

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA

PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS DE FLORESTAS TROPICAIS

**MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES COM DADOS
DE MANEJO DE PRECISÃO EM FLORESTAS TROPICAIS NO
LESTE DO ACRE**

Symone Maria de Melo Figueiredo

Manaus, Amazonas

Maio, 2015

SYMONE MARIA DE MELO FIGUEIREDO

**MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES COM DADOS
DE MANEJO DE PRECISÃO EM FLORESTAS TROPICAIS NO
LESTE DO ACRE**

Eduardo Martins Venticinque
Orientador

Tese apresentada ao Instituto Nacional de
Pesquisas da Amazônia como parte dos
requisitos para obtenção do título de Doutor
em Ciências de Florestas Tropicais

Manaus, Amazonas
Maio, 2015

SYMONE MARIA DE MELO FIGUEIREDO

**MODELAGEM DE DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES COM DADOS
DE MANEJO DE PRECISÃO EM FLORESTAS TROPICAIS NO
LESTE DO ACRE**

Tese apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Ciências de Florestas Tropicais

APROVADA: 18 de maio de 2015

Banca examinadora:

Dr. Joaquim dos Santos (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia)
Dr. Evandro José Linhares Ferreira (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia)
Dr. Henrique dos Santos Pereira (Universidade Federal do Amazonas – UFAM)
Dr. Henrique Eduardo M. Nascimento (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia)
Dr. Moacir Alberto Assis Campos (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia)

F475 Figueiredo, Symone Maria de Melo
Modelagem de distribuição de espécies com dados de
manejo de precisão em florestas tropicais no leste do Acre /
Symone Maria de Melo Figueiredo. --- Manaus: [s.n.], 2015.
xvii, 78 p. : il. color.

Tese (Doutorado) --- INPA, Manaus, 2015.
Orientador: Eduardo Martins Venticinque.
Área de concentração : Ciências de Florestas Tropicais.

1. Manejo florestal. 2. Maxent. I. Título.

CDD 634.928

Sinopse:

Estudou-se a distribuição geográfica potencial de um grupo de espécies florestais de interesse madeireiro no leste do Acre utilizando dados de ocorrência de inventários florestais realizados com técnicas de precisão e variáveis preditoras: ambientais e biológicas. A abordagem de modelagem utilizada tem potencial de aplicação para espécies tropicais pouco estudadas contribuindo para conhecer as suas preferências de habitats e distribuição geográfica em escala local, podendo ser útil em ações de manejo ambiental e gestão florestal.

Palavras-chave: espécies florestais madeireiras, modelos de distribuição de espécies, interpolação, classe de diâmetro, variável ambiental e biológica, escala local.

DEDICO

A meus pais, dona Marlene e seu Jedi, exemplos da minha vida e a quem devo tudo.

A meu amor Evandro, esposo, amigo e maior incentivador.

A minha linda e meiga filha Anne, que mesmo com pouca idade soube compreender os momentos de ausência e as horas de estudo.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Tecnologia do Acre (Funtac), pelo financiamento de parte do trabalho de campo.

À Secretaria Estadual de Meio Ambiente, à Fundação de Tecnologia do Acre (Funtac), ao Instituto de Meio Ambiente do Acre (Imac) e à Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa Acre) pelas informações cedidas.

Ao Núcleo de Pesquisas do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (Inpa) e ao Parque Zoobotânico da Universidade Federal do Acre (Ufac), em especial ao Dr. Evandro Ferreira e à engenheira florestal Ednéia Santos, pela orientação e colaboração em todas as etapas da preparação das exsicatas.

À empresa Ouro Verde Madeiras pelo apoio para realização deste trabalho.

Ao meu orientador Dr. Eduardo Martins Venticinque, pela amizade, pelas contribuições ao trabalho e rapidez em que sempre me atendeu, superando a distância geográfica que não foi barreira ao acompanhamento de todas as etapas do doutoramento.

Ao Benedito (Ceará) pelos serviços de coleta de material botânico que se tornaram mais leves pela sua amizade.

Aos professores, funcionários e colegas do CFT/Inpa, pelos ensinamentos, convívio e amizade nessa longa jornada.

Aos meus colegas professores do curso de Engenharia Florestal da Ufac, que me apoiaram e incentivaram para cursar a pós-graduação, em especial a Écio Rodrigues e Andréa Alechandre.

A meus pais, meus irmãos e também a minha família mineira pelo apoio e incentivo, especialmente ao Jediel Júnior e a dona Tereza, que me ajudaram com as tarefas da Anne.

Ao Evandro, colaborador de todas as horas, que com sua experiência e competência contribuiu em várias etapas da pesquisa. Agradeço também por sua existência em minha vida, pelo amor que me abraça e pela filha maravilhosa que temos.

RESUMO GERAL

Os estudos realizados, estruturados em três capítulos, visam desenvolver técnicas aplicáveis ao aprimoramento da gestão e manejo dos recursos florestais usando dados de inventários realizados com técnicas de precisão de áreas manejadas no leste do Estado do Acre por meio da aplicação de modelos preditivos de distribuição espacial de espécies de interesse madeireiro. Para estimar a distribuição das espécies foi utilizado o método de máxima entropia (Maxent), usando as variáveis ambientais: altitude, declividade, exposição, índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) e distância vertical à drenagem mais próxima (HAND). Também foi testada a inclusão de variáveis biológicas, representadas pela densidade de indivíduos das espécies florestais, como preditoras nos modelos. No primeiro capítulo, o objetivo foi avaliar se a utilização de inventários florestais pode melhorar a estimativa de probabilidade de ocorrência, identificar os limites da distribuição potencial e preferência de habitat de um grupo de espécies madeireiras. Os resultados mostraram que em comparação com uma distribuição aleatória, o método Maxent alcançou uma acurácia de 86%, em média, na distribuição geográfica predita das espécies estudadas. A altitude e o NDVI foram as variáveis mais importantes. *Ceiba pentandra* (samaúma), *Castilla ulei* (caucho) e *Hura crepitans* (assacu) têm maior probabilidade de ocorrência em áreas próximas aos cursos de água. *Clarisia racemosa* (guariúba), *Amburana acreana* (cerejeira), *Aspidosperma macrocarpon* (pereiro), *Apuleia leiocarpa* (cumaru-cetim), *Aspidosperma parvifolium* (amarelão) e *Astronium lecointei* (aroeira) podem ocorrer também em floresta de terra firme e solos bem drenados. No segundo capítulo o intuito foi avaliar o efeito da escala espacial dos inventários florestais como fonte de dados de ocorrências aplicados à interpolação dos modelos de distribuição potencial de espécies. Na modelagem, os dados de ocorrência foram divididos em quatro regiões geográficas e testados vários esquemas de amostragem. A utilização de dados de ocorrência de apenas uma região geográfica com características ambientais singulares aumentou tanto o sobreajustamento dos modelos aos dados de entrada, como os erros de omissão. O esquema de amostragem em diagonal e o uso de valores mais baixos de limiar influenciaram na melhoria do desempenho dos modelos. Os inventários florestais podem ser utilizados para prever regiões com alta probabilidade de ocorrência de espécies, desde que estejam localizados em planos de manejo florestal que representem a amplitude ambiental da área de projeção dos modelos. No terceiro e último capítulo, os dados de ocorrência de espécies florestais madeireiras foram agrupados por classes com intervalo de 20 cm de diâmetro à altura do peito (DAP). O objetivo foi analisar se há relação entre as classes de tamanho de diâmetro e a distribuição no espaço, incluindo como preditoras, variáveis ambientais e biológicas. Foram selecionadas seis variáveis preditoras, por espécie, pelo método de todas as regressões possíveis. Os modelos tiveram em média bom desempenho (AUC = 0,7; taxa de omissão = 8,8%), porém foram influenciados significativamente pelo tamanho da amostra devido à limitação do tamanho da área de estudo restrita aos planos de manejo. Altitude e NDVI foram as preditoras ambientais mais importantes e a densidade de *A. acreana* e *C. racemosa* se destacou entre as variáveis biológicas, pelo teste Jackknife. A contribuição de variáveis biológicas nos modelos mostra a necessidade de ampliar os estudos sobre a interação entre as espécies. As árvores de *A. lecointei*, *C. racemosa* e *C. pentandra* com DAP ≥ 100 cm têm maior probabilidade de ocorrer em ambientes com as altitudes mais elevadas do terreno,

porém não foi verificada uma relação significativa entre o tamanho da área de distribuição potencial com a classe diamétrica. As abordagens de modelagem utilizadas neste estudo têm potencial de aplicação para outras espécies tropicais ainda pouco estudadas, e os resultados obtidos podem contribuir para melhorar o manejo das espécies que são exploradas comercialmente.

ABSTRACT

The studies, structured into three chapters, aim to develop techniques for improving the management of forest resources using inventory data with areas of precision technical managed in eastern Acre state through the application of predictive models of global distribution species of wood interest. To estimate the distribution of the species, it was used the maximum entropy method (Maxent) using environmental variables: elevation, slope, aspect, normalized difference vegetation index (NDVI) and height above the nearest drainage (HAND). It was also tested the inclusion of biological variables, represented by the density of individuals of forest species, as predictors in the models. In the first chapter, the objective was to evaluate if the use of forest inventories can improve the estimation of the probability of occurrence, identify the limits of potential distribution and habitat preference of a group of timber species. The results showed that compared to a random distribution, the method Maxent reached an accuracy of 86%, on average, as predicted geographical distribution of species. The elevation and the NDVI were the most important variables. *Ceiba pentandra* (samaúma), *Castilla ulei* (caucho) and *Hura crepitans* (assacu) is more likely to occur in nearby water course areas. *Clarisia racemosa* (guariúba), *Amburana acreana* (cerejeira), *Aspidosperma macrocarpon* (pereiro), *Apuleia leiocarpa* (cumaru-cetim), *Aspidosperma parvifolium* (amarelão) and *Astronium lecointei* (aroeira) may also occur in upland forest with well drained soils. In the second chapter, the aim was to evaluate the effect of spatial scale of forest inventories as occurrences of data source applied to interpolation of the potential distribution models of species. In modeling, the occurrence data were divided into four geographical regions and several sampling schemes were tested. The use of occurrence data in only one geographic region with natural environmental characteristics, increased both overfitting of models to input data such as errors of omission. The sampling scheme in diagonal and the use of lower threshold values influenced the improvement of the performance of the models. The forest inventories can be used to predict areas with high probability of species, since they are located in forest management plans that represent the environmental range of the projection area of the models. In the third and final chapter, data logging occurrence of forest species were grouped by classes with an interval of 20 cm in diameter at breast height (DBH). The objective was to examine whether there is a relationship between the diameter size classes and the distribution in space, including as predictors, environmental and biological variables. Six predictor variables were selected by species, by the method of all possible regressions. The models had an average of good performance (AUC = 0.7; failure rate = 8.8%), but were significantly influenced by the sample size, due to the limited size of the study area restricted to management plans. The elevation and the NDVI were the most important environmental predictors and the density of *A. acreana* and *C. racemosa* stood out among the biological variables, by the Jackknife test. The contribution of biological variables in the models shows the need of expanding the studies about the interaction between species. The trees of *A. lecointei*, *C. racemosa* and *C. pentandra* with DBH \geq 100 cm are more likely to occur in environment with higher elevations of the land, but it was not observed a significant relation between the size of the potential distribution area and the diameter class. The modeling approaches used in this study have potential application to other tropical species poorly studied, and the

results can help to improve the management of the species that are commercially exploited.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO GERAL.....	1
OBJETIVO	8
OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	8
Capítulo 1	9
PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES FLORESTAIS USANDO VARIÁVEIS TOPOGRÁFICAS E DE ÍNDICE DE VEGETAÇÃO NO LESTE DO ACRE, BRASIL	10
RESUMO	10
ABSTRACT.....	11
INTRODUÇÃO.....	12
MATERIAL E MÉTODOS.....	13
RESULTADOS.....	18
DISCUSSÃO.....	22
CONCLUSÃO	24
AGRADECIMENTOS	25
Capítulo 2	26
PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES USANDO DADOS DE INVENTÁRIO FLORESTAL EM DIFERENTES ESCALAS NO ACRE, BRASIL.....	27
RESUMO	27
ABSTRACT.....	28
INTRODUÇÃO.....	29
MATERIAL E MÉTODOS.....	30
Área de estudo.....	30
Dados das espécies florestais.....	31
Variáveis ambientais	32
Construção dos modelos	32
Avaliação dos modelos	33
RESULTADOS.....	34
DISCUSSÃO.....	37
CONCLUSÃO	39

Capítulo 3	40
ESPACIALIZAÇÃO DE ESPÉCIES FLORESTAIS PELO TAMANHO DO DIÂMETRO USANDO MÁXIMA ENTROPIA (MAXENT), VARIÁVEIS AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS NO LESTE DO ACRE.	41
RESUMO	41
ABSTRACT	42
INTRODUÇÃO	43
MATERIAL E MÉTODOS	45
Área de estudo e dados das espécies florestais	45
Variáveis preditoras	47
Modelo utilizado	48
RESULTADOS	49
DISCUSSÃO	56
Distribuição diamétrica	56
Importância das variáveis preditoras	57
Métricas de avaliação dos modelos	59
Tamanho da área predita por classe de DAP e projeção no espaço geográfico.....	59
CONCLUSÃO	61
SÍNTESE	62
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	66
ANEXO.....	77

LISTA DE TABELAS

Capítulo 1

Tabela 1 - Relação das espécies florestais selecionadas para a modelagem de distribuição potencial no leste do Acre, Brasil. 14

Tabela 2 - Propriedades rurais e Projetos de Assentamento Extrativista (PAE) com áreas de Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) licenciado pelo Instituto de Meio Ambiente do Acre (Imac) e número de ocorrências das espécies florestais utilizadas na modelagem..... 15

Tabela 3 - Análise de correlação de Pearson das variáveis ambientais preditoras. HAND: distância vertical à drenagem mais próxima e NDVI: índice de vegetação por diferença normalizada. 19

Tabela 4 - Variáveis ambientais e sua contribuição percentual no modelo Maxent, por espécie florestal, no leste do Acre, Brasil. a) *Amburana acreana*; b) *Apuleia leiocarpa*; c) *Aspidosperma parvifolium*; d) *Aspidosperma macrocarpon*; e) *Astronium lecointei*; f) *Castilla ulei*; g) *Ceiba pentandra*; h) *Clarisia racemosa* e i) *Hura crepitans*; HAND: distância vertical à drenagem mais próxima; NDVI: índice de vegetação por diferença normalizada. 19

Capítulo 2

Tabela 1 - Relação das espécies florestais selecionadas para a modelagem.....31

Capítulo 3

- Tabela 1** - Propriedades rurais com áreas de Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) licenciado pelo Instituto de Meio Ambiente do Acre (Imac) no leste do Acre, Brasil.....45
- Tabela 2** - Relação das espécies florestais e variáveis preditoras selecionadas para a modelagem de distribuição potencial no leste do Acre, Brasil.46
- Tabela 3** - Número total de indivíduos por classe diamétrica das espécies florestais presentes nos planos de manejo florestal no leste do Acre, Brasil. (a) *Astronium lecointei*; (b) *Hura crepitans*; (c) *Castilla ulei*; (d) *Amburana acreana*; (e) *Apuleia leiocarpa*; (f) *Clarisia racemosa*; (g) *Aspidosperma macrocarpon*; (h) *Ceiba pentandra*.46
- Tabela 4** - Descrição do diâmetro à altura do peito (DAP) das espécies florestais localizadas em planos de manejo florestal no leste do Acre, Brasil.....49
- Tabela 5** - Valores de AUC e taxa de omissão (%) de teste externo dos modelos de distribuição de espécie por classe diamétrica e geral. (a) *Astronium lecointei*; (b) *Hura crepitans*; (c) *Castilla ulei*; (d) *Amburana acreana*; (e) *Apuleia leiocarpa*; (f) *Clarisia racemosa*; (g) *Aspidosperma macrocarpon*; (h) *Ceiba pentandra*.....52
- Tabela 6** - Área predita como possível presença (ha) pelos modelos de distribuição de espécie por classe diamétrica nos planos de manejo florestal no leste do Acre, Brasil.....53

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 1

Figura 1 - Localização da área de estudo no leste do Estado do Acre, com a distribuição geográfica dos planos de manejo florestal, unidades de conservação e terras indígenas. 14

Figura 2 - Testes de desempenho dos modelos por espécie medidos pela área sob a curva (AUC) no leste do Acre. a: *Clarisia racemosa*; b: *Castilla ulei*; c: *Apuleia leiocarpa*; d: *Aspidosperma parvifolium*; e: *Ceiba pentandra*; f: *Astronium lecointei*; g: *Hura crepitans*; h: *Amburana acreana*; i: *Aspidosperma macrocarpon*; PMFS: Plano de Manejo Florestal Sustentável. 18

Figura 3 - Dispersão dos dados de altitude (A) e distância vertical à drenagem mais próxima – HAND (B), observadas nos registros de ocorrência das espécies em planos de manejo no leste do Acre. a: *Hura crepitans*; b: *Ceiba pentandra*; c: *Castilla ulei*; d: *Astronium lecointei*; e: *Aspidosperma macrocarpon*; f: *Amburana acreana*; g: *Apuleia leiocarpa*; h: *Aspidosperma parvifolium*; i: *Clarisia racemosa*. 20

Figura 4 - Média dos modelos de distribuição potencial por espécie, gerados com dados de inventário florestal censitários de planos de manejo, no leste do Acre. 21

Capítulo 2

Figura 1 - Os retângulos (Q1, Q2, Q3 e Q4) representam a divisão da área de estudo em regiões geográficas ou quadrantes e a figura em tons de cinza a variável altitude utilizada na modelagem. 30

Figura 2 - Gradiente ambiental das variáveis altitude e índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) associado aos locais de ocorrência das espécies florestais, de acordo com o esquema de particionamento de dados em quadrantes: A(Q1), B(Q2), C(Q3) e D(Q4). 35

Figura 3 - Média da área sob a curva – AUC (A) e AUC diferença (B) dos modelos. Linhas verticais indicam o desvio padrão da média. Colunas seguidas por uma mesma letra não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste U de Mann-Whitney. 36

Figura 4 - Média da taxa de omissão aplicando o limiar Minimum Training Presence – MTP (A) e 10 Percentile Training Presence – 10PTP (B). Linhas verticais indicam o desvio padrão da média. Colunas seguidas por uma mesma letra não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste t. 37

Capítulo 3

- Figura 1** - Distribuição diamétrica das espécies florestais utilizadas na modelagem localizadas em planos de manejo florestal no leste do Acre, Brasil. 1= Classe 1 (40 cm + 60cm); 2= Classe 2 (60 cm + 80cm); 3= Classe 3 (80 cm + 100cm); 4= Classe 4 (≥ 100 cm)..... 50
- Figura 2** - Variáveis ambientais (A) e biológicas (B) selecionadas e sua contribuição percentual nos modelos Maxent no leste do Acre, Brasil. dens.= densidade. 51
- Figura 3** - Gráfico de dispersão dos valores de AUC e da taxa de omissão dos modelos de distribuição de espécie em função do tamanho da amostra de teste independente. 52
- Figura 4** - Área de consenso entre os modelos de distribuição de A) *Amburana acreana*; B) *Apuleia leiocarpa*; C) *Aspidosperma macrocarpon*; D) *Astronium lecointei*; E) *Castilla ulei*; F) *Ceiba pentandra*; G) *Clarisia racemosa* e H) *Hura crepitans* em função da classe de diâmetro à altura do peito (DAP) . C1= classe 1 (40 cm + 60cm); C2= classe 2 (60 cm + 80cm); C3= classe 3 (80 cm + 100cm); C4= classe 4 (≥ 100 cm)..... 54
- Figura 5** - Mapa de adequabilidade ambiental de assacu (*Hura crepitans*) na Fazenda Uberaba, Acre, Brasil. 55
- Figura 6** - Modelos de distribuição de aroeira (*Astronium lecointei*) para a classe de diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 100 cm (A) e gradiente de altitude (B), na Fazenda Uberaba, Acre, Brasil. Os pontos são ocorrências de indivíduos com DAP ≥ 100 cm (vermelho) e com DAP < 100 cm (preto). 56
- Figura 7** - Mapa de altitude (A), da ocorrência observada (B) e de adequabilidade ambiental pelo método Maxent (C) para a guariúba (*Clarisia racemosa*) na Fazenda Uberaba, Acre, Brasil. 56

Lista de Abreviações e Siglas

10PTP	10 Percentile Training Presence
APP	Área de preservação permanente
AUC	Area Under the Curve
AUCdif	Área sob a curva da diferença
AUCteste	Área sob a curva de amostra de teste
AUCtreino	Área sob a curva da amostra de treino
C1	Classe 1 de DAP (40 cm † 60cm)
C2	Classe 2 de DAP (60 cm † 80cm)
C3	Classe 3 de DAP (80 cm † 100cm)
C4	Classe 4 de DAP (\geq 100 cm)
Capes	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CEMACT	Conselho Estadual de Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia do Acre
CFE	Conselho Florestal Estadual
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
DAP	Diâmetro à altura do peito a 1,3 m ou acima de qualquer sapopema (cm)
Dn	Densidade da espécie n
Embrapa	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
Funtac	Fundação de Tecnologia do Acre
GIS	Sistema de Informação Geográfica
GNSS	Sistema Global de Navegação por Satélite
GPS	Sistema de posicionamento global
ha	Hectare
HAND	Distância vertical à drenagem mais próxima (m)
Imac	Instituto de Meio Ambiente do Acre
Inpe	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
K	Testes estatísticos de Kruskal-Wallis
Maxent	Máxima entropia
MDE	Modelo preditivo de distribuição geográfica de espécie
Modelflora	Modelo Digital de Exploração Florestal
MTP	Minimum Training Presence
NDVI	Índice de vegetação por diferença normalizada
Nº	Número
PAE	Projeto de Assentamento Extrativista
PMFS	Plano de Manejo Florestal Sustentável
PZ	Parque Zoobotânico
Q1	Quadrante 1
Q2	Quadrante 2
Q3	Quadrante 3
Q4	Quadrante 4
QMR	Quadrado médio do erro
r	Coeficiente de correlação
R²	Coeficiente de determinação
R²ajust	Coeficiente de determinação ajustado
ROC-plot	Gráfico do receptor-operador
SRTM	Shuttle Radar Topography Mission
t	Testes estatísticos de t de Student
TI	Terra indígena
TM	Thematic Mapper
U	Teste estatístico de Mann-Whitney
UC	Unidade de conservação
Ufac	Universidade Federal do Acre
UFACPZ	Herbário do Parque Zoobotânico da Universidade Federal do Acre
Un.	Unidade
WGS	World geodetic system

INTRODUÇÃO GERAL

As florestas tropicais na Amazônia são áreas ricas em biodiversidade e constantemente pressionadas a partir dos anos de 1970 pela expansão de atividades econômicas, assentamentos humanos e obras de infraestrutura, ocasionando a destruição de habitats e levando ao risco de extinção espécies ainda pouco conhecidas (Fearnside 2005).

As espécies florestais de interesse madeireiro são exploradas legalmente por meio de planos de manejo florestal em áreas de reserva legal ou de projetos de desmatamento em áreas de conversão da vegetação nativa para uso alternativo do solo, até o limite estabelecido pelo código florestal de 20% da área da propriedade rural na Amazônia (Brasil 2012). Apesar dos esforços das agências governamentais, ainda ocorrem ao arrepio da lei, a garimpagem de espécies madeireiras de alto valor comercial, queimadas e desmatamentos de florestas.

Os esforços para a conservação da Amazônia são grandes, pois as projeções apontam que em 2050, as tendências atuais de expansão agrícola irão eliminar um total de 40% da floresta amazônica (Soares Filho 2006), que possui uma alta diversidade de espécies arbóreas (Vieira 2004).

Em face dessa crescente pressão, uma estratégia abrangente para a conservação da Amazônia deve considerar a proteção de seus mananciais, toda a gama de espécies e diversidade de ecossistemas, e a estabilidade do clima regional (Soares Filho, 2006).

Nas últimas duas décadas, entre os estudos direcionados à conservação da biodiversidade, o uso de modelos de distribuição de espécies tem se tornado uma ferramenta cada vez mais importante para resolver vários problemas em ecologia, biogeografia, evolução e, mais recentemente, na biologia da conservação e pesquisa em mudanças climáticas (Guisan e Thuiller 2005). Como, exemplo, destacam-se a identificação de lacunas em sistemas de unidades de conservação, predição de distribuição de espécies raras ou ameaçadas de extinção, seleção de espécies para recuperação de áreas degradadas, seleção de áreas prioritárias para conservação, determinação de áreas com maior risco de invasão de espécies exóticas, análise do efeito das mudanças climáticas globais sobre a biodiversidade e guias de levantamentos

para detectar espécies novas ou raras e novos padrões de distribuição (De Marco e Siqueira 2009).

Na maior parte das aplicações de modelagem potencial distribuição de espécie se considera que o nicho ecológico é o modelo básico que sustenta a possibilidade de produzir predições sobre a ocorrência de espécies (Peterson 2001; Thuiller *et al.* 2005; Elith *et al.* 2006). De acordo com De Marco e Siqueira (2009), o argumento é simples e bem-fundamentado: o nicho ecológico é definido como o conjunto de condições e recursos nos quais os indivíduos de uma espécie são capazes de sobreviver, crescer e reproduzir. Logo, o conhecimento dessas condições e recursos deve servir para prever os locais de ocorrência da espécie.

Tradicionalmente a maioria dos trabalhos com espécies vegetais utiliza os pontos de vista teórico da relação entre o nicho e a distribuição (Guisan e Thuiller 2005): a) o nicho Grinnelliano (Grinnell, 1917), no qual a espécie ocorre sempre que as condições ambientais são adequadas e b) o nicho definido por Hutchinson (1957), como o conjunto de condições bióticas e abióticas em que uma espécie é capaz de persistir e manter os tamanhos das populações estáveis, e que pode ser classificado com nicho fundamental e realizado. O nicho fundamental descreve as condições abióticas em que uma espécie é capaz de persistir, enquanto o nicho realizado descreve as condições em que uma espécie persiste dada a presença de outras espécies agindo como competidores ou predadores (Wiens e Graham 2005).

A relação entre os modelos de distribuição potencial de espécies e nicho foi apresentada por Soberón (2007) que separa esse conceito da mesma forma que Hutchinson (1957) o fez em seu trabalho clássico: o subespaço de condições (ou cenopoético) e o subespaço de recursos. Os dados ambientais disponíveis devem apenas representar o subespaço de condições e não o nicho completo da espécie. Além disso, é bastante provável que os pontos de ocorrência tomados representem áreas em que as condições são favoráveis, mas podem existir outras áreas com condições semelhantes, onde a presença da espécie é impedida por interações interespecíficas (nicho realizado).

Os modelos, em geral, relacionam a distribuição dos pontos de ocorrência da espécie em locais conhecidos com um conjunto multivariado de informações sobre o ambiente e/ou características espaciais desses locais, por

meio de ajustes de funções para predizer em que locais no espaço geográfico é provável sua ocorrência (Phillips *et al.* 2006; Elith e Leathwick 2009; De Marco e Siqueira 2009).

A combinação entre as variáveis ambientais associada com a presença observada da espécie pode ser identificada e projetada num espaço geográfico, gerando um mapa de aptidão positiva (Soberón e Peterson 2005). Dessa forma, os resultados da modelagem correspondem a uma previsão, baseada em dados do subespaço do nicho realizado, e a área projetada representa a distribuição potencial da espécie baseada nas camadas ambientais utilizadas na modelagem.

Entre os algoritmos que podem ser usados para a tentativa de estabelecer relações não aleatórias entre os dados de ocorrência com dados de variáveis ambientais relevantes para a espécie estão: Bioclim (Nix 1986), Domain (Carpenter *et al.* 1993), regressão múltipla e outros modelos generalizados lineares e aditivos (Guisan *et al.* 1999; Guisan e Zimmerman 2000), árvores de decisão (Breiman *et al.* 1984; Quilan 1986), algoritmos genéticos (Stockwell 1999), Maxent (Phillips *et al.* 2006). A escolha do algoritmo deve ser em função do número de observações disponíveis, do tipo de variáveis ambientais, disponibilidade de dados de ausência, propósito para o qual o modelo vai ser adotado, preferências pessoais e experiência do usuário.

O algoritmo de máxima entropia (Maxent) consiste num método para realizar predição ou inferências baseado apenas em dados de presença (Phillips *et al.* 2006) para estimar a probabilidade da espécie estar presente, dado certo ambiente (Elith *et al.* 2011). É reconhecidamente eficiente e bastante utilizado em estudos de biodiversidade (Aranda e Lobo, 2011; Warren e Seifert, 2011) e consistentemente competitivo com os métodos de mais alto desempenho (Elith *et al.* 2006).

O Maxent utiliza uma relação de registros de presença da espécie com localização geográfica conhecida e um conjunto de preditores ambientais de uma região ou paisagem previamente definida, que é dividida por uma grade de células ou pixels, comumente chamada pelos modeladores de background. A partir dessa região é extraída uma amostra de pontos aleatórios e contrasta

com os locais de presença observada da espécie (Merow *et al.* 2013), por meio de funções de probabilidades no espaço das variáveis ambientais.

Para facilitar a compreensão do modelo Maxent aos ecologistas, Elith *et al.* (2011) o descrevem sobre uma perspectiva estatística, utilizando o espaço ambiental ao invés do espaço geográfico. De acordo com essa descrição, a paisagem de interesse é denotada por L , $y=1$ (presença), $y=0$ (ausência), z = vetor de covariáveis representando as condições ambientais, $f(z)$ = densidade de probabilidade de covariáveis em L (uma amostra aleatória de L) e $f1(z)$ = densidade de probabilidade de covariáveis em locais de L onde a espécie está presente. A probabilidade que se quer encontrar é a probabilidade de que a espécie está presente dado que se observa o ambiente z :

$$P(y = 1/z) \tag{1}$$

Com a aplicação da regra de Bayes na equação 1, temos que:

$$P(y = 1/z) = \frac{f1(z)P(y=1)}{f(z)} \tag{2}$$

Utilizando os dados de presença e os dados aleatórios da paisagem é possível modelar $f1(z)$ e $f(z)$, respectivamente, faltando apenas o segundo termo da equação 2: $P(y=1)$, ou seja, a prevalência das espécies (proporção de lugares ocupados) na paisagem, pois usando somente dados de presença, ela não é identificável.

De acordo com Elith *et al.* (2011), o Maxent faz inicialmente uma estimativa da relação $f1(z)/f(z)$, conhecido como saída "raw". Este é o núcleo da saída do modelo Maxent, dando uma visão sobre quais características são importantes e estima a adequação relativa de um lugar em relação a outro. Para estimar $f1(z)$, várias dessas distribuições são possíveis, mas é selecionada uma que é mais próximo de $f(z)$, minimizando a distância de $f(z)$ que é um modelo nulo para $f1(z)$, pois sem dados sobre a ocorrência, não teríamos nenhuma razão para esperar que a espécie prefira todas as condições ambientais específicas sobre quaisquer outros (Elith *et al.* 2011). Restrições são impostas para que a solução seja aquela que reflita as informações dos registros de presença, ou seja, a estimativa de $f1(z)$ deve estar próxima da média dos locais das presenças observadas.

Como as informações necessárias sobre a prevalência não estão disponíveis para o cálculo de probabilidade condicional de ocorrência, foi

implementada uma solução alternativa, chamada de saída logística do Maxent, onde a prevalência é representada pelo parâmetro τ , definido a partir de “condições típicas” de um grupo de espécies, cujo valor padrão de $\tau=0,5$. Esta transformação logística é monotonicamente relacionada com a saída “raw” do Maxent. A saída de logística de Maxent transforma o modelo a partir de um modelo exponencial pertencente à distribuição de Gibbs para um modelo logístico (Elith *et al.* 2011):

$$P(y = 1/z) = \frac{\tau e^{n(z)-r}}{1-\tau+\tau e^{n(z)-r}} \quad (3)$$

Em que:

τ : prevalência em “zonas típicas” ($\tau=0,5$).

r : a entropia relativa de $f1(z)$ que se obtém dos dados de presença em relação a $f(z)$ que se estima dos pontos aleatórios da paisagem .

$n(z)$: é o resultado de maximizar a entropia sujeita a certas restrições.

Independentemente do algoritmo selecionado para modelar a distribuição potencial de espécie, alguns problemas dificultam a aplicação dessa ferramenta em estudos de biodiversidade. Segundo Rocchini *et al.* (2011), entre os principais desafios da modelagem de distribuição de espécies nos trópicos são relatados: viés do observador e erros de identificação taxonômica, erros de coordenadas e sistemas de referência, erro posicional associado aos registros de presença, diferentes resoluções de dados de entrada, viés nas áreas pesquisadas (ex.: unidades de conservação, áreas próximas aos centros de pesquisa).

O estudo da distribuição geográfica de espécies nos trópicos é pouco frequente quando comparado à zona temperada e direcionado para certos organismos, tais como mamíferos e aves (Cayuela *et al.* 2009). Na Amazônia as pesquisas sobre a distribuição de espécies também são escassas, sendo encontrados na literatura alguns trabalhos, incluindo a modelagem de espécies arbóreas, de palmeiras e de animais (Ventocinque *et al.* 2007; Mourão e Magnusson 2007; Buermann *et al.* 2008; Prates-Clark *et al.* 2008; Saatchi *et al.* 2008; Vedel-Sørensen *et al.* 2013). Nas pesquisas de Ferreira (2009) e Moscoso *et al.* (2013) informações de inventário florestal foram utilizadas na aplicação do algoritmo Maxent para gerar os mapas de probabilidades de ocorrência de espécies arbóreas de interesse madeireiro.

Vários trabalhos estudaram os problemas e potencialidades de modelagem de distribuição de espécies como uma ferramenta para a conservação, planejamento, desenvolvimento e implementação de políticas (Cayuela *et al.* 2009; Guisan e Thuiller 2005; Feeley e Silman 2011a). O problema mais importante em regiões tropicais é a escassez e baixa precisão espacial de pontos de dados disponíveis, sendo o fato amplamente reconhecido como um dos principais entraves para planejamento de conservação nos trópicos (Cayuela *et al.* 2009).

Uma das principais questões nos estudos que envolvem a modelagem preditiva da distribuição de espécies é como obter informações sobre sua ocorrência. Os inventários florestais constituem uma fonte de dados para estudos de diversidade e distribuição espacial de espécies em sistemas florestais amazônicos, sendo então uma alternativa em estudos ecológicos na região amazônica (Ter Steege *et al.* 2006; Ferreira 2009; Moscoso *et al.* 2013).

Entre as inovações no processo de planejamento florestal voltado às florestas tropicais, principalmente para as especificidades da Amazônia, a Embrapa Acre e Embrapa Florestas desenvolveram um conjunto de procedimentos voltados para o manejo de precisão em florestas tropicais denominado de Modelo Digital de Exploração Florestal - Modeflora® (Figueiredo *et al.* 2007), cujo princípio é georreferenciar e geomonitorar todos os processos envolvidos no manejo, da elaboração do projeto à execução da exploração. O Modeflora® é um processo de planejamento florestal, em que são abandonados os princípios de mapeamento por técnicas de falsas coordenadas, também conhecidas por X, Y e são empregadas de forma integrada técnicas de inventário florestal, pesquisa operacional, Sistema Global de Navegação por Satélite (GNSS), Sistema de Informação Geográfica (GIS), barômetros, Shuttle Radar Topography Mission (SRTM), imagens reamostradas de alta resolução (inventário de copa), planejamento de rede de estradas florestais, execução e rastreamento das operações de exploração florestal.

O processo de planejamento pelo Modeflora® foi testado em mais de 11.800 hectares de floresta e envolveu cinco empresas madeireiras do Estado do Acre, sendo abertos mais de 2.200 km de picadas, cerca de 50 operários de campo (de empresas privadas) e dois anos de trabalho. Uma das vantagens do

Modelflora®, segundo Figueiredo *et al.* (2007), é que o procedimento evita erros de campo tornando precisa a localização de árvores e o microzoneamento, permitindo a obtenção de mapas na escala de 1:15. Na avaliação de procedimentos para localização de árvores em inventários florestais censitários, visando ao emprego do manejo de precisão por meio do Modelflora®, Figueiredo e Cunha (2007) obtiveram um erro médio de localização de 2,22 metros, demonstrando assim ser uma prática adequada de localização das árvores do inventário em florestas tropicais.

Diante dessa inovação tecnológica, abre-se um leque de opções na modelagem da distribuição de espécies, utilizando de dados de inventários florestais obtidos com aplicação de técnicas de manejo de precisão e com grande potencial de aplicação no manejo e gestão dos recursos florestais.

OBJETIVO

Desenvolver modelos de distribuição potencial de espécies florestais em escala local, usando dados de inventários de áreas manejadas com técnicas de manejo de precisão.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Identificar os limites da distribuição potencial de um grupo de espécies florestais de interesse madeireiro na região leste do Estado do Acre;
- Conhecer as preferências de habitat de um grupo de espécies florestais no leste do Acre;
- Avaliar a interpolação dos modelos preditivos de distribuição potencial de espécies em função da escala espacial dos dados de ocorrência;
- Avaliar se existe relação entre locais de ocorrência de espécies florestais em função da classe de tamanho de diâmetro;
- Avaliar a inclusão de variáveis biológicas na predição dos modelos de distribuição de espécies.

Capítulo 1

Figueiredo, S.M.M.; Venticinque, E.M; Figueiredo, E.O; Ferreira, E.J.L. 2015. Predição da distribuição de espécies florestais usando variáveis topográficas e de índice de vegetação no leste do Acre, Brasil. *Acta Amazônica* 45(2):167-174.

PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES FLORESTAIS USANDO VARIÁVEIS TOPOGRÁFICAS E DE ÍNDICE DE VEGETAÇÃO NO LESTE DO ACRE, BRASIL

RESUMO

A modelagem de distribuição de espécie tem implicações fundamentais para o estudo da biodiversidade, tomada de decisão em conservação e para a compreensão dos requerimentos ecológicos das espécies. O objetivo deste trabalho foi avaliar se a utilização de inventários florestais pode melhorar a estimativa de probabilidade de ocorrência, identificar os limites da distribuição potencial e preferência de habitat de um grupo de espécies madeireiras. As variáveis ambientais preditoras foram: altitude, declividade, exposição, índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) e distância vertical à drenagem mais próxima (HAND). Para estimar a distribuição das espécies foi utilizado o método de máxima entropia (Maxent). Em comparação com uma distribuição aleatória, utilizando variáveis topográficas e de índice de vegetação, o método Maxent alcançou uma acurácia de 86%, em média, na distribuição geográfica predita das espécies estudadas. A altitude e o NDVI foram as variáveis mais importantes. Houve limitações na interpolação dos modelos para locais não amostrados e que estão fora do gradiente de altitude associado aos dados de ocorrência, em aproximadamente 7% da área da bacia. *Ceiba pentandra* (samaúma), *Castilla ulei* (caucho) e *Hura crepitans* (assacu) têm maior probabilidade de ocorrência em áreas próximas aos cursos de água. *Clarisia racemosa* (guariúba), *Amburana acreana* (cerejeira), *Aspidosperma macrocarpon* (pereiro), *Apuleia leiocarpa* (cumaru-cetim), *Aspidosperma parvifolium* (amarelão) e *Astronium lecointei* (aroeira) podem ocorrer também em floresta de terra firme e solos bem-drenados. Essa abordagem de modelagem tem potencial de aplicação para outras espécies tropicais ainda pouco estudadas, sobretudo aquelas que estão sobre pressão da atividade madeireira.

Palavras-chave: modelagem, Maxent, inventário florestal, Modelflora, Amazônia.

PREDICTING THE DISTRIBUTION OF FOREST TREE SPECIES USING TOPOGRAPHIC VARIABLES AND VEGETATION INDEX IN EASTERN ACRE, BRAZIL

ABSTRACT

The species distribution modeling has relevant implications for the studies of biodiversity, decision making about conservation and knowledge about ecological requirements of the species. The aim of this study was to evaluate if the use of forest inventories can improve the estimation of occurrence probability, identify the limits of the potential distribution and habitat preference of a group of timber tree species. The environmental predictor variables were: elevation, slope, aspect, normalized difference vegetation index (NDVI) and height above the nearest drainage (HAND). To estimate the distribution of species we used the maximum entropy method (Maxent). In comparison with a random distribution, using topographic variables and vegetation index as features, the Maxent method predicted with an accuracy an average of 86% the geographical distribution of studied species. The altitude and NDVI were the most important variables. There were limitations to the interpolation of the models for non-sampled locations and that are outside of the elevation gradient associated with the occurrence data in approximately 7% of the basin area. *Ceiba pentandra* (samaúma), *Castilla ulei* (caucho) and *Hura crepitans* (assacu) is more likely to occur in nearby water course areas. *Clarisia racemosa* (guariúba), *Amburana acreana* (cerejeira), *Aspidosperma macrocarpon* (pereiro), *Apuleia leiocarpa* (cumaru-cetim), *Aspidosperma parvifolium* (amarelão) and *Astronium lecointei* (aroeira) can also occur in upland forest and well drained soils. This modeling approach has potential for application on other tropical species still less studied, especially those that are under pressure from logging.

Keywords: modeling, Maxent, forest inventory, Modeflora, Amazon.

INTRODUÇÃO

Nas regiões tropicais, sobretudo na Amazônia, são poucos os estudos sobre as espécies arbóreas de interesse madeireiro (Prates-Clark *et al.* 2008; Saatchi *et al.* 2008) que utilizam como ferramenta os modelos de distribuição potencial de espécies, limitando a sua caracterização em relação à distribuição geográfica e áreas de adequabilidade ambiental, onde é possível a sua ocorrência.

Nos últimos anos, o uso e a aplicação dos modelos de distribuição de espécies têm aumentado resultando em implicações fundamentais para o estudo da biodiversidade e para a tomada de decisão em conservação (Mota-Vargas e Rojas-Souto 2012; Shcheglovitova e Anderson 2013) e auxiliando na compreensão dos requerimentos ecológicos das espécies (Millar e Blouin-Demers 2012). Os modelos, em geral, relacionam a distribuição dos pontos de ocorrência da espécie em locais conhecidos com um conjunto multivariado de informações sobre o ambiente desses locais, por meio de ajustes de funções para prever em que regiões no espaço geográfico é provável sua ocorrência (Phillips *et al.* 2006; Pearson *et al.* 2007).

Apesar das potencialidades do uso e aplicação da modelagem de distribuição de espécies para a conservação da biodiversidade, planejamento, desenvolvimento e implementação de políticas públicas reguladoras da exploração dos recursos naturais, existem problemas associados ao uso dessa técnica (Cayuela *et al.* 2009; Kamino *et al.* 2012; Teixeira *et al.* 2014). A escassez e a baixa precisão espacial dos dados de ocorrência das espécies estão entre os principais entraves para o planejamento de conservação nos trópicos (Cayuela *et al.* 2009). Assim, uma das principais questões nos estudos que envolvem a modelagem preditiva da distribuição de espécies é como obter informações sobre os registros de ocorrência destas espécies. No caso das espécies florestais, uma alternativa é a utilização dos dados provenientes dos levantamentos para a realização dos planos de manejo florestal, reconhecidos como uma fonte de dados para estudos de diversidade e distribuição espacial de espécies em sistemas florestais amazônicos que apresentam uma precisão espacial maior do que as informações provenientes de outras bases, como por exemplo, de herbários e museus disponíveis na

rede *speciesLink*. O objetivo deste trabalho foi avaliar se a utilização de inventários florestais pode melhorar a estimativa de probabilidade de ocorrência, identificar os limites da distribuição potencial e preferência de habitat de um grupo de espécies florestais de interesse madeireiro na região leste do Estado do Acre.

MATERIAL E MÉTODOS

Os estudos foram desenvolvidos em 18 áreas de planos de manejo florestal (licenciados pelo órgão ambiental estadual) localizadas nos municípios acrianos de Bujari, Capixaba, Senador Guiomard, Rio Branco, Sena Madureira, Porto Acre, Manoel Urbano e Xapuri (Figura 1). A projeção dos mapas de distribuição potencial de espécies compreendeu uma região delimitada pela bacia hidrográfica do rio Purus, no Acre, com extensão territorial de 80.004 km², dos quais 27.442 km² e 9.558 km² são ocupados por unidades de conservação (UCs) e terras indígenas (TIs), respectivamente.

Foram selecionadas nove espécies florestais de interesse madeireiro para a realização da modelagem preditiva de distribuição geográfica (Tabela 1), considerando como critério o levantamento das espécies mais demandadas pelo mercado consumidor madeireiro em Rio Branco e região. Foi realizada coleta de material botânico para herborização e confirmação do nome científico das espécies (Anexo A). As exsicatas foram depositadas no herbário UFACPZ do Parque Zoobotânico da Universidade Federal do Acre (Ufac).

Os registros de ocorrência das espécies florestais de interesse madeireiro são provenientes de inventários florestais censitários em áreas com Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), elaborados em atendimento as normas estabelecidas pela Resolução Conjunta do Conselho Estadual de Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia do Acre (Cemact) e Conselho Florestal Estadual (CFE) nº 03 de 12 de outubro, 2012.

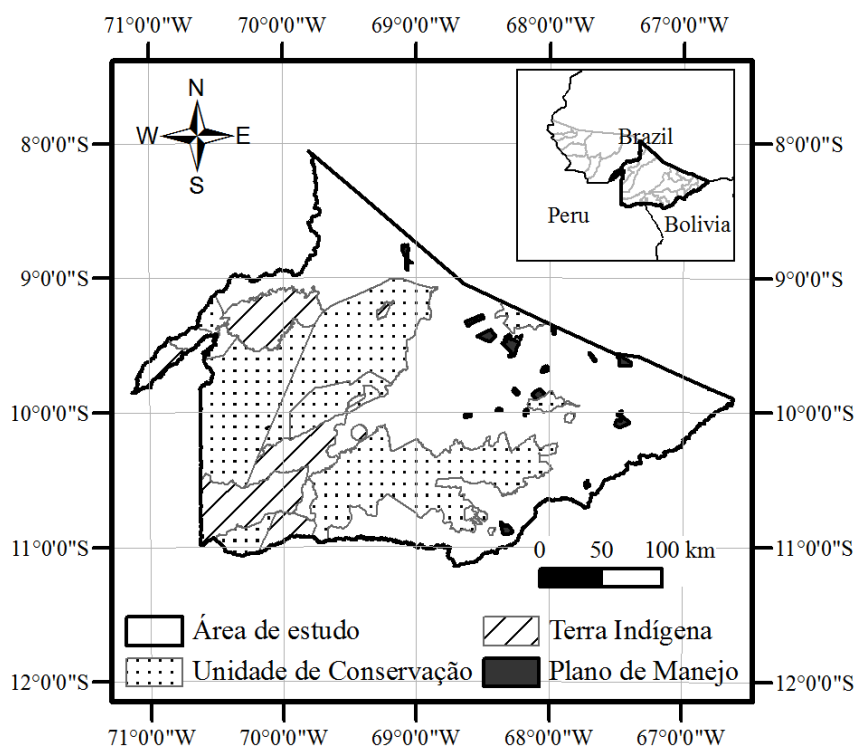


Figura 1 - Localização da área de estudo no leste do Estado do Acre, com a distribuição geográfica dos planos de manejo florestal, unidades de conservação e terras indígenas.

Tabela 1 - Relação das espécies florestais selecionadas para a modelagem de distribuição potencial no leste do Acre, Brasil.

Id	Nome científico	Família	Nome vernacular
1	<i>Amburana acreana</i> (Ducke) A.C.Sm.	Fabaceae	Cerejeira, cumaru-de-cheiro.
2	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	Fabaceae	Cumaru-cetim, garapeira
3	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	Apocynaceae	Amarelão
4	<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Apocynaceae	Pereiro
5	<i>Astronium lecointei</i> Ducke.	Anacardiaceae	Maracatiara, aroeira.
6	<i>Castilla ulei</i> Warb.	Moraceae	Caucho
7	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Malvaceae	Samaúma
8	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav	Moraceae	Guariúba
9	<i>Hura crepitans</i> L.	Euphorbiaceae	Assacu ou açacu

Os inventários florestais foram realizados mediante o uso das técnicas recomendadas pelo Modelo Digital de Exploração Florestal (Modelflora®),

perfazendo um total de 43.261,56 hectares de áreas manejadas, onde há 36.065 registros de ocorrência para nove espécies florestais (Tabela 2).

Tabela 2 - Propriedades rurais e Projetos de Assentamento Extrativista (PAE) com áreas de Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) licenciado pelo Instituto de Meio Ambiente do Acre (Imac) e número de ocorrências das espécies florestais utilizadas na modelagem.

Nº	Propriedade	Município	Área manejada (ha)	Quantidade de árvores (un.)
1	Fazenda Alegria	Manoel Urbano	282,59	217
2	Fazenda Alfenas	Rio Branco	638,18	733
3	Fazenda Belo Horizonte	Rio Branco	4.711,71	1.516
4	Fazenda Bom Destino	Rio Branco	1.598,00	816
5	Fazenda Cajueiro	Bujari	598,83	1.027
6	Fazenda Campanário	Porto Acre	1.019,46	475
7	Fazenda Canary	Bujari	7.500,00	9.396
8	Fazenda Capixaba	Capixaba	746,44	1.389
9	Fazenda Conquista	Manoel Urbano	3.204,43	2.194
10	Fazenda Cutiara	Bujari	360,11	877
11	Fazenda Eliane	Bujari e Rio Branco	1.208,48	1.897
12	Fazenda Escorpião	Bujari	263,16	370
13	Fazenda Forquilha	Sena Madureira	3.873,30	2.358
14	Fazenda Iquiri	Senador Guiomard	2.004,46	4.432
15	Fazenda Santo Antonio	Porto Acre	2.419,01	2.197
16	Fazenda Uberaba	Sena Madureira	5.443,63	3.062
17	PAE Caquetá	Porto Acre	4.011,76	2.679
18	PAE Equador	Xapuri	3.378,01	430
Total			43.261,56	36.065

O Modeflora® é um conjunto de procedimentos voltados para o manejo de precisão em florestas tropicais que utiliza técnicas como o uso de GPS de alta sensibilidade e Sistema de Informação Geográfica (GIS) no planejamento florestal, desenvolvido pela Embrapa Acre e Embrapa Florestas (Figueiredo *et al.* 2007). Esse banco de dados foi disponibilizado pela Embrapa Acre e pelo Instituto de Meio Ambiente do Acre (Imac). Para cada árvore mapeada estão disponíveis, dentre outras, as seguintes informações: localização geográfica, espécie, diâmetro à altura do peito (DAP), altura comercial e área basal. Na modelagem, para cada espécie foi utilizado apenas um dado de ocorrência por pixel, os demais foram excluídos do banco de dados original.

Na seleção das variáveis preditoras foi considerada a importância da hierarquia dos fatores ambientais que podem influenciar a distribuição de espécie em função da escala espacial. Em escala continental, o clima pode ser considerado o fator dominante, enquanto em escalas locais, a topografia e cobertura da terra tornam-se cada vez mais importantes (Pearson e Dawson 2003; Guisan e Thuiller 2005). Assim, as variáveis preditoras dos modelos foram: altitude, declividade, exposição do terreno, distância vertical à drenagem mais próxima (Height Above the Nearest Drainage – HAND) e índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI). Foi realizada uma análise de correlação entre pares de variáveis a fim de evitar redundância de informações e reduzir a chance de sobreajustamento dos modelos.

As variáveis topográficas (altitude, declividade, exposição ou orientação do terreno) foram geradas em ambiente SIG, a partir de dados do Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM) com espaçamento (resolução) de três arco-segundos (~90 m). A distância vertical à drenagem mais próxima está relacionada indiretamente com a profundidade do lençol freático, que por sua vez, indica a disponibilidade da água do solo. O desnível ou a distância vertical de cada ponto em relação à drenagem mais próxima foi obtido com o algoritmo HAND usando como dado de entrada o SRTM (Rennó *et al.* 2008). Para o cálculo do NDVI, foi utilizado o mosaico das imagens multiespectrais do satélite Landsat TM (Thematic Mapper), bandas 3 (0,63 – 0,69 μm) e 4 (0,76 – 0,90 μm), correspondente à órbita/ponto 01/66, 01/67, 01/68, 02/66, 02/67, 02/68, 03/66, 03/67, 03/68, 04/66 e 04/67, reamostrado para resolução de 90 m, compatível com as demais variáveis. As imagens foram obtidas do banco de imagens do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe), georreferenciadas com base na imagem geocover e são do período seco do ano de 2011 (antes da exploração das áreas manejadas) em que se verifica pouca cobertura de nuvens. Os valores do NDVI indicam a quantidade de vegetação verde presente no pixel (Prates-Clark *et al.* 2008). Na correção geométrica das imagens o método de transformação usado foi polinomial de 1º grau e o de reamostragem dos pixels a técnica de alocação do vizinho mais próximo (nearest neighbour) no sistema de coordenada geográfica (latitude e longitude), datum WGS 1984.

Na modelagem foi utilizado o algoritmo de máxima entropia (Maxent), um método para realizar inferências baseado em dados apenas de presença (Phillips *et al.* 2006). O Maxent encontra a distribuição de probabilidade de máxima entropia (mais próxima do uniforme) sujeita a um conjunto de restrições, que devem corresponder às médias das variáveis ambientais observadas no conjunto de dados de ocorrências que compõe a amostra (Phillips *et al.* 2006; Pearson *et al.* 2007; Elith *et al.* 2011).

Na aplicação do algoritmo Maxent foram incluídas apenas as variáveis ambientais com coeficiente de correlação de Pearson menor que 0,7 para evitar variáveis altamente correlacionadas. Para estimar quais são as variáveis mais importantes no modelo, foi usado o teste de Jackknife (Yang *et al.* 2013).

Para cada espécie foi realizada a modelagem com 10 ensaios ou repetições (número de execuções do modelo) e, em seguida, calculada a média dos resultados de todos os modelos gerados por espécie. Para isso foi feita a reamostragem dos dados utilizando a técnica *subsample* (Giannini *et al.* 2012), gerando aleatoriamente 10 subamostras do conjunto de dados, sem reposição. Em cada subamostra os dados foram divididos aleatoriamente, 70% para amostras de treino e 30% para amostras de teste externo (validação dos modelos), conforme recomendado por Fielding e Bell (1997).

As amostras de pontos aleatórios na paisagem (background) usados na modelagem foram extraídas de uma região da área de estudo contendo a distribuição amostral dos dados de ocorrência dos inventários florestais, conforme recomendado por Phillips e Dudik (2008), Elith *et al.* (2011). Essa região foi definida considerando o entorno de todas as ocorrências, independente da espécie, isso porque algumas áreas da paisagem foram mais intensamente amostradas do que outras no espaço geográfico, devido à localização dos planos de manejo (Figura 1).

Para comparar a área estimada nos modelos com aquelas observadas no mesmo ponto pelas amostras de validação foi utilizado o gráfico do receptor-operador (ROC-plot) no qual a área sob a curva (Area Under the Curve – AUC) é a medida de desempenho. Esse método é bastante utilizado porque é uma medida global de desempenho independente de limites de corte (Fielding e Bell 1997).

A AUC é interpretada como a probabilidade do modelo classificar um local de presença escolhido aleatoriamente em relação a um local qualquer da paisagem (Merow *et al.* 2013). Um modelo aleatório tem uma AUC de 0,5 e quanto mais próximo de 1,0 melhor o desempenho do modelo (Phillips *et al.* 2006; Phillips e Dudik 2008).

RESULTADOS

Usando os inventários florestais como fonte de dados de ocorrência, foram gerados 90 modelos utilizando o algoritmo de máxima entropia (10 modelos por espécie). O valor de AUC variou de 0,76 a 0,92 ($\pm 0,007$) e 0,81 a 0,93 ($\pm 0,006$) para a média e o melhor modelo, respectivamente (Figura 2).

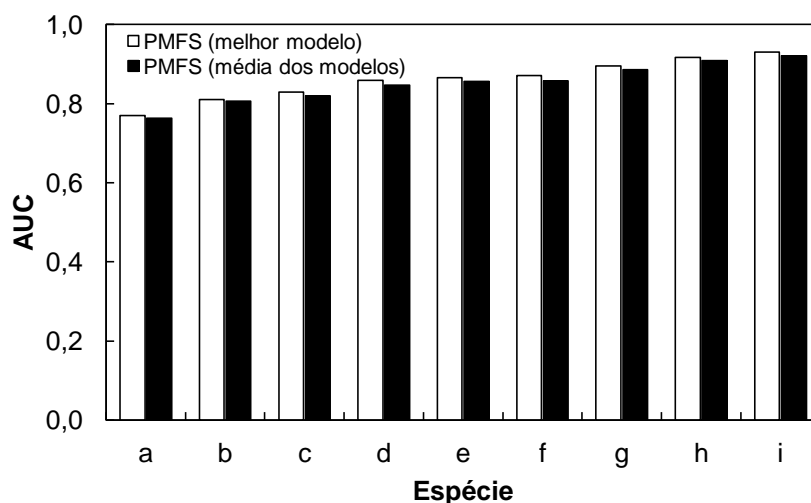


Figura 2 - Testes de desempenho dos modelos por espécie medidos pela área sob a curva (AUC) no leste do Acre: a) *Clarisia racemosa*; b) *Castilla ulei*; c) *Apuleia leiocarpa*; d) *Aspidosperma parvifolium*; e) *Ceiba pentandra*; f) *Astronium lecointei*; g) *Hura crepitans*; h) *Amburana acreana*; i) *Aspidosperma macrocarpon*; PMFS: Plano de Manejo Florestal Sustentável.

Todas as variáveis ambientais selecionadas foram utilizadas nos modelos, pois não apresentaram correlação maior que 0,7 (Tabela 3).

As variáveis preditoras mais importantes nos modelos foram altitude e NDVI, para todas as espécies (Tabela 4). As medidas de dispersão dos dados de ocorrência indicam que em relação as demais espécies, *Clarisia racemosa* ocorre em ambientes com maior variação de altitude (Figura 3A), enquanto

Hura crepitans e *Ceiba pentandra* ocupam as cotas mais baixas do terreno, mais próximo aos cursos de água (Figura 3B).

Tabela 3 - Análise de correlação de Pearson das variáveis ambientais predictoras. HAND: distância vertical à drenagem mais próxima e NDVI: índice de vegetação por diferença normalizada.

Variável	Altitude	Declividade	Exposição	HAND
Declividade	0,3701			
Exposição	0,0006	0,0285		
HAND	0,3346	0,3045	0,0130	
NDVI	0,1157	0,0293	-0,0062	0,0510

Tabela 4 - Variáveis ambientais e sua contribuição percentual no modelo Maxent, por espécie florestal, no leste do Acre, Brasil: a) *Amburana acreana*; b) *Apuleia leiocarpa*; c) *Aspidosperma parvifolium*; d) *Aspidosperma macrocarpon*; e) *Astronium lecointei*; f) *Castilla ulei*; g) *Ceiba pentandra*; h) *Clarisia racemosa* e i) *Hura crepitans*; HAND: distância vertical à drenagem mais próxima; NDVI: índice de vegetação por diferença normalizada.

Variável	Espécie								
	a	b	c	d	e	f	g	h	i
Altitude	80,3	78,1	78,9	77,3	74,4	78,0	79,1	67,6	73,5
NDVI	17,0	18,8	17,3	14,5	21,6	20,8	20,1	25,7	20,5
Declividade	1,4	1,5	2,5	6,8	2,7	0,9	0,0	3,2	0,4
HAND	0,9	1,0	1,1	1,1	0,4	0,2	0,4	2,4	4,9
Exposição	0,4	0,6	0,2	0,3	0,9	0,1	0,4	1,1	0,7

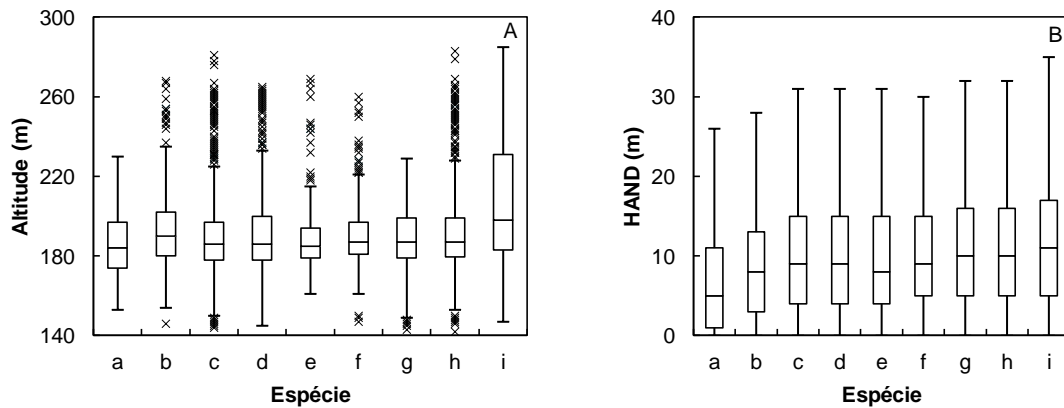


Figura 3 - Dispersão dos dados de altitude (A) e distância vertical à drenagem mais próxima – HAND (B), observadas nos registros de ocorrência das espécies em planos de manejo no leste do Acre: a) *Hura crepitans*; b) *Ceiba pentandra*; c) *Castilla ulei*; d) *Astronium lecointei*; e) *Aspidosperma macrocarpon*; f) *Amburana acreana*; g) *Apuleia leiocarpa*; h) *Aspidosperma parvifolium*; i) *Clarisia racemosa*.

Os mapas da Figura 4 ilustram a projeção dos resultados dos modelos no espaço geográfico e os valores de probabilidade indicam as áreas de adequabilidade ambiental para as espécies. Quanto maior a probabilidade (áreas escuras no mapa), maior a adequabilidade ambiental das espécies onde é mais provável a sua ocorrência.

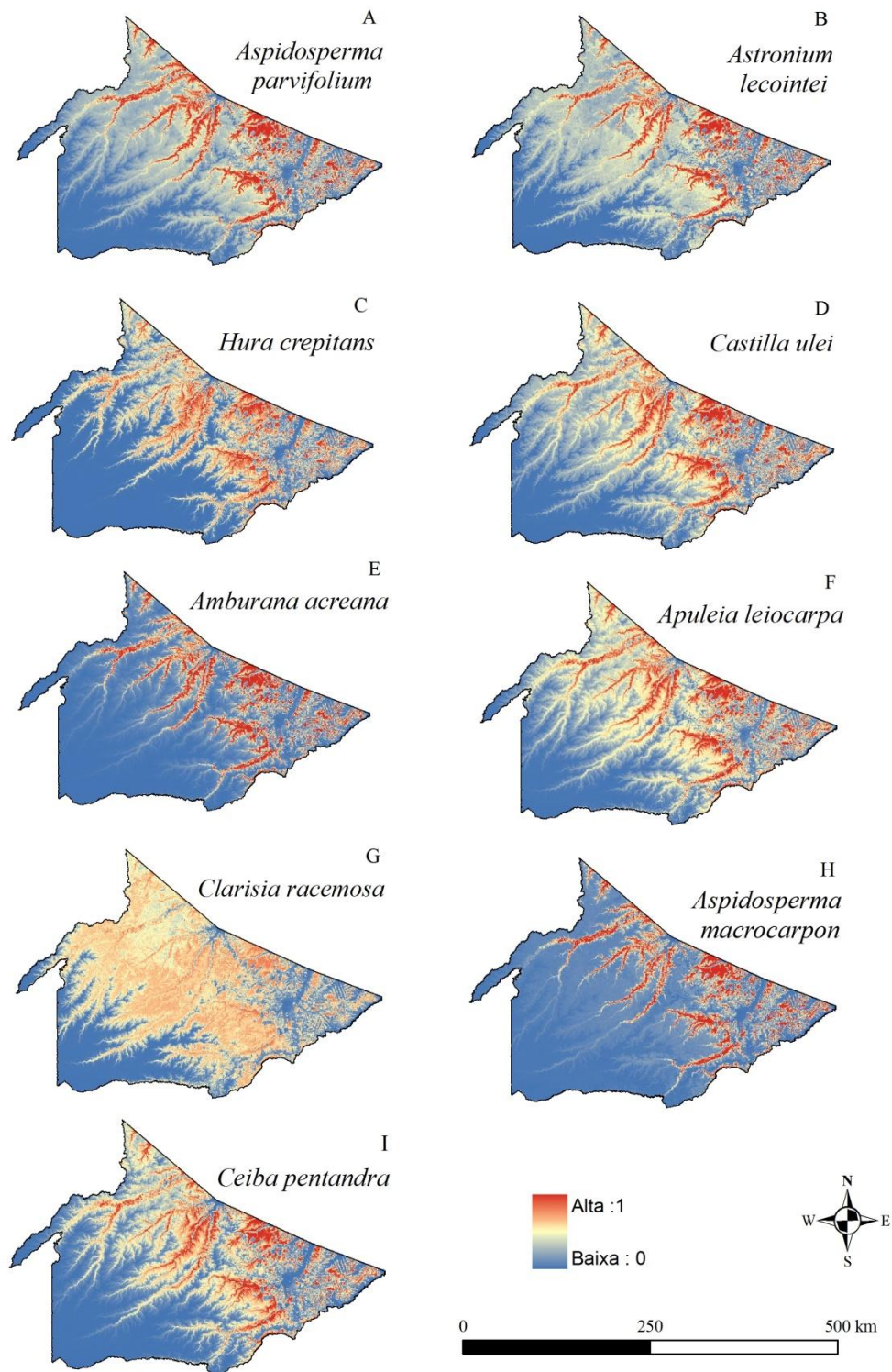


Figura 4 - Média dos modelos de distribuição potencial por espécie, gerados com dados de inventário florestal censitários de planos de manejo, no leste do Acre.

DISCUSSÃO

Para trabalhos em escala local, os dados de ocorrência de espécies disponíveis das coleções de herbários é um fator limitante pela escassez no número de registros e pela qualidade associada às coordenadas geográficas desses pontos, sobretudo na região amazônica considerando que, em geral, os municípios têm grande dimensão territorial. A utilização de outras fontes de dados de registros de presença, como os inventários florestais, possibilita aumentar o número de observações da espécie de interesse e melhorar a predição dos modelos.

Os modelos gerados com dados de inventário florestal tiveram bom desempenho com AUC média de 0,86, justificado pelo número de registros de ocorrência e sua distribuição no espaço geográfico, pois os resultados da modelagem dependem da combinação entre as variáveis ambientais associadas com a presença observada da espécie no subespaço do nicho realizado (Soberón e Peterson 2005). Para melhorar a predição dos modelos de distribuição das espécies, em escala local, é necessária a incorporação de novos dados e que estes sejam mais bem-distribuídos no espaço geográfico (Feeley e Silman 2011b).

Utilizando os inventários florestais como fonte de dados de presença, houve limitações na interpolação dos modelos para locais com cotas altimétricas mais elevadas, em aproximadamente 7% da área da bacia, devido à ausência de informações sobre a presença das espécies nessas regiões (sudoeste da área de estudo com altitude entre 296 e 429 m) e onde estão localizadas áreas protegidas (terra indígena e unidade de conservação). Nesses locais, as características ambientais são diferenciadas dos locais conhecidos de ocorrência das espécies nos planos de manejo, cujas amostras usadas na modelagem tinham cota altimétrica máxima de 283 m. Portanto, isso não significa que essa região não tenha condições de adequabilidade ambiental para as espécies estudadas, essa situação é decorrente da relativa inabilidade dos modelos em prever a distribuição potencial de uma espécie em locais onde não foi amostrada, ou seja, regiões em que não se tem registros de presença (Mota-Vargas e Rojas-Souto 2012).

Considerando os resultados biológicos dos modelos, as espécies mais generalistas (*Clarisia racemosa*, *Astronium lecointei*, *Aspidosperma parvifolium*, *Apuleia leiocarpa*, *Castilla ulei* e *Ceiba pentandra*) têm potencial de ocorrência em grande extensão da bacia, principalmente *Clarisia racemosa*, que entre todas as espécies foi aquela cuja área da bacia, quase em sua totalidade, apresenta características ambientais favoráveis a sua ocorrência (Figura 4G), compatíveis com a amplitude das variáveis preditoras observadas para essa espécie. De acordo com Ribeiro *et al.* (1999), *Clarisia racemosa* é frequentemente encontrada em áreas de platô e vertentes e apresenta distribuição geográfica ampla desde a América Central, costa do Equador, Guianas, bacia amazônica e leste do Brasil. Cardona-Peña *et al.* (2005) relatam a preferência de habitat em floresta úmida não inundada.

Os modelos indicam uma preferência de habitat associado aos cursos de água para *Hura crepitans*, compatível com as características ambientais frequentemente associadas à ocorrência dessa espécie na Amazônia, ou seja, áreas de margem de rios e várzeas inundáveis (Ribeiro *et al.* 1999; Martinez *et al.* 2011). Para *Aspidosperma macrocarpon* e *Amburana acreana* os modelos mostraram uma maior adequabilidade ambiental em área de várzea não inundável e altitude variando entre 108 e 255 m, porém *Aspidosperma macrocarpon* apresentou uma distribuição potencial mais ampla na bacia, diminuindo a probabilidade de ocorrência à medida que aumenta a altitude do terreno acima de 230 m.

As áreas com maior adequabilidade ambiental para *Ceiba pentandra* e *Castilla ulei* ocorrem em regiões de florestas com solos úmidos não inundáveis, nas áreas mais secas ou bem-drenadas também tem potencial de ocorrência, características compatíveis com os estudos de Gribel *et al.* (1999) e Cardona-Peña *et al.* (2005) para essas espécies. Para *Aspidosperma parvifolium*, *Apuleia leiocarpa* e *Astronium lecointei* foi observada uma maior adaptação aos ambientes com solos úmidos a bem-drenados em altitudes até 255 m. No entanto, *Astronium lecointei* e *Aspidosperma parvifolium* são espécies mais generalistas e apresentam valores mais altos de probabilidade de ocorrência independente da proximidade ou não dos cursos de água, enquanto *Apuleia leiocarpa* mostrou maior adequação a ambientes mais úmidos.

A maior probabilidade de ocorrência de algumas espécies associadas à proximidade dos cursos de água merece atenção dos gestores ambientais para que a exploração de recursos florestais atenda as premissas da legislação quanto à proibição do corte das árvores que estão localizadas em áreas de preservação permanente (APP), principalmente para a *Amburana acreana*, que no Brasil está na lista oficial das espécies da flora ameaçadas de extinção (BRASIL-MMA 2008).

Por outro lado, nos mapas de probabilidade existem regiões ao norte e a nordeste da bacia que não foram preditas como áreas de adequabilidade ambiental para as espécies (Figura 4), que coincidem com as áreas já desmatadas no leste do Acre. Isso aconteceu devido ao uso do NDVI como uma das variáveis preditoras dos modelos, que expressa o vigor da vegetação fotossinteticamente ativa (Prates-Clark *et al.* 2008), portanto, o valor de NDVI é menor em áreas desmatadas. Além disso, a concentração dos dados de ocorrência utilizados em áreas florestadas de planos de manejo contribuiu para que as áreas desmatadas fossem preditas como não adequadas ambientalmente porque não há habitat remanescente (floresta) para a espécie. O uso dessa variável pode substituir a necessidade de aplicação de uma máscara para excluir áreas desmatadas da paisagem (*background*) conforme recomendado por Elith *et al.* (2011).

CONCLUSÃO

Os modelos de distribuição de um grupo de espécies em escala local com o uso de dados de inventários florestais com técnicas de precisão alcançaram bom desempenho e podem prever os ambientes mais adequados de possível ocorrência das espécies, auxiliando a compreensão das suas preferências de habitat.

A abordagem de modelagem como foi realizada neste estudo tem potencial de aplicação para outras espécies tropicais ainda pouco estudadas, sobretudo aquelas que estão sobre a pressão da atividade madeireira, e pode ser útil em estudos de biodiversidade, conservação e gestão florestal.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) pela concessão da bolsa de estudo para S.M.M.F e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de produtividade (processo: 309458/2013-7) para E.M.V. À Fundação de Tecnologia do Acre e ao Instituto de Meio Ambiente do Acre pelo apoio financeiro e a colaboração na realização deste trabalho, respectivamente.

Capítulo 2

Figueiredo, S.M.M.; Venticinque, E.M; Figueiredo, E.O; Ferreira. 2015. Predição da distribuição de espécies florestais usando dados de inventário florestal em diferentes escalas no Acre, Brasil. Submetido à Revista *Árvore*.

PREDIÇÃO DA DISTRIBUIÇÃO DE ESPÉCIES USANDO DADOS DE INVENTÁRIO FLORESTAL EM DIFERENTES ESCALAS NO ACRE, BRASIL

RESUMO

O conhecimento sobre a distribuição geográfica de espécies florestais madeireiras na Amazônia, principalmente em escala local, ainda é pequeno, limitando ações de gestão dos recursos naturais. Os inventários florestais são fonte de informações importantes sobre a ocorrência dessas espécies, porém a localização de áreas com planos de manejo licenciados está concentrada em regiões próximas às vias de acesso e aos principais polos de industrialização. O objetivo deste estudo é avaliar o efeito da escala espacial dos inventários florestais como fonte de dados de ocorrências aplicados à interpolação dos modelos de distribuição potencial de espécies. Na modelagem, os dados de ocorrência de um grupo de seis espécies florestais foram divididos em quatro regiões geográficas e testados vários esquemas de amostragem com aplicação do algoritmo de máxima entropia, usando como variáveis preditoras: altitude, declividade, orientação do terreno, índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) e distância vertical à drenagem mais próxima (HAND). A utilização de dados de ocorrência de apenas uma região geográfica com características ambientais singulares aumentou tanto o sobreajustamento dos modelos aos dados de entrada como os erros de omissão. O esquema de amostragem em diagonal e o uso de valores mais baixos de limiar influenciaram na melhoria do desempenho dos modelos. Os inventários florestais podem ser utilizados para prever regiões com alta probabilidade de ocorrência de espécies, desde que estejam localizados em planos de manejo florestal que representem a amplitude ambiental da área de projeção dos modelos.

Palavras-chave: Maxent, interpolação, Amazônia.

PREDICTING DISTRIBUTION OF SPECIES USING FOREST INVENTORY DATA ON DIFFERENT SCALES IN ACRE, BRAZIL

ABSTRACT

The knowledge of the geographical distribution of timber trees in Amazon, especially on a local scale is still small, limiting actions of management of natural resources. Forest inventories are an important source of information about the occurrence of these species, but the location of areas with forest management plans are concentrated in regions near the access roads and the main centers of industrialization. The aim of this study is to evaluate the effect of spatial scale of forest inventories as a source of data to interpolate the potential distribution models of species. In modeling, the occurrence data from a group of six species of tree were divided into four geographic regions and tested several sampling schemes with application of maximum entropy algorithm, using as predictor variables: altitude, slope, aspect, normalized vegetation index difference (NDVI) and height above the nearest drainage (HAND). The using data from occurring in only one geographic region with unique environmental characteristics has increased both overfitting the model to the data input as errors of omission. The sampling scheme in diagonal and the use of lower threshold values influence in improving the performance of the models. The forest inventories can be used to predict regions with high probability of occurrence of species, provided they are located in forest management plans that represent the range environmental of the projection area of the models.

Keywords: Maxent, interpolation, Amazon.

INTRODUÇÃO

Os modelos preditivos de distribuição geográfica de espécies (MDE) relacionam a distribuição dos pontos de ocorrência da espécie em locais conhecidos com um conjunto multivariado de informações sobre o ambiente desses locais, por meio de ajustes de funções para prever em que regiões no espaço geográfico é provável sua ocorrência (Phillips *et al.* 2006; Pearson *et al.* 2007). Os modelos sofrem influência da escala espacial das variáveis ambientais preditoras e da localização e distribuição dos registros de presença da espécie na paisagem (Elith e Leathwick 2009; Rödder e Lötters 2010).

Até o momento ainda são poucos os estudos que avaliam a capacidade de previsão dos MDE em regiões onde não há informações da presença ou ausência da espécie, geralmente são trabalhos direcionados à avaliação dos efeitos das mudanças climáticas sobre a distribuição potencial das espécies ou para avaliar o potencial de invasão ou expansão de espécies exóticas (Vanreusel *et al.* 2007; Peterson *et al.* 2007; Phillips 2008; Rödder e Lötters 2010). O mais comum na avaliação do desempenho dos modelos de distribuição de espécies é testar na mesma área da amostra de calibração ou treinamento (Vanreusel *et al.* 2007), isso porque, geralmente, há um número reduzido de dados de ocorrência das espécies em estudo (Kumar e Stohlgren 2009). Dessa forma, uma lacuna é a avaliação da eficiência de tais modelos para áreas independentes (Vanreusel *et al.* 2007; Gray *et al.* 2009) e que se torna cada vez mais importante em estudo de conservação (Heikkinen *et al.* 2012).

Devido a pouca disponibilidade de dados e informações sobre espécies florestais nos trópicos, sobretudo da Amazônia, uma alternativa para ampliar o conhecimento sobre essas espécies são os inventários florestais realizados conforme procedimentos do Modelo Digital de Exploração Florestal – Modeflora® (Figueiredo *et al.* 2007) com potencialidade de serem usados como fonte de dados em estudos que envolvam os MDE.

No Acre é comum os planos de manejo florestal empresarial estarem localizados em regiões próximas às vias de acesso e aos principais polos de industrialização. Por outro lado, as unidades de conservação da natureza e terras indígenas ocupam 46% do território acriano (Acre 2006), estão

distribuídas em sua maioria formando extensos corredores, onde são mínimos os levantamentos florestais. Dessa forma, uma questão importante é qual a influência da distribuição geográfica dos inventários florestais no desempenho dos MDE? O objetivo deste trabalho é avaliar o efeito da distribuição geográfica e do número de ocorrências de espécies oriundas de inventários florestais para gerar os MDE a partir de uma determinada região geográfica, para realizar predições em áreas independentes, em escala local.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no leste do Acre, onde foram delimitadas quatro regiões geográficas utilizando como referência os paralelos e meridianos com distância de um grau entre si (Figura 1), com área total de 48.460 km².

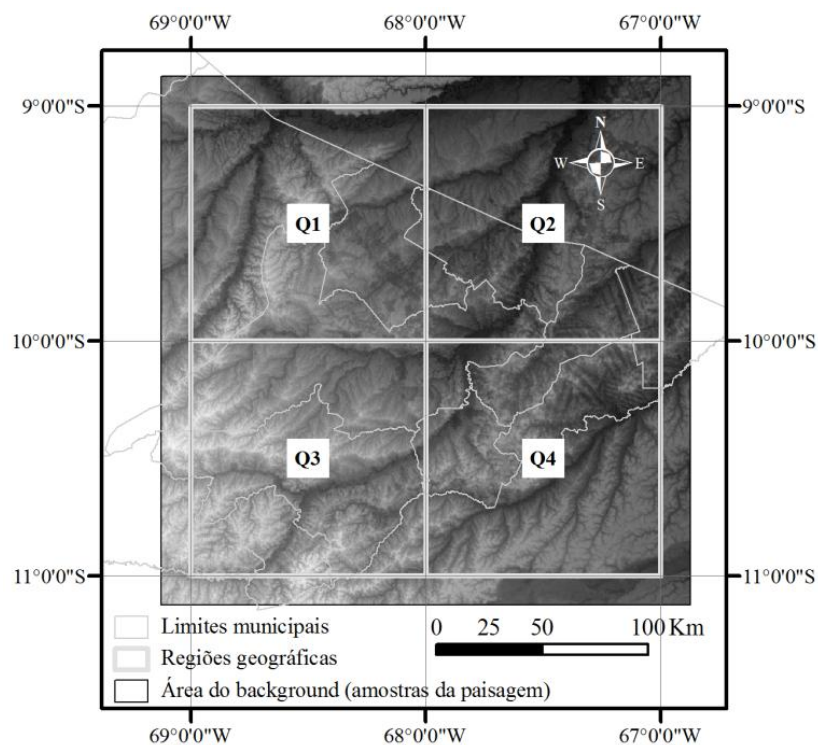


Figura 1 - Os retângulos (Q1, Q2, Q3 e Q4) representam a divisão da área de estudo em regiões geográficas ou quadrantes e a figura em tons de cinza a variável altitude utilizada na modelagem.

Figure 1 - The rectangles (Q1, Q2, Q3 and Q4) represent the division of the study area into geographic quadrants or regions and the picture in the gray scale altitude is the variable used for modeling.

Dados das espécies florestais

A modelagem foi realizada com seis espécies florestais (Tabela 1), selecionadas considerando como critérios a ocorrência em todas as regiões geográficas delimitadas e a congruência do nome vulgar e respectivo nome científico da espécie. Foi realizada coleta de material botânico para herborização e confirmação do nome científico das espécies. As exsicatas foram depositadas no herbário do Parque Zoobotânico da Universidade Federal do Acre (UFACPZ).

Tabela 1 - Relação das espécies florestais selecionadas para a modelagem.
Table 1 - Relation of forest species selected for modeling.

Id	Nome científico	Família	Nome vernacular	Nº total de ocorrência
1	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	Fabaceae	Cumarú-cetim, garapeira	960
2	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	Apocynaceae	Amarelão	640
3	<i>Astronium lecointei</i> Ducke.	Anacardiaceae	Maracatiara, aroeira	420
4	<i>Castilla ulei</i> Warb.	Moraceae	Caucho	1.080
5	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Malvaceae	Samaúma	560
6	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav	Moraceae	Guariúba	560

Os registros de ocorrência das espécies florestais de interesse madeireiro são provenientes de inventários florestais censitários em áreas com Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), licenciados pelo órgão ambiental estadual.

Os inventários florestais foram realizados mediante o uso das técnicas recomendadas pelo Modelo Digital de Exploração Florestal (Modelflora®), desenvolvido pela Embrapa Acre e Embrapa Florestas. O Modelflora® é um conjunto de procedimentos voltados para o manejo de precisão em florestas tropicais que utiliza técnicas como o uso de GPS de alta sensibilidade e Sistema de Informação Geográfica (GIS) no planejamento florestal (Figueiredo *et al.* 2007). Esse banco de dados foi disponibilizado pela Embrapa Acre e pelo Instituto de Meio Ambiente do Acre (Imac).

Variáveis ambientais

As variáveis ambientais preditoras foram: altitude, declividade, orientação ou exposição do terreno, índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) e distância vertical à drenagem mais próxima (Height Above the Nearest Drainage – HAND). As variáveis topográficas foram derivadas de dados do Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM) com resolução de 90 m. O NDVI foi obtido a partir de imagens do Landsat TM (Thematic Mapper) do período seco do ano de 2011 (antes da exploração das áreas manejadas) em que se verifica pouca cobertura de nuvens. A HAND foi processada de acordo com a metodologia de Rennó *et al.* (2008).

Construção dos modelos

Na modelagem da distribuição potencial de espécies foi usado o algoritmo de máxima entropia (Maxent), reconhecidamente um método eficiente e bastante utilizado em estudos de biodiversidade (Aranda e Lobo 2011; Warren e Seifert 2011). O Maxent estima a probabilidade de adequação do habitat onde é possível a ocorrência da espécie, encontrando a distribuição de probabilidade de máxima entropia (mais próxima do uniforme) sujeita a um conjunto de restrições, no qual os valores esperados em cada variável ambiental devem corresponder a suas médias observadas nas amostras (Phillips *et al.* 2006; Pearson *et al.* 2007; Elith *et al.* 2011). Todos os modelos foram executados com o Maximum Entropy Species Distribution Modelling v. 3.3.3k (<www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>).

Na aplicação do algoritmo Maxent foram incluídas apenas as variáveis ambientais com coeficiente de correlação de Pearson menor que 0,7 para evitar variáveis altamente correlacionadas.

Para avaliar o efeito da escala espacial de amostragem foi testado o esquema de particionamento de dados em quatro regiões geográficas distintas de manejo, denominadas quadrantes (Figura 1). A partir das informações coletadas de inventários florestais em uma ou mais regiões geográficas foi realizada a interpolação para as demais a fim de avaliar a generalidade de se usar um modelo desenvolvido com dados de uma área de manejo, para prever a distribuição em outra região geográfica. Nos dados de ocorrência foram eliminados aqueles que se encontravam na borda de dois quadrantes com o

intuito de minimizar a dependência geográfica entre as amostras. Em seguida, foi selecionado aleatoriamente por espécie, o mesmo número de ocorrência em cada quadrante, assim, quanto mais quadrantes usados para amostras de treino ou calibração do algoritmo, maior o número de registros de ocorrência usados na modelagem.

Para testar a influência da distribuição geográfica dos inventários florestais no desempenho dos modelos, foram usados três esquemas de particionamento de amostras de treino localizadas em 25%, 50% e 75% da área de estudo. Dessa forma, nos esquemas 1, 2 e 3 foram usadas para amostra de treino do algoritmo, respectivamente, as ocorrências de um quadrante (25% da área), dois quadrantes (50% da área) e três quadrantes (75% da área), em todas as possíveis combinações, representando diferentes situações de esforço amostral.

Avaliação dos modelos

Para a avaliação do efeito dos esquemas de amostragem no desempenho dos modelos foram analisados os resultados da área sob a curva (Area Under the Curve – AUC) e das taxas de omissão dos modelos individuais, considerada importante por Jiménez-Valverde *et al.* (2008) e Lobo *et al.* 2008, como uma medida auxiliar à AUC.

A AUC é bastante utilizada porque é uma medida global de desempenho independente de limites de corte (Fielding e Bell 1997). Além da análise da AUC sobre a amostra de teste externo, foi computada a sua diferença em relação à AUC da amostra de treino, denominada de AUCdiferença ($AUC_{dif} = AUC_{treino} - AUC_{teste}$). Essa diferença é usada para avaliar o *overfitting* ou sobreajustamento do modelo aos dados (Rödder e Lötters 2010; Radosavljevic e Anderson 2014).

Para o cálculo da taxa de omissão do modelo é necessário o uso de um limiar ou limite de corte, e a sua escolha deve maximizar a concordância entre a distribuição observada da espécie e a predita, além de atender os propósitos da pesquisa (Liu *et al.* 2005). A partir de um limiar (valor) é feita a conversão dos mapas contínuos de probabilidade em mapas binários de possível presença (1) ou ausência (0) da espécie.

Foi testada a influência de dois limiares na taxa de omissão dos modelos: o menor valor de probabilidade associado ao conjunto de dados de treino do algoritmo (Minimum Training Presence ou MTP) e o menor valor de probabilidade associado aos dados de treino eliminando-se 10% dos menores valores preditos (10 Percentile Training Presence ou 10PTP). Esses dois limiares são frequentemente aplicados em estudos que envolvem os MDE (Pearson *et al.* 2007; Kumar e Stohlgren 2009; Aranda e Lobo 2011).

Foram aplicados os testes estatísticos de Kruskal-Wallis (K), Mann-Whitney (U) e o T pareado (t) para avaliar a significância ($\alpha=0,05$) da variação dos valores de AUC, da taxa de omissão dos modelos resultantes dos diferentes esquemas de amostragem de dados, dos desenhos experimentais e da seleção do limiar.

RESULTADOS

Uma análise exploratória dos dados de ocorrência mostrou o gradiente ambiental das variáveis altitude e NDVI ocupado pelas espécies nos planos de manejo florestal, de acordo com os quadrantes de amostragem (Figura 1). A amplitude altimétrica foi de 145 a 285 m, e os valores de NDVI variaram entre 0,2 a 0,7 para as ocorrências nos quadrantes Q1, Q2, Q3 e Q4 (Figura 2).

O gradiente do NDVI associado à ocorrência das espécies se mostrou similar em todos os quadrantes de amostragem, pois os planos de manejo estão localizados em áreas de floresta. A variação se deve à tipologia florestal, em florestas abertas com bambu os valores de NDVI são menores que em florestas mais densas.

Quanto à altitude, a maior amplitude altimétrica ocorreu no quadrante Q1, com cotas entre 159 e 267 m, enquanto que as ocorrências localizadas no quadrante Q2 estão concentradas numa região mais próxima do rio Acre e do Riozinho Andirá e seus afluentes, com cotas altimétricas mais baixas (145 a 201 m) da área de estudo. Os locais de ocorrência das espécies localizadas no quadrante Q3 têm as cotas mais elevadas, pois os planos de manejo dessa região estão localizados em um divisor topográfico de bacias hidrográficas com altitudes variando de 200 m até 285 m, conferindo ambientes diferenciados das outras áreas manejadas.

O valor de AUC de teste variou entre 0,51 e 0,71 usando o esquema de um quadrante para treino, enquanto que usando dois e três quadrantes a AUC foi de 0,56 a 0,70 e 0,48 a 0,74, respectivamente, entre os modelos avaliados. A Figura 3 mostra os resultados do teste estatístico do desempenho dos modelos em função da quantidade de ocorrências ou número de quadrantes usados na modelagem.

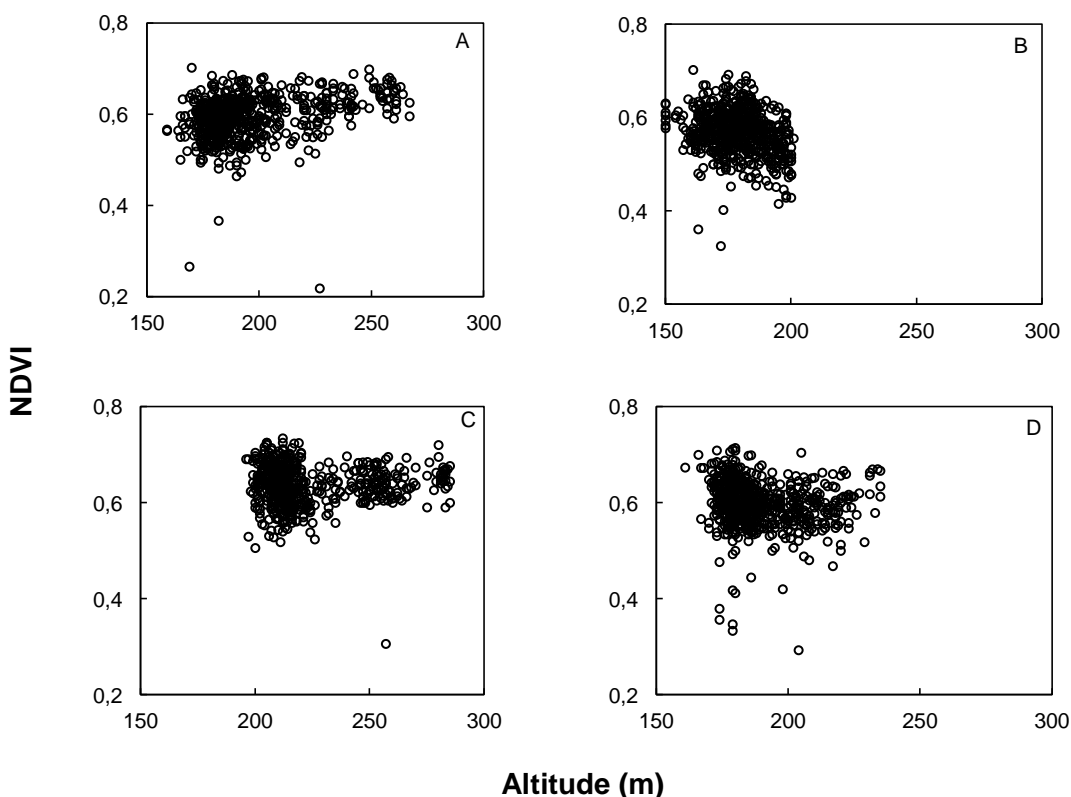


Figura 2 - Gradiente ambiental das variáveis altitude e índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) associado aos locais de ocorrência das espécies florestais, de acordo com o esquema de particionamento de dados em quadrantes: A(Q1), B(Q2), C(Q3) e D(Q4).

Figure 2 - Environmental gradient variables altitude and normalized difference vegetation index (NDVI) associated to local occurrence of forest species, according to the partitioning data into quadrants: A (Q1), B (Q2), C (Q3) and D (Q4).

Em média, a AUCdiferença foi de 0,29; 0,20 e 0,16, respectivamente, usando as ocorrências localizadas em um, dois e três quadrantes na construção dos modelos. Quanto maior a diferença entre AUCteste e AUCtreino, maior o sobreajustamento dos modelos aos dados de entrada.

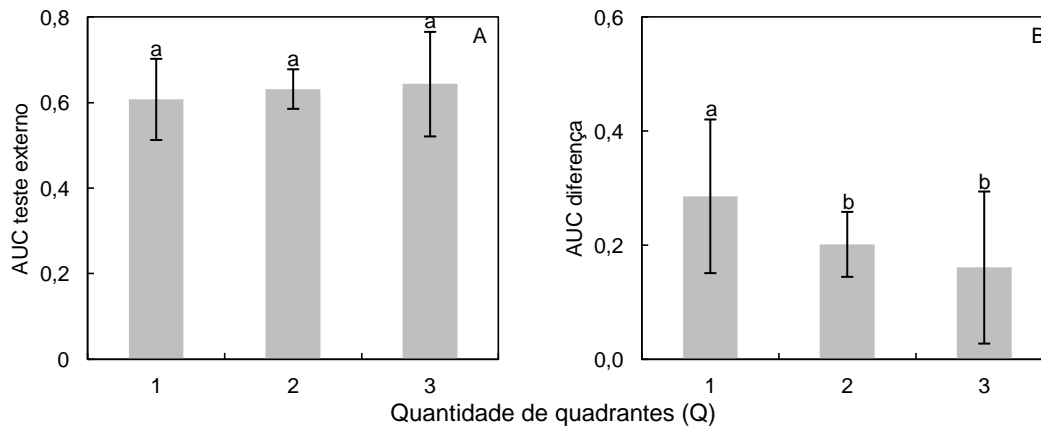


Figura 3 - Média da área sob a curva – AUC (A) e AUCdiferença (B) dos modelos. Linhas verticais indicam o desvio padrão da média. Colunas seguidas por uma mesma letra não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste U de Mann-Whitney.

Figure 3 - Average of the area under the curve - AUC (A) and AUC difference (B) in models. Vertical lines indicate the standard deviation from the average. Columns followed by the same letter do not differ at the level of 5% of probability by Mann-Whitney U test.

A taxa de omissão dos modelos usando o limiar MTP foi, em média, quatro vezes menor em comparação com o limiar 10PTP (Teste t pareado, $p < 0,001$, Figura 4). O uso do 10PTP gerou um mapa que subestimou a área de distribuição predita das espécies estudadas, com erro médio de 47%.

Usando o limiar MTP, 64% dos modelos tiveram erros de omissão até 10%. Aplicando o esquema de amostragem com o uso de três quadrantes os erros de omissão tiveram taxas médias de 3%, diferente estatisticamente dos esquemas com um ou dois quadrantes.

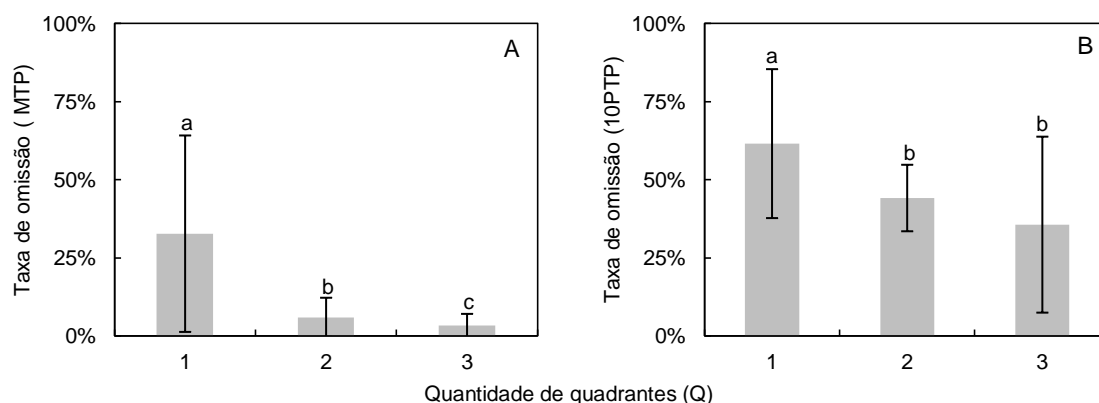


Figura 4 - Média da taxa de omissão aplicando o limiar Minimum Training Presence – MTP (A) e 10 Percentile Training Presence – 10PTP (B). Linhas verticais indicam o desvio padrão da média. Colunas seguidas por uma mesma letra não diferem entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste t.

Figure 4 - Average of the omission rate applying the threshold Minimum Training Presence - MTP (A) and 10 Percentile Training Presence - 10PTP (B). Vertical lines indicate the standard deviation from the average. Columns followed by the same letter do not differ between itself at the level of 5% of probability using the t test.

DISCUSSÃO

O desempenho dos modelos foi fortemente influenciado pela distribuição geográfica dos dados de ocorrência em regiões cujo gradiente ambiental não era similar ao das áreas dos planos de manejo onde os modelos foram interpolados, como ocorreu quando foram usados os registros das espécies existentes no quadrante Q3. Conseqüentemente, o modelo gerado com os dados de ocorrência nesse quadrante foi o que apresentou significativamente o maior erro de omissão, influenciado pelas médias das variáveis ambientais associadas às ocorrências das espécies.

Como qualquer cálculo de previsão para outros locais é baseado no espaço ambiental ocupado pela espécie, em vez de espaço geográfico (Elith e Leathwick 2009), os resultados dos modelos que foram construídos usando ocorrências localizadas em área geográfica restrita e gradiente ambiental diferenciado da paisagem influenciaram negativamente a predição da

distribuição de espécies, sejam as ocorrências usadas para treino ou para teste.

Esse efeito negativo foi minimizado quando se usaram os quadrantes em esquema de amostragem diagonal, com modelos alcançando em média, AUC de 0,7 e taxa de omissão de 2%, pois assim as restrições ambientais aplicadas aos modelos possuíam uma maior amplitude das características ambientais, corroborando com os resultados de Peterson *et al.* (2007), que também testaram o esquema de amostragem em diagonal, obtendo modelos com AUC entre 0,6 e 0,9 aplicando o Maxent.

Entre os modelos avaliados, aqueles em que se utilizaram três quadrantes na amostra de treino, obtiveram estatisticamente melhor desempenho. O modelo que usou as ocorrências do quadrante Q1 para o treino do algoritmo, obteve desempenho similar a um dos modelos com três quadrantes, devido à representatividade das variáveis ambientais associada a ocorrências nesse quadrante, demonstrando que é possível com dados de inventário de uma região geográfica se predizer áreas potenciais para manejo e gestão de espécies florestais em outras regiões.

Houve tendência a aumentar o valor da AUC à medida que se aumentou a quantidade de ocorrências da amostra de treino do Maxent, no entanto, essa diferença não foi significativa. Anderson e Gonzalez (2011), também verificaram que não houve melhoria no desempenho dos modelos associado ao aumento do número de ocorrências.

Por outro lado, observou-se uma relação inversa e significativa entre a quantidade de quadrantes e a diferença entre a AUC de teste e a AUC de treino, ou seja, quanto maior o número de quadrantes usados na construção do modelo, menor é a AUCdiferença, minimizando o efeito do viés de amostragem. Peterson *et al.* (2007) e Kramer-Schadt *et al.* (2013) obtiveram resultados similares.

Entre os dois limiares avaliados para a transformação do mapa contínuo de probabilidade em mapa binário, um maior erro de omissão foi associado ao limiar 10PTP, assim como também foi verificado nos estudos de Pearson *et al.* (2007) e Radosavljevic e Anderson (2014).

Independente do limite de corte (MTP ou PTP), a taxa de omissão dos modelos variou de forma significativa em função do número de ocorrências

utilizadas na modelagem. A redução do número de ocorrências apesar de não ter influenciado significativamente na AUC, aumentou as taxas de omissão dos modelos, resultado também relatado por Pearson *et al.* (2007) e Feeley e Silman (2011b). Portanto, é altamente recomendável usar o maior número possível de dados de treino para diminuir as taxas de erro de omissão dos modelos.

Dessa forma, ressalta-se a importância de se obter um maior número de dados de ocorrência para mapear com maior precisão áreas potenciais de distribuição de espécies. Porém, além da quantidade de dados, os resultados aqui mostrados apontam para a interferência do viés ambiental na capacidade de predição dos modelos, assim como também constataram Phillips (2008) e Aranda e Lobo (2011) em seus estudos.

CONCLUSÃO

Os modelos preditivos de distribuição de espécies são fortemente influenciados pela distribuição restrita das ocorrências observadas numa região geográfica com características ambientais diferenciadas da paisagem onde se deseja projetá-los, resultando em mapas que subestimam a área ocupada pela espécie.

O uso de valor mais alto de limite de corte (10 Percentile Training Presence) para conversão do mapa de probabilidade em mapa binário também aumentou a taxa de omissão dos modelos, assim como a utilização de um menor número de ocorrências de dados de treino.

É possível, com baixos erros de omissão, determinar regiões com adequabilidade ambiental, onde é provável a presença de espécies florestais de interesse, com o uso de registros de presença provenientes de inventários florestais distribuídos geograficamente em locais que representem a amplitude do gradiente ambiental da área de projeção do modelo.

Capítulo 3

Figueiredo, S.M.M.; Venticinque, E.M. 2015. Espacialização de espécies florestais pelo tamanho do diâmetro usando máxima entropia (Maxent), variáveis ambientais e biológicas no leste do Acre.

ESPACIALIZAÇÃO DE ESPÉCIES FLORESTAIS PELO TAMANHO DO DIÂMETRO USANDO MÁXIMA ENTROPIA (MAXENT), VARIÁVEIS AMBIENTAIS E BIOLÓGICAS NO LESTE DO ACRE.

RESUMO

A partir de dados de ocorrência de espécies florestais madeireiras agrupados por classe diamétrica foram gerados modelos de distribuição potencial de espécie. O objetivo foi de analisar se há relação entre as classes de tamanho de diâmetro e a distribuição no espaço, incluindo como preditoras, variáveis ambientais e biológicas. Os registros de ocorrência são de inventários florestais realizados com técnicas de precisão de planos de manejo florestal. Foram selecionadas seis variáveis preditoras, por espécie, pelo método de todas as regressões possíveis. Os modelos tiveram em média bom desempenho (AUC = 0,7; taxa de omissão = 8,8%), porém foi influenciado significativamente pelo tamanho da amostra devido à limitação do tamanho da área de background restrita aos planos de manejo. Altitude e NDVI foram as preditoras ambientais mais importantes e a densidade de *A. acreana* e *C. racemosa* se destacou entre as variáveis biológicas, pelo teste Jackknife. A contribuição de variáveis biológicas nos modelos mostra a necessidade de ampliar os estudos sobre a interação entre as espécies. As árvores de *A. lecointei*, *C. racemosa* e *C. pentandra* com DAP \geq 100 cm têm maior probabilidade de ocorrer em ambientes localizados em altitudes mais elevadas do terreno. Não foi verificada uma relação significativa entre o tamanho da área de distribuição potencial com a classe diamétrica. Esses resultados podem contribuir para melhorar o manejo das espécies que são exploradas comercialmente.

Palavras-chave: modelo de distribuição de espécie, variável biológica, Amazônia.

SPATIALIZATION OF FOREST SPECIES BY THE DIAMETER SIZE USING MAXIMUM ENTROPY (MAXENT), ENVIRONMENTAL AND BIOLOGICAL VARIABLES IN EASTERN ACRE.

ABSTRACT

From occurrence data of timber forest species grouped by diameter class were generated potential distribution models of species. The main objective was to examine whether there is a relation between the diameter size classes and the distribution in space, including as predictors, environmental and biological variables. The occurrence records are from forest inventories with accuracy techniques of forest management plans. Six predictor variables were selected by species, by the method of all possible regressions. The models had an average of good performance (AUC = 0.7; Test omission rate = 8.8%), but they were significantly influenced by sample size due to the limited size of the background area restricted to management plans. The elevation and the NDVI were the most important environmental predictors and the density of *A. acreana* and *C. racemosa* stood out among the biological variables, by the Jackknife test. The contribution of biological variables in the models shows the need of expanding the studies on the interaction between species. The trees of *A. lecointei*, *C. racemosa* and *C. pentandra* with DBH \geq 100 cm is more likely to occur in environment with higher elevations of the land. A significant relation between the size of the potential distribution area with the diameter class was not checked, however, the modeling allowed to identify the species that have landscape geographically diverse with greater probability of individuals with larger DBH. These results can help to improve the management of the species that are commercially exploited.

Keywords: species distribution model, biological variable, Amazon.

INTRODUÇÃO

Compreender a distribuição espacial atual das espécies é essencial para o desenvolvimento de estratégias de conservação da biodiversidade (Barros *et al.* 2012). A presença e abundância de espécie determinada pelos modelos de distribuição de espécies (MDE) são influenciadas por diferentes variáveis ambientais em função da escala utilizada (Elith e Leathwick 2009; Rödder e Lötters 2010, Mokany e Roxburgh 2010), capacidade de dispersão das espécies e interações bióticas (Guisan e Thuiller 2005; Soberón, 2007).

De acordo com Mokany e Roxburgh (2010) a distribuição das espécies em escala mais grosseira (paisagem) é determinada por fatores climáticos, geológicos e histórico de perturbação e em escala mais fina (habitat) por atributos ambientais mais localizados, como fatores topográficos e distúrbios locais. Em escala finíssima ou local (micro-habitat) é mais provável a influência de variação ambiental e interações bióticas (Soberón, 2007).

Nas regiões tropicais, devido à escala mais grosseira das variáveis ambientais e à escassez de dados de ocorrências, os estudos que visam gestão e manejo de espécies numa escala local são poucos (Cayuela *et al.* 2009; Guisan e Thuiller 2005). São raros os exemplos usados para produzir predições em escala muito fina (ou seja, considerando pixels com dimensões inferiores a 100 m), e pequenas áreas de estudo (ou seja, considerando-se áreas menores que 100 km²), devido à escassa disponibilidade de variáveis ambientais compatíveis com essas resoluções e à ausência de informações sobre as espécies nessa escala, que poderiam representar a variação do micro-habitat (Khatchikian *et al.* 2011).

Outra limitação é que geralmente são utilizadas apenas variáveis ambientais na construção dos modelos, porém além de condições ambientais adequadas as espécies têm a sua distribuição determinada por outros fatores, como interações bióticas e barreiras geográficas que impedem a dispersão. As barreiras geográficas podem ser tratadas na definição da área de estudo (em vez de limites políticos), mas a inclusão da interação biótica é um desafio na pesquisa em MDE porque geralmente não se tem informação de como uma determinada espécie influencia a existência de outra (Guisan e Thuiller 2005).

Para modelar a distribuição realizada de uma espécie em resolução mais fina, especialmente para fins de manejo e conservação, é recomendado o uso de dados de ocorrência precisos e grandes tamanhos de amostra (Williams *et al.* 2012), proporcionando melhores previsões para os organismos sésseis (Guisan e Thuiller 2005). Devido a escassez de registros de ocorrência de espécies disponíveis nas coleções de herbários e museus, as informações de inventários florestais pode ser uma alternativa para estudos dessa natureza.

Os inventários florestais são reconhecidos como um recurso valioso para descrever a variação espacial da biomassa, da diversidade, da composição da comunidade e do funcionamento da floresta tropical da América do Sul (Ter Steege *et al.* 2006)

No leste do Acre, dados de espécies florestais podem ser obtidos de inventários florestais de planos de manejo cujo planejamento foi realizado segundo os procedimentos do Modelo Digital de Exploração Florestal – Modeflora® (Figueiredo *et al.* 2007). Os inventários florestais são levantamentos detalhados que contêm, dentre outras, informações sobre a localização e abundância de diversas espécies florestais de interesse madeireiro, dados de altura comercial, diâmetro à altura do peito (DAP), área basal e volume de cada um dos indivíduos inventariados a partir de um determinado diâmetro mínimo.

No manejo florestal, a distribuição diamétrica surge como um potente indicador da estrutura florestal, pois permite distinguir diferentes tipologias florestais e fornece base para identificar a intensidade da regeneração natural em nível de espécie e para a floresta como um todo, além de ser uma importante medida do estoque em crescimento (Scolforo 2006).

Na maioria das florestas nativas é característica a distribuição diamétrica decrescente ou em forma de “J” invertido (Scolforo 2006; Machado *et al.* 2010), ou seja, a frequência de indivíduos vai diminuindo à medida que aumenta a classe de diâmetro. Diante disso, pergunta-se: existe relação entre o local de ocorrência de espécies em função da classe de tamanho de diâmetro? Além de variáveis ambientais como preditoras dos modelos, pode ser também incluída a abundância de outras espécies?

Para responder a essas perguntas e partindo da premissa que à medida que a classe de tamanho de diâmetro aumenta, diminui o número de indivíduos

da espécie, testou-se a hipótese de que o tamanho da área de distribuição das espécies varia com a distribuição diamétrica. Se a hipótese for verdadeira, espera-se que a área de distribuição geográfica dos indivíduos que se encontram nas menores classes de tamanho de diâmetro seja maior em relação àqueles que se concentram nas maiores classes de diâmetro.

O objetivo do estudo é a análise da relação entre as classes de tamanho de diâmetro para um grupo de espécies florestais e a distribuição no espaço, incluindo como preditoras um grupo de variáveis ambientais e biológicas.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e dados das espécies florestais

Os estudos foram realizados na região leste do Acre com área aproximada de 34.852 ha, distribuídos em 15 áreas de planos de manejo florestal licenciados pelo órgão ambiental estadual (Tabela 1).

Tabela 1 - Propriedades rurais com áreas de Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) licenciado pelo Instituto de Meio Ambiente do Acre (Imac) no leste do Acre, Brasil.

Nº	Propriedade	Município	PMFS (ha)
1	Fazenda Alegria	Manoel Urbano	282,59
2	Fazenda Alfenas	Rio Branco	638,18
3	Fazenda Belo Horizonte	Rio Branco	4.711,71
4	Fazenda Bom Destino	Rio Branco	1.598,00
5	Fazenda Cajueiro	Bujari	598,83
6	Fazenda Canary	Bujari	7.500,00
7	Fazenda Capixaba	Capixaba	746,44
8	Fazenda Conquista	Manoel Urbano	3.204,43
9	Fazenda Cutiara	Bujari	360,11
10	Fazenda Eliane	Bujari e Rio Branco	1.208,48
11	Fazenda Escorpião	Bujari	263,16
12	Fazenda Forquilha	Sena Madureira	3.873,30
13	Fazenda Iquiri	Senador Guiomard	2.004,46
14	Fazenda Santo Antonio	Porto Acre	2.419,01
15	Fazenda Uberaba	Sena Madureira	5.443,63
Total			34.852,33

Os modelos foram desenvolvidos para um grupo de oito espécies florestais (Tabela 2) de valor madeireiro. Foi realizada coleta de material botânico para herborização e confirmação do nome científico das espécies. As exsiccatas foram depositadas no herbário do Parque Zoobotânico da Universidade Federal do Acre (UFACPZ).

Para cada espécie, os registros de presença nos 15 inventários florestais foram compilados e divididos de acordo com o tamanho do diâmetro à altura do peito (DAP) em quatro classes com intervalo de 20 cm (Tabela 3).

Tabela 2 - Relação das espécies florestais e variáveis preditoras selecionadas para a modelagem de distribuição potencial no leste do Acre, Brasil.

Id	Nome científico	Família	Nome popular	Variáveis preditoras
1	<i>Amburana acreana</i> (Ducke) A.C.Sm.	Fabaceae	Cerejeira, cumaru-de-cheiro.	HAND, NDVI, D _{Aroeira} , D _{Assacu} , D _{Garapeira} , D _{Guariúba}
2	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	Fabaceae	Cumaru-cetim, garapeira	Altitude, declividade, NDVI, D _{Aroeira} , D _{Caucho} , D _{Pereiro}
3	<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	Apocynaceae	Pereiro	Altitude, HAND, D _{Caucho} , D _{Cerejeira} , D _{Guariúba}
4	<i>Astronium lecointei</i> Ducke.	Anacardiaceae	Maracatiara, aroeira.	Altitude, declividade, HAND, NDVI, D _{Assacu} , D _{Samaúma}
5	<i>Castilla ulei</i> Warb.	Moraceae	Caucho	NDVI, D _{Assacu} , D _{Cerejeira} , D _{Guariúba} , D _{Pereiro} , D _{Samaúma}
6	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Malvaceae	Samaúma	HAND, D _{Aroeira} , D _{Assacu} , D _{Cerejeira} , D _{Garapeira} , D _{Guariúba}
7	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav	Moraceae	Guariúba	Altitude, D _{Aroeira} , D _{Assacu} , D _{Caucho} , D _{Pereiro} , D _{Samaúma}
8	<i>Hura crepitans</i> L.	Euphorbiaceae	Assacu ou açacu	Altitude, HAND, D _{Aroeira} , D _{Caucho} , D _{Garapeira} , D _{Samaúma}

Em que D_n = Densidade_{espécie}

Tabela 3 - Número total de indivíduos por classe diamétrica das espécies florestais presentes nos planos de manejo florestal no leste do Acre, Brasil: a) *Astronium lecointei*; b) *Hura crepitans*; c) *Castilla ulei*; d) *Amburana acreana*; e) *Apuleia leiocarpa*; f) *Clarisia racemosa*; g) *Aspidosperma macrocarpon*; h) *Ceiba pentandra*.

Classe de DAP	Intervalo (cm)	a	b	c	d	e	f	g	h
1	40 + 60	2.299	501	8.149	1.012	2.092	4.923	250	324
2	60 + 80	1.169	675	3.918	863	2.844	2.451	148	539
3	80 + 100	210	588	538	312	1.846	572	78	541
4	≥ 100	37	1.230	32	47	636	93	19	1.143
Total		3.715	2.994	12.637	2.234	7.418	8.039	495	2.547

Variáveis preditoras

Devido à escala fina definida para o estudo, foram usadas variáveis topográficas e de índice de vegetação para caracterizar o ambiente em curtas distâncias e para expressar a interação biológica entre as espécies florestais. Assim, foram utilizados os dados de densidade de indivíduos. Assim, as variáveis preditoras foram organizadas em dois grupos: ambientais e biológicas.

As variáveis ambientais topográficas, derivadas de dados do Shuttle Radar Topographic Mission (SRTM) com resolução de 90 m, foram: altitude, declividade e distância vertical à drenagem mais próxima (Height Above the Nearest Drainage - HAND). A HAND foi processada de acordo com a metodologia de Rennó et al. (2008). O índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI) foi obtido a partir de imagens do Landsat TM (Thematic Mapper) do período seco do ano de 2011 (antes da exploração das áreas manejadas) em que se verifica pouca cobertura de nuvens e por ser uma data anterior à exploração florestal nas áreas manejadas.

As variáveis biológicas representam a superfície de densidade de pontos de cada uma das espécies florestais de interesse madeireiro (Tabela 2), que foram construídas usando o banco de dados completo das ocorrências registradas nos inventários florestais dos planos de manejo. O valor da densidade de pontos de cada pixel corresponde à média da contagem do número de ocorrência dos pixels vizinhos, considerando uma janela de 5 x 5 pixel. Dessa forma, quanto maior o número de indivíduos por unidade de área, maior o valor de densidade. O processamento das variáveis ambientais e biológicas (densidades) foi realizado em softwares de sistema de informação geográfica e de processamento de imagem digital.

Entre as 12 variáveis preditoras disponíveis (4 ambientais e 8 biológicas), o procedimento utilizado para a seleção foi o método de todas as regressões possíveis (Ryan, 2011), que consiste em testar todas as possibilidades de combinações de variáveis, desde regressões simples (com uma variável) a regressões múltiplas com duas, três, quatro, cinco e seis variáveis. A variável dependente foi o diâmetro à altura do peito (DAP), e as variáveis explicativas foram as quatro preditoras ambientais e as sete densidades de pontos das outras espécies também presentes na área.

As variáveis selecionadas foram aquelas cuja regressão apresentou o menor quadrado médio do erro (QMR) e o maior coeficiente de determinação ajustado (R^2_{ajust}). Esse procedimento foi repetido para cada uma das oito espécies e as variáveis selecionadas estão relacionadas na Tabela 2.

Modelo utilizado

Na modelagem da distribuição potencial de espécies foi usado o algoritmo de máxima entropia (Maxent), um método para realizar predição ou inferências baseado apenas em dados de presença (Phillips *et al.* 2006), reconhecidamente eficiente e bastante utilizado em estudos de biodiversidade (Aranda e Lobo, 2011; Warren e Seifert, 2011). Todos os modelos foram executados com o Maximum Entropy Species Distribution Modelling v. 3.3.3k (<www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/>).

Para cada espécie selecionada foi gerado um conjunto de cinco modelos Maxent: um modelo por classe de DAP (ocorrências divididas em quatro classes) e um modelo geral, incluindo o conjunto de ocorrências. Os números de ocorrências disponíveis para a modelagem estão citados na Tabela 3.

Na construção de cada modelo foram feitas 10 partições aleatórias dos dados, usando a técnica de reamostragem *subsample* (Giannini *et al.* 2012), gerando aleatoriamente 10 subamostras do conjunto de dados, sem reposição. Em cada subamostra os dados foram divididos aleatoriamente, 70% para amostras de treino e 30% para amostras de teste externo (validação dos modelos), conforme recomendado por Fielding e Bell (1997).

Para a avaliação do desempenho dos modelos foram analisados os resultados da área sob a curva (Area Under the Curve – AUC) e das taxas de omissão dos modelos, considerada importante por Jiménez-Valverde *et al.* (2008) e Lobo *et al.* (2008), como uma medida auxiliar à AUC.

A AUC é interpretada como a probabilidade do modelo classificar um local de presença escolhido aleatoriamente em relação a um local qualquer da paisagem (Merow *et al.* 2013). Um modelo aleatório tem uma AUC de 0,5 e quanto mais próximo de 1,0 melhor o seu desempenho (Phillips *et al.* 2006; Phillips e Dudik 2008).

Para o cálculo da taxa de omissão do modelo foi usado o limiar 10 *Percentile Training Presence* (Liu *et al.* 2005), o qual assume que 10% dos

registros de treinamento do algoritmo com os menores valores de probabilidade serão descartados (Barros *et al.* 2012). Esse limiar, frequentemente aplicado em estudos que envolvem os MDE (Kumar e Stohlgren 2009; Aranda e Lobo 2011; Radosavljevic e Anderson 2014), foi escolhido por ser mais rigoroso, visto que a avaliação ocorreu dentro das áreas dos planos de manejo.

Foi aplicado o teste t para avaliar a significância ($\alpha=0,05$) da variação em torno da média do tamanho das áreas de predição dos modelos por classe de diâmetro e ainda foram computadas as áreas de consenso entre os modelos para avaliar se a área de projeção geográfica difere ou não em função do tamanho de DAP.

RESULTADOS

A média do DAP entre as espécies estudadas variou de 58 cm a 99 cm, as árvores com os maiores diâmetros foram *C. pentandra* e *H. crepitans* (Tabela 4). Essas espécies tiveram a maior frequência de indivíduos observada na classe de maior diâmetro, diferentemente das demais, em que o número de indivíduos com DAP ≥ 100 cm foi de 0% a 9% do total de ocorrências (Figura 2). As demais espécies apresentam um padrão típico de distribuição diamétrica com maior frequência de indivíduos na menor classe de DAP, diminuindo progressivamente nas classes subsequentes, exceto *A. leiocarpa* que concentrou mais indivíduos na classe com DAP entre 60 e 79,9 cm.

Tabela 4 - Descrição do Diâmetro à altura do peito (DAP) das espécies florestais localizadas em planos de manejo florestal no leste do Acre, Brasil.

Espécie	DAP (cm)			
	mínimo	máximo	média	desvio padrão
<i>Amburana acreana</i>	40	177	64	16
<i>Apuleia leiocarpa</i>	40	201	73	19
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	40	128	64	18
<i>Astronium leicointei</i>	40	159	58	13
<i>Castilla ulei</i>	40	193	57	12
<i>Ceiba pentandra</i>	40	345	99	36
<i>Clarisia racemosa</i>	40	212	59	14
<i>Hura crepitans</i>	40	318	96	37

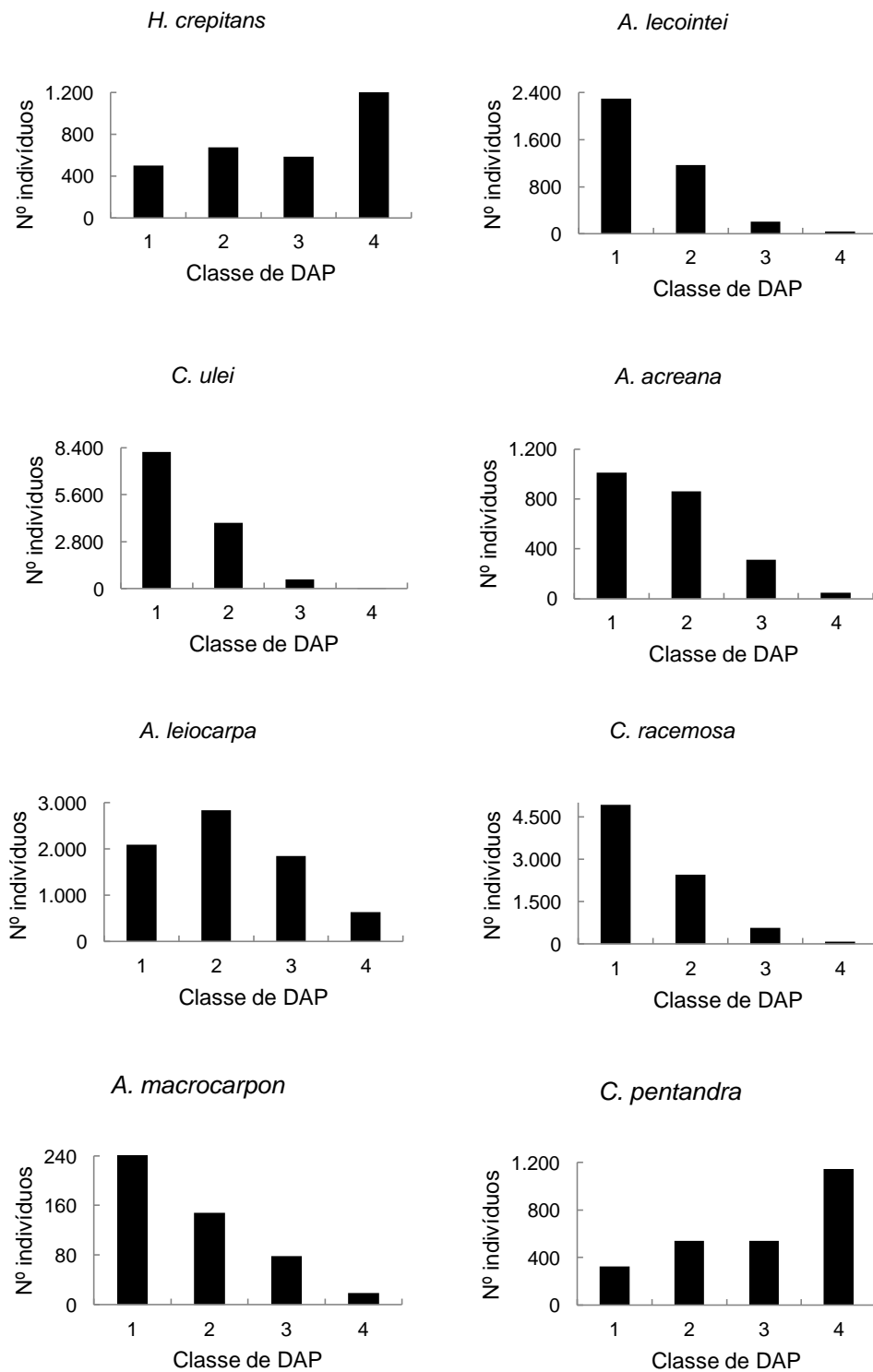


Figura 1 - Distribuição diamétrica das espécies florestais utilizadas na modelagem localizadas em planos de manejo florestal no leste do Acre, Brasil. 1= classe 1 (40 cm \pm 60cm); 2= classe 2 (60 cm \pm 80cm); 3= classe 3 (80 cm \pm 100cm); 4= classe 4 (\geq 100 cm).

Entre as variáveis ambientais utilizadas a altitude e o NDVI foram aquelas com maior percentual de importância entre os modelos avaliados, independente da espécie (Figura 3A). A densidade de *A. acreana* e de *C. racemosa* foi a variável biológica que se destacou na modelagem (Figura 3B).

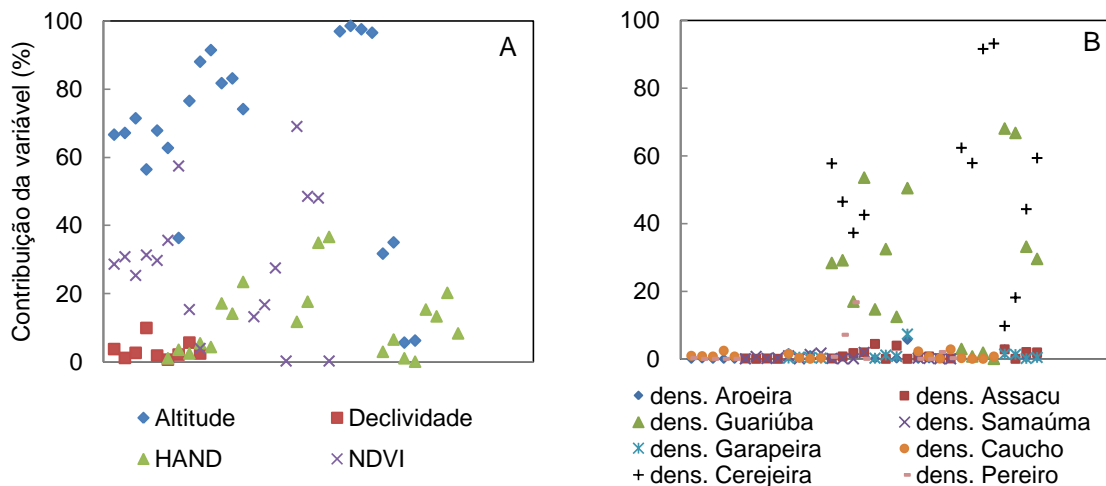


Figura 2 - Variáveis ambientais (A) e biológicas (B) selecionadas e sua contribuição percentual nos modelos Maxent no leste do Acre, Brasil. dens.= densidade.

Para quatro espécies, a altitude foi a preditora com a informação mais importante, com 66% de contribuição na distribuição de *A. leiocarpa* e *A. lecointei*, e com 83% e 97% de contribuição nos modelos de *H. crepitans* e *C. racemosa*, respectivamente.

O desempenho dos modelos mensurados pela AUC variou de 0,6 a 0,9 com taxas de omissão entre 0% a 15% (Tabela 5). Nos resultados da modelagem por classe de diâmetro, independente da espécie, as menores taxas de erro de omissão foram verificadas para as árvores da classe de menor e de maior DAP, no entanto, com maior dispersão da média do erro na classe com maior DAP.

As maiores taxas de erro estão concentradas nos modelos da classe de DAP entre 60 e 79,9 cm, em média, 11% das ocorrências da amostra de teste foram preditas como valores de probabilidade abaixo do limite de corte.

A modelagem de *A. macrocarpon* obteve melhor desempenho entre todas as espécies, no entanto, foi aquela com menor número de dados de ocorrência (495 registros no total).

Tabela 5 - Valores de AUC e taxa de omissão (%) de teste externo dos modelos de distribuição de espécie por classe diamétrica e geral: a) *Astronium lecointei*; b) *Hura crepitans*; c) *Castilla ulei*; d) *Amburana acreana*; e) *Apuleia leiocarpa*; f) *Clarisia racemosa*; g) *Aspidosperma macrocarpon*; h) *Ceiba pentandra*.

DAP (cm)	a	b	c	d	e	f	g	h
40 + 60	0,6	0,7	0,7	0,7	0,7	0,6	0,9	0,7
	9%	11%	10%	9%	8%	4%	5%	12%
60 + 80	0,6	0,7	0,7	0,6	0,7	0,7	0,8	0,6
	12%	15%	11%	11%	10%	10%	10%	13%
80 + 100	0,7	0,7	0,7	0,7	0,6	0,7	0,9	0,7
	10%	14%	6%	9%	11%	6%	9%	7%
≥ 100	0,9	0,7	0,7	0,6	0,6	0,8	0,9	0,6
	0%	7%	0%	14%	15%	7%	0%	9%
Geral	0,6	0,7	0,7	0,6	0,6	0,6	0,8	0,6
	10%	8%	9%	11%	11%	5%	8%	10%

Foi observada uma relação estatisticamente significativa entre o número de ocorrências usadas na validação da modelagem e o valor de AUC ($r = -0,6322$; $p=0,00$) e a taxa de omissão ($r = 0,3614$; $p=0,0009$) (Figura 4), com uma tendência moderadamente forte de diminuir o valor de AUC à medida que aumenta o número de ocorrências para validar os modelos.

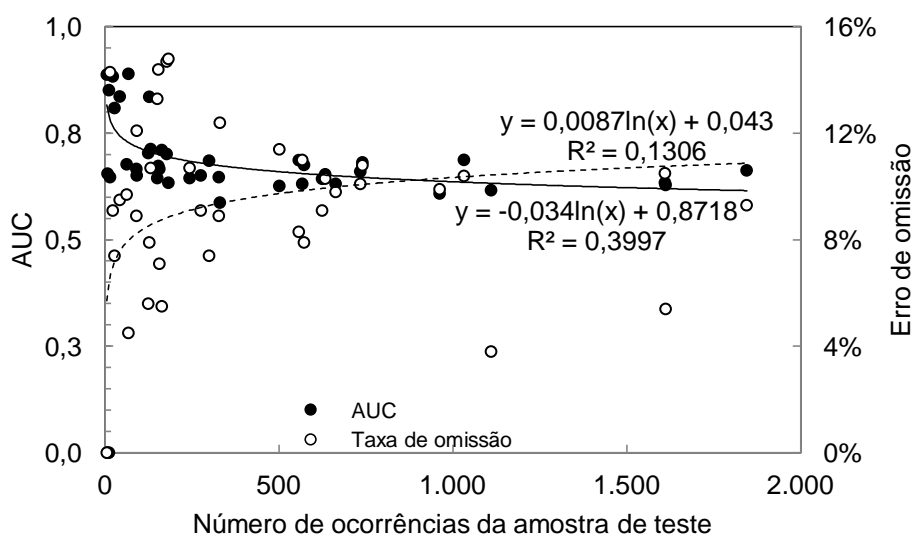


Figura 3 - Gráfico de dispersão dos valores de AUC e da taxa de omissão dos modelos de distribuição de espécie em função do tamanho da amostra de teste independente.

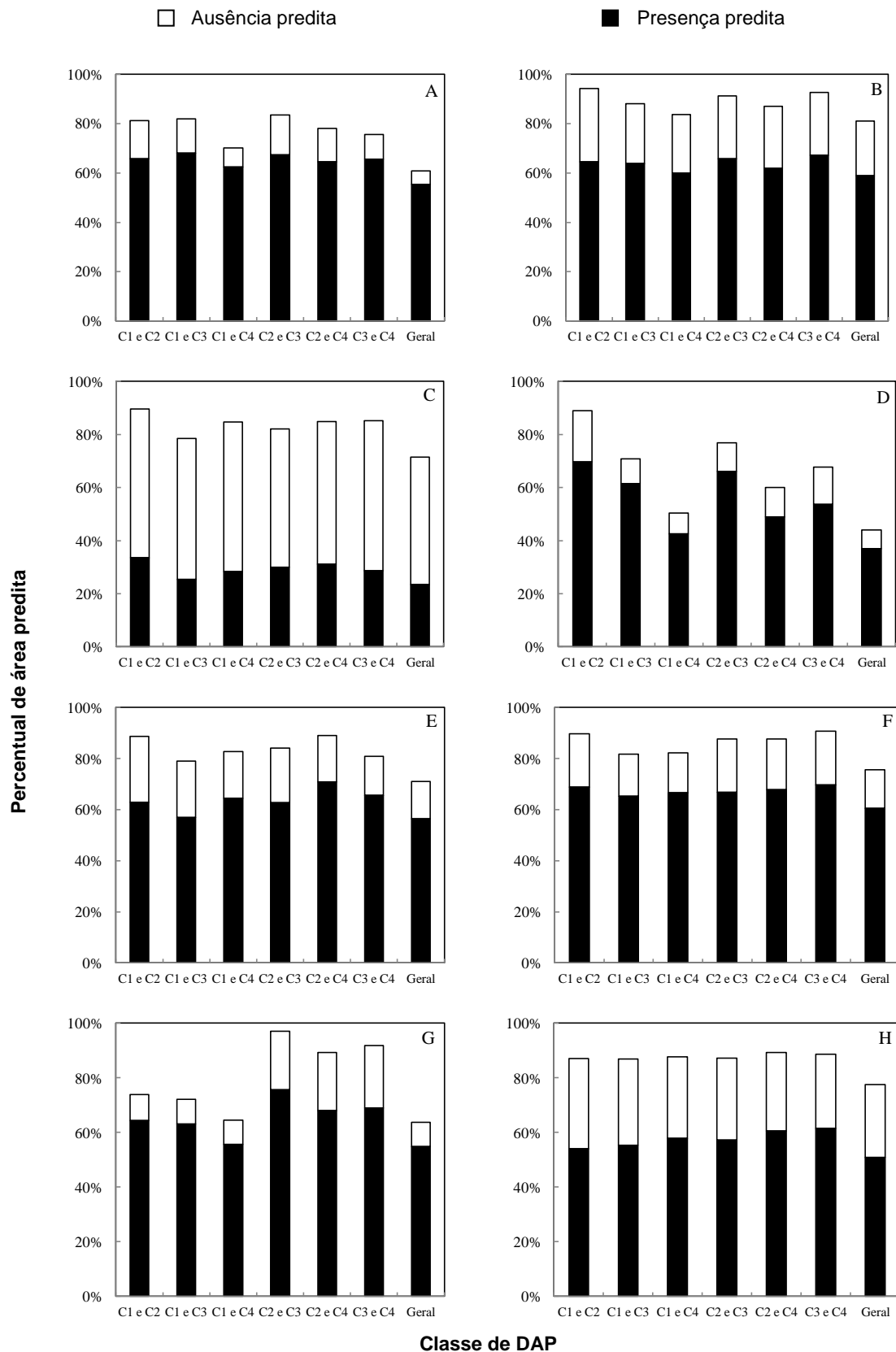
A extensão da área predita como possível presença das espécies florestais por classe de diâmetro oscilou entre aproximadamente 14,0 e 18,4 mil hectares, exceto para *A. macrocarpon* que variou em torno de 8,5 a 10,0 mil hectares (Tabela 6). Para todas as espécies, a área prevista como presença por classe diamétrica não apresentou diferença estatística significativa em relação à média ($p > 0,05$, teste t).

Tabela 6 - Área predita como possível presença (ha) pelos modelos de distribuição de espécie por classe diamétrica nos planos de manejo florestal no leste do Acre, Brasil.

Classe de DAP	40 + 60	60 + 80	80 + 100	≥ 100	Média	Desvio padrão
<i>Astronium leicointei</i>	17.613,5	18.390,2	18.812,3	14.611,6	17.356,9	1.896,3
<i>Hura crepitans</i>	14.028,4	14.912,9	15.533,4	16.596,9	15.267,9	1.080,0
<i>Castilla ulei</i>	14.873,2	16.353,9	15.847,7	18.419,4	16.373,5	1.495,9
<i>Amburana acreana</i>	18.413,7	17.551,9	18.571,7	18.613,0	18.287,6	497,9
<i>Apuleia leiocarpa</i>	16.035,6	16.212,2	17.357,5	16.541,0	16.536,6	586,0
<i>Clarisia racemosa</i>	18.515,0	18.509,3	18.358,7	16.567,7	17.987,7	949,4
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	8.593,3	9.902,3	8.616,0	8.544,7	8.914,1	659,5
<i>Ceiba pentandra</i>	18.007,1	17.299,2	17.462,8	17.990,1	17.689,8	362,9

Em relação à área de projeção geográfica, na sua maioria houve consenso de mais de 70% entre as áreas preditas por todos os modelos de distribuição potencial de espécies, independente da classe diamétrica (Figura 5). Para *A. leiocarpa*, o consenso entre as quatro classes de DAP foi de 81%, enquanto para *H. crepitans* e *C. pentandra* a concordância foi de 77% e 76%, respectivamente, e para *C. ulei* e *A. macrocarpon* foi de 71%.

Nos modelos de *A. macrocarpon* por classe de DAP, apenas 36% da extensão de área de estudo ou aproximadamente 8.600 hectares foram preditos como possível presença, exceto para a classe 2 com 42% da área predita como condições favoráveis à ocorrência da espécie. A área de consenso entre os modelos foi de 24% para possível presença e 48% para possível ausência da espécie (Figura 5C).



Em todos os modelos de *H. crepitans* os maiores valores de probabilidade estão localizados nas regiões com menores cotas altimétricas e mais próximas aos cursos de água (Figura 6), representando os requisitos ambientais da espécie.

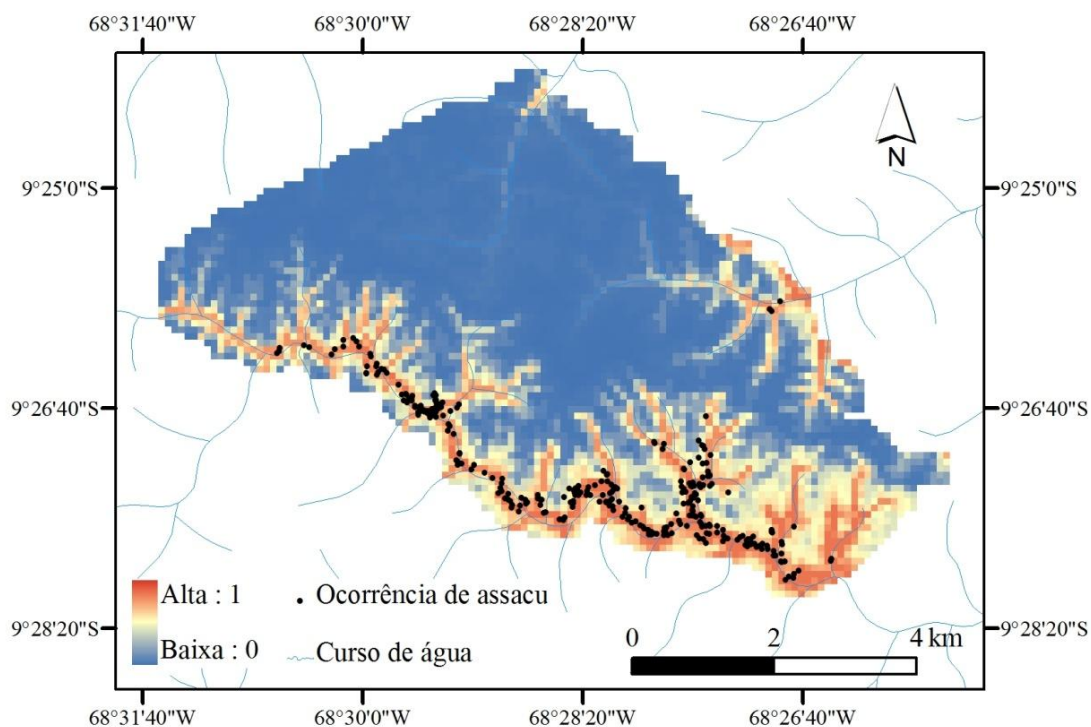


Figura 5 - Mapa de adequabilidade ambiental de assacu (*Hura crepitans*) na Fazenda Uberaba, Acre, Brasil.

Nos modelos de *A. lecointei*, houve consenso em 89% e 68% na área total predita entre as classes de maior (C3 e C4) e menor (C1 e C2) diâmetro, respectivamente (Figura 5D). Foi verificado maior probabilidade de ocorrência das árvores com DAP ≥ 100 cm nas cotas mais elevadas do terreno (Figura 7).

A menor concordância da área predita entre as classes de DAP foi de 61% e 64% nos modelos de *A. acreana* (Figura 5A) e de *C. racemosa* (Figura 5G), respectivamente. Aproximadamente 1% das 8.039 ocorrências de *C. racemosa* tem DAP ≥ 100 cm, a maior parte delas ocupando as cotas mais elevadas da paisagem e onde o modelo concentrou os valores mais altos de probabilidade de ocorrência (Figura 8).

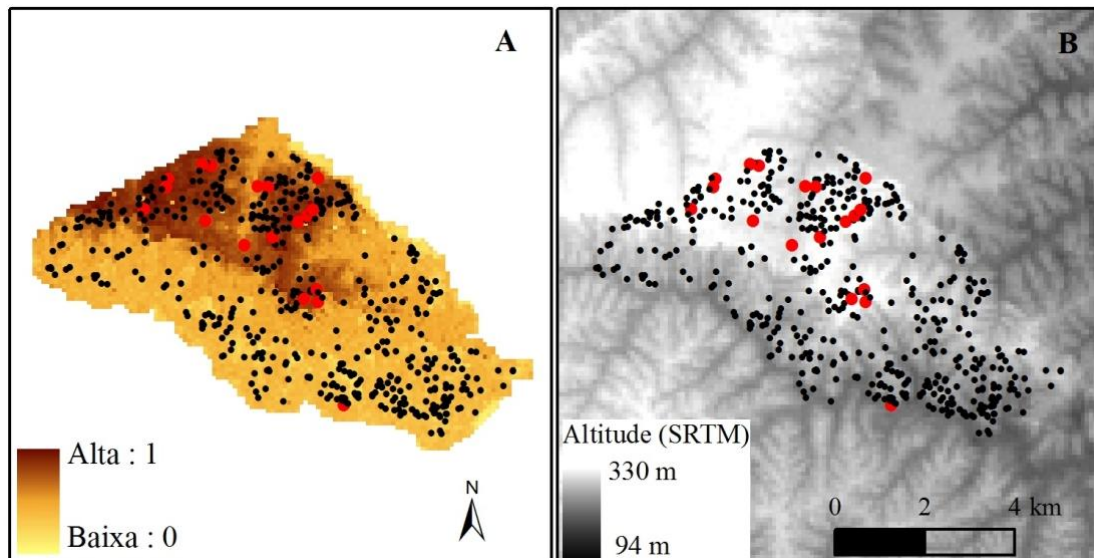


Figura 6 - Modelos de distribuição de aroeira (*Astronium lecointei*) para a classe de diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 100 cm (A) e gradiente de altitude (B), na Fazenda Uberaba, Acre, Brasil. Os pontos são ocorrências de indivíduos com DAP ≥ 100 cm (vermelho) e com DAP < 100 cm (preto).

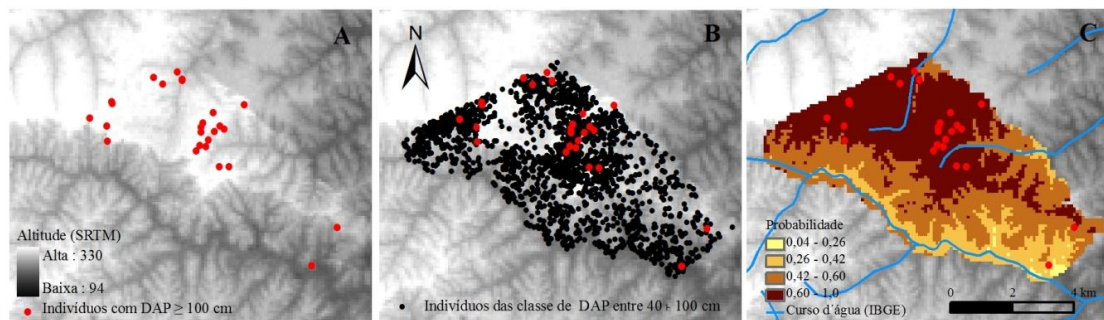


Figura 7 - Mapa de altitude (A), da ocorrência observada (B) e de adequabilidade ambiental pelo método Maxent (C) para a guariúba (*Clarisia racemosa*) na Fazenda Uberaba, Acre, Brasil. Os pontos são ocorrências de indivíduos com DAP ≥ 100 cm (vermelho) e com DAP < 100 cm (preto).

DISCUSSÃO

Distribuição diamétrica

O resultado obtido da distribuição de frequência por classe diamétrica mostrou uma concentração de indivíduos nas menores classes de DAP em forma de J invertido, indicando um alto grau de regeneração natural para *A. acreana*, *A. leiocarpa*, *A. macrocarpon*, *A. lecointei*, *C. ulei* e *C. racemosa*.

A distribuição dos diâmetros de *C. pentandra* e *H. crepitans* apresentou uma curva com forte assimetria à direita, com a maioria dos indivíduos na classe de DAP ≥ 100 cm. Machado *et al.* (2010) e Solforo (2006) afirmam que a distribuição decrescente ou em forma de J invertido é característica da maioria das florestas nativas, porém distribuições unimodais podem ser encontradas quando se consideram populações de uma única espécie. Para Machado *et al.* (2004), essas diferenças nos padrões de distribuição diamétrica podem ser resultado do histórico de perturbação ou de aspectos da história natural de cada espécie. No entanto, como são espécies de rápido crescimento e com mecanismos de dispersão muito eficientes aparecendo logo em seguida às perturbações do ambiente (Marinho e Wittmann 2012), essa distribuição diamétrica pode ser resultado da estratégia de crescimento, que de acordo com a classificação proposta por Swaine e Whitmore (1988) tem característica de comportamento de espécies pioneiras, exigindo maior disponibilidade de luz para a germinação e desenvolvimento das mudas.

Importância das variáveis preditoras

Os resultados do teste Jackknife permitem inferir que a combinação entre variáveis ambientais e variáveis biológicas tem informações importantes na predição da distribuição de espécies. Em 62,5% e 37,5% de todos os modelos, as informações mais importantes na distribuição predita foram associadas a uma variável ambiental e uma biológica, respectivamente.

A utilização de variáveis biológicas não é um procedimento comum em modelos de distribuição de espécies. Na maioria das vezes, as variáveis ambientais selecionadas são aquelas disponíveis para o uso dos pesquisadores, e que nem sempre estão direta ou indiretamente relacionadas aos requisitos ambientais das espécies. As interações bióticas afetam a distribuição (Soberón e Peterson, 2005) e devem ser consideradas nos modelos, mas ainda é um desafio, pois a inclusão de outras espécies como preditoras pode simplesmente fornecer informações sobre as condições físicas que não são contabilizadas pelos descritores ambientais incluídos no modelo (Guisan e Thuiller, 2005).

Na modelagem de *C. ulei*, *A. acreana* e *C. pentandra*, a variável associada à densidade de *C. racemosa* foi considerada como responsável por

uma contribuição percentual entre 12,4% e 68% entre os modelos por classe de diâmetro. *C. racemosa* é uma espécie generalista com distribuição ampla e capacidade de desenvolvimento em variados habitats, exceto em florestas alagadas, onde ocorre raramente (Cardona-Peña *et al.* 2005), assim, podem ocorrer associações com outras espécies, compartilhando características ecológicas e uso de habitats semelhantes.

Nos modelos de três das oito espécies selecionadas, a densidade de *A. acreana* foi a variável que parece ter a informação mais útil que não está presente nas outras variáveis. Esse resultado foi o mesmo nos modelos para as quatro classes de DAP de *C. ulei* e *A. macrocarpon*, e para as classes com DAP ≥ 80 cm de *C. pentandra*.

Isso pode refletir que a distribuição de *C. ulei*, *A. macrocarpon* e os indivíduos das maiores classe de diâmetro de *C. pendantra*, ocorrem em áreas mais altas do terreno, pois nessas condições é maior a densidade de *A. acreana*. A confirmação de que as árvores de maior tamanho de *C. pentandra* estão localizadas no topo é sugerida pela análise dos resultados de modelos construídos com as ocorrências das maiores classes de DAP, pois a importância da variável distância vertical à drenagem mais próxima (HAND) diminuiu em relação às classe de menores diâmetros.

Apesar de não ser claro se a utilização da ocorrência de uma espécie na modelagem de outra espécie reflete verdadeiramente uma interação biótica (Guisan e Thuiller 2005), os resultados mostraram que a densidade de ocorrência de outras espécies pode ser usada na predição de modelos em pequena escala, seja por uma interação biótica ainda não esclarecida ou mesmo em substituição a uma informação que não está presente nas variáveis ambientais.

O uso de variáveis bióticas neste estudo sofreu uma limitação, pois a informação detalhada da ocorrência de outras espécies está restrita às áreas dos planos de manejo, impedindo a interpolação dos modelos para locais não amostrados da paisagem.

Métricas de avaliação dos modelos

Entre os 40 modelos avaliados (cinco para cada uma das oito espécies), em 67,5% o desempenho foi considerado satisfatório, com valores de AUC ≥ 7 e taxas de omissão $\leq 10\%$, mostrando a viabilidade de se prever a ocorrência das espécies por classe de tamanho de diâmetro.

No entanto, foi verificado (Figura 3) que quanto maior o número de ocorrências usadas para testar o modelo menor o valor de AUC e maior o erro de omissão. Isso ocorreu porque houve influência da extensão da paisagem onde foram coletados os pontos de background (aproximadamente 10.000), ou seja, na mesma área dos planos de manejo onde foram realizados os inventários florestais. A consequência é que à medida que se teve maior número de ocorrências usadas para teste, aumentou a chance de ser sorteado o mesmo local como ponto da paisagem (ou background), diminuindo a probabilidade de acerto do modelo. Por isso, muitos estudos apontam como uma das desvantagens do uso dessa métrica a influência do aumento do tamanho do background no valor da AUC (Jiménez-Valverde *et al.* 2008; Lobo *et al.* 2008).

Dessa forma, nos casos em que o desempenho da AUC foi inferior a 0,7, não significa que o modelo não foi bom, pois isso ocorreu em decorrência da área selecionada do background ser a mesma da distribuição dos dados de ocorrência nos planos de manejo florestal, limitada pelo uso das variáveis biológicas. Nessa situação, a medida auxiliar da taxa de omissão torna-se mais importante na avaliação dos modelos testados.

As taxas de omissão indicam uma probabilidade alta na predição de adequabilidade ambiental onde é mais provável a presença da espécie com os locais de registros de ocorrência na amostra de teste, pois em 100% dos modelos avaliados a omissão foi $\leq 15\%$. Desses, em 67,5% dos modelos a omissão foi dentro da margem de 10%, mesmo usando um limite de corte rigoroso.

Tamanho da área predita por classe de DAP e projeção no espaço geográfico

Em relação à área predita pelos modelos por classe de tamanho de diâmetro, não foi observado o aumento da extensão da área de projeção à

medida que se aumenta a frequência de indivíduos nas classes de DAP, pois os resultados evidenciaram que não houve diferença estatística significativa em relação à média das quatro classes de DAP, sugerindo não existir distinção entre o tamanho predito como possível área de distribuição da espécie em função do tamanho de diâmetro.

Em relação ao consenso entre as frações de área predita por classe diamétrica, para *A. lecointei* e *C. racemosa* os resultados mostraram que há uma tendência de diminuir a concordância entre as áreas preditas pelos modelos à medida que aumenta a classe de tamanho de diâmetro (Figura 5D e 5G, respectivamente). Essa tendência mostra que os indivíduos ocupam diferentes locais no espaço geográfico em função da classe de diâmetro, particularmente aqueles com $DAP \geq 100$ cm, que pelos registros de ocorrência e os resultados da modelagem, estão mais agregados em locais com maior altitude, onde os modelos predisseram maior probabilidade de possível presença (Figuras 7 e 8).

Valencia *et al.* (2004) estudando o efeito do gradiente topográfico sobre a distribuição de espécies florestais na amazônia equatoriana verificaram que a área basal e densidade de árvores é maior nos habitats das regiões mais elevadas do terreno, diminuindo gradativamente nas áreas inclinadas e nos vales. No topo também se encontrava as árvores mais altas. Na amazônia central brasileira, Castilho *et al.* (2006) constataram que a biomassa de árvores tende a aumentar em solos ricos em argila, geralmente localizados nas áreas mais altas do terreno, e a biomassa altamente correlacionada com o diâmetro do tronco.

Dessa forma, a distribuição das árvores de maior diâmetro de *A. lecointei*, *C. racemosa* e *C. pentandra* pode ter sido influenciada pela variação química e de textura dos solos, disponibilidade de luz e/ou nas características adaptativas dessas espécies, ao longo de um gradiente topográfico (Ress *et al.* 2001; Tuomisto *et al.* 2003; Valencia *et al.* 2004).

Em outras espécies essa mesma tendência não foi observada, como por exemplo, nos modelos para *H. crepitans* houve em média consenso em 88% da área predita entre os modelos, independente da classe diamétrica. Nos modelos de *A. acreana* os maiores valores de probabilidade ocorreram nos ambientes de maior altitude entre as calhas dos cursos de água e as menores

probabilidades associadas às várzeas dos rios e igarapés, permitindo distinguir claramente as preferências de habitat para a espécie, porém não foi possível determinar com as variáveis que foram usadas no método Maxent, uma diferenciação entre os ambientes preditos em função da classe diamétrica.

Entre as espécies estudadas, *A. macrocarpon* teve a menor proporção de área predita como possível presença, assim como nos planos de manejo florestal foi observada em campo uma ocorrência restrita da espécie, registrada em apenas oito das 15 propriedades rurais onde foram realizados os inventários florestais, concentrada numa faixa estreita da área de estudo localizada entre 09°20' e 09°30' de latitude sul e de 68°10' a 68°40' de longitude oeste. Portanto, o percentual de área predita como possível presença pelos modelos é compatível com a presença observada da espécie.

CONCLUSÃO

- Não foi verificada uma distinção entre o tamanho das áreas de distribuição potencial em função da classe diamétrica nos modelos de *A. acreana*, *A. leiocarpa*, *A. macrocarpon*, *A. lecointei*, *C. ulei*, *C. racemosa*, *C. pentandra* e *H. crepitans*, nos planos de manejo florestal no leste do Acre.
- A maior probabilidade de presença de indivíduos de *A. lecointei*, *C. racemosa* e *C. pentandra* com DAP \geq 100 cm ocorre em ambientes com as altitudes mais elevadas do terreno.
- Variáveis biológicas derivadas da densidade de outras espécies florestais têm informações importantes que podem ser utilizadas nos modelos de distribuição potencial de espécie em pequena escala, porém precisam ser mais estudadas para indicar se há uma associação entre essas espécies ou um compartilhamento de condições ambientais que favoreçam a sua coexistência num mesmo habitat.
- A análise dos modelos de distribuição potencial por classe de diâmetro foi importante para identificar as características ambientais preferenciais entre as espécies florestais e distinguir geograficamente os locais da paisagem com maior probabilidade de ocorrência dos indivíduos da mesma espécie em função do tamanho do DAP.

SÍNTESE

Os resultados obtidos nas pesquisas realizadas na tese, com o uso e aplicação de dados de inventários florestais com técnicas de precisão em modelos de distribuição potencial de espécies, mostraram uma alternativa para ampliar o conhecimento sobre a distribuição espacial e preferências de habitats de espécies florestais de interesse comercial nas regiões tropicais.

Os inventários florestais de planos de manejo se bem-executados podem suprir a escassez de informações sobre o local de ocorrência de espécies, visto que a pouca quantidade de registros e baixa precisão das coordenadas geográficas de localização disponíveis nos museus e herbários, sobretudo nas regiões tropicais, por vezes é um fator limitante no uso de ferramentas como os modelos de distribuição de espécies, amplamente utilizadas em estudos de conservação da biodiversidade.

Devido à grande disponibilidade de dados de ocorrência das espécies nas áreas de planos de manejo florestal foi possível verificar a variação, em curta distância, das características ambientais das variáveis utilizadas como preditoras dos modelos com os locais onde as espécies foram observadas, permitindo a geração de mapas de adequabilidade ambiental em escala local. Os modelos de distribuição potencial de espécies nessa escala permitem o planejamento de atividades e a execução de ações visando ao manejo florestal e à gestão ambiental.

Devido à escala fina de trabalho foi necessária a inclusão de variáveis ambientais que também variam a curta distância. Os resultados do teste de Jackknife indicaram que a altitude derivada do Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) e o índice de vegetação por diferença normalizada (NDVI), com resolução espacial de 90 m, foram as variáveis com as informações mais importantes para explicar a distribuição das espécies e podem ser usadas para prever as áreas de adequabilidade ambiental de espécies florestais em escala local e regional.

Outra possibilidade é a combinação entre as variáveis ambientais com variáveis biológicas, como foi testado na tese, representadas pela densidade das espécies florestais. Em 37,5% dos modelos avaliados, as informações mais importantes na distribuição predita foram associadas a uma variável

biológica, mostrando que a densidade de ocorrência de outras espécies pode ser usada na predição de modelos em pequena escala, seja por uma interação biótica ainda não esclarecida ou mesmo em substituição a uma informação que não está presente nas variáveis ambientais. No entanto, como esse é um tema novo e pouco explorado em modelagem de distribuição de espécies, se faz necessário ampliar os estudos para esclarecer de que forma a existência de uma espécie num determinado local influencia a ocorrência de outra.

Os modelos construídos de acordo com a metodologia proposta neste estudo obtiveram um excelente desempenho, avaliados pela área sob a curva (AUC) alcançando valor médio de 0,86. Portanto, a combinação de dados de inventários florestais, variáveis topográficas e de índice de vegetação aplicados ao algoritmo Maxent gera modelos potenciais de distribuição geográfica úteis e confiáveis em locais com características compatíveis com a amplitude das variáveis ambientais observadas.

Na amostragem dos dados de presença é preciso observar o arranjo espacial dos registros de ocorrência nos planos de manejo, que deve ser bem-distribuído no espaço geográfico de forma a contemplar a variação ambiental da área de projeção do modelo, com a penalidade de aumentar o sobreajustamento dos modelos aos dados de entrada e os erros de omissão.

Quando a área de estudo foi dividida em quadrantes para se avaliar os esquemas de amostragem, esse efeito negativo foi minimizado utilizando-se o arranjo em diagonal, com modelos alcançando em média, AUC de 0,7 e baixa taxa de omissão (2%). Nos resultados dos modelos observou-se uma relação inversa e significativa entre a quantidade de quadrantes e a diferença entre a AUC de teste e a AUC de treino, ou seja, quanto maior o número de dados de ocorrência e mais distribuído no espaço, menor é o sobreajustamento e os erros de omissão do modelo, minimizando o efeito do viés de amostragem.

A escolha de um valor de limiar para a transformação do mapa contínuo de probabilidades em um mapa binário de possível presença ou ausência da espécie, também é uma etapa crítica na modelagem. Logicamente que a seleção do limiar mais adequado depende do objetivo do estudo, porém no caso da interpolação do modelo, como no capítulo dois da tese, os usos de valores mais altos de limiar influenciaram negativamente o desempenho dos modelos, aumentando os erros de omissão. Nesse caso, o valor mínimo de

probabilidade acima do qual foi considerado como possível área de presença da espécie foi definido pelo limiar Minimum Training Presence (MTP) que se mostrou mais apropriado, com taxas de omissão, em média, quatro vezes menores em comparação com o limiar 10 Percentile Training Presence (10PTP).

Visando tanto ao aprimoramento do manejo florestal, como ações de comando e controle da exploração florestal por parte das autoridades governamentais, existe a viabilidade de se predizer a ocorrência das espécies por classe de tamanho de diâmetro. Entre 40 modelos de distribuição de espécies construídos em função do tamanho do diâmetro à altura do peito (DAP), em 67,5% o desempenho foi considerado satisfatório, com valores de $AUC \geq 7$ e taxas de omissão $\leq 10\%$, permitindo identificar as características ambientais preferenciais entre as espécies florestais e distinguir geograficamente os locais da paisagem com maior probabilidade de ocorrência dos indivíduos da mesma espécie em função da classe de DAP.

Os modelos Maxent testados e avaliados são também importantes no reconhecimento de preferências de habitats das espécies. *Ceiba pentandra* (samaúma), *Castilla ulei* (caucho) e *Hura crepitans* (assacu) por estarem mais associadas a locais com maior disponibilidade de água no solo, têm maior probabilidade de ocorrência em áreas próximas aos cursos de água. Enquanto que *Clarisia racemosa* (guariúba), *Amburana acreana* (cerejeira), *Aspidosperma macrocarpon* (pereiro), *Apuleia leiocarpa* (cumaru-cetim), *Aspidosperma parvifolium* (amarelão) e *Astronium lecointei* (aroeira) podem ocorrer também em floresta de terra firme e solos bem-drenados. As árvores de *A. lecointei*, *C. racemosa* e *C. pentandra* com DAP ≥ 100 cm têm maior probabilidade de ocorrer em ambientes com as altitudes mais elevadas do terreno.

Apesar dos avanços obtidos nos procedimentos e na metodologia aplicados à modelagem de distribuição de espécie em escala local apresentadas na tese, novos estudos são importantes e essenciais para melhorar ainda mais o poder de predição dos modelos, como por exemplo, a necessidade de incorporação de dados de ocorrência localizados em regiões mais remotas onde há ausência de informações de dados de museus e

herbários e pouco ou nenhum inventário florestal, e a investigação sobre a interação biótica entre as espécies.

A abordagem utilizada tem potencial de ampliar o conhecimento sobre as espécies no ambiente amazônico, sobretudo aquelas de interesse econômico que sofrem pressão da exploração florestal madeireira, preenchendo lacunas como a distribuição geográfica e as preferências de habitats.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acre. 2006. Governo do Estado do Acre. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. *Zoneamento Ecológico-Econômico do Acre Fase II - Documento Síntese - Escala 1:250.000*. SEMA, Rio Branco, 356p.

Anderson, R.P.; Gonzalez Jr. I. 2011. Species-specific tuning increases robustness to sampling bias in models of species distributions: an implementation with Maxent. *Ecological Modelling*, 222(15): 2796-2811.

Aranda, S.C.; Lobo, J.M. 2011. How well does presence-only-based species distribution modelling predict assemblage diversity? A case study of the Tenerife flora. *Ecography*, 34(1): 31-38.

BRASIL. 2008. Ministério do Meio Ambiente. *Instrução normativa nº. 06, de 23 de setembro de 2008*. Brasília, DF, 55 p.

BRASIL. *Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa*. (www.planalto.gov.br). Acesso em 06/01/20015.

Barros, F.S.M.; de Siqueira; M.F., da Costa, D.P. 2012. Modeling the potential geographic distribution of five species of Metzgeria Raddi in Brazil, aiming at their conservation. *The Bryologist*, 115(2): 341-349.

Breiman, L.; Friedman, J.H.; Olshen, R.A. 1984. *Classification and regression trees*. Belmont: Chapman & Hall, 358p.

Buermann, W.; Saatchi, S.; Smith, T.B.; Zutta, B.R.; Chaves, J. A.; Milá, B.; *et al.* 2008. Predicting species distributions across the Amazonian and Andean regions using remote sensing data. *Journal of Biogeography*, 35(7): 1160-1176.

Cardona-Peña, V.; Fuentes, A.; Cayola, L. 2005. Las moráceas de la región de Madidi, Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 40: 212-264.

Carpenter, G.; Gillison, A.N.; Winter, J. 1993. DOMAIN: a flexible modelling procedure for mapping potential distributions of plants and animals. *Biodiversity & Conservation*, 2(6): 667-680.

Castilho, C. V.; Magnusson, W. E.; de Araújo, R. N. O.; Luizão, R. C.; Luizão, F. J., Lima, A. P.; *et al.* 2006. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. *Forest ecology and management*, 234(1): 85-96.

Cayuela, L.; Golicher, D.J.; Newton, A.C.; Kolb, M.; Albuquerque, F.S.; Arets, E.J. *et al.* 2009. Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science*, 2(3): 319-352.

De Marco, P.Jr.; Siqueira, M.F.; 2009. Como determinar a distribuição potencial de espécies sob uma abordagem conservacionista. *Megadiversidade*, 5: 65-76.

Elith, J.; Graham, C.H.; Anderson, R.P.; Dudík, M.; Ferrier, S.; Guisan, A.; *et al.* 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, 29(2): 129-151.

Elith, J.; Leathwick, J.R. 2009. Species distribution models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1): 677-697.

Elith, J.; Phillips, S.J.; Hastie, T.; Dudik, M.; Chee, Y.E.; Yates, C.J. 2011. A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17(1): 43-57.

Feeley, K.J.; Silman, M.R. 2011a. The data void in modeling current and future distributions of tropical species. *Global Change Biology*, 17(1): 626-630.

Feeley, K.J.; Silman, M.R. 2011b. Keep collecting: accurate species distribution modelling requires more collections than previously thought. *Diversity and Distributions*, 17(6): 1132-1140.

Ferreira, G.C. 2009. *Modelagem ambiental de espécies de árvores no Vale do Jari, Monte Dourado, Pará usando dados de inventário florestal*. Tese de Doutorado, Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro/Escola Nacional de Botânica Tropical, Rio de Janeiro, 181pp.

Fearnside, P.M. 2005. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates and consequences. *Conservation Biology*, 19(3): 680-688.

Fielding, A.H.; Bell, J.F. 1997. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24(1): 38-49.

Figueiredo, E.O.; Braz, E.M.; D'Oliveira, M.V.N. 2007. *Manejo de Precisão em Florestas Tropicais: Modelo Digital de Exploração Florestal*. Rio Branco: Embrapa Acre, 183 p.

Figueiredo, E.O.; Cunha, R.M. 2007. *Levantamento das árvores com coordenadas apropriadas com GPS de alta sensibilidade*. In: Figueiredo, E.O.; Braz, M.E.; d'Oliveira, M.V.N. *Manejo de Precisão em Florestas Tropicais: Modelo Digital de Exploração Florestal*. Rio Branco: Embrapa Acre, 100-120 p.

Giannini, T.C.; Siqueira, M. F.; Acosta, A. L.; Barreto, F.C.C.; Saraiva, A.M.; Alves-dos-Santos, I. 2012. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. *Rodriguésia*, 63(3): 733-749.

Gray, T.N.; Borey, R.O.; Hout, S.K.; Chamnan, H., Collar, N.; Dolman, P.M. 2009. Generality of models that predict the distribution of species: conservation activity and reduction of model transferability for a threatened bustard. *Conservation Biology*, 23(2): 433-439.

Gribel, R.; Gibbs, P.E.; Queiroz, A.L. 1999. Flowering phenology and pollination biology of *Ceiba pentandra* (Bombacaceae) in Central Amazonia. *Journal of Tropical Ecology*, 15(3): 247-263.

Grinnell, J. 1917. Field tests of theories concerning distributional control. *American Naturalist*. 51:115-128.

Guisan, A.; Thuiller, W. 2005. Predicting species distribution: Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9): 993-1009.

Guisan, A.; Weiss, S.B.; Weiss, A.D. 1999. GLM versus CCA spatial modeling of plant species distribution. *Plant Ecology*, 143(1): 107-122.

Guisan, A.; Zimmermann, N. E. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological modelling*, 135(2): 147-186.

Heikkinen, R.K.; Marmion, M.; Luoto, M. 2012. Does the interpolation accuracy of species distribution models come at the expense of transferability? *Ecography*, 35(3): 276-288.

Hutchinson, G.E. 1957. *Concluding remarks*. In: Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative. Cold Spring Harbor Laboratory Press, 22: 415-427.

Jiménez-Valverde, A.; Lobo, J. M.; Hortal, J. 2008. Not as good as they seem: the importance of concepts in species distribution modelling. *Diversity and Distributions*, 14(6): 885-890.

Kamino, L.H.; Stehmann, J.R.; Amaral, S.; De Marco, P.; Rangel, T.F.; de Siqueira, M.F.; *et al.* 2012. Challenges and perspectives for species distribution modelling in the neotropics. *Biology Letters*, 8(3): 324-326.

Khatchikian, C.; Sangermano, F.; Kendell, D., Livdahl, T. 2011. Evaluation of species distribution model algorithms for fine-scale container-breeding mosquito risk prediction. *Medical and veterinary entomology*, 25(3): 268-275.

Kramer-Schadt, S.; Niedballa, J.; Pilgrim, J.D.; Schröder, B.; Lindenborn, J.; Reinfelder, V.; *et al.* 2013. The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distributions*, 19(11): 1366-1379.

Kumar, S.; Stohlgren, T.J. 2009. Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. *Journal of Ecology and the Natural Environment*, 1(4):94-98.

Liu, C.; Berry, P.M.; Dawson, T.P.; Pearson, R.G. 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28(3): 385-393.

Lobo, J.M.; Jiménez-Valverde, A.; Real, R. 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global ecology and Biogeography*, 17(2): 145-151.

Machado, E.L.M.; Oliveira-Filho, A.D.; Carvalho, W.A.C.; Souza, J.S.; Borém, R.A.T.; Botezelli, L. 2004. Análise comparativa da estrutura e flora do compartimento arbóreo-arbustivo de um remanescente florestal na Fazenda Beira Lago, Lavras, MG. *Revista Árvore*, 28(4): 499-516.

Machado, S.A.; dos Santos, A.A.P.; do Nascimento, R.G.M.; Augustynczyk, A. L.D.; Zamin, N.T. 2010. Modelagem da distribuição diamétrica de quatro espécies de Lauraceae em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista. *RECEN-Revista Ciências Exatas e Naturais*, 12(1): 91-105.

Marinho, T.A.; Wittmann, F. 2012. Distribuição de *Hura crepitans* L. e *Ocotea cymbarum* Kunth em um gradiente topográfico na floresta de várzea alta da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá, Amazônia Central. *Pesquisas, Botânica*, 63: 29-40.

Martinez, G.B.; Mourão, M.; Brienza Junior, S. 2011. Respostas morfofisiológicas de plantas de açacu (*Hura crepitans* L.) provenientes de

várzeas do rio Amazonas: efeito da anoxia do solo. *Revista Árvore*, 35(6): 1155-1164.

Merow, C.; Smith, M.J.; Silander, J.A. 2013. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: what it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 36(10): 1058-1069.

Millar, C.S.; Blouin-Demers, G. 2012. Habitat suitability modelling for species at risk is sensitive to algorithm and scale: A case study of Blanding's turtle, *Emydoidea blandingii*, in Ontario, Canada. *Journal for Nature Conservation*, 20(1): 18-29.

Mokany, K; Roxburgh, S.H. 2010. On testing predictions of species relative abundance from maximum entropy optimisation. *Oikos*, 119(4): 583-590.

Moscoso, V.; Albernaz, A.L.; Salomão, R.D.P. 2013. Niche modelling for twelve plant species (six timber species and six palm trees) in the Amazon region, using collection and field survey data. *Forest Ecology and Management*, 310: 652-662.

Mota-Vargas, C.; Rojas-Soto, O.R. 2012. The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood-Partridge. *Journal for Nature Conservation*, 20: 10-17.

Mourão, G.; Magnusson, W.E. 2007. Modelos lineares como ferramentas para a modelagem da distribuição de espécies. *Megadiversidade*, 3: 5-12.

Nix, H. A. 1986. A biogeographic analysis of Australian elapid snakes. *Atlas of Elapid Snakes of Australia*.(Ed.) R. Longmore, 4-15.

Pearson, R.G.; Dawson, T.P. 2003. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: Are bioclimate envelope models useful? *Global Ecology and Biogeography*, 12: 361-371.

Pearson, R.G.; Raxworthy, C.J.; Nakamura, M.; Peterson, A.T. 2007. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34(1): 102-117.

Peterson, A. T. 2001. Predicting species'geographic distributions based on ecological niche modeling. *The Condor*, 103(3): 599-605.

Peterson, A.T.; Papes, M.; Eaton, M. 2007. Transferability and model evaluation in ecological niche modeling: a comparison of GARP and Maxent. *Ecography*, 30(4): 550-560.

Phillips, S.J. 2008. Transferability, sample selection bias and background data in presence-only modelling: a response to Peterson et al. 2007. *Ecography*, 31(2): 272-278.

Phillips, S.J.; Anderson, R.P.; Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3): 231-259.

Phillips, S.J.; Dudik, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31(2): 161-175.

Prates-Clark, C.D.C.; Saatchi, S.S.; Agosti, D. 2008. Predicting geographical distribution models of high-value timber trees in the Amazon Basin using remotely sensed data. *Ecological Modelling*, 211(3): 309-323.

Quinlan, J. R. 1986. Induction of decision trees. *Machine learning*, 1(1): 81-106.

Radosavljevic, A.; Anderson, R.P. 2014. Making better Maxent models of species distributions: complexity, overfitting and evaluation. *Journal of Biogeography*, 41(4): 629-643.

Rees, M.; Condit, R.; Crawley, M.; Pacala, S.; Tilman, D. 2001. Long-term studies of vegetation dynamics. *Science*, 293(5530): 650-655.

Rennó, C.D.; Nobre, A.D.; Cuartas, L.A.; Soares, J.V.; Hodnett, M.G.; Tomasella, J.; *et al.* 2008. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. *Remote Sensing of Environment*, 112(9): 3469-3481.

Ribeiro, J.E.L.S.; Hopikns, M.J.C.; Vicentini, A.; Sothers, C.A.; Costa, M.A. da S.; Brito, J.M.; *et al.* 1999. *Flora da Reserva Ducke: guia de identificação das plantas vasculares de uma floresta de terra-firme na Amazônia Central*. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 816p.

Rödder, D.; Lötters, S. 2010. Explanative power of variables used in species distribution modelling: an issue of general model transferability or niche shift in the invasive Greenhouse frog (*Eleutherodactylus planirostris*). *Naturwissenschaften*, 97(9): 781-796.

Rocchini, D.; Hortal, J.; Lengyel, S.; Lobo, J. M.; Jimenez-Valverde, A.; Ricotta, C.; *et al.* 2011. Accounting for uncertainty when mapping species distributions: the need for maps of ignorance. *Progress in Physical Geography*, 35(2): 211-226.

Ryan, T. P. 2011. *Estatística moderna para engenharia*. Rio de Janeiro: Elsevier, 324 p.

Saatchi, S.; Buermann, W.; Ter Steege, H.; Mori, S.; Smith, T.B. 2008. Modeling distribution of Amazonian tree species and diversity using remote sensing measurements. *Remote Sensing of Environment*, 112(5): 2000-2017.

Shcheglovitova, M.; Anderson, R.P. 2013. Estimating optimal complexity for ecological niche models: A jackknife approach for species with small sample sizes. *Ecological Modelling*, 269: 9-17.

Soares-Filho, B.S.; Nepstad, D.C.; Curran, L.M.; Cerqueira, G.C.; Garcia, R.A.; Ramos, C.A.; *et al.* 2006. Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature*, 440(7083): 520-523.

Soberón, J. 2007. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology letters*, 10(12): 1115-1123.

Soberón, J.; Peterson, A.T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2: 1-10.

Scolforo, J.R.S. 2006. *Biometria florestal: Modelos de crescimento e produção florestal*. UFLA/FAEPE, Lavras, 393 p.

Stockwell, D.R.B. 1999. *Genetic algorithms II*. In: Fielding, A.H. Machine Learning methods for ecological applications. Boston: Kluwer Academic, p.123-144.

Swaine, M.D.; Whitmore, T.C. 1988. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, 75(1-2): 81-86.

Teixeira, T.S.; Weber, M.M.; Dias, D.; Lorini, M.L.; Esbérard, C.E.L.; Novaes, R.L.; *et al.* 2014. Combining environmental suitability and habitat connectivity to map rare or data deficient species in the Tropics. *Journal for Nature Conservation*, 22(4): 384-390.

Ter Steege, H.; Pitman, N.C.; Phillips, O.L.; Chave, J.; Sabatier, D.; Duque, A.; *et al.* 2006. Continental-scale patterns of canopy tree composition and function across Amazonia. *Nature*, 443(7110): 444-447.

Thuiller, W.; Lavorel, S.; Araújo, M.B. 2005. Niche properties and geographical extent as predictors of species sensitivity to climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 14(4): 347-357.

Tuomisto, H.; Poulsen, A. D.; Ruokolainen, K.; Moran, R. C.; Quintana, C., Celi, J.; *et al.* 2003. Linking floristic patterns with soil heterogeneity and satellite imagery in Ecuadorian Amazonia. *Ecological Applications*, 13(2): 352-371.

Valencia, R.; Foster, R. B.; Villa, G.; Condit, R.; Svenning, J. C.; Hernández, C.; *et al.* 2004. Tree species distributions and local habitat variation in the Amazon: large forest plot in eastern Ecuador. *Journal of Ecology*, 92(2): 214-229.

Vanreusel, W.; Maes, D.; Van Dyck, H. 2007. Transferability of species distribution models: a functional habitat approach for two regionally threatened butterflies. *Conservation biology*, 21(1): 201-212.

Vedel-Sørensen, M.; Tovarante, J.; Bøcher, P.K.; Balslev, H.; Barfod, A.S. 2013. Spatial distribution and environmental preferences of 10 economically important forest palms in western South America. *Forest Ecology and Management*, 307: 284-292.

Venticinque, E.M.; Carneiro, J.S., Moreira, M.P.; Ferreira, L. 2007. O uso de regressão logística para espacialização de probabilidades. *Megadiversidade*, 3: 25-37.

Vieira, S.; de Camargo, P.B.; Selhorst, D.; da Silva, R.; Hutyra, L.; Chambers, J. Q.; *et al.* 2004. Forest structure and carbon dynamics in Amazonian tropical rain forests. *Oecologia*, 140(3): 468-479.

Warren, D. L.; Seifert, S.N. 2011. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, 21(2): 335-342.

Wiens, J.J.; Graham, C.H. 2005. Niche conservatism: integrating evolution, ecology, and conservation biology. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 36: 519-539.

Williams, KJ; Belbin, L.; Austin, MP; Stein, JL; Ferrier, S. 2012. Que variáveis ambientais que devo usar no meu modelo de biodiversidade? *Jornal Internacional de Ciência de Informação Geográfica*, 26: 2009-2047.

Yang, X.Q.; Kushwaha, S. P. S.; Saran, S.; Xu, J.; Roy, P.S. 2013. Maxent modeling for predicting the potential distribution of medicinal plant. *Ecological Engineering*, 51: 83-87.

Anexo

Anexo A - Relação das espécies florestais de interesse madeireiro que foram realizadas coleta de material botânico em áreas de Plano de Manejo Florestal no leste do Acre, Brasil.

Id	Espécie	Nº de indivíduos	Nº de exsiccatas
1	<i>Amburana acreana</i> (Ducke) A.C.Sm.	3	8
2	<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	11	34
3	<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	6	17
4	<i>Aspidosperma macrocarpon</i> Mart.	4	7
5	<i>Astronium lecointei</i> Ducke.	7	19
6	<i>Castilla ulei</i> Warb.	12	35
7	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	10	23
8	<i>Clarisia racemosa</i> Ruiz & Pav	10	29
9	<i>Hura crepitans</i> L.	3	9
10	<i>Myroxylon balsamum</i> (L.) Harms*	1	3
11	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) SOGrose*	4	12
Total		71	196

* espécies que foram excluídas da modelagem de distribuição de espécies devido a inconsistência verificada em campo ou no banco de dados do inventário florestal.