2020. DOI: 10.1038/s41586-020-2784-9. Disponível em: <http://www.nature.com/articles/s41586-020-2784-9>.

SUDING, K. et al. Committing to ecological restoration. **Science**, [S. l.], v. 348, n. 6235, p. 638–640, 2015. DOI: 10.1126/science.aaa4216.

SWETS, J. Measuring the accuracy of diagnostic systems. **Science**, [S. l.], v. 240, n. 4857, p. 1285–1293, 1988. DOI: 10.1126/science.3287615. Disponível em: <https://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.3287615>.

VAN DER PIJL, L. **Principles of Dispersal in Higher Plants**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1972. DOI: 10.1007/978-3-642-96108-3. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/978-3-642-96108-3>.

VELASCO, J. A.; GONZÁLEZ-SALAZAR, C. Akaike information criterion should not be a “test” of geographical prediction accuracy in ecological niche modelling. **Ecological Informatics**, [S. l.], v. 51, n. October 2018, p. 25–32, 2019. DOI: 10.1016/j.ecoinf.2019.02.005. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2019.02.005>.

VELDMAN, J. W. et al. Tyranny of trees in grassy biomes. **Science**, [S. l.], v. 347, n. 6221, p. 484–485, 2015. DOI: 10.1126/science.347.6221.484-c. Disponível em: <https://www.sciencemag.org/lookup/doi/10.1126/science.347.6221.484-c>.

VELTEN, Simone Batalha; GARCIA, Queila Souza. Efeitos da luz e da temperatura na germinação de sementes de *Eremanthus* (Asteraceae), ocorrentes na Serra do Cipó , MG , Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, [S. l.], v. 19, n. 4, p. 753–761, 2005.

VLAM, M. et al. Temperature and rainfall strongly drive temporal growth variation in Asian tropical forest trees. **Oecologia**, [S. l.], v. 174, n. 4, p. 1449–1461, 2014. DOI: 10.1007/s00442-013-2846-x. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s00442-013-2846-x>.

VUILLE, M. Climate Variability and High Altitude Temperature and Precipitation. In: SINGH, V. P.; SINGH, P.; HARITASHYA, U. K. (org.). **Encyclopedia of Snow, Ice and Glaciers**. Dordrecht: Springer, 2011. p. 153–156. DOI: 10.1007/978-90-481-2642-2_66. Disponível em: http://link.springer.com/10.1007/978-90-481-2642-2_66.

WAN, J.; ZHANG, Z.; WANG, C. Identifying potential distributions of 10 invasive alien trees: implications for conservation management of protected areas. **Environmental Monitoring and**

Assessment, [*S. l.*], v. 190, n. 12, p. 739, 2018. DOI: 10.1007/s10661-018-7104-6. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s10661-018-7104-6>.

WERDEN, L. K. et al. Using large-scale tropical dry forest restoration to test successional theory. **Ecological Applications**, [*S. l.*], v. 30, n. 6, p. 1–17, 2020. DOI: 10.1002/eap.2116.

YOU DEN, W. J. Index for rating diagnostic tests. **Cancer**, [*S. l.*], v. 3, n. 1, p. 32–35, 1950. DOI: 10.1002/1097-0142(1950)3:1<32::AID-CNCR2820030106>3.0.CO;2-3.

YU, F. et al. Climatic niche breadth can explain variation in geographical range size of alpine and subalpine plants. **International Journal of Geographical Information Science**, [*S. l.*], v. 31, n. 1, p. 190–212, 2017. DOI: 10.1080/13658816.2016.1195502. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/13658816.2016.1195502>.

YU, H.; COOPER, A. R.; INFANTE, D. M. Improving species distribution model predictive accuracy using species abundance: Application with boosted regression trees. **Ecological Modelling**, [*S. l.*], v. 432, n. March, p. 109202, 2020. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2020.109202. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2020.109202>.

ZHAO, Y. et al. Contributions of precipitation and temperature to the large scale geographic distribution of fleshy-fruited plant species: Growth form matters. **Scientific Reports**, [*S. l.*], v. 8, n. 1, p. 1–9, 2018. DOI: 10.1038/s41598-018-35436-x. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-018-35436-x>

**ARTIGO 2 – MODELAGEM DA ESTOCAGEM DE CARBONO DAS PRINCIPAIS
ESPÉCIES ARBÓREAS DA FLORESTA ESTACIONAL SEMIDECIDUAL DE MINAS
GERAIS.**

Alexandre Molino Fogli, Henrique Ferraço Scolforo, José Roberto Soares Scolforo e Thiza
Falqueto Altoé

O presente artigo é uma versão preliminar, redigido conforme a NBR 6023 (ABNT, 2018) e formatado de acordo com o Manual da UFLA de apresentação de teses e dissertações, que poderá sofrer alterações a critério do escopo e do corpo editorial da revista, à ser escolhida, apresentada aqui na versão em português.

RESUMO

Para a restauração dos ecossistemas florestais tropicais, como as florestas estacionais semidecíduais (FES), existem lacunas que ainda devem ser preenchidas. Uma delas é a seleção de espécies com base no seu potencial de crescimento. Dessa forma, torna-se pertinente realizar o planejamento das espécies com base no seu desenvolvimento utilizando macrosítios ao longo da fitofisionomia. Assim, o objetivo desse trabalho é identificar espécies florestais, entre as principais na FES de Minas Gerais, com maiores potenciais de taxa de crescimento em carbono para plantios monoespecíficos e para a restauração florestal nas mesmas. Foram reamostrados 22 fragmentos distribuídos nas bacias hidrográficas com diferentes condições climáticas no estado de Minas Gerais. O método utilizado para a seleção das variáveis independentes foi o da regressão LASSO (*Least Absolute Shrinkage and Selection Operator*) e a variável dependente a taxa de crescimento anual em C (Cg). Dessa maneira, permitindo retratar os macrosítios das populações das espécies nativas na estocagem de carbono. Pela técnica de reamostragem bootstrap não-paramétrica, não necessitar do pressuposto de normalidade dos resíduos, ela foi a escolhida para trabalhar em conjunto com a regressão linear e modelar o crescimento das principais espécies florestais das FES escolhidas. Assim, foram construídos mapas das espécies, com modelos consistentes biologicamente, para a espacialização da estocagem de carbono, em uma mesma densidade de povoamento (nCg), delas e definição de qual estoca mais carbono em cada pixel. As espécies que tiveram modelos das variáveis selecionadas, com lógica biológica, são as das espécies: *Cecropia pachystachia*, *Croton urucurana*, *Inga vera* e *Guarea guidonia*. Dentro dos locais que tiveram predições para todas as espécies com variáveis climáticas selecionadas e consistentes biologicamente para a modelagem da taxa de crescimento em carbono (cG), *Inga vera* é aquela que possui maior estocagem dentro de uma mesma densidade de povoamento (nCg). As espécies pioneiras avaliadas *Cecropia pachystachia*, *Croton urucurana* e *Inga vera* são de rápido crescimento. A adoção de plantios para recuperação florestal com essas espécies é recomendada nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais. Para estágios sucessionais mais avançando *Guarea guidonia* tem potencial para a manutenção da estocagem de carbono.

Palavras-chave: Regressão LASSO, Bootstrap não-paramétrico, macro sítios, variáveis climáticas, sazonalidade da precipitação, déficit hídrico.

1 INTRODUÇÃO

Em Minas Gerais a Floresta Estacional Semidecidual (FES) é a fitofisionomia mais abrangente do estado. Ela possui sazonalidade climática marcante, alta biodiversidade e presença de plantas caducifólias, na qual parte do seu dossel perdem as folhas nas épocas de frio e estiagem (IBGE, 2012). Da mesma forma, que em outras florestas tropicais, ela é caracterizada por sofrer grandes pressões antrópicas em seus remanescentes (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010). Ocorrendo em seu domínio, no ano de 2015, um dos maiores desastres ambientais do Brasil, o rompimento da barragem de mineração em Mariana, MG, produzindo fortes danos socioambientais ao longo da bacia hidrográfica do Rio Doce e aumentando a necessidade de recuperação dos seus ecossistemas (ALMEIDA et al., 2020).

Com esse enfoque, através do reflorestamento e restauração florestal, as comunidades científicas e instituições, ao redor do mundo, se organizam através de diversos programas e reuniões, com o objetivo de mitigar os impactos causados pelo homem. No Brasil, buscando um alinhamento com as políticas globais e a proteção da vegetação nativa, por meio da Portaria Interministerial nº 230, de 14 de novembro de 2017, criou-se o Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Planaveg). Estabelecendo como meta a recuperação da vegetação nativa de 12 milhões de hectares até o ano de 2030 (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2017). Já em uma escala global, têm-se uma iniciativa da *International Union Conservation for Conservation of Nature* – IUCN, lançada em 2011, nomeada *Bonn Challenge*, com o objetivo de restaurar 350 milhões de hectares até o ano de 2030 (GUERRA et al., 2020). Essas medidas e outras possuindo alinhamento com Acordo de Paris na redução dos efeitos das mudanças climáticas e contribuindo para a retomada da vegetação em ambientes antropizados (GUERRA et al., 2020).

No entanto, para o reflorestamento e restauração dos ecossistemas florestais tropicais existem lacunas que ainda devem ser preenchidas. Uma delas é a seleção de espécies nativas com base no seu potencial de crescimento (LAMB; ERSKINE; PARROTTA, 2005) e estocagem de carbono (OLIVEIRA, 2019). Espécies com menores crescimentos e copas, que permitam a entrada de luz para as forrageiras, geralmente acarretam em maiores custos e necessidades de mais

intervenções, no acompanhamento dessas áreas. A correta escolha delas, com rápido crescimento e adaptação, inibem a matocompetição mais cedo e aumentam os ganhos em carbono, promovendo a otimização dos plantios (ALVINO-RAYOL; ROSA; RAYOL, 2011; SCOLFORO et al., 2017; STRASSBURG et al., 2020).

Assim, para a identificação das espécies a serem plantadas têm-se como estratégia o uso da modelagem de crescimento, que se utilizada com espécies nativas, além de produzirem ganhos econômicos, aumentam os ecológicos e promovem a diversificação dos plantios florestais, em maioria realizado por plantas exóticas (SCOLFORO et al., 2017). Adicionalmente a este fato Scolforo et al. (2015), ressaltam a importância de um planejamento em macroescala da paisagem. Assim, pronunciando a mitigação dos impactos antropogênicos, através dos sumidouros de carbono naturais, aonde espécies com melhores desenvolvimentos poderão ser alocadas em lugares mais eficientes.

Verificar o desenvolvimento e a produtividade de povoamentos plantados equiâneos de uma única espécie, nas regiões tropicais, são práticas corriqueiras através de índices de sítios (CARRIJO et al., 2017). No entanto, a utilização de macrosítios em modelos de crescimento para espécies nativas é incipiente (OLIVEIRA, 2019). Sendo impactado o crescimento, principalmente, pela precipitação, temperatura, evapotranspiração (SCOLFORO et al., 2019) e por variáveis que traduzem valores extremos (SANGINÉS DE CÁRCER et al., 2018). Devendo utilizá-las nas predições, de modo que se evite a multicolineariedade muitas vezes presentes nelas (ANSALDI; FRANKS; WEBER, 2018), e ao mesmo tempo que siga a lógica biológica das espécies florestais (OLIVEIRA, 2019).

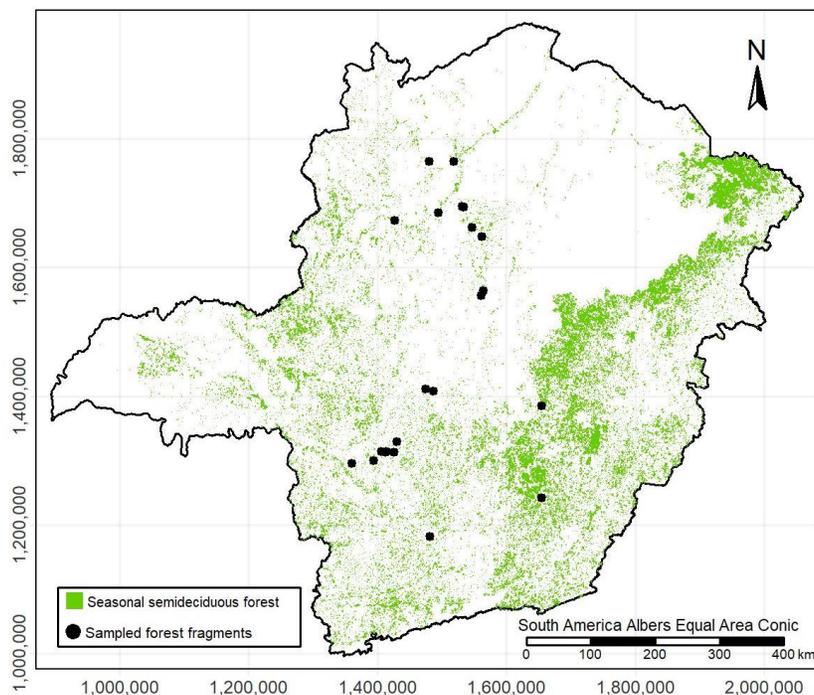
Assim, o objetivo geral desse trabalho é identificar espécies florestais, entre as principais na FES de Minas Gerais, com maiores potenciais de taxa de crescimento em carbono para plantios monoespecíficos e para a restauração florestal nas mesmas. Os objetivos específicos são: a) analisar as espécies que se destacam em relação taxa de crescimento médio em carbono ($\overline{C_g}$); b) selecionar e analisar as variáveis climáticas a serem empregadas nos modelos para cada espécie. b) Identificar e gerar mapas para as espécies com maiores estocagem de carbono em uma mesma densidade de indivíduos (nC_g) arbóreos na FES de MG.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

A área de estudo contempla a fitofisionomia da Floresta Estacional Semidecidual de Minas Gerais. Ao longo dessa floresta foram reamostrados 22 fragmentos distribuídos nas bacias hidrográficas federais do Rio São Francisco, Rio Grande e Rio Doce (Figura 5). Segundo Scolforo et al (2008), foram observadas diferentes condições de estágios sucessionais com 19 fragmentos classificados em condição de floresta madura, dois em estágio de regeneração avançada e um de florestas majoritariamente de *Eremanthus icanus*.

Figura 5 – Localização dos fragmentos amostrados e a distribuição das Florestas Estacionais Semidecíduais em Minas Gerais.



Fonte: Do autor (2021)

Dessa maneira, observaram-se diversas condições edafoclimáticas em suas amostras. Em relação à classificação de solos predominam nas regiões dos fragmentos onze latossolos, quatro Cambissolos, um Argissolo e seis Neossolo Flúvico (SCOLFORO et al., 2008). Já com base na classificação climática de Köppen, tem-se nove fragmentos com clima Cwa (subtropical de inverno seco), dois Cwb (subtropical de altitude, com inverno seco e verão ameno) e 11 Aw (tropical com chuvas concentradas no verão e inverno seco) (ALVARES et al., 2013). Assim, abarcando uma variedade de temperaturas médias anuais de 20°C a 25°C, precipitação anual de 817 mm a 1736 mm, evapotranspiração potencial anual de 1118 mm a 1504 mm e déficit hídrico climático máximo de -725 a -289.

2.2 Inventário florestal

O banco de dados utilizado derivou das remedições do Inventário Florestal de Minas Gerais (IFMG) na FES (SCOLFORO; MELLO; SILVA, 2008). Os 22 fragmentos foram mensurados entre os anos de 2002 a 2006 e as remedições realizadas entre o ano de 2007 a 2010 com um intervalo médio (Tempo) de cinco anos e uma densidade média de árvores por hectare (TPH) de 1103 indivíduos (Tabela 5).

Tabela 5 – Medições realizadas nos fragmentos com a sua identificação no IFMG e suas respectivas altitude em metros, data das medições, intervalo entre medições em anos (Δt), sua classificação climática de Koppen, classificação do solos e número de árvores por hectare (TPH)

ID	Altitude	Primeira Medição	Segunda Medição	Δt (anos)	Koppen	Tipo de solo	TPH
4	862	02/2006	09/2011	5,70	Cwa	Latossolo	1727,50
5	653	02/2006	06/2010	4,39	Cwa	Latossolo	1463,20
25	677	09/2002	06/2007	4,81	Cwa	Cambissolo	1266,15
26	639	08/2002	06/2007	4,83	Cwa	Cambissolo	986,67
27	633	08/2002	06/2007	4,83	Cwa	Latossolo	1395,56
28	641	08/2002	06/2007	4,85	Cwa	Cambissolo	1053,33
29	638	08/2002	07/2007	4,94	Cwa	Cambissolo	880,00
30	636	09/2002	04/2007	4,59	Cwa	Latossolo	1553,33
31	736	08/2002	01/2007	4,49	Cwb	Latossolo	1686,67
32	591	09/2002	04/2007	4,62	Cwa	Argissolo	1204,21
44	505	10/2002	05/2007	4,63	Aw	Latossolo	1582,11
45	509	02/2002	05/2007	5,37	Aw	Latossolo	769,41
50	477	11/2002	08/2007	4,80	Aw	Latossolo	1081,33
51	484	10/2002	08/2007	4,86	Aw	Latossolo	773,33
52	476	10/2003	08/2007	3,85	Aw	Neossolo Flúvico	785,00
54	490	11/2002	07/2007	4,69	Aw	Neossolo Flúvico	1200,80
59	494	10/2002	09/2007	4,98	Aw	Neossolo Flúvico	568,00
60	481	12/2002	06/2007	4,59	Aw	Neossolo Flúvico	814,00
66	472	11/2002	08/2007	4,82	Aw	Neossolo Flúvico	488,00
69	484	01/2003	09/2007	4,67	Aw	Neossolo Flúvico	636,80
88	908	02/2006	06/2010	4,39	Cwb	Latossolo	1057,34
93	609	09/2002	04/2007	4,65	Aw	Latossolo	1298,67
Média	595	-	-	$\Delta t_m = 4,75$	-	-	1103,24

Dessa forma, as medições procederam para os indivíduos limítrofes e dentro das parcelas de 225, 250, 300, 400 e 1000 m², que possuíam a circunferência a 1,30 m de altura do solo (CAP), igual ou acima de 15,0 cm, mensurados com fita métrica. Nos casos de perfilhamento, desde que o CAP de um dos fustes fosse maior ou igual ao nível de inclusão, todos os demais foram mensurados. Assim, todas as árvores perfilhadas tiveram o seu diâmetro, a 1,30 m de altura do solo, equivalente (Equação 13) calculados conforme apresentado a seguir:

$$DAP_{\text{equivalente}} = \sqrt{\sum_{i=1}^n \left(\frac{CAP_i}{\pi}\right)^2} \quad (13)$$

Em que: $DAP_{\text{equivalente}}$ = diâmetro a 1,30 m de altura do solo da árvore perfilhada, em centímetros, equivalente a mesma área seccional da somatória das áreas seccionais dos fustes individuais; CAP_i = circunferência a 1,30 m de altura do solo de cada fuste da árvore, também em centímetro; n = número de fustes do indivíduo arbóreo.

Para a identificação botânica, quando a espécie não foi reconhecida em campo foram coletadas exsicatas e então encaminhadas para o herbário da Universidade Federal de Lavras. Todos os nomes científicos e famílias foram conferidos na lista de espécies da Flora do Brasil (JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO, 2020).

2.3 Seleção das principais espécies arbóreas para a modelagem do crescimento

As espécies avaliadas para a modelagem do crescimento são as espécies arbóreas selecionadas no artigo 1, sendo elas: *Copaifera langsdorffii*, *Inga vera*, *Tapirira obtusa*, *Myrcia splendens*, *Protium spruceanum*, *Myracrodruon urundeuva*, *Tapirira guianensis*, *Anadenanthera colubrina*, *Eremanthus incanus*, *Triplaris gardneriana*, *Cecropia pachystachya*, *Mabea fistulifera*, *Astronium fraxinifolium*, *Ocotea corymbosa*, *Machaerium villosum*, *Casearia sylvestris*, *Lithraea molleoides*, *Cupania vernalis*, *Croton urucurana* e *Guarea guidonia*. Elas foram selecionadas com base no Índice de Valor de Cobertura em porcentagem proposto por Curtis e McIntosh (1950) em 78 fragmentos ao longo das FES. Delas apenas as espécies que possuíam no mínimo três indivíduos por fragmentos, possibilitando o cálculo do diâmetro médio quadrático (D_g), concomitantemente mais de trinta árvores em todos os fragmentos e que resultassem em mais de nove fragmentos com ocorrências observadas foram consideradas. Esses requisitos serviram para permitir, que o algoritmo do método de regressão LASSO pudesse trabalhar de forma parcimoniosa e otimizada, utilizando o mínimo de dobras possível para a validação cruzada (FRIEDMAN; HASTIE; TIBSHIRANI, 2010).

2.4 Seleção das variáveis independentes para o uso na modelagem de crescimento bootstrap

O método utilizado para a seleção das variáveis independentes foi o da regressão LASSO (*Least Absolute Shrinkage and Selection Operator*) (FRIEDMAN; HASTIE; TIBSHIRANI, 2010). É um método de estimativa com modelos lineares, por meio da validação cruzada, que penaliza os coeficientes das variáveis testadas. Atribuindo um valor nulo para as menos correlacionadas. Assim, escolhendo as variáveis preditoras que produzem as menores variâncias e consequentemente um melhor ajuste (ALTOÉ, 2017).

Desse modo, foram utilizadas 21 variáveis climáticas e o número de árvores por hectare (TPH), denominado também de densidade (Tabela 7). As variáveis climáticas foram retiradas no banco de dados CHELSA (*Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas*). Esse banco de dados além de incluir, 19 variáveis bioclimáticas (BIOCLIMs) também inclui a evapotranspiração potencial (ETP) (KARGER et al., 2017). Apartir das informações de precipitação mensal e ETP mensal foi calculado o déficit hídrico climático máximo (CWD) utilizado em pesquisas na obtenção dos estoques em biomassa (CHAVE et al., 2014) e da produtividade de carbono nas florestas tropicais (POORTER et al., 2017).

Tabela 7 – Variáveis independentes utilizadas e suas respectivas numerações.

Nº	Variáveis Climática – CHELSA	Nº	Variáveis Climática - CHELSA
1	Temperatura anual média (BIO 1)	13	Temp. média do quarto mais frio (BIO 11)
2	Amplitude diurna média (BIO2)	14	Precipitação anual (BIO 12)
3	Isotermalidade (BIO3)	15	Precipitação do mês mais úmido (BIO 13)
4	Sazonalidade da temperatura (BIO 4)	16	Precipitação do mês mais seco (BIO 14)
5	Máxima temperatura do mês mais quente (BIO 5)	17	Sazonalidade da precipitação (BIO 15)
6	Mínima temperatura do mês mais frio (BIO 6)	18	Precipitação do quarto mais úmido (BIO 16)
7	Amplitude da temperatura anual (BIO 7)	19	Precipitação do quarto mais seco (BIO 17)
8	Temp. média do quarto mais úmido (BIO 8)	20	Precipitação do quarto mais quente (BIO 18)
9	Temp. média do quarto mais seco (BIO 9)	21	Precipitação do quarto mais frio (BIO 19)
10	Temp. média do quarto mais quente (BIO 10)	22	Evapotranspiração Potencial
Nº	Variável Climática - Calculada		
11	CWD		
Nº	Densidade do povoamento		
12	Número de árvores/hectare (TPH)		

Para a variável dependente iniciou-se calculando, para a primeira e segunda medição, o diâmetro médio quadrático (Dg) ou a árvore média da população de cada espécie nos fragmentos (Equação 14). Essa característica morfométrica possui eficácia para a classificação de sítios florestais, principalmente quando se trata de povoamentos inequiânios em que a altura dominante se torna uma variável inconsistente (CARRIJO et al., 2017). Em geral ela é maior que o diâmetro médio, sendo que a diferença entre as duas depende do desvio padrão dos diâmetros, refletindo a área seccional média da população:

$$Dg = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n DAP_i^2}{n}} \quad (14)$$

Em que: Dg = diâmetro médio quadrático; DAP_i = diâmetro a altura do peito da i-ésima árvore da espécie; n= número de árvores da espécie no fragmento.

Obtido os valores do diâmetros da árvore média, para cada espécie nos fragmentos, foi estimado a quantidade de biomassa acima do solo na primeira e segunda medição, utilizando a metodologia, para indivíduos em que não se possui a altura, proposta por Chave et al. (2014) e as densidades básicas da madeira retiradas de Zanne et al. (2009). Esses valores de biomassa então foram multiplicados pelo fator de 0,456 para a conversão em estoque de carbono (C) em floresta tropicais (MARTIN; DORAISAMI; THOMAS, 2018). A posteriori calculou-se a taxa de crescimento anual em C (Cg), para cada fragmento que a espécie foi observada. Dado pela a diferença do C da segunda medição (C_2) e o C da primeira medição (C_1), dividido pelo intervalo de tempo (Δt) entre as medições (Equação 15).

$$Cg = \left(\frac{C_2 - C_1}{\Delta t} \right) \quad (15)$$

Em que: C_1 = carbono da árvore média da primeira medição, em kg de C; C_2 = carbono da árvore média da segunda medição, em kg de C; t = intervalo de tempo entre as medições, em anos; gC = taxa de crescimento anual em carbono, em kg de C.ano⁻¹.

Assim, a formulação do modelo para a seleção de variáveis pelo método LASSO para cada espécie, foi:

$$Cg = B_i \cdot X_i + B_{i+1} \cdot X_{i+1} + \dots + B_{i+22} \cdot X_{i+22} \quad (16)$$

Em que: Cg = Taxa de crescimento anual em carbono, kg de C.ano⁻¹; X_i = i -ésima variável independente apresentada na Tabela 7; B_i = i -ésimo parâmetro referente a i -ésima variável independente apresentada na Tabela 7.

Após a seleção das variáveis independentes realizou-se um quadro de correlação de Spearman, com elas, para verificar como se relacionam nos fragmentos amostrados. Também analisou-se a consistência biológica dos modelos gerados para a taxa de crescimento em carbono das espécies.

2.5 Modelagem do crescimento pela técnica de bootstrap não-paramétrico.

Pela técnica de reamostragem *bootstrap* não-paramétrica proposta por Efron (1979) não necessitar do pressuposto de normalidade dos resíduos, ela foi a escolhida para trabalhar em conjunto com a regressão múltipla. Desse modo, foram gerados 100 bancos de dados, para cada espécie, através da reamostragem com reposição e que tiveram uma regressão múltipla ajustada, para cada banco de dados, com as variáveis independentes selecionadas. Refletindo assim, no ajuste as variáveis mais correlacionadas com as populações, ou seja macro sítios, na FES de Minas Gerais.

Segundo Kozak e Kozak (2003), ao se apoiar no teorema do limite central as médias dos ajustes para cada banco de dados gerado podem ser considerados os valores estimados dos parâmetros do ajuste e para as avaliações dos erros da modelagem ao invés de utilizar as obtidas com a modelagem de dados originais.

Desse modo, para obtenção da qualidade dos ajustes dos modelos foram utilizadas as estatísticas do erro médio absoluto percentual (EMA), erro médio percentual (EM), raiz quadrada do erro médio quadrático (REMQ) e o coeficiente de determinação ajustado ($R2_{ajustado}$):

$$EMA(\%) = \left(\frac{\sum_{i=1}^n |y_i - \hat{y}_i|}{\frac{y_i}{n}} \right) * 100 \quad (17)$$

$$EM(\%) = \left(\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)}{\frac{y_i}{n}} \right) * 100 \quad (18)$$

$$REMQ = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \hat{y}_i)^2}{n}} \quad (19)$$

$$R2_{ajustado} = 1 - \left(1 - \frac{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i)}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y}_i)} \right) * \frac{n-1}{n-p-1} \quad (20)$$

Em que: n = o número de observações; p = número de variáveis independentes do modelo; y_i = valor observado; \bar{y}_i = valor observado médio; \hat{y}_i = valor estimado. As estatísticas EMA e REMQ mais próximas de zero indicam melhor ajuste.

2.6 Geração de mapas de taxa de crescimento em carbono.

Os mapas foram gerados, para cada espécie, inicialmente através de valores preditos para a taxa de crescimento em carbono (C_g) utilizando a média dos parâmetros *bootstrap* das variáveis selecionadas e dos valores, delas, retirados de cada pixel. Desse modo, a fim de estabelecer uma única densidade de indivíduos arbóreos, quando não selecionada a variável TPH, e poder comparar o potencial de estocagem de carbono da árvore média entre as espécies estudadas foi obtido o valor médio da densidade dos povoamentos (\overline{TPH}), nos quais as populações de cada espécies estavam inseridas. De posse desse valor (\overline{TPH}), da taxa de crescimento (C_g) e da média do número de

árvores por hectare dos fragmentos reamostrados nas FES, 1103 árvores/ha (Tabela 5), foi calculado com base na relação de grandeza inversamente proporcional a nova taxa de crescimento em C (nCg, em tC/ano/ha). Essa proporção trata-se de uma estimativa direta relacionada a obtenção de menores diâmetros em maiores densidades de plantios, que desconsidera fatores da dinâmica de um povoamento florestal, como a competição, recrutamento e mortalidade. Tornando-se pertinente o uso da proporção devido à complexidade dos aspectos de uma floresta tropical nativa. Por fim, para a obtenção da estocagem de carbono por hectare (tC/ano/ha) multiplicou-se o novo valor de estocagem de carbono (nCg) da árvore média por 1103 árvores/ha e dividiu-se por 1000. Dessa maneira, para cada espécie se têm nos pixels a estocagem de carbono por hectare (nCg) e nos pontos do centroide do fragmento a taxa de crescimento em C por indivíduo (Cg).

Sabendo que os estoques das árvores são influenciados pelo CWD (CHAVE et al., 2014; POORTER et al., 2017), para se evitar maiores vieses, as estimativas das distribuições da taxa de crescimento em carbono nos pixels (nCg) foram realizados apenas dentro dos limiares dos desvios padrões superiores e inferiores no entorno da média dessa variável e das variáveis selecionadas, referente aos fragmentos que a espécie modelada passou nos critérios metodológicos. Assim, realizou-se a estimição dentro desses limites e do escopo das localidades presentes das FES no estado de MG (SCOLFORO; MELLO; SILVA, 2008), com uma resolução espacial de 30 arcsec e projeção equivalente cônica de Albers para América do Sul. Para ressaltar qual espécie, entre as modeladas, produz maiores estocagem de carbono por hectare foi realizada a verificação com a geração de um mapa comparativo. Todos os procedimentos desse estudo foram realizados no software R Development Core Team (R CORE TEAM, 2018). Na produção dos mapas foram utilizados os pacotes *raster* (HIJMANS, 2021), *tmap* (TENNEKES, 2018) e *sf* (PABESMA, 2018).

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Seleção das espécies para modelagem do crescimento

Das principais espécies das Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais, observadas no artigo um, foram amostradas nos fragmentos, que tiveram remedições as espécies: *Copaifera langsdorffii*, *Inga vera*, *Myrcia splendens*, *Croton urucurana*, *Myracrodruon urundeuva*, *Tapirira guianensis*, *Anadenanthera colubrina*, *Eremanthus incanus*, *Triplaris gardneriana*, *Cecropia pachystachya*, *Astronium fraxinifolium*, *Ocotea corymbosa*, *Machaerium villosum*, *Casearia sylvestris*, *Lithraea molleoides*, *Cupania vernalis* e *Guarea guidonia*.

Dessas citadas acima, oito delas passaram nos critérios metodológicos estabelecidos nessa pesquisa, sendo elas: *Copaifera langsdorffii*, *Inga vera*, *Myrcia splendens*, *Croton urucurana*, *Triplaris gardneriana*, *Cecropia pachystachya*, *Casearia sylvestris* e *Guarea guidonia* (Tabela 8). Permitindo assim, realizar a seleção das variáveis climáticas e de povoamento através da validação cruzada realizada pelo algoritmo da Regressão LASSO e ao mesmo tempo estabelecendo um número de indivíduos suficientes para a realização da modelagem do crescimento.

Entre as com no mínimo nove fragmentos pôde-se destacar com uma taxa de crescimento em carbono médio (\overline{Cg}) as espécies *T. gardneriana* e *C. langsdorffii* (Tabela 8). A primeira considerada uma espécie de rápido crescimento em DAP na parte mineira da bacia do Rio São Francisco, podendo ser utilizada para lenha, madeira ou carvão e também para restauração de áreas florestais (SCOLFORO et al., 2017). Informação que corrobora com o presente estudo, por estocar 10,81 kgC/ano de carbono (Tabela 8) em média nos fragmentos observados. E a segunda considerada uma espécie de grande plasticidade ambiental e de rápido crescimento (CARVALHO et al., 2018), com 6,67 kgC/ano de estocagem de carbono médio mesmo em lugares com uma média de déficit hídrico climático máximo mais severa (Tabela 8). Segundo Carvalho et al. (2018), a precipitação e a temperatura influenciam positivamente no crescimento do lenho dessa espécie, verificando esse aspecto nas transições entre as estações do ano e relacionando com o desenvolvimento dela tanto em ambientes úmidos como em secos. A espécie também apresenta

outras características importantes para programas de restauração, como o desenvolvimento em rejeitos de mineração e diversos tipos de solos (DE PÁDUA et al., 2021).

Tabela 8 – Nome das principais espécies selecionadas nos fragmentos remensurados (Espécies) e suas densidades básicas da madeira (DBM), com o número de fragmentos que tiveram no mínimo três indivíduos observados (N°F) e as seguintes informações em relação a esses fragmentos: número de indivíduos totais (N°I), média do diâmetros médios quadráticos dos fragmentos da primeira medição ($\overline{Dg_1}$), média dos diâmetros médios quadráticos da segunda medição ($\overline{Dg_2}$), média dos estoques de carbono da primeira medição, em Kg ($\overline{C_1}$), média dos estoques de carbono da segunda medição ($\overline{C_2}$), valor médio das densidades dos povoamentos (\overline{TPH}), tempo médio dos fragmentos entre as medições ($\overline{\Delta t}$), taxa de crescimento médio da espécie ($\overline{C_g}$); e a média do déficit hídrico climático máximo (\overline{CWD}).

Espécies	DBM	N°F	N°I	$\overline{Dg_1}$	$\overline{Dg_2}$	$\overline{C_1}$	$\overline{C_2}$	\overline{TPH}	$\overline{\Delta t}$	$\overline{C_g}$	\overline{CWD}
<i>C. langsdorffii</i>	0,600	10	623	21,47	23,72	142,12	173,30	1215,69	4,76	6,67	-535,10
<i>I. vera</i>	0,590	15	505	20,52	22,44	107,46	132,49	1064,90	4,73	5,23	-474,84
<i>M. splendens</i>	0,800	10	178	11,04	12,48	26,27	36,38	1115,78	4,79	2,11	-554,66
<i>C. urucurana</i>	0,410	11	244	13,40	16,07	22,82	36,37	1066,97	4,82	2,77	-473,77
<i>M. urundeuva</i>	0,950	5	39	16,05	18,46	80,56	111,24	1293,67	4,68	6,52	-435,39
<i>T. guianensis</i>	0,500	7	125	15,88	18,34	40,95	59,61	1101,28	4,81	3,89	-534,48
<i>A. colubrina</i>	0,860	6	140	21,34	23,74	166,59	214,43	1398,66	4,61	10,59	-457,21
<i>E. incanus</i>	-	3	2638	6,96	7,94	-	-	1463,83	4,92	-	-491,15
<i>T. gardneriana</i>	0,630	10	341	19,57	22,70	116,58	167,87	1227,92	4,70	10,81	-452,91
<i>C. pachystachya</i>	0,410	10	256	15,65	19,37	35,31	59,58	1159,29	4,68	5,16	-445,16
<i>A. fraxinifolium</i>	0,850	8	136	14,34	16,08	59,05	79,28	1278,37	4,67	4,27	-462,79
<i>O. corymbosa</i>	-	7	169	16,50	18,07	-	-	1198,08	4,94	-	-545,05
<i>M. villosum</i>	0,800	4	58	19,03	20,27	109,25	127,66	1075,91	4,84	3,93	-526,15
<i>C. sylvestris</i>	0,520	9	139	11,85	13,18	22,57	29,52	1106,24	4,75	1,45	-500,20
<i>C. vernalis</i>	0,650	5	101	13,07	14,34	34,92	43,47	1106,68	4,75	1,79	-457,20
<i>G. guidonia</i>	0,680	12	223	19,43	20,95	140,13	162,71	1079,64	4,69	4,77	-510,28

3.2 Análise das variáveis independentes selecionadas pela regressão LASSO.

Para as populações das espécies selecionadas as variáveis escolhidas pelo método LASSO, que influenciam o crescimento, eram a sazonalidade da precipitação (BIO15) e o déficit hídrico climático máximo (CWD) (Tabela 9). Segundo Chave et al. (2014) as variações na precipitação e o CWD possuem influência direta nas estimativas dos estresses ambientais sofridos pelas árvores e conseqüentemente na biomassa alocada pelos indivíduos. Assim, da mesma forma que para a distribuição das espécies florestais as secas e as variações climáticas são fatores impactantes (ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017; YU et al., 2017), quando adiciona-se variáveis que expressam sazonalidades e eventos climáticos extremos, na modelagem do crescimento, se torna possível obter melhores respostas, em detrimento do uso valores que expressam unicamente médias climáticas (SANGINÉS DE CÁRCER et al., 2018).

Tabela 9 – Sinal do coeficientes das variáveis dependentes selecionadas e ajustados pela regressão LASSO referente as espécies *Copaifera langsdorffii*, *Inga vera*, *Myrcia splendens* e *Croton urucurana*.

Espécies	Variáveis dependentes selecionadas	
	Sazonalidade da precipitação	CWD
<i>C. langsdorffii</i>	X	X
<i>I. vera</i>	Negativo	X
<i>M. splendens</i>	X	Negativo
<i>C. urucurana</i>	Negativo	X
<i>T. gardneriana</i>	X	X
<i>C. pachystachya</i>	Negativo	X
<i>C. sylvestris</i>	X	X
<i>G. guidonia</i>	Negativo	X

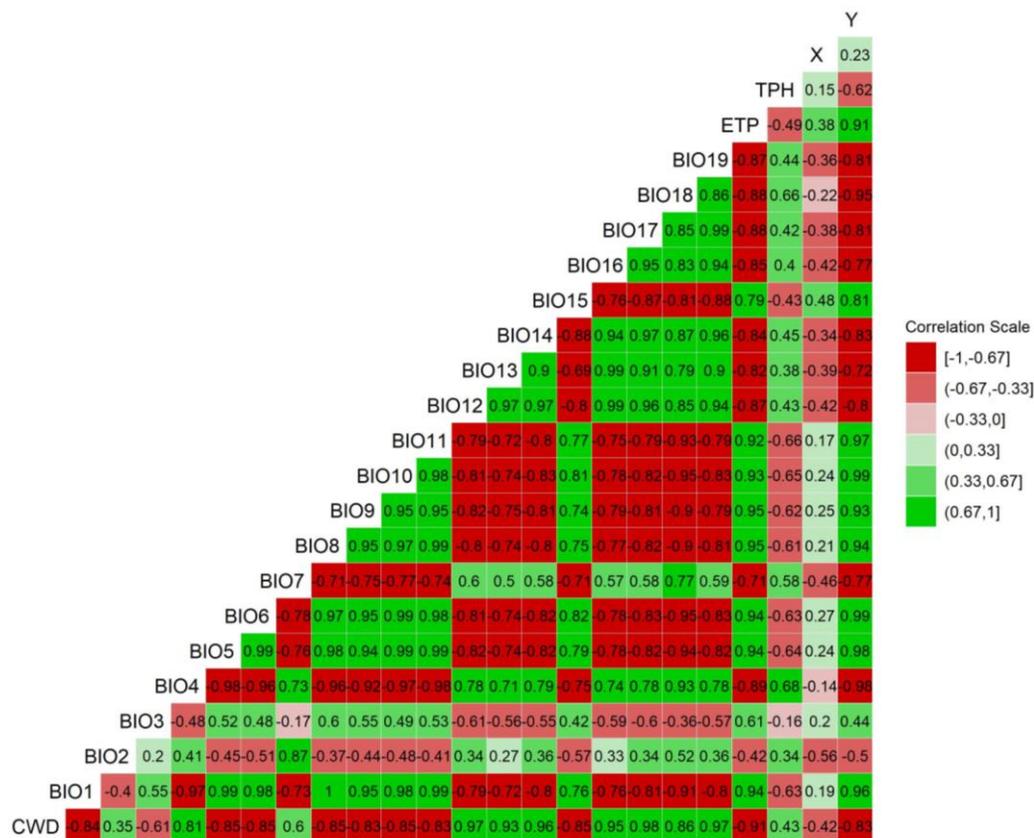
No entanto, para as espécies *C. langsdorffii*, *T. gardneriana* e *C. sylvestris* não foram selecionadas variáveis para sua modelagem (Tabela 9). Devido nenhum dos subconjuntos dos regressores produzirem uma combinação linear significativa, pelo método LASSO, na predição dos resultados. Esse fato podendo ser explicado por elas serem espécies com grande plasticidade ambiental (CARVALHO et al., 2018, 2017; QUEIROZ, 2018) e as variáveis climáticas em

conjunto com a densidade do povoamento não conseguem traduzir os macrosítios, utilizados nesse estudo, ou a complexidade da competição de uma floresta nativa em uma relação linear com a taxa de crescimento.

Já para a espécie *M. splendens* a variável CWD foi selecionada (Tabela 9). Porém, com um efeito negativo do déficit hídrico climático máximo, com maiores ganhos em estocagem de carbono a medida que os ambientes se tornam mais secos. Indo de encontro com as informações obtidas por Poorter et al. (2017), em que a disponibilidade hídrica promove o aumento dos ganhos em biomassa e dos estoques em florestas tropicais. Esse resultado podendo ser explicado pela espécie possuir características xeromórficas (COSTA et al., 2020), mas mesmo assim se tratando de uma modelagem de uso sensível. Por isso considerou-a inconsistente biologicamente.

Esse mesmo fato não ocorreu para as espécies *I. vera*, *C. urucurana*, *C. pachystachya* e *G. guidonia* por resultarem nas maiores estocagem de carbono nos fragmentos amostrados mais ao sul (Figura 7, 8, 9 e 10). Neles as menores latitudes possuem menores sazonalidades da precipitação ($r^2 = 0,81$), maiores precipitações anuais ($r^2 = -0,8$) e maiores valores de CWD ($r^2 = -0,83$; Figura 6). Sendo eles, também, caracterizados por maiores precipitações anuais, em comparação ao nordeste do estado de Minas Gerais. Assim, em locais com menores déficits hídricos, quando se possui uma menor sazonalidade da precipitação (BIO15), se têm ainda maiores ganhos em biomassa (CHAVE et al., 2014) e conseqüentemente em carbono. Com isso, as espécies se desenvolvem mesmo nos períodos de inverno, em ambientes tropicais, com chuvas ao longo do ano inteiro. Justificando a obtenção do parâmetro negativo e a escolha da variável sazonalidade da precipitação (BIO15) na modelagem da taxa de crescimento em C dessas espécies.

Figura 6 – Quadro de correlação de Spearman com as variáveis climáticas, geográficas e de densidade do povoamento.



Fonte: Do autor (2021)

3.3 Análise da modelagem de crescimento

Nos modelos gerados, com as variáveis anteriormente selecionadas, consistentes biologicamente, quando se utilizou a regressão linear em conjunto com a técnica de bootstrap não-paramétrico se obteve os mesmos valores dos coeficientes associados às variáveis. Demonstrando

congruência biológica entre os parâmetros estimados pelas análises para as espécies *Inga vera*, *Croton urucurana*, *Cecropia pachystachya* e *Guarea Guidonia* (Tabela 10 e 11).

Tabela 11 – Coeficientes ajustados médios e estatísticas médias de qualidade de ajuste obtidos na modelagem da taxa de crescimento em C através da técnica de bootstrap não-paramétrico para as espécies *Inga vera*, *Croton urucurana*, *Cecropia pachystachya* e *Guarea Guidonia*

Coeficiente e métricas de qualidade dos ajustes	Espécies			
	<i>I. vera</i>	<i>C. urucurana</i>	<i>C. pachystachya</i>	<i>G. guidonia</i>
Intercepto	49,87	22,36	41,98	39,50
Sazonalidade da Precipitação	-0,54	-0,24	-0,46	-0,42
EMA (%)	74,72	42,48	62,16	124,63
EM (%)	-35,56	-21,08	-34,11	-93,52
REMQ	3,57	1,02	1,86	3,44
R ² _{ajustado}	0,43	0,45	0,57	0,30

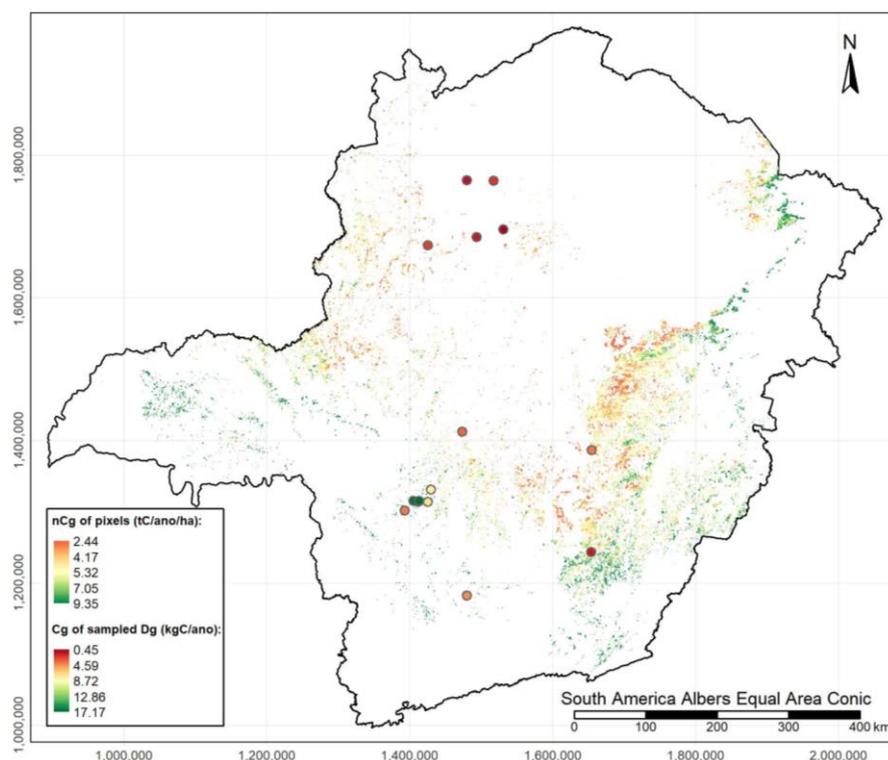
Analisando a qualidade do ajustes dos modelos, das espécies citadas acima, foi verificado que o EMA variou de 42,48% a 124,63%, o EM de -21,08% a -93,52% e o REMQ de 1,02 a 3,57. Esses valores, considerados melhores quanto mais próximos de zero. Dessa maneira por produzir o EM negativo pode-se considerar que esses modelos produzem previsões subestimadas, ou seja as árvores médias dessas população podem estocar mais carbono anualmente. Em relação ao R²_{ajustado} variou entre 0,30 e 0,57, possuindo essa estatística melhores explicações da variância da variável dependente em relação ao seus regressores quanto mais próxima de um.

3.4 Mapas da taxa de crescimento em carbono das espécies

As espécies, que tiveram seus mapas gerados, seguiram a distribuição dos valores da estocagem de carbono de maneira inversa a distribuição da sazonalidade da precipitação (BIO15) em Minas Gerais. De uma maneira geral, na porção centro-norte do estado estão as menores estocagens e conseqüentemente as maiores variações na precipitação (Figura 7, 8, 9 e 10). Segundo Vlam et al. (2014), as variabilidades no crescimento das árvores tropicais estão intimamente ligadas

às variações na precipitação e temperatura ao longo dos anos. Dessa forma, além da variação na precipitação limitar a adaptação de algumas espécies (ESQUIVEL-MUELBERT et al., 2017), ela influencia o crescimento, sendo que nas regiões tropicais em locais com chuvas distribuídas homogeneamente ao longo dos anos o desenvolvimento das espécies é favorecido (CRAVEN et al., 2011) .

Figura 7 – Taxa de crescimento em carbono nos pixels estimados das FES em MG, dentro dos limites superiores e inferiores do desvio padrão no entorno da média do CWD e da BIO15 dos locais que foram inventariadas a espécie, em tC/ano/ha (nCg) e dos pontos aonde tiveram o Dg amostrado (Cg) de *Inga Vera*.

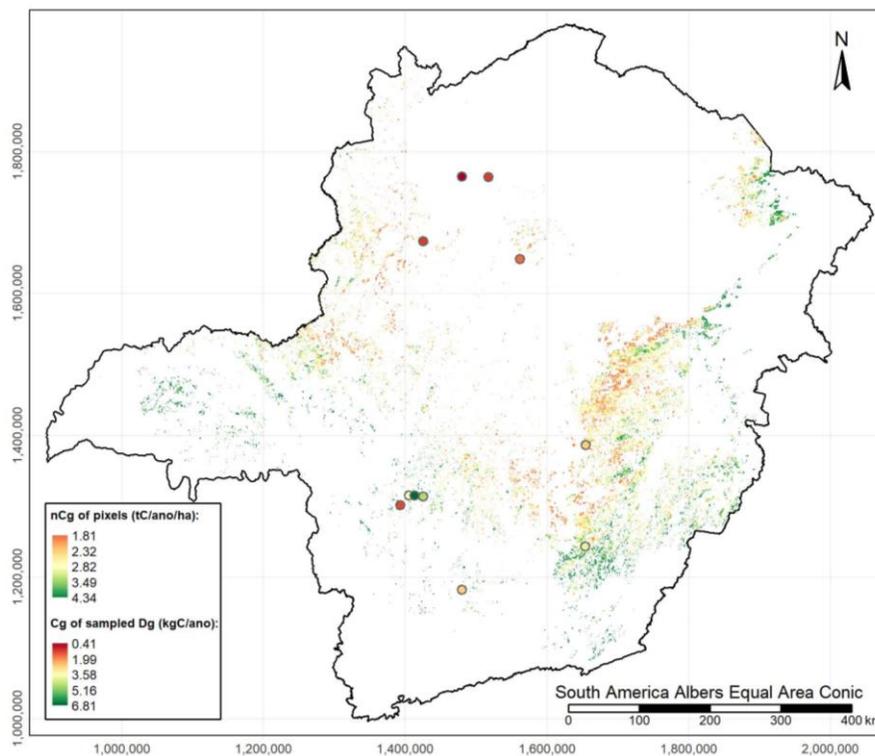


Fonte: Do autor (2021)

Para a espécie *Inga vera* observaram-se as estocagens de carbono, na densidade de 1103 árvores/ha (nCg), variando de 2,44 a 9,35 tC/ano/ha e nos fragmentos amostrados 0,45 a 17,17 kgC/ano por árvore (Figura 7). Com presença em fragmentos em que a média da sazonalidade da

precipitação (BIO15) é de 82, do CWD -474,84 e desvio padrão respectivamente de 6,44 e 138,48. Considerada uma espécie que se desenvolve melhor em locais com disponibilidade hídrica mais extensa ao longo dos anos, de rápido crescimento em diâmetro e em copa, possuindo associação com bactérias fixadoras de nitrogênio, recomendada para o uso na restauração florestal e contribuindo significativamente nos estoques de carbono em plantios multiespecíficos (FIORE et al., 2019).

Figura 8 – Taxa de crescimento em carbono nos pixels estimados das FES em MG, dentro dos limites superiores e inferiores do desvio padrão no entorno da média do CWD e da BIO15 dos locais que foram mensurado a espécie, em tC/ano/ha (nCg) e dos pontos aonde tiveram o Dg amostrado (Cg) de *Croton urucurana*.

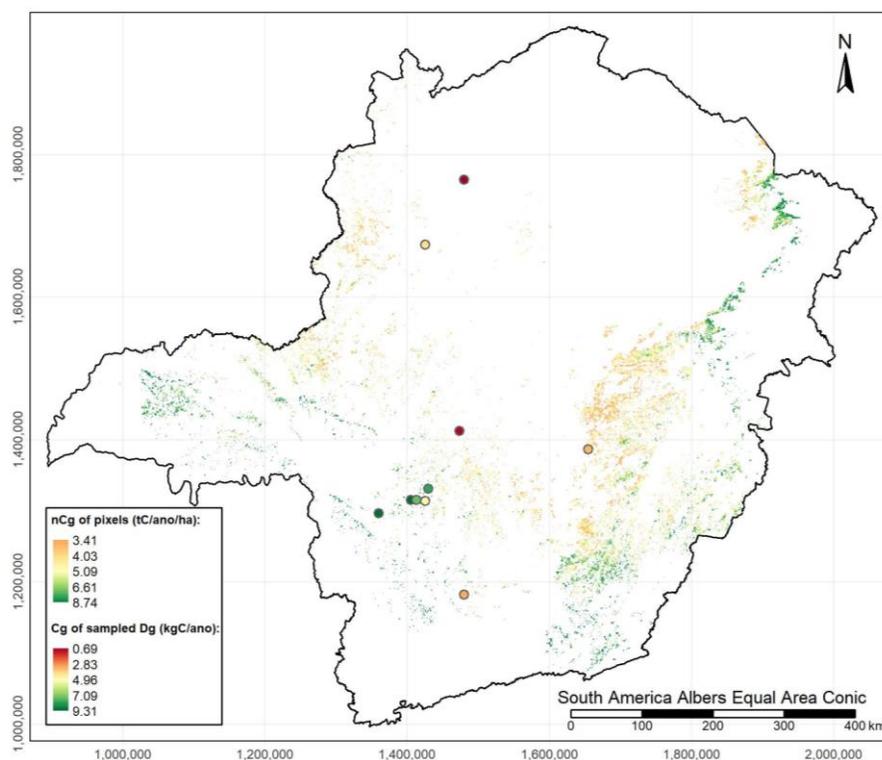


Fonte: Do autor (2021)

Em relação a espécie *Croton urucurana* o seu crescimento foi mensurado em fragmentos com o CWD médio de -473,77 e desvio padrão de 142,78 e para a sazonalidade da precipitação (BIO15) média de 82,09 e desvio padrão de 5,80. Assim, com os locais mensurados pela espécie

Croton urucurana em estresses hídricos semelhantes e em valores próximos da média das densidades dos povoamentos de *Inga vera* (Tabela 8). No entanto, com taxa de crescimento em carbono nos fragmentos (Cg) inferiores, variando de 0,41 a 6,81 KgC/ano por árvore. Se repetindo esse padrão no limite inferior e superior da amplitude da estocagem de carbono nos pixels estimados (nCg), na devida ordem, 1,81 e 4,34 tC/ano/ha (Figura 8). Segundo Rodrigues et al. (2019), *Croton urucurana* possui preferência a solos úmidos, no entanto demonstrando baixa taxa de mortalidade nos períodos de seca e resitência a variação na disponibilidade de água no solo, se tornando uma espécie recomendada para plantios de restauração florestal.

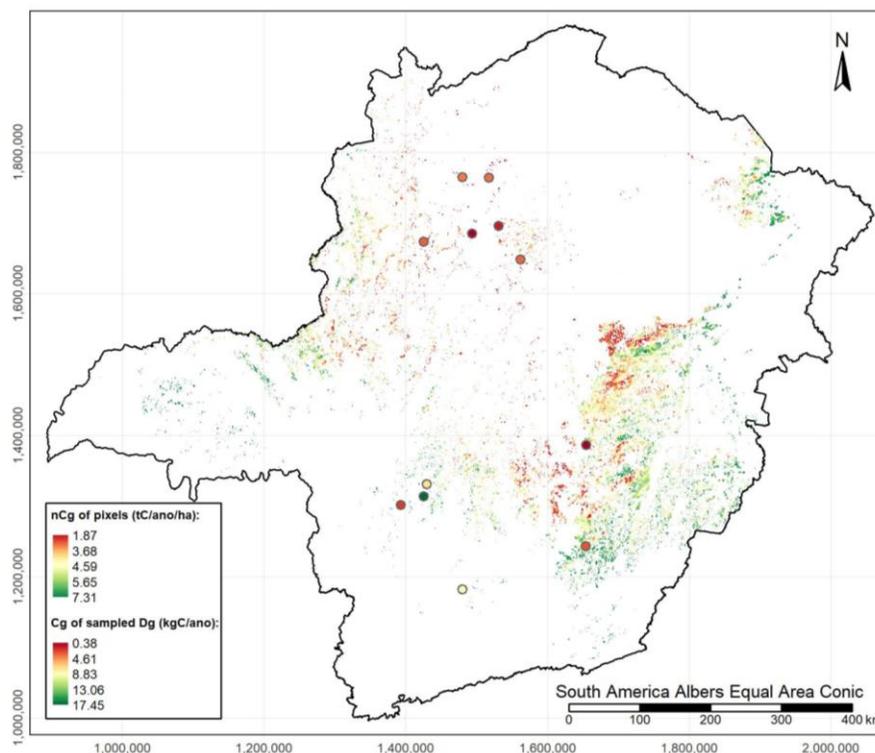
Figura 10 – Taxa de crescimento em carbono nos pixels estimados das FES em MG, dentro dos limites superiores e inferiores do desvio padrão no entorno da média do CWD e da BIO15 dos locais que foram mensurado a espécie, em tC/ano/ha (nCg) e dos pontos aonde tiveram o Dg amostrado (Cg) da *Cecropia pachystachya*.



Fonte: Do autor (2021)

Assim como *Croton urucurana* a espécie *Cecropia pachystachia* é considerada uma espécie generalista, de rápido crescimento, conseguindo se estabelecer mesmo em solos bem drenados e períodos de baixa disponibilidade hídrica (OLIVEIRA; FAGUNDES; VELOSO, 2021). Com sua presença nos fragmentos com a média do CWD de -445,16 e BIO15 de 79,9, respectivamente, com desvio padrão de 110,99 e 5,21. Com estocagem de carbono (nCg) de 3,41 tC/ha/ano nos lugares de maiores sazonalidade da precipitação e nas menores variações 8,74 tC/ha/ano (Figura 10). Explicitando seu potencial de estocagem de carbono, apesar da menor densidade básica da madeira (Tabela 8). Fator esse de grande influência para estimar a biomassa (CHAVE et al., 2014) e carbono de indivíduos arbóreos, o que evidencia o seu desenvolvimento para vencer a competição.

Figura 11 – Taxa de crescimento em carbono nos pixels estimados das FES em MG, dentro dos limites superiores e inferiores do desvio padrão no entorno da média do CWD e da BIO15 dos locais que foram mensurado a espécie, em tC/ano/ha (nCg) e dos pontos aonde tiveram o Dg amostrado (Cg) de *Guarea guidonia*

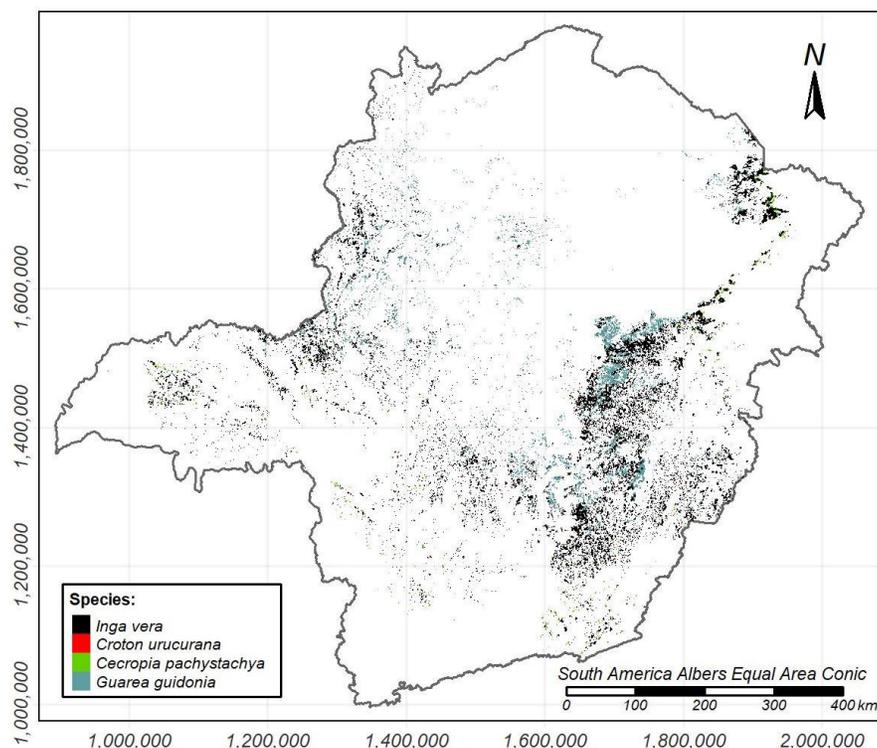


Fonte: Do autor (2021)

Entre as espécies que tiveram seus mapas gerados *Guarea guidonia* é aquela que possuiu maior intervalo de estocagem de carbono (Cg), 0,38 a 17,45 kgC/ano por árvore (Figura 11), nesse fragmentos com CWD médio de -510,28 e BIO15 de 84,08, respectivamente seus desvios padrões 156,94 e 16,67. Possivelmente se desenvolvendo melhor em lugares com solos úmidos e férteis, com crescimento em carbono anual lento em seu estágio inicial e baixa taxa de sobrevivência (DE MORAIS JUNIOR et al., 2020). Por ser uma espécie observada em estágios sucessionais mais avançados (BALESTRIN et al., 2019) considera-se uma espécie importante para o uso na restauração florestal em florestas maduras para um contínuo ganho nos estoques de carbono (DE MORAIS JUNIOR et al., 2020), com valores estimados na amplitude de 1,87 a 7,31 tC/ano/há de seus indivíduos adultos ($CAP > 4,8$ cm).

Dessa maneira, percebe-se que a modelagem dessas espécies por novas técnicas permite selecionar espécies com potencial elevado de estocagem de carbono (SCOLFORO et al., 2017) e as sugerem para maiores estudos com o objetivo da diversificação dos plantios monoespecíficos, em particular nesse estudo para a restauração florestal da FES de MG. Assim, *Inga vera* é a espécie que teve mais pixels estimados com a maior taxa de crescimento em carbono anual (nCg), na densidade de 1103 árvores/ ha, correspondendo a 68% do total deles (Figura 12). Quando avaliada a região aonde as quatro espécies, com modelos consistentes, tiveram pixels estimados obtém-se o valor de 98% da região para *Inga vera*. Demonstrando o elevado potencial dela na estocagem de carbono para plantios monoespecíficos em comparação as outras espécies. Dessa maneira, os locais que estimavam além dos limiares dos desvios padrões no entorno da média do CWD e da BIO15 de *Inga vera* foram ocupados, em ordem, pelas espécies *Guarea Guidonia*, *Cecropia pachystachia* e *Croton urucurana* (Figura 12).

Figura 12 – Espécie com maior taxa de crescimento em carbono nos pixels estimados, dentro dos limites superiores e inferiores do desvio padrão no entorno da média do CWD e da BIO15 dos fragmentos reamostrados que a mesma estava presente, em tC/ano/ha (nCg).



Fonte: Do autor (2021)

Importante ressaltar que essas estimações derivam de populações de árvores médias de indivíduos adultos ($DAP > 4.8$) em florestas nativas e que de acordo com os estágios sucessionais e a competição o crescimento dos indivíduos se modificiam. *Cecropia pachystachya*, *Croton urucurana* e *Inga vera* por serem espécies pioneiras (DE MORAIS JUNIOR et al., 2020; GANDOLFI; LEITÃO FILHO; BEZERRA, 1995; OLIVEIRA; FAGUNDES; VELOSO, 2021) inicialmente são recomendadas na utilização de plantios mono e multiespecíficos, devido serem espécies de rápido crescimento e favorecem o sombreamento das gramíneas. Após vencer a matocompetição, com um plantio bem-sucedido e desenvolvido, se torna mais fácil realizar o enriquecimento dessas áreas. Com isso, *Guarea guidonia* por não ser uma espécie pioneira se

adaptaria melhor em estágios mais avançados em projetos de restauração florestal (DE MORAIS JUNIOR et al., 2020) acarretando na maximização dos estoques de florestas maduras.

4 CONCLUSÕES

- A modelagem da estocagem em carbono em macroescala é uma importante ferramenta para o manejo e seleção das espécies com o objetivo da maximização dos estoques e da compensação de impactos ambientais. Em relação às espécies com variáveis climáticas selecionadas e consistentes biologicamente, para a modelagem da taxa de crescimento em carbono (C_g), *Inga vera* é aquela que possui maior estocagem dentro de uma mesma densidade de povoamento (nC_g). As espécies pioneiras avaliadas *Cecropia pachystachya*, *Croton urucurana* e *Inga vera* são de rápido crescimento e a adoção delas em plantios para recuperação florestal é recomendada nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais. Já para estágios sucessionais mais avançados, *Guarea guidonia* tem potencial para a manutenção da estocagem de carbono. Em relação às espécies anteriores a variável que influencia a taxa de crescimento em C (C_g), com maior correlação linear pelo método LASSO, é a sazonalidade da precipitação, que em menores flutuações possui maiores estocagens de carbono. Assim, recomenda-se a utilização de variáveis que se correlacionam com as secas, sendo importante realizar modelagens de crescimento em carbono dentro de limiares de déficit hídrico, que leva em consideração a evapotranspiração e a precipitação. Carecendo de estudos fisiológicos mais aprofundados para o uso da variável CWD na modelagem preditiva da estocagem de carbono, no estudo da influência em árvores xeromórficas, especificamente para *Myrcia splendens*. Com as espécies *T. gardneriana* e *C. langsdorffii* com potenciais destacados de estocagem de carbono e uso na recomposição dos ecossistemas florestais.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, F. C. et al. Análise multicritério na definição de áreas prioritárias para recuperação florestal na bacia do Rio Doce, em Minas Gerais. **Nativa**, [S. l.], v. 8, n. 1, p. 81–90, 2020. DOI: 10.31413/nativa.v8i1.8130.

ALTOÉ, T. F. **Modelagem e espacialização do estoque de carbono em fragmentos nativos de Minas Gerais em função de fatores edafoclimáticos**. 2017. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2017.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [S. l.], v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507. Disponível em:

http://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil?af=crossref.

ALVINO-RAYOL, F. O.; ROSA, L. S.; RAYOL, B. P. Efeito do espaçamento e do uso de leguminosas de cobertura no manejo de plantas invasoras em reflorestamento de *Schizolobium amazonicum* Huber ex. Ducke (paricá). **Revista Árvore**, Viçosa, v. 35, n. 3, p. 391–399, 2011.

ANSALDI, B. H.; FRANKS, S. J.; WEBER, J. J. The influence of environmental factors on breeding system allocation at large spatial scales. **AoB PLANTS**, [S. l.], v. 10, n. 6, p. 1–11, 2018. DOI: 10.1093/aobpla/ply069. Disponível em: <https://academic.oup.com/aobpla/article/doi/10.1093/aobpla/ply069/5165816>.

CAMPANILI, M.; SCHAFFER, W. B. **Mata Atlântica Patrimônio Nacional dos Brasileiros**. 2. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2010.

CARRIJO, J. V. N. et al. Morphometric indexes and dendrometric measures for classification of forest sites of *Eucalyptus urophylla* stands. **Australian Journal of Crop Science**, [S. l.], v. 11, n. 9, p. 1146–1153, 2017. DOI: 10.21475/ajcs.17.11.09.pne682.

CARVALHO, D. C. et al. Dendrochronology and growth of *Copaifera langsdorffii* wood in the vegetative dynamics of the pirapitinga ecological station, state of Minas Gerais, Brazil. **Floresta**, [S. l.], v. 48, n. 1, p. 49–58, 2018. DOI: 10.5380/ufv.v48i1.49905.

CARVALHO, M. C. et al. Modelagem do nicho ecológicos de espécies arbóreas em uma área tropical brasileira. **Cerne**, [S. l.], v. 23, n. 2, p. 229–240, 2017. DOI: 10.1590/01047760201723022308.

CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 20, n. 10, p. 3177–3190, 2014. DOI: 10.1111/gcb.12629.

COSTA, I. S. C. et al. Environmental Influence on the Leaf Morphoanatomical Characteristics of *Myrcia splendens* (Sw.) DC. (Myrtaceae). **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S. l.], v. 13, n. 7, p. 3412–3427, 2020.

CRAVEN, D. et al. Seasonal variability of photosynthetic characteristics influences growth of eight tropical tree species at two sites with contrasting precipitation in Panama. **Forest Ecology and Management**, [S. l.], v. 261, n. 10, p. 1643–1653, 2011. DOI: 10.1016/j.foreco.2010.09.017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.017>.

CURTIS, J. T.; MCINTOSH, R. P. The Interrelations of Certain Analytic and Synthetic Phytosociological Characters. **Ecology**, [S. l.], v. 31, n. 3, p. 434–455, 1950. DOI: 10.2307/1931497. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.2307/1931497>.

DE MORAIS JUNIOR, V. T. M. et al. Growth and survival of potential tree species for carbon-offset in degraded areas from southeast Brazil. **Ecological Indicators**, [S. l.], v. 117, n. 117, 2020. DOI: 10.1016/j.ecolind.2020.106514.

DE PÁDUA, M. P. et al. Ecophysiological Responses of *Copaifera langsdorffii* Grown in Mining Tailings Under Lower Water Availability. **Water, Air, and Soil Pollution**, [S. l.], v. 232, n. 2, 2021. DOI: 10.1007/s11270-021-05037-y.

EFRON, B. Bootstrap Methods: Another Look at the Jackknife. **The Annals of Statistics**, [S. l.], v. 7, n. 1, p. 1–26, 1979. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2307/2958830>.

ESQUIVEL-MUELBERT, A. et al. Seasonal drought limits tree species across the Neotropics. **Ecography**, [S. l.], v. 40, n. 5, p. 618–629, 2017. DOI: 10.1111/ecog.01904. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1111/ecog.01904>.

FIORE, N. V. et al. Monitoring of a seedling planting restoration in a permanent preservation area of the southeast atlantic forest biome, Brazil. **Forests**, [S. l.], v. 10, n. 9, p. 1–12, 2019. DOI: 10.3390/f10090768.

FRIEDMAN, J.; HASTIE, T.; TIBSHIRANI, R. Regularization Paths for Generalized Linear Models via Coordinate Descent. *Journal of Statistical Software*, Los Angeles, v. 33, n. 1, p. 1–22, 2010.

GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. F.; BEZERRA, C. L. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, [S. l.], v. 55, n. 4, p. 753–767, 1995. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/259471542>.

GUERRA, A. et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. **Forest Ecology and Management**, [S. l.], v. 458, n. November 2019, 2020. DOI:

HIJMANS R.J. **raster: Geographic Data Analysis and Modeling**. Versão 3.4-10. [S. l.], 2021. Disponível em : <https://CRAN.R-project.org/package=raster>.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Flora do Brasil 2020 em construção**. 2020. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 6 nov. 2020.

KARGER, D. N. et al. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. **Scientific Data**, [S. l.], v. 4, n. 1, p. 170122, 2017. DOI: 10.1038/sdata.2017.122. Disponível em: <http://www.nature.com/articles/sdata2017122>.

KOZAK, A.; KOZAK, R. Does cross validation provide additional information in the evaluation of regression models? **Canadian Journal of Forest Research**, [S. l.], v. 33, n. 6, p. 976–987, 2003. DOI: 10.1139/x03-022.

LAMB, D.; ERSKINE, P. D.; PARROTTA, J. A. Restoration of degraded tropical forest landscapes. **Science**, [S. l.], v. 310, n. 5754, p. 1628–1632, 2005. DOI: 10.1126/science.1111773.

MARTIN, A. R.; DORAISAMI, M.; THOMAS, S. C. Global patterns in wood carbon concentration across the world's trees and forests. **Nature Geoscience**, [S. l.], v. 11, n. 12, p. 915–920, 2018. DOI: 10.1038/s41561-018-0246-x. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1038/s41561-018-0246-x>.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Planaveg: Plano nacional de recuperação da vegetação nativa**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Ministério da Educação, 2017.

OLIVEIRA, H. F. D. E. **Estratégia de maximização de carbono na savana brasileira**. 2019. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Departamento de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2019.

OLIVEIRA, O. S.; FAGUNDES, N. C. A.; VELOSO, M. D. M. Sapling Survival and Growth in a Restoration Project of a Drained Wetland Forest in Southeastern Brazil. **Floresta e Ambiente**, [S. l.], v. 28, n. 1, p. 1–8, 2021. DOI: 10.1590/2179-8087-FLORAM-2020-0030.

QUEIROZ, J. C. P. **Respostas ecofisiológicas e bioquímicas do Pajeú (*Triplaris gardneriana* Wedd.) submetido ao déficit hídrico**. 2018. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2018.

PABESMA E. Simple Features for R: Standardized Support for Spatial Vector Data. **The R Journal**, [S. l.], v. 10, n. 1, p. 439-446, 2018. DOI: doi.org/10.18637/jss.v084.i06.

POORTER, L. et al. Biodiversity and climate determine the functioning of Neotropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, [S. l.], v. 26, n. 12, p. 1423–1434, 2017. DOI: 10.1111/geb.12668.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2018. Disponível em: <https://cran.r-project.org/bin/windows/base/R-4.1.1-win.exe> Acesso em: 8 mar. 2019.

RODRIGUES, A. L. et al. Photochemistry and hydric responses of congeneric Croton species at restoration sites under dry season: implications for species selection. **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, [S. l.], v. 31, n. 2, p. 329–339, 2019. DOI: 10.1007/s40626-019-00149-7.

SANGINÉS DE CÁRCER, P. et al. Vapor–pressure deficit and extreme climatic variables limit tree growth. **Global Change Biology**, [S. l.], v. 24, n. 3, p. 1108–1122, 2018. DOI: 10.1111/gcb.13973. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26362346>.

SCOLFORO, H. F. et al. Spatial distribution of aboveground carbon stock of the arboreal vegetation in Brazilian Biomes of Savanna, Atlantic Forest and Semi-arid woodland. **PLoS ONE**, [S. l.], v. 10, n. 6, p. 1–20, 2015. DOI: 10.1371/journal.pone.0128781.

SCOLFORO, H. F. et al. A new model of tropical tree diameter growth rate and its application to identify fast-growing native tree species. **Forest Ecology and Management**, [S. l.], v. 400, p. 578–586, 2017. DOI: 10.1016/j.foreco.2017.06.048. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2017.06.048>.

SCOLFORO, H. F. et al. Generalized stem taper and tree volume equations applied to eucalyptus of varying genetics in Brazil. *Canadian Journal of Forest Research*, Ottawa, v. 49, n. 5, p. 447–462, 2019.

SCOLFORO, J. R. et al. Amostragem e caracterização dos fragmentos amostrados. In: SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M.; SILVA, C. P. C. (org.). **Floresta Estacional Semidecidual e Ombrófila Florística, Estrutura, Diversidade, Similaridade, Distribuição Diamétrica e de Altura, Volumetria, Tendências de Crescimento e Áreas Aptas para Manejo Florestal**. Lavras: Editora UFLA, 2008. p. 1029.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M.; SILVA, C. P. de C. **Inventário Florestal de Minas Gerais: Floresta Estacional Semidecidual e Ombrófila - Florística, Estrutura, Diversidade, Similaridade, Distribuição Diamétrica e de Altura, Volumetria, Tendências de Crescimento e Áreas Aptas para Manejo**. Lavras: Editora UFLA, 2008.

STRASSBURG, B. B. N. et al. Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, [S. l.], v. 586, n. 7831, p. 724–729, 2020. DOI: 10.1038/s41586-020-2784-9. Disponível em: <http://www.nature.com/articles/s41586-020-2784-9>.

TENNEKES M. tmap: Thematic Maps in R. **Journal of Statistical Software**, [S. l.], v. 84, n. 6, p. 1-39, 2018. DOI: 10.18637/jss.v084.i06.

VLAM, M. et al. Temperature and rainfall strongly drive temporal growth variation in Asian tropical forest trees. **Oecologia**, [S. l.], v. 174, n. 4, p. 1449–1461, 2014. DOI: 10.1007/s00442-013-2846-x. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s00442-013-2846-x>.

YANG, Y. et al. Abiotic controls on macroscale variations of humid tropical forest height. **Remote Sensing**, [S. l.], v. 8, n. 6, p. 1–18, 2016. DOI: 10.3390/rs8060494.

YU, F. et al. Climatic niche breadth can explain variation in geographical range size of alpine and subalpine plants. **International Journal of Geographical Information Science**, [S. l.], v. 31, n. 1, p. 190–212, 2017. DOI: 10.1080/13658816.2016.1195502. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1080/13658816.2016.1195502>.

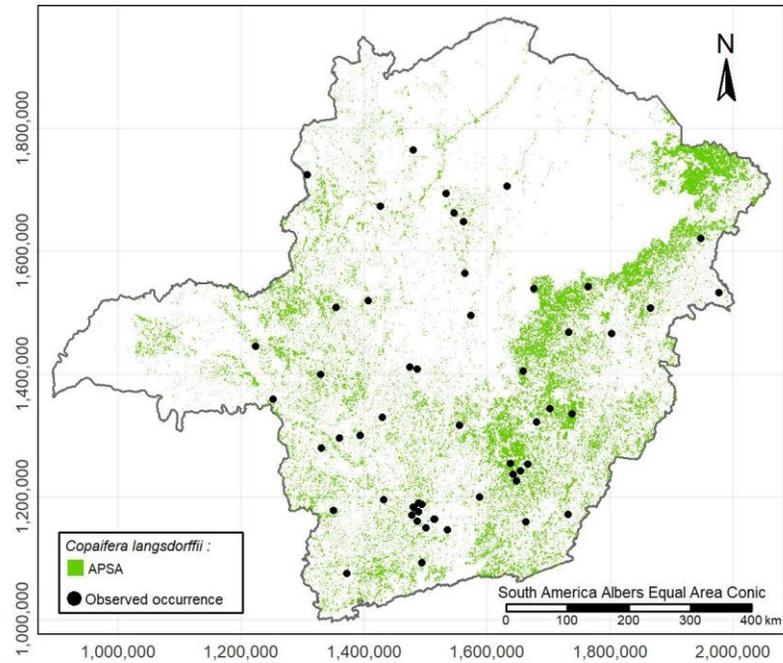
Zanne, A. E. et al. **Global wood density database**. [S. l.]: Dryad, 2009. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10255/dryad.235>.

APÊNDICES

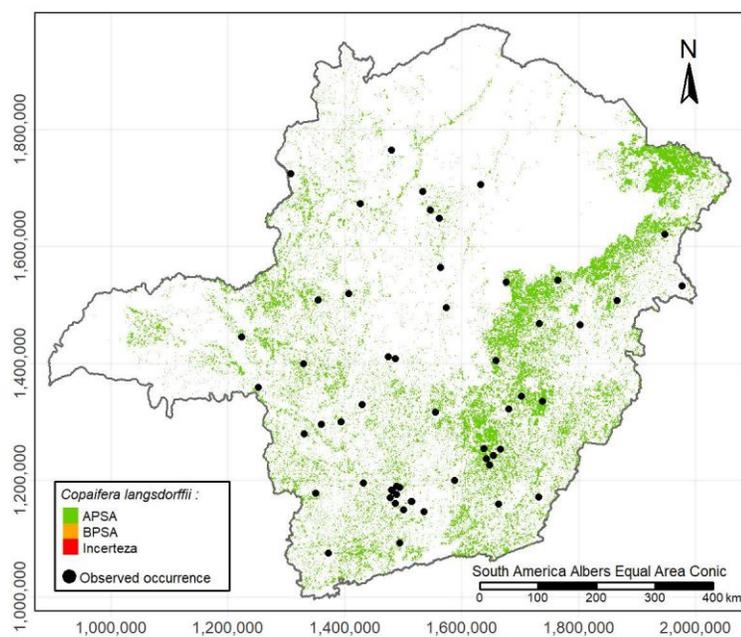
Apêndice A – Valor de inflação da variância (VIF) para as variáveis independentes em estudos, sendo: BIO2 = média da amplitude diurna; BIO 3 = isothermalidade; BIO4 = sazonalidade da temperatura; BIO15 = sazonalidade da precipitação; CWD = déficit hídrico climático máximo, em mm.

Espécie	BIO2	BIO3	BIO4	BIO15	CWD
<i>Copaifera langsdorffii</i>	3.01377	3.783592	3.831246	2.226658	2.856568
<i>Inga vera</i>	3.362798	4.427337	4.014349	2.157718	2.962515
<i>Tapirira obtusa</i>	2.63259	4.149456	2.938465	1.946821	1.895398
<i>Myrcia splendens</i>	2.919871	3.557143	3.026776	2.112032	2.272275
<i>Protium spruceanum</i>	2.958074	4.09996	3.823714	2.072386	2.698018
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	2.793067	3.138864	3.146877	2.292153	2.333438
<i>Tapirira guianensis</i>	3.042729	3.653515	3.204308	2.169462	2.309979
<i>Anadenanthera colubrina</i>	3.077628	3.993912	3.502121	1.978465	2.383306
<i>Eremanthus incanus</i>	6.36675	6.476906	3.383886	2.580006	2.315552
<i>Triplaris gardneriana</i>	4.479537	6.618199	3.892365	2.309973	2.25188
<i>Cecropia pachystachya</i>	2.646569	3.950185	4.056294	2.357513	3.071222
<i>Mabea fistulifera</i>	3.271524	4.003358	3.701043	2.31421	2.641175
<i>Astronium fraxinifolium</i>	3.163828	4.67247	3.325825	1.91386	2.268422
<i>Ocotea corymbosa</i>	2.971654	4.146162	3.119548	1.86362	2.109305
<i>Machaerium villosum</i>	3.033196	4.779771	3.484798	2.193899	2.406112
<i>Casearia sylvestris</i>	2.876533	3.689503	3.582678	2.385297	2.765583
<i>Lithraea molleoides</i>	2.359097	3.403852	3.993554	3.484109	3.507408
<i>Cupania vernalis</i>	3.05422	5.146497	3.860081	2.283664	2.408008
<i>Croton urucurana</i>	7.877045	9.269968	3.88104	3.256686	3.019029
<i>Guarea guidonia</i>	6.710391	8.991703	4.738308	2.561853	3.009515

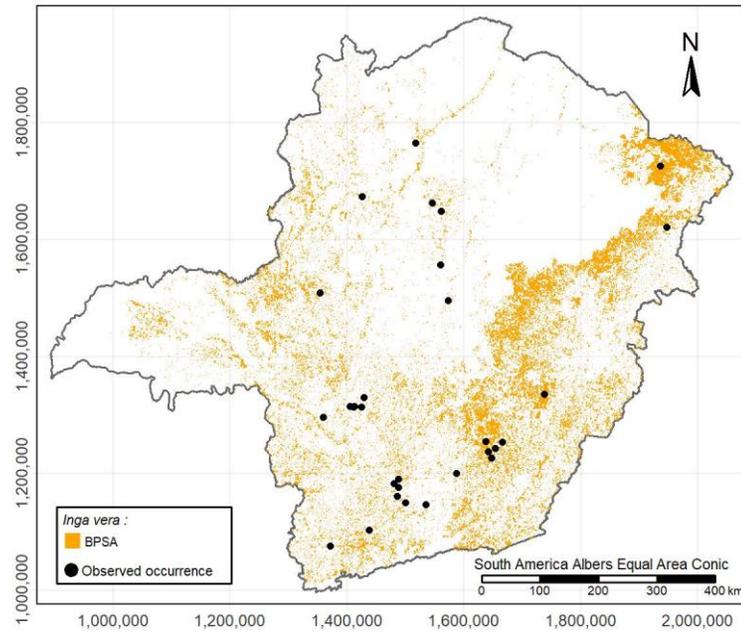
APÊNDICE B - Distribuição do sucesso adaptativo de *Copaifera Langsdorfii* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



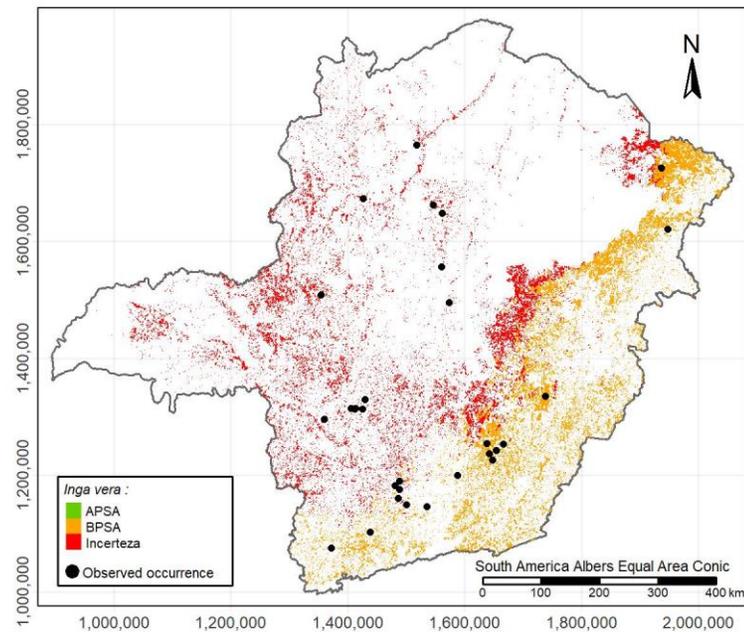
Apêndice C – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Copaifera Langsdorfii* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



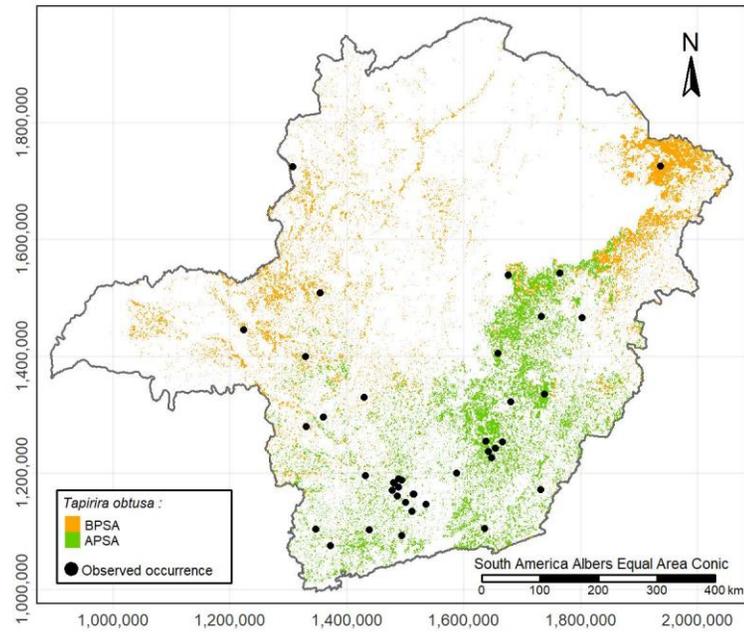
APÊNDICE D - Distribuição do sucesso adaptativo de *Inga Vera* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais (Mapa descartado por baixo valor de AUC menor que 70).



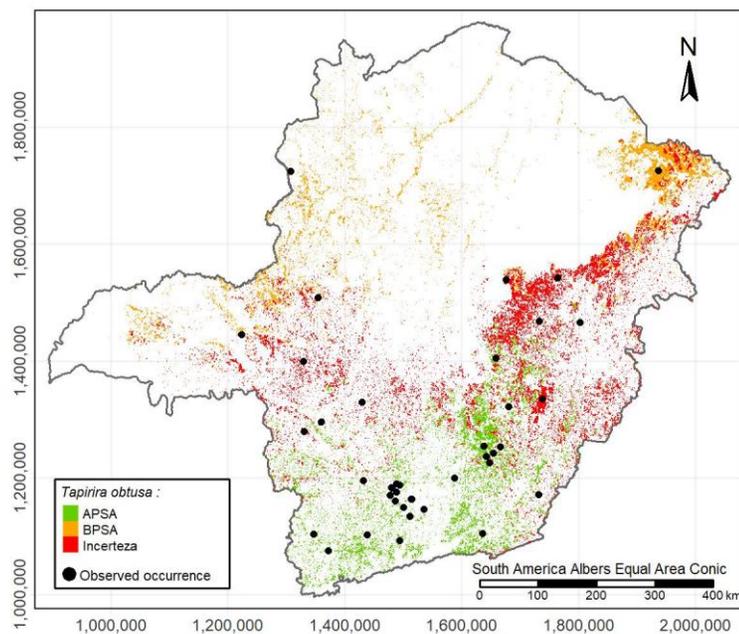
Apêndice E – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Inga Vera* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



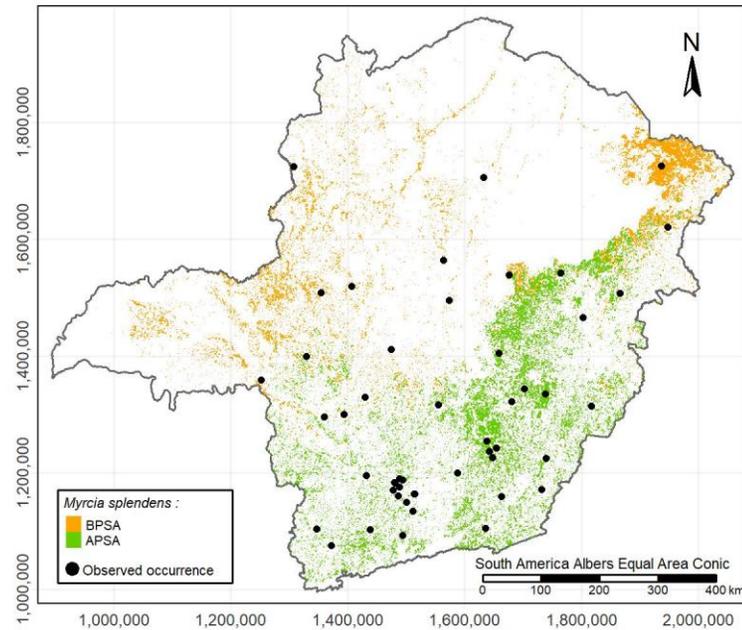
APÊNDICE F- Distribuição do sucesso adaptativo de *Tapirira obtusa* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



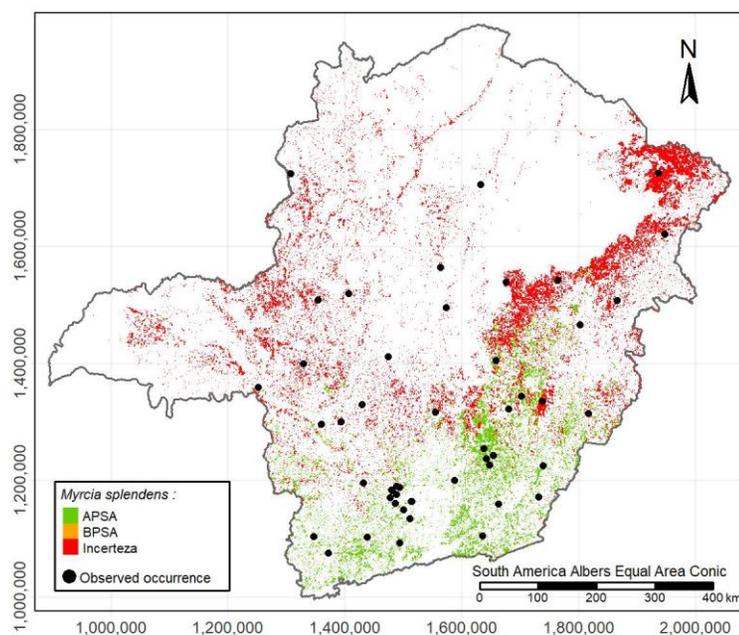
Apêndice G – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Tapirira Obtusa* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



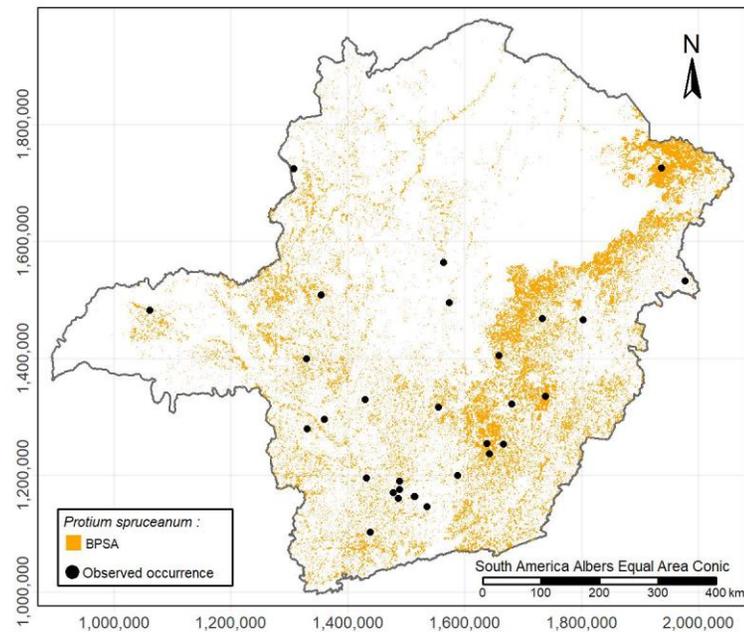
APÊNDICE H - Distribuição do sucesso adaptativo de *Myrcia splendens* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



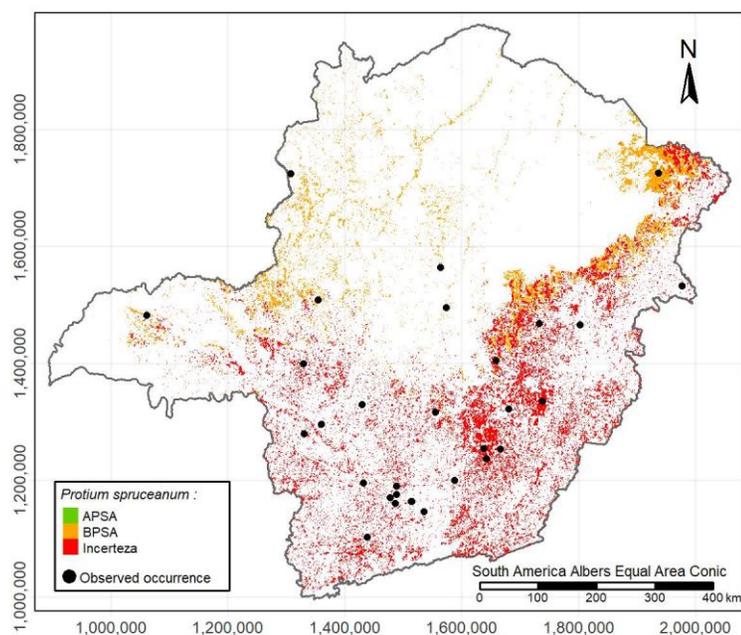
Apêndice I – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Myrcia splendens* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



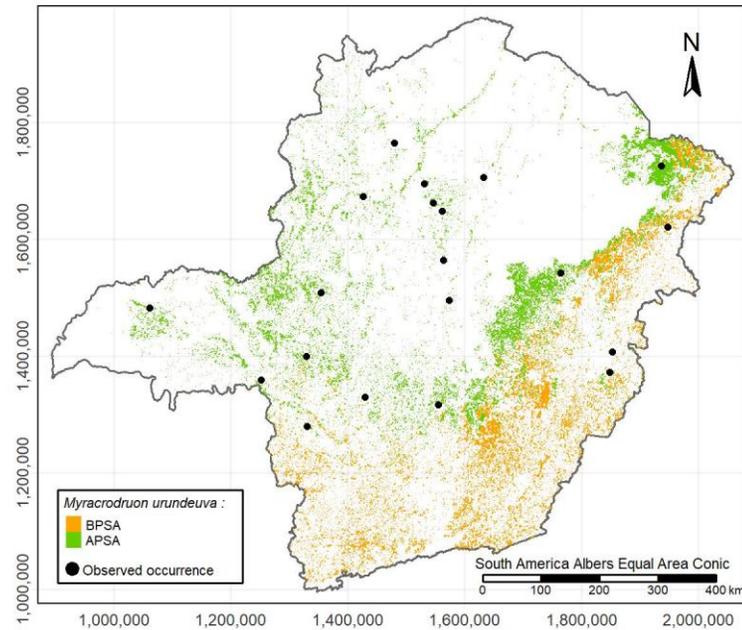
APÊNDICE J - Distribuição do sucesso adaptativo de *Protium spruceanum* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais (Mapa descartado por baixo valor de AUC menor que 70).



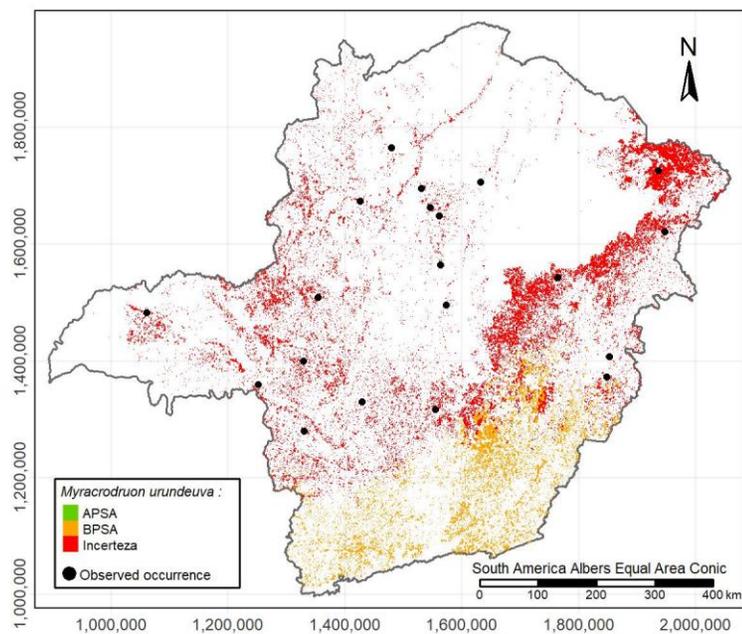
Apêndice K – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Protium spruceanum* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



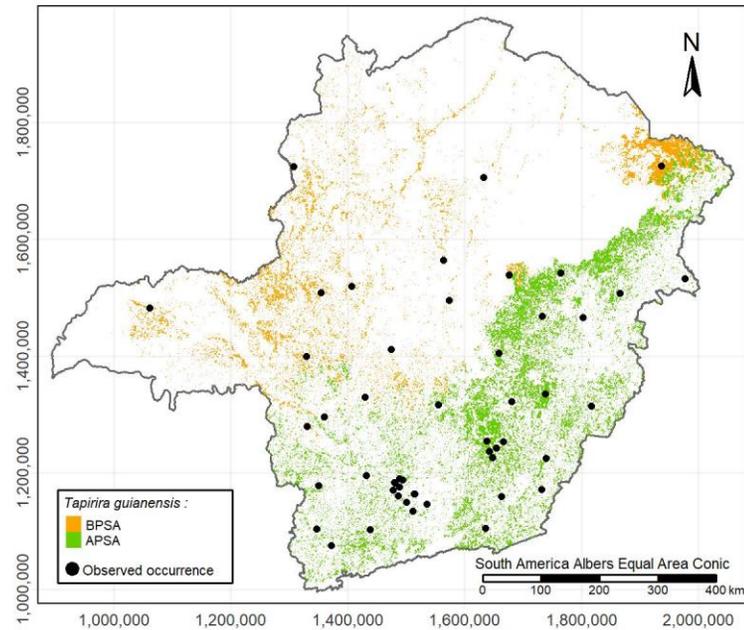
APÊNDICE L - Distribuição do sucesso adaptativo de *Myracrodruon urundeuva* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



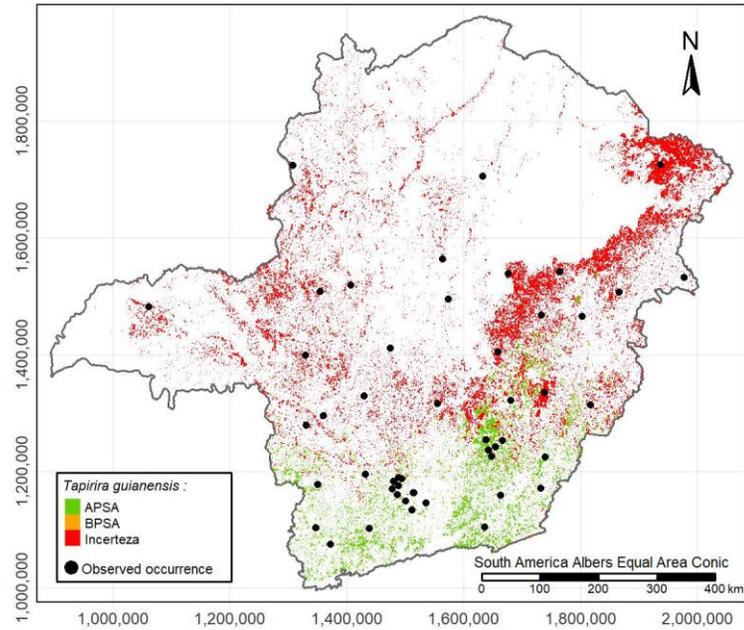
Apêndice M – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Myracrodruon urundeuva* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



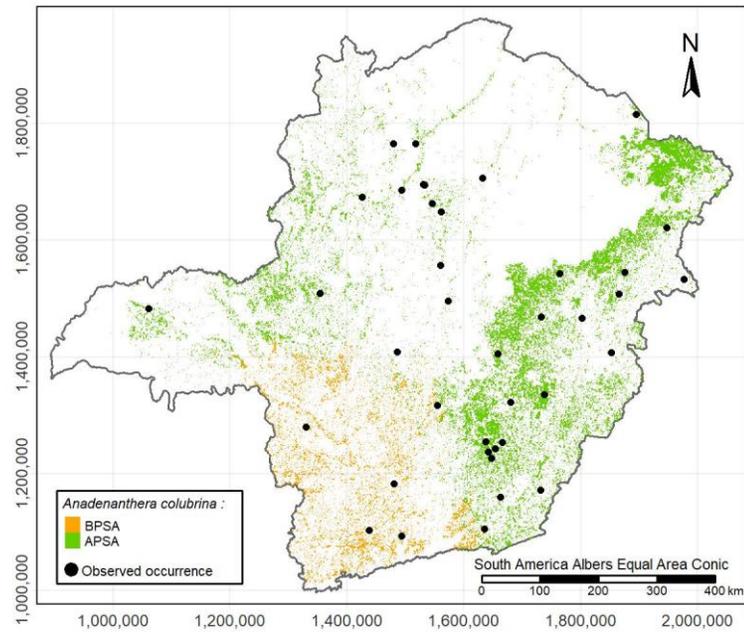
APÊNDICE N - Distribuição do sucesso adaptativo de *Tapirira guianensis* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



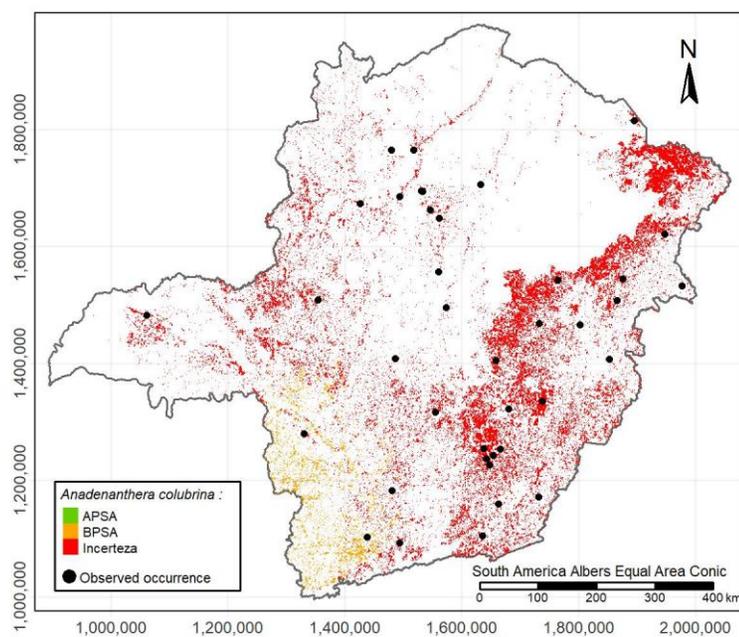
Apêndice O – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Tapirira guianensis* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



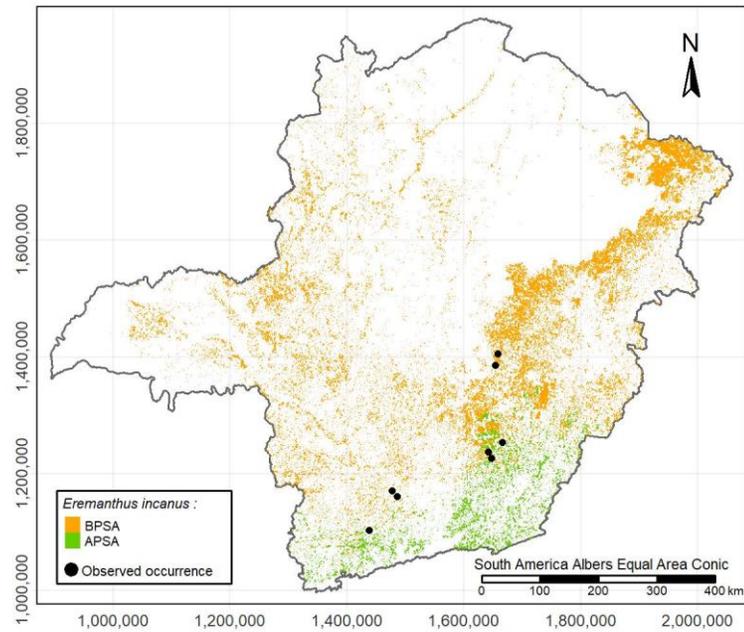
APÊNDICE P - Distribuição do sucesso adaptativo de *Anadenanthera colubrina* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



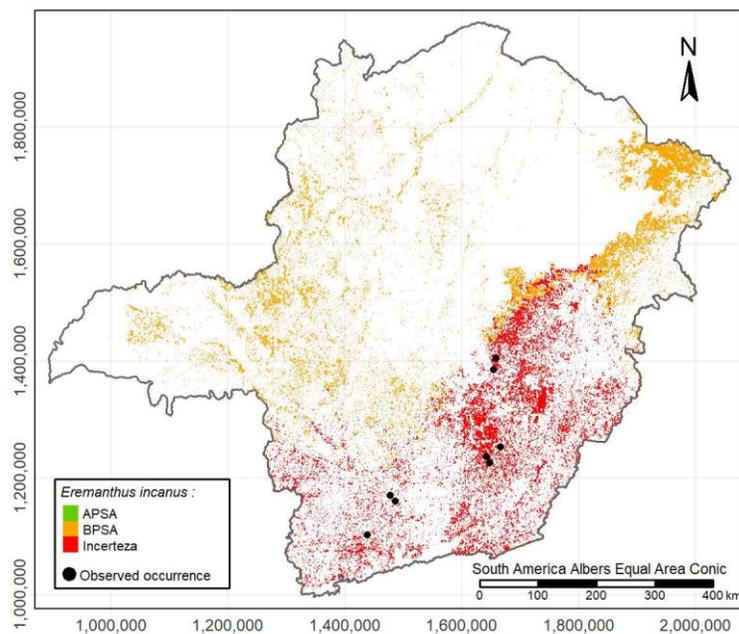
Apêndice Q – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Anadenanthera colubrina* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



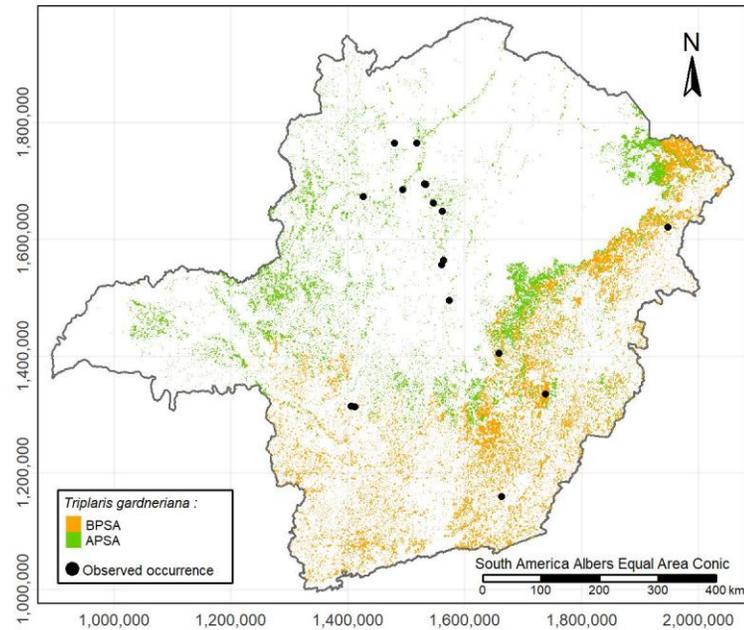
APÊNDICE R - Distribuição do sucesso adaptativo de *Eremanthus incanus* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



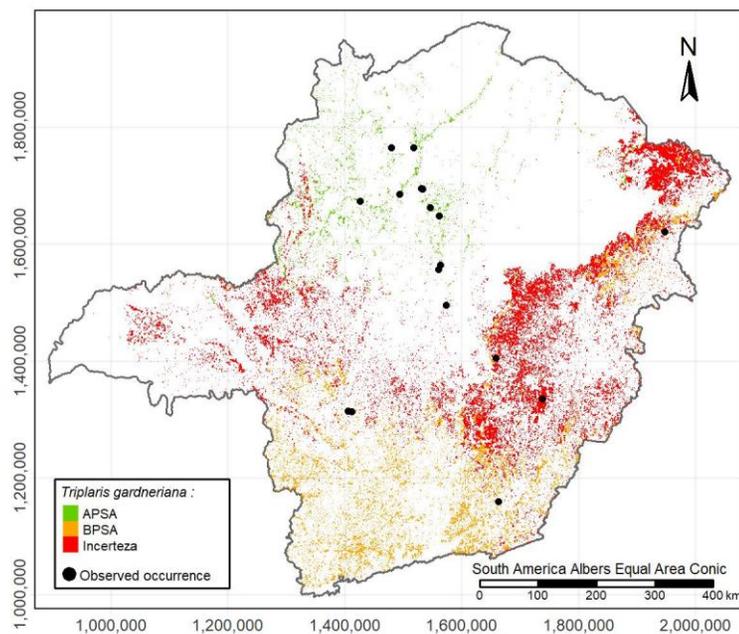
Apêndice S – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Eremanthus incanus* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



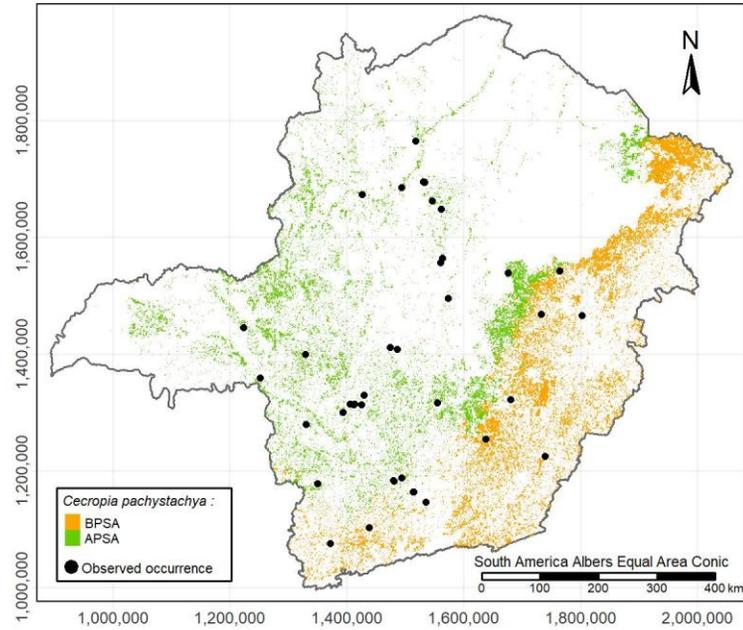
APÊNDICE T - Distribuição do sucesso adaptativo de *Triplaris gardneriana* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



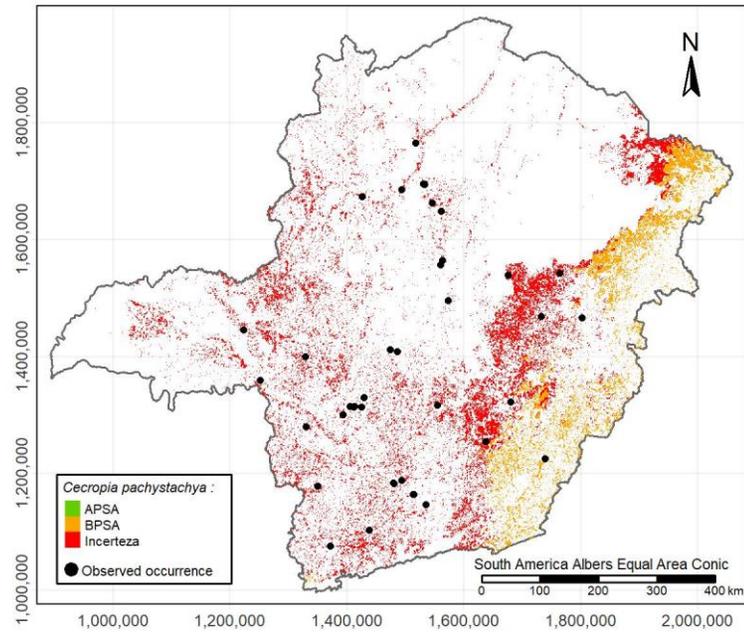
Apêndice U – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Triplaris gardneriana* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



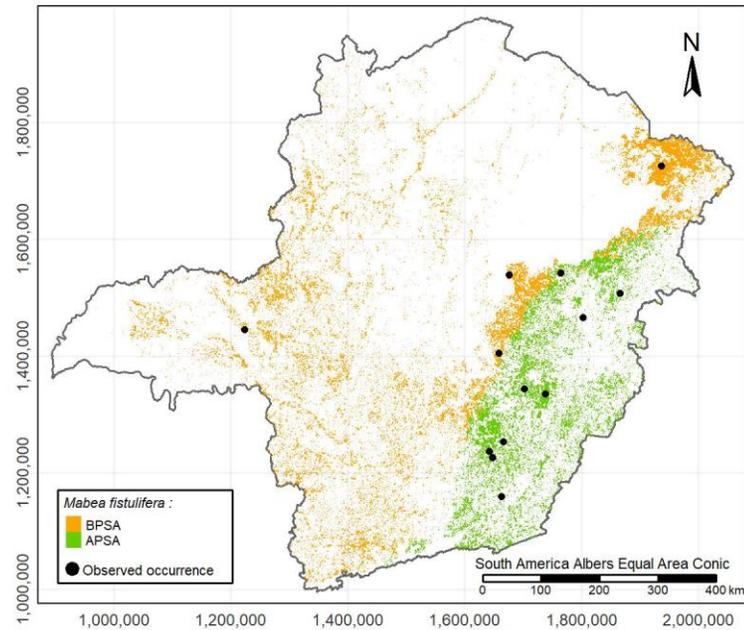
APÊNDICE V - Distribuição do sucesso adaptativo de *Cecropia pachystachya* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



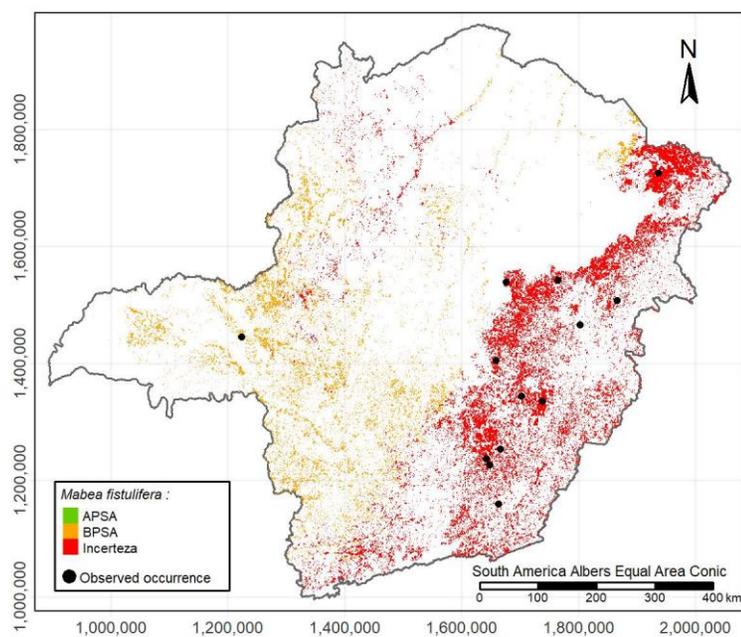
Apêndice W – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Cecropia pachystachya* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



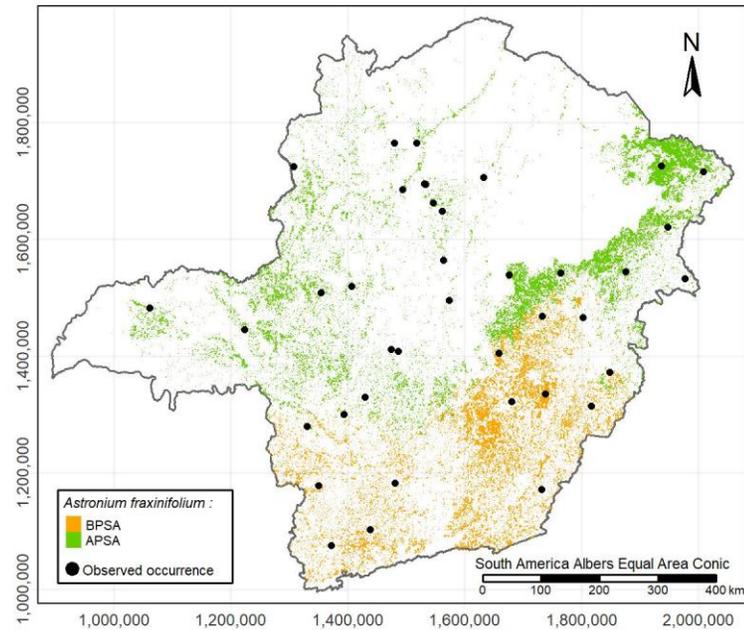
APÊNDICE X - Distribuição do sucesso adaptativo de *Mabea fistulifera* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



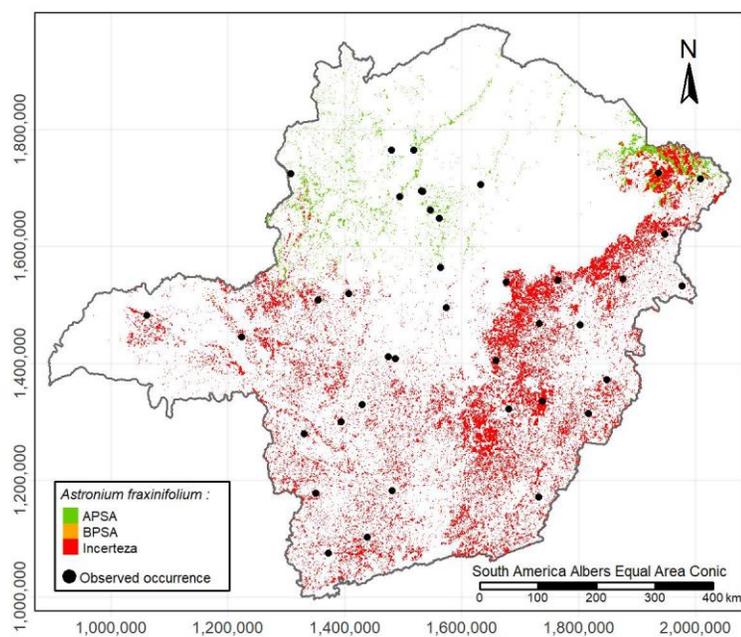
Apêndice Y – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Mabea fistulifera* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



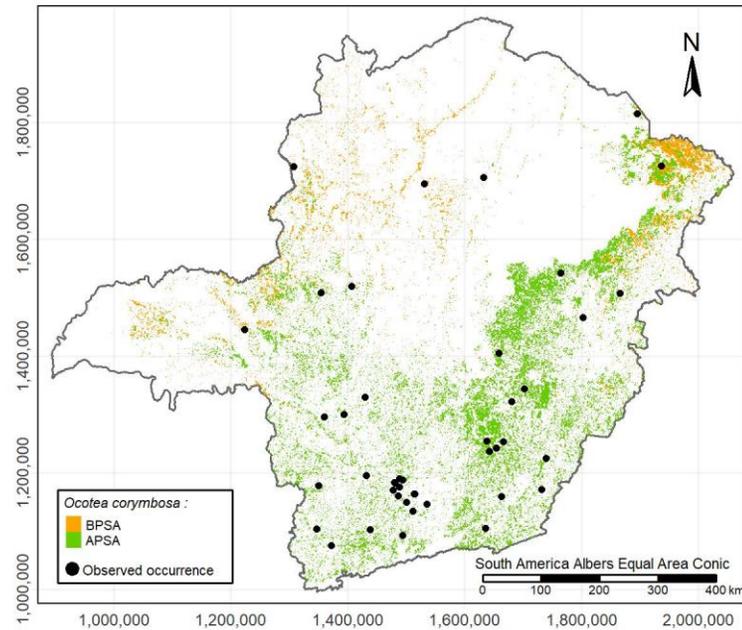
APÊNDICE Z - Distribuição do sucesso adaptativo de *Astronium fraxinifolium* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



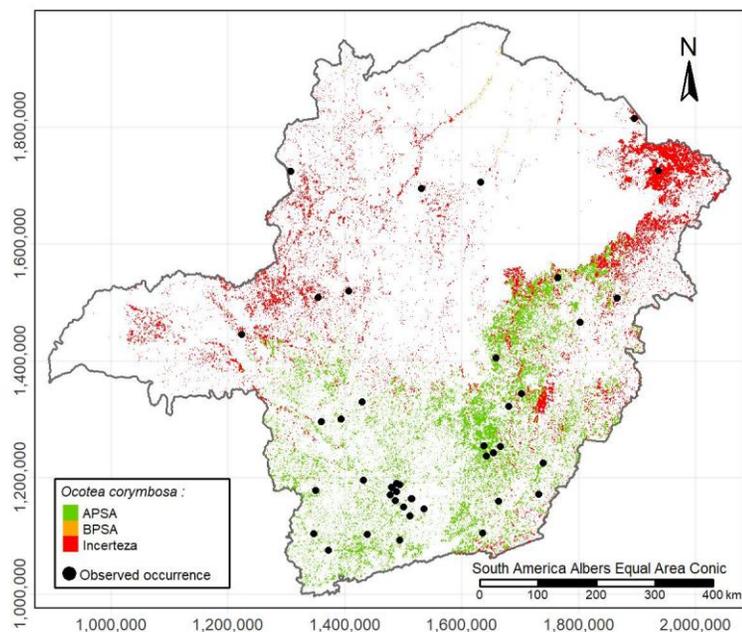
Apêndice AA – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Astronium fraxinifolium* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



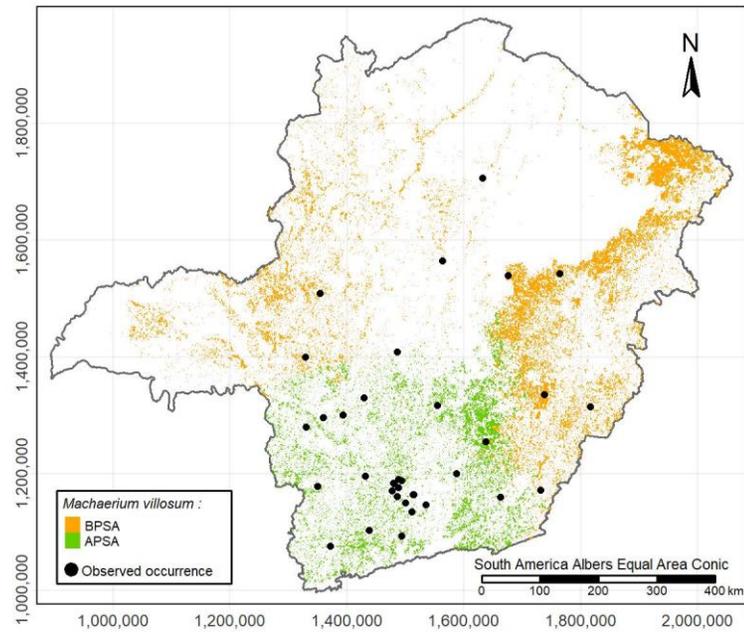
APÊNDICE AB - Distribuição do sucesso adaptativo de *Ocotea corymbosa* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



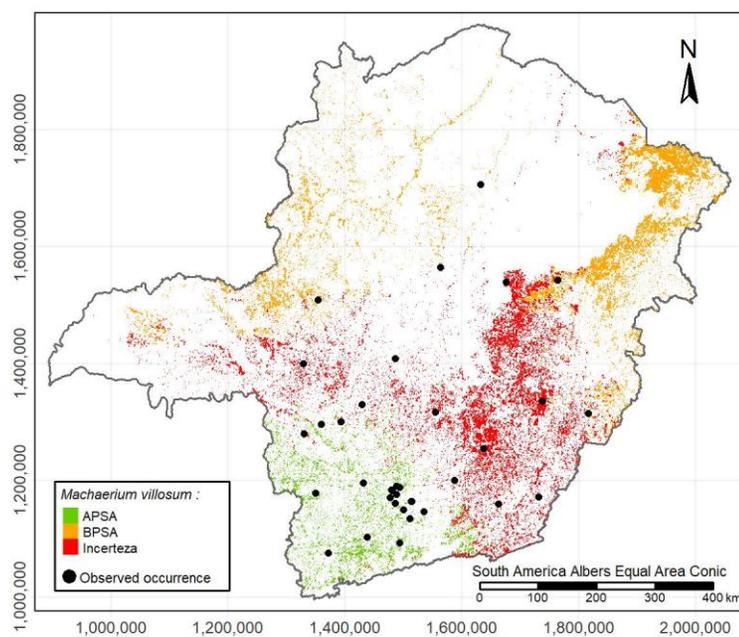
Apêndice AC – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Ocotea corymbosa* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



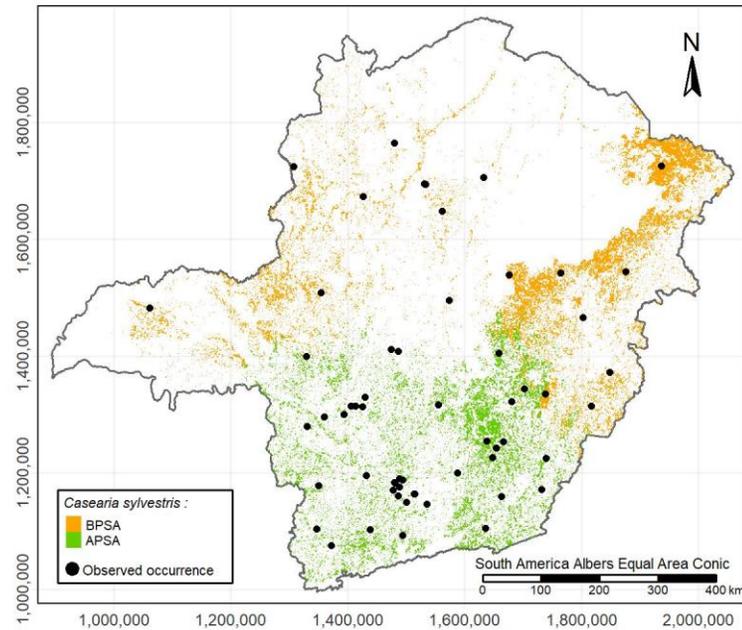
APÊNDICE AD - Distribuição do sucesso adaptativo de *Machaerium villosum* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



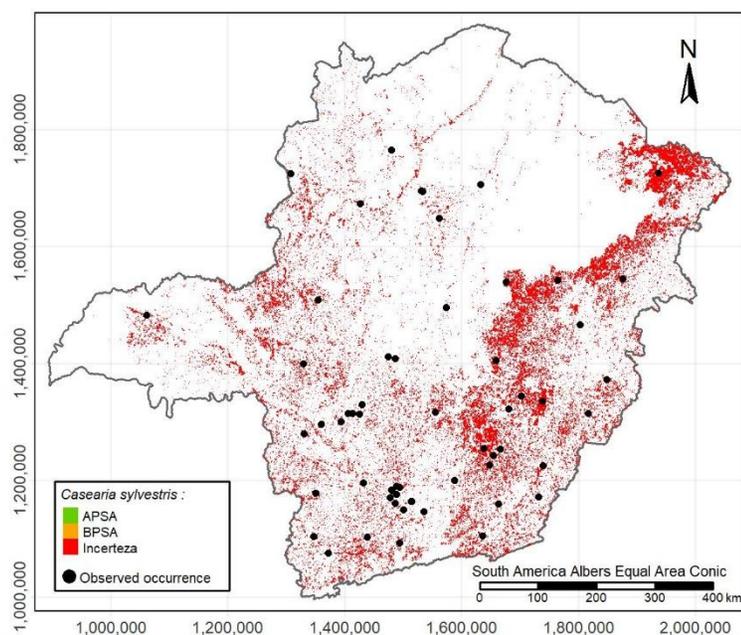
Apêndice AE – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Machaerium villosum* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



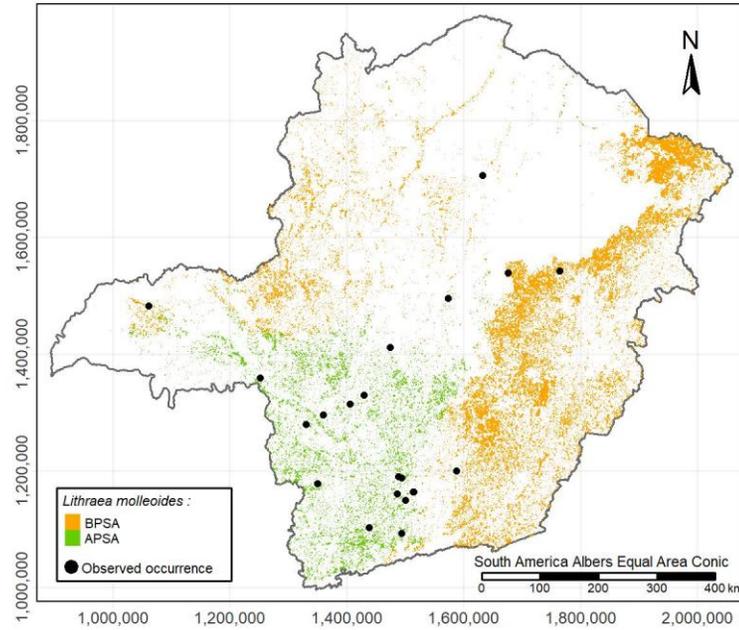
APÊNDICE AF - Distribuição do sucesso adaptativo de *Casearia sylvestris* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



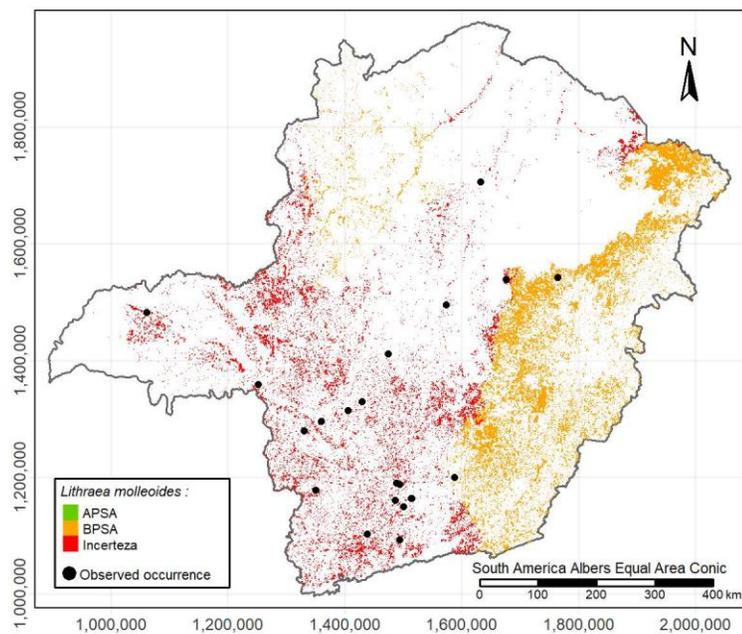
Apêndice AG – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Casearia sylvestris* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



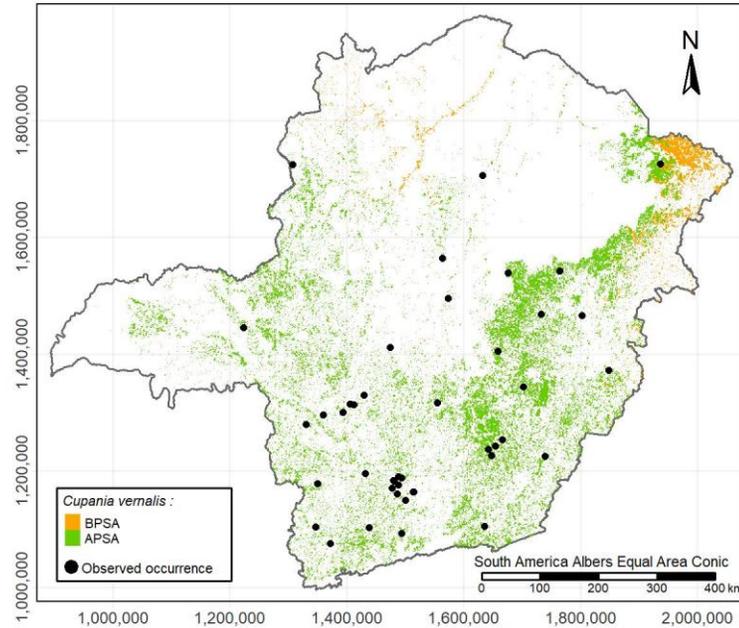
APÊNDICE AH - Distribuição do sucesso adaptativo de *Lithraea molleoides* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



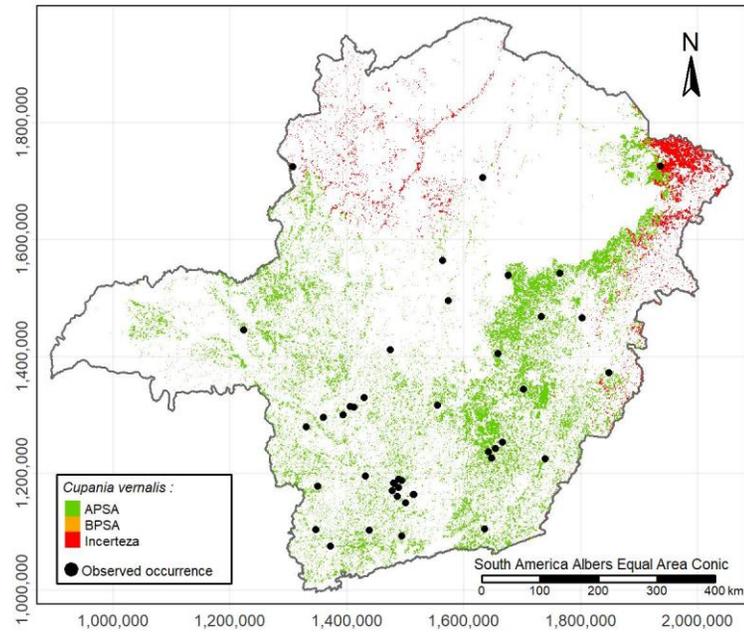
Apêndice AI – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Lithraea molleoides* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



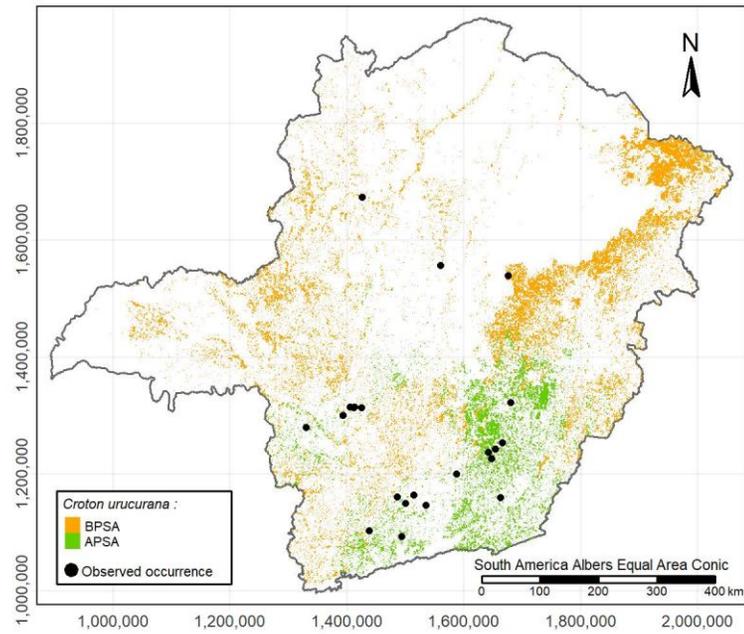
APÊNDICE AJ - Distribuição do sucesso adaptativo de *Cupania vernalis* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



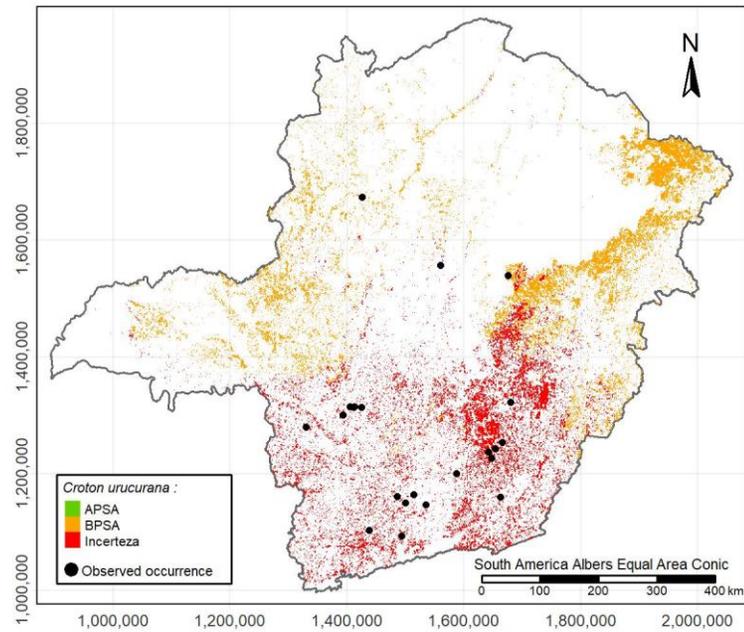
Apêndice AK – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Cupania vernalis* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



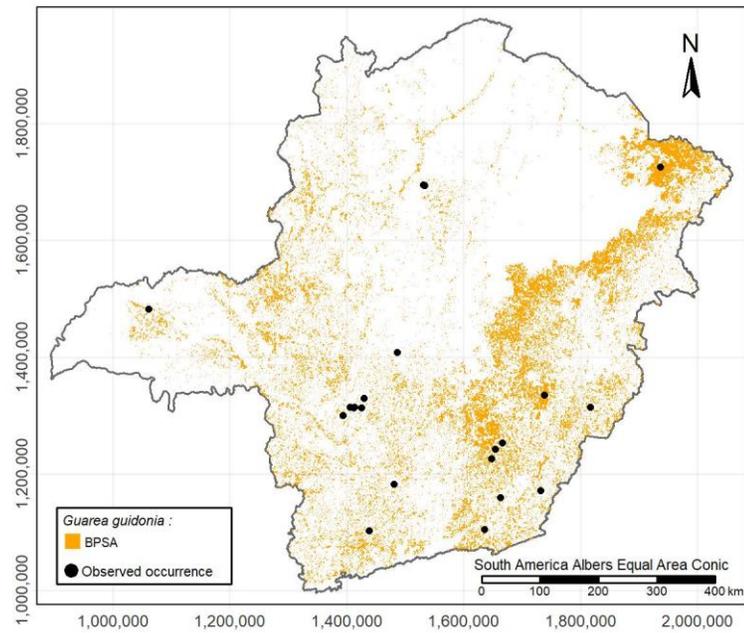
APÊNDICE AL - Distribuição do sucesso adaptativo de *Croton urucurana* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais.



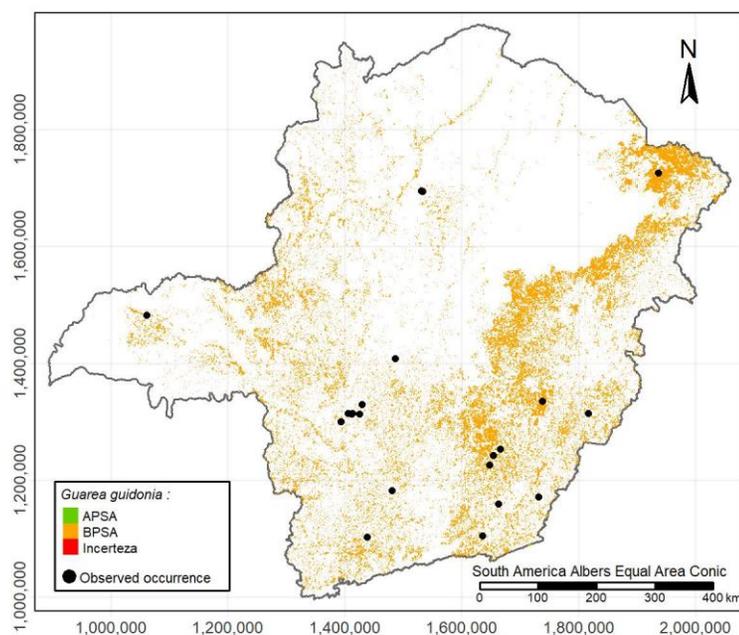
Apêndice AM – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Croton urucurana* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



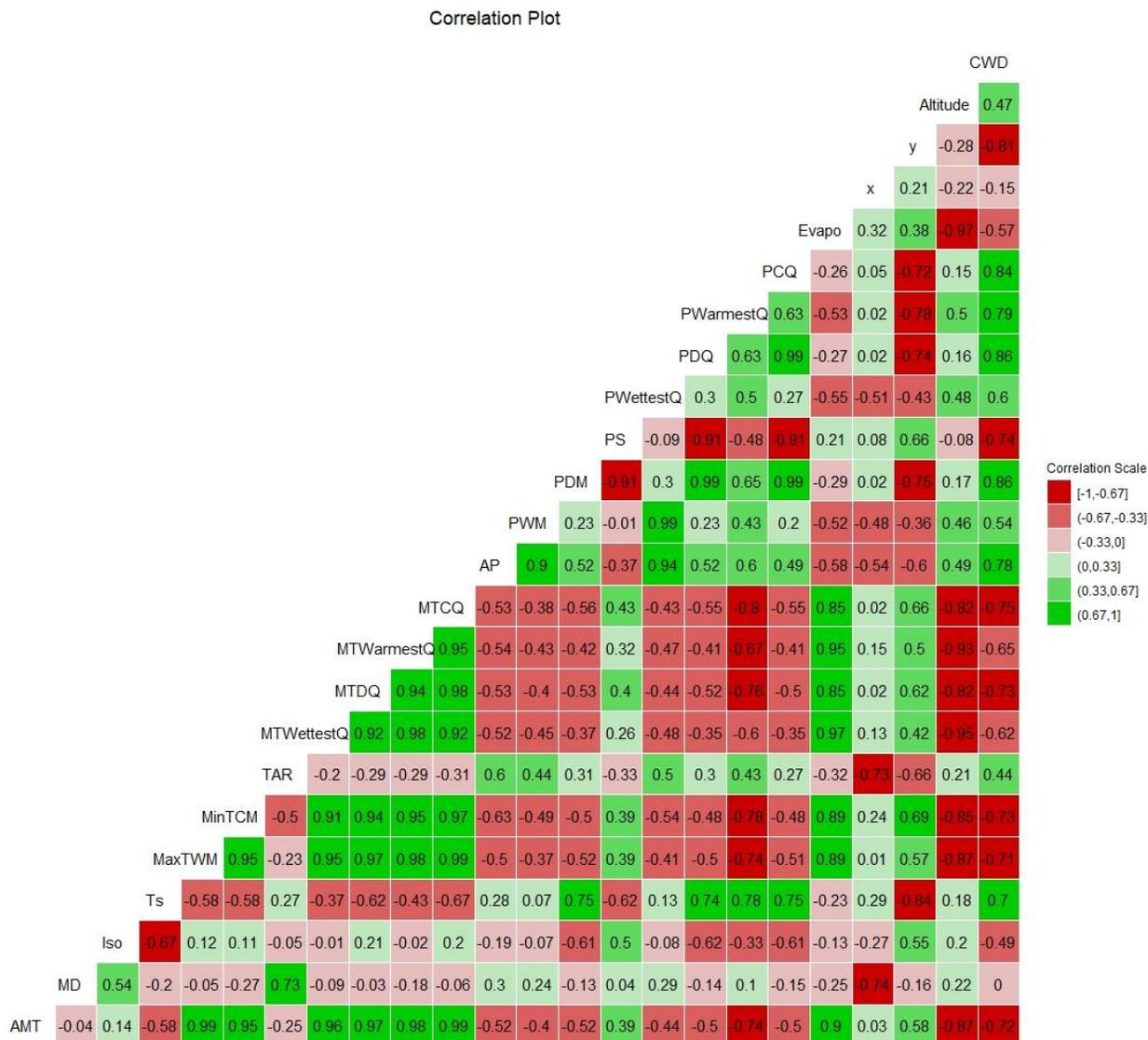
APÊNDICE AN - Distribuição do sucesso adaptativo de *Guarea Guidonia* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais (Mapa descartado por baixo valor de AUC menor que 70).



Apêndice AO – Mapas das incertezas do banco de dados e a distribuição do sucesso adaptativo de *Guarea Guidonia* e sua ocorrência observada nos fragmentos nas Florestas Estacionais Semidecíduais de Minas Gerais pela técnica de Bootstrap.



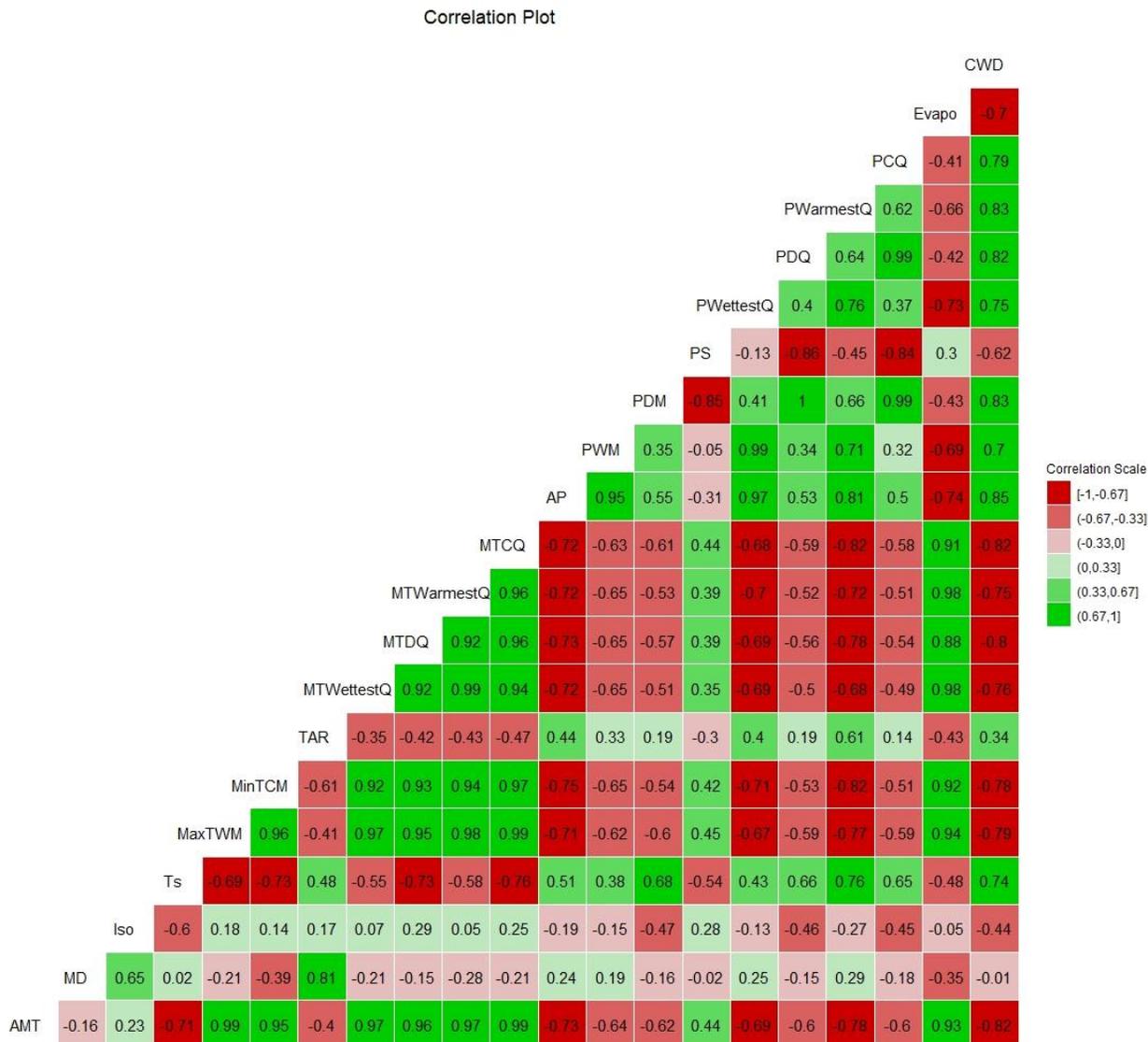
APÊNDICE AP - Quadro com Correlação de Spearman para as variáveis climáticas e geográficas de cada pixel (1km² aproximadamente) em MG.



Em que: AMT = média anual da temperatura, MD = média da amplitude diurna, Iso = isothermalidade, Ts = sazonalidade da temperatura, MaxTWM = máxima temperatura do mês mais quente, MinTCM = mínima temperatura do mês mais frio, TAR = Amplitude da temperatura anual, MTWettestQ = média da temperatura do quarto mais úmido, MTDQ = média da temperatura do quarto mais seco, MTwarmestQ = média da temperatura do quarto mais quente, MTCQ = média da temperatura do quarto mais frio, AP = precipitação

anual, PWM = precipitação do mês mais úmido , PDM = precipitação do mês mais seco , PS = sazonalidade da precipitação, PWettestQ = precipitação do mês mais úmido, PDQ = precipitação do quarto mais seco, PwarmestQ = precipitação do quarto mais quente, PCQ = precipitação do quarto mais frio, Evapo = Evapotranspiração, x = coordenadas latitudinais , y = coordenadas longitudinais , Altitude = altitude e CWD = déficit hídrico climático máximo.

APÊNDICE AQ - Quadro com Correlação de Spearman para as variáveis climáticas nos fragmentos amostrados das Floresta Estacionais Semidecíduais.



Em que: AMT = média anual da temperatura, MD = média da amplitude diurna, Iso = isothermalidade, Ts = sazonalidade da temperatura, MaxTWM = máxima temperatura do mês mais quente, MinTCM = mínima temperatura do mês mais frio, TAR = Amplitude da temperatura anual, MTWettestQ = média da temperatura do quarto mais úmido, MTDQ = média da temperatura do quarto mais seco, MTwarmestQ = média da temperatura do quarto mais quente, MTCQ = média da temperatura do quarto mais frio, AP = precipitação

anual, PWM = precipitação do mês mais úmido , PDM = precipitação do mês mais seco , PS = sazonalidade da precipitação, PWettestQ = precipitação do mês mais úmido, PDQ = precipitação do quarto mais seco, PwarmestQ = precipitação do quarto mais quente, PCQ = precipitação do quarto mais frio, Evapo = Evapotranspiração, Altitude = altitude e CWD = déficit hídrico climático máximo.

Apêndice AR– Parâmetros estimados utilizadas na modelagem de nicho pela Regressão Logística Ridge, sendo: BIO2 = média da amplitude diurna; BIO 3 = isotermalidade; BIO4 = sazonalidade da temperatura; BIO15 = sazonalidade da precipitação; CWD = déficit hídrico climático máximo, em mm.

Nº	Espécie	Intercepto	BIO2	BIO3	BIO4	BIO15	CWD
1	<i>Copaifera langsdorffii</i>	1.046946	1.84E-05	1.34E-06	1.7E-07	6.27E-06	2.1E-07
3	<i>Tapirira obtusa</i>	-7.06522	-0.04342	0.004948	0.002364	0.075401	0.00574
4	<i>Myrcia splendens</i>	0.414176	-0.01532	-0.00332	0.001495	0.022233	0.002931
6	<i>Myracrodruon urundeuva</i>	-2.09861	0.001376	0.001856	-0.00031	0.004712	-0.00048
7	<i>Tapirira guianensis</i>	4.000634	-0.01923	-0.00603	0.000799	0.004624	0.00103
8	<i>Anadenanthera colubrina</i>	9.031516	-0.04602	-0.00883	-0.001	0.012509	-0.00113
9	<i>Eremanthus incanus</i>	-1.66497	0.00549	-0.00998	0.001992	0.022351	0.00264
10	<i>Triplaris gardneriana</i>	-1.11797	0.03118	-0.0043	-0.00222	0.027906	-0.00384
11	<i>Cecropia pachystachya</i>	-7.03985	0.041646	0.004761	-5.5E-05	0.016867	-0.00052
12	<i>Mabea fistulifera</i>	18.10536	-0.06646	-0.03042	0.000287	0.019742	0.000243
13	<i>Astronium fraxinifolium</i>	29.57989	0.061091	-0.01771	-0.0085	-0.12179	-0.00057
14	<i>Ocotea corymbosa</i>	-11.5458	-0.0628	0.018367	0.002172	0.06787	0.006237
15	<i>Machaerium villosum</i>	-19.8027	0.080801	0.006965	0.004092	0.038561	0.002394
16	<i>Casearia sylvestris</i>	-2.85224	0.097097	-0.01177	0.001567	0.011636	0.001933
17	<i>Lithraea molleoides</i>	-22.5037	0.115661	0.018196	0.001522	0.001145	0.000448
18	<i>Cupania vernalis</i>	-25.0201	0.107763	0.017288	0.003315	0.033271	0.003545
19	<i>Croton urucurana</i>	12.55493	0.331088	-0.09078	0.002278	0.065819	-0.00203

Apêndice AS– Distribuição das espécies selecionadas nas Florestas Estacionais Semidecíduais (FES) e nas Bacias hidrográficas de Minas Gerais

Espécie	FES	RG	PJ	PS	ITBP	SM	I	B	J
<i>Copaifera langsdorffii</i>	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
<i>Tapirira obtusa</i>	0.55	0.81	1.00	0.98	1.00	0.41	0.00	0.00	0.00
<i>Myrcia splendens</i>	0.60	0.91	1.00	1.00	1.00	0.78	0.11	0.08	0.24
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	0.53	0.13	0.00	0.00	0.00	0.08	0.08	0.00	0.00
<i>Tapirira guianensis</i>	0.67	0.90	1.00	1.00	1.00	1.00	0.92	0.96	1.00
<i>Anadenanthera colubrina</i>	0.79	0.07	0.00	0.76	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
<i>Eremanthus incanus</i>	0.16	0.34	1.00	0.97	0.74	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Triplaris gardneriana</i>	0.41	0.07	0.00	0.00	0.00	0.05	0.04	0.00	0.00
<i>Cecropia pachystachya</i>	0.46	0.52	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Mabea fistulifera</i>	0.37	0.07	0.00	1.00	1.00	1.00	0.09	0.00	0.00
<i>Astronium fraxinifolium</i>	0.56	0.10	0.00	0.00	0.00	0.99	1.00	1.00	1.00
<i>Ocotea corymbosa</i>	0.79	0.97	1.00	1.00	1.00	0.82	0.27	0.75	0.53
<i>Machaerium villosum</i>	0.34	0.94	1.00	0.80	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Casearia sylvestris</i>	0.46	0.97	1.00	1.00	0.54	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Lithraea molleoides</i>	0.25	0.90	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Cupania vernalis</i>	0.89	1.00	1.00	1.00	1.00	0.78	0.13	0.00	0.15
<i>Croton urucurana</i>	0.31	0.48	0.07	0.97	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Tamanho das BH (km²)</i>	586787.76	86198.74	1158.91	20724.54	668.60	5726.00	1515.94	329.36	709.28
<i>Tamanho das FES nas BH (km²)</i>	51709.55	7273.38	68.73	2805.15	93.01	566.31	250.52	19.69	140.93

Em que: FES = Florestas Estacional Semidecíduais, RG = bacia hidrográfica do Rio Grande, PJ = bacia hidrográfica do Piracicaba-Jaguari, PS= bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, ITBP = bacia hidrográfica do Rio Itabapoana, SM = bacia hidrográfica do Rio São Mateus, I = bacia hidrográfica do Rio Itanhém, B = bacia hidrográfica do Rio Buranhém, J = bacia hidrográfica do Jucuruçu.

Apêndice AT– Distribuição das espécies selecionadas nas Florestas Estacionais Semidecíduais (FES) e nas Bacias hidrográficas de Minas Gerais

Espécie	JN	P	PNB	ITA	RD	ITN	M	SF
<i>Copaifera langsdorffii</i>	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
<i>Tapirira obtusa</i>	0.20	0.00	0.09	1.00	0.91	0.00	0.18	0.40
<i>Myrcia splendens</i>	0.18	0.00	0.11	1.00	0.96	0.11	0.55	0.40
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	0.78	1.00	0.98	0.00	0.35	0.00	0.17	0.90
<i>Tapirira guianensis</i>	0.47	0.00	0.05	1.00	1.00	1.00	0.99	0.36
<i>Anadenanthera colubrina</i>	1.00	1.00	0.81	1.00	1.00	1.00	1.00	0.78
<i>Eremanthus incanus</i>	0.00	0.00	0.00	0.67	0.18	0.00	0.00	0.01
<i>Triplaris gardneriana</i>	0.50	1.00	0.85	0.00	0.26	0.00	0.09	0.74
<i>Cecropia pachystachya</i>	0.24	0.99	1.00	0.00	0.16	0.00	0.00	0.95
<i>Mabea fistulifera</i>	0.07	0.00	0.00	1.00	0.86	1.00	0.74	0.06
<i>Astronium fraxinifolium</i>	1.00	1.00	1.00	0.00	0.22	1.00	1.00	0.78
<i>Ocotea corymbosa</i>	0.58	0.72	0.66	1.00	0.98	0.00	0.66	0.63
<i>Machaerium villosum</i>	0.00	0.00	0.07	0.00	0.23	0.00	0.00	0.47
<i>Casearia sylvestris</i>	0.00	0.00	0.20	0.00	0.50	0.00	0.00	0.51
<i>Lithraea molleoides</i>	0.00	0.06	0.37	0.00	0.00	0.00	0.00	0.37
<i>Cupania vernalis</i>	0.57	1.00	1.00	1.00	0.99	0.00	0.73	0.88
<i>Croton urucurana</i>	0.00	0.00	0.00	0.00	0.51	0.00	0.00	0.24
<i>Tamanho das BH (km²)</i>	65718.67	12703.16	70618.42	33.01	71168.46	131.58	14620.47	234682.42
<i>Tamanho das FES nas BH (km²)</i>	7123.85	580.66	5626.09	2.41	14010.55	7.33	2681.73	10459.19

Em que: JN = bacia hidrográfica do rio Jequitinhonha, P = bacia hidrográfica do rio Pardo, PNB = bacia hidrográfica do Rio Paranaíba do Sul, ITA = bacia hidrográfica do Rio Itanhém, RD= bacia hidrográfica do Rio Doce, ITN = bacia hidrográfica do Rio Itaúnas, M = bacia hidrográfica do Rio Mucuri, SF = bacia hidrográfica do Rio São Francisco.

Apêndice AU– Distribuição das espécies selecionadas nas Bacias hidrográficas de Minas Gerais utilizando a técnica de *bootstrap*, com as regiões de APSA, BPSA e Incerteza em porcentagem.

Espécies	Regiões	RG	PJ	PS	ITBP	SM	I	B	J
<i>C. langsdorffii</i>	APSA	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
	BPSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>I. vera</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	47.77	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
	Incerteza	52.23	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>T. obtusa</i>	APSA	76.92	100.00	77.53	34.48	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	0.93	0.00	0.00	0.00	10.04	33.33	4.17	1.16
	Incerteza	22.15	0.00	22.47	65.52	89.96	66.67	95.83	98.84
<i>M. splendens</i>	APSA	71.41	100.00	96.93	95.69	0.29	0.00	0.00	0.00
	BPSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	28.59	0.00	3.07	4.31	99.71	100.00	100.00	100.00
<i>P. spruceanum</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	1.09	0.00	0.00	0.00	2.30	56.21	0.00	1.74
	Incerteza	98.91	100.00	100.00	100.00	97.70	43.79	100.00	98.26
<i>M. urundeuva</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	58.98	100.00	100.00	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	41.02	0.00	0.00	0.00	100.00	100.00	100.00	100.00

Em que: RG = bacia hidrográfica do Rio Grande, PJ = bacia hidrográfica do Piracicaba-Jaguari, PS= bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, ITBP = bacia hidrográfica do Rio Itabapoana, SM = bacia hidrográfica do Rio São Mateus, I = bacia hidrográfica do Rio Itanhém, B = bacia hidrográfica do Rio Buranhém, J = bacia hidrográfica do Jucuruçu.

Apêndice AV– Distribuição das espécies selecionadas nas Bacias hidrográficas de Minas Gerais utilizando a técnica de *bootstrap*, com as regiões de APSA, BPSA e Incerteza em porcentagem.

Espécies	Regiões	RG	PJ	PS	ITBP	SM	I	B	J
<i>T. guianensis</i>	APSA	69.97	100.00	95.20	82.76	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	30.03	0.00	4.80	17.24	100.00	100.00	100.00	100.00
<i>A. colubrina</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	54.19	85.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	45.81	14.94	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
<i>E. incanus</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	14.06	0.00	0.00	0.00	73.31	100.00	100.00	100.00
	Incerteza	85.94	100.00	100.00	100.00	26.69	0.00	0.00	0.00
<i>T. gardneriana</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	89.72	100.00	83.16	80.17	25.54	26.80	75.00	70.35
	Incerteza	10.28	0.00	16.84	19.83	74.46	73.20	25.00	29.65
<i>C. pachystachya</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	0.02	56.32	56.38	100.00	96.84	100.00	100.00	100.00
	Incerteza	99.98	43.68	43.62	0.00	3.16	0.00	0.00	0.00
<i>M. fistulifera</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	54.48	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	45.52	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00

Em que: RG = bacia hidrográfica do Rio Grande, PJ = bacia hidrográfica do Piracicaba-Jaguari, PS= bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, ITBP = bacia hidrográfica do Rio Itabapoana, SM = bacia hidrográfica do Rio São Mateus, I = bacia hidrográfica do Rio Itanhém, B = bacia hidrográfica do Rio Buranhém, J = bacia hidrográfica do Jucuruçu.

Apêndice AW – Distribuição das espécies selecionadas nas Bacias hidrográficas de Minas Gerais utilizando a técnica de *bootstrap*, com as regiões de APSA, BPSA e Incerteza em porcentagem.

Espécies	Regiões	RG	PJ	PS	ITBP	SM	I	B	J
<i>A. fraxinifolium</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
<i>O. corymbosa</i>	APSA	90.59	100.00	77.93	94.83	31.42	0.00	0.00	0.00
	BPSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	9.41	0.00	22.07	5.17	68.58	100.00	100.00	100.00
<i>M. villosum</i>	APSA	83.75	86.21	16.79	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	0.01	0.00	0.00	0.00	100.00	100.00	100.00	100.00
	Incerteza	16.24	13.79	83.21	100.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>C. sylvestris</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
<i>L. molleoides</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	2.24	0.00	71.60	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
	Incerteza	97.76	100.00	28.40	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>C. vernalis</i>	APSA	100.00	100.00	98.89	98.28	65.28	0.00	0.00	0.00
	BPSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	0.00	0.00	1.11	1.72	34.72	100.00	100.00	100.00

Em que: RG = bacia hidrográfica do Rio Grande, PJ = bacia hidrográfica do Piracicaba-Jaguari, PS= bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, ITBP = bacia hidrográfica do Rio Itabapoana, SM = bacia hidrográfica do Rio São Mateus, I = bacia hidrográfica do Rio Itanhém, B = bacia hidrográfica do Rio Buranhém, J = bacia hidrográfica do Jucuruçu.

Apêndice AX– Distribuição das espécies selecionadas nas Bacias hidrográficas de Minas Gerais utilizando a técnica de *bootstrap*, com as regiões de APSA, BPSA e Incerteza em porcentagem.

Espécies	Regiões	RG	PJ	PS	ITBP	SM	I	B	J
<i>C. urucurana</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	4.21	0.00	0.06	50.86	100.00	100.00	100.00	100.00
	Incerteza	95.79	100.00	99.94	49.14	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>G. guidonia</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
	Incerteza	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Em que: RG = bacia hidrográfica do Rio Grande, PJ = bacia hidrográfica do Piracicaba-Jaguari, PS= bacia hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, ITBP = bacia hidrográfica do Rio Itabapoana, SM = bacia hidrográfica do Rio São Mateus, I = bacia hidrográfica do Rio Itanhém, B = bacia hidrográfica do Rio Buranhém, J = bacia hidrográfica do Jucuruçu.

Apêndice AY – Distribuição das espécies selecionadas nas Bacias hidrográficas de Minas Gerais utilizando a técnica de *bootstrap*, com as regiões de APSA, BPSA e Incerteza em porcentagem.

Espécies	Regiões	JN	P	PNB	ITA	RD	ITN	M	SF
<i>C. langsdorffii</i>	APSA	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
	BPSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>I. vera</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	65.17	0.00	0.00	100.00	74.08	100.00	7.61	4.96
	Incerteza	34.83	100.00	100.00	0.00	25.92	0.00	92.39	95.04
<i>T. obtusa</i>	APSA	0.00	0.00	0.12	33.33	30.98	0.00	48.34	17.66
	BPSA	57.31	97.30	45.19	0.00	0.73	0.00	2.59	43.96
	Incerteza	42.69	2.70	54.70	66.67	68.29	100.00	49.07	38.38
<i>M. splendens</i>	APSA	0.37	0.00	0.72	100.00	48.42	0.00	40.79	12.87
	BPSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	99.63	100.00	99.28	0.00	51.58	100.00	59.21	87.13
<i>P. spruceanum</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	60.07	99.01	49.47	0.00	6.46	0.00	3.01	50.06
	Incerteza	39.93	0.99	50.53	100.00	93.54	100.00	96.99	49.94
<i>M. urundeuva</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	0.00	0.00	0.00	100.00	43.95	0.00	10.65	4.97
	Incerteza	100.00	100.00	100.00	0.00	56.05	100.00	89.35	95.03

Em que: JN = bacia hidrográfica do rio Jequitinhonha, P = bacia hidrográfica do rio Pardo, PNB = bacia hidrográfica do Rio Paranaíba do Sul, ITA = bacia hidrográfica do Rio Itanhém, RD= bacia hidrográfica do Rio Doce, ITN = bacia hidrográfica do Rio Itaúnas, M = bacia hidrográfica do Rio Mucuri, SF = bacia hidrográfica do Rio São Francisco.

Apêndice AZ – Distribuição das espécies selecionadas nas Bacias hidrográficas de Minas Gerais utilizando a técnica de *bootstrap*, com as regiões de APSA, BPSA e Incerteza em porcentagem.

Espécies	Regiões	JN	P	PNB	ITA	RD	ITN	M	SF
<i>T. guianensis</i>	APSA	0.01	0.00	0.00	100.00	30.50	0.00	29.71	5.24
	BPSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	99.99	100.00	100.00	0.00	69.50	100.00	70.29	94.76
<i>A. colubrina</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	0.00	0.00	5.97	0.00	0.00	0.00	49.01	2.99
	Incerteza	100.00	100.00	94.03	100.00	100.00	100.00	50.99	97.01
<i>E. incanus</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	90.70	100.00	99.86	0.00	7.11	100.00	39.03	72.80
	Incerteza	9.30	0.00	0.14	100.00	92.89	0.00	60.97	27.20
<i>T. gardneriana</i>	APSA	1.50	13.33	5.61	0.00	0.00	0.00	0.00	35.52
	BPSA	3.64	0.00	7.22	33.33	12.44	11.11	71.57	14.21
	Incerteza	94.87	86.67	87.16	66.67	87.56	88.89	28.43	50.28
<i>C. pachystachya</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	42.54	0.00	0.00	100.00	35.64	100.00	0.00	0.00
	Incerteza	57.46	100.00	100.00	0.00	64.36	0.00	100.00	100.00
<i>M. fistulifera</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	1.55	68.94	91.45	0.00	0.01	0.00	84.66	57.13
	Incerteza	98.45	31.06	8.55	100.00	99.99	100.00	15.34	42.87

Em que: JN = bacia hidrográfica do rio Jequitinhonha, P = bacia hidrográfica do rio Pardo, PNB = bacia hidrográfica do Rio Paranaíba do Sul, ITA = bacia hidrográfica do Rio Itanhém, RD= bacia hidrográfica do Rio Doce, ITN = bacia hidrográfica do Rio Itaúnas, M = bacia hidrográfica do Rio Mucuri, SF = bacia hidrográfica do Rio São Francisco.

Apêndice BA – Distribuição das espécies selecionadas nas Bacias hidrográficas de Minas Gerais utilizando a técnica de *bootstrap*, com as regiões de APSA, BPSA e Incerteza em porcentagem.

Espécies	Regiões	JN	P	PNB	ITA	RD	ITN	M	SF
<i>A. fraxinifolium</i>	APSA	21.54	91.77	5.70	0.00	0.00	0.00	0.00	37.16
	BPSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	78.46	8.23	94.30	100.00	100.00	100.00	100.00	62.84
<i>O. corymbosa</i>	APSA	12.24	0.00	19.83	100.00	72.66	0.00	74.67	42.78
	BPSA	0.00	0.43	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	1.61
	Incerteza	87.76	99.57	80.17	0.00	27.34	100.00	25.33	55.61
<i>M. villosum</i>	APSA	0.00	0.00	0.22	0.00	0.00	0.00	64.32	4.18
	BPSA	80.89	62.70	53.81	0.00	15.29	100.00	0.03	42.26
	Incerteza	19.11	37.30	45.98	100.00	84.71	0.00	35.65	53.56
<i>C. sylvestris</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
<i>L. molleoides</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	93.58	7.80	0.46	100.00	97.44	100.00	2.07	29.95
	Incerteza	6.42	92.20	99.54	0.00	2.56	0.00	97.93	70.05
<i>C. vernalis</i>	APSA	49.06	84.96	99.09	100.00	95.93	0.00	100.00	74.94
	BPSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	Incerteza	50.94	15.04	0.91	0.00	4.07	100.00	0.00	25.06

Em que: JN = bacia hidrográfica do rio Jequitinhonha, P = bacia hidrográfica do rio Pardo, PNB = bacia hidrográfica do Rio Paranaíba do Sul, ITA = bacia hidrográfica do Rio Itanhém, RD= bacia hidrográfica do Rio Doce, ITN = bacia hidrográfica do Rio Itaúnas, M = bacia hidrográfica do Rio Mucuri, SF = bacia hidrográfica do Rio São Francisco.

Apêndice BB– Distribuição das espécies selecionadas nas Bacias hidrográficas de Minas Gerais utilizando a técnica de *bootstrap*, com as regiões de APSA, BPSA e Incerteza em porcentagem.

Espécies	Regiões	JN	P	PNB	ITA	RD	ITN	M	SF
<i>C. urucurana</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	95.38	100.00	91.45	100.00	30.58	100.00	11.69	46.50
	Incerteza	4.62	0.00	8.55	0.00	69.42	0.00	88.31	53.50
<i>G. guidonia</i>	APSA	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
	BPSA	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00	100.00
	Incerteza	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00

Em que: JN = bacia hidrográfica do rio Jequitinhonha, P = bacia hidrográfica do rio Pardo, PNB = bacia hidrográfica do Rio Paranaíba do Sul, ITA = bacia hidrográfica do Rio Itanhém, RD= bacia hidrográfica do Rio Doce, ITN = bacia hidrográfica do Rio Itaúnas, M = bacia hidrográfica do Rio Mucuri, SF = bacia hidrográfica do Rio São Francisco.