

Predição da distribuição de espécies florestais usando variáveis topográficas e de índice de vegetação no leste do Acre, Brasil

Symone Maria de Melo FIGUEIREDO^{1*}, Eduardo Martins VENTICINQUE²,
Evandro Orfanó FIGUEIREDO³, Evandro José Linhares FERREIRA⁴

¹ Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Programa de Pós-graduação em Ciências de Florestas Tropicais, Av. André Araújo, 2936, Petrópolis, CEP: 69060-001, Manaus, AM, Brasil.

² Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Campus Universitário Lagoa Nova, CEP: 59078-900, Natal, Rio Grande do Norte, Brasil.

³ Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária, Acre, BR 364, km 14, Caixa Postal 321, CEP: 69908-970, Rio Branco, Acre, Brasil.

⁴ Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Núcleo de Pesquisa Acre, Estrada Dias Martins s/n, Parque Zoológico da UFAC, Distrito Industrial, CEP 69911-845, Rio Branco, Acre, Brasil.

* Corresponding author: symone_ac@yahoo.com.br

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) tem 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, modeflora, Amazônia.

Predicting the distribution of forest tree species using topographic variables and vegetation index in eastern Acre, Brazil

ABSTRACT

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 average accuracy 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 a 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 tem 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 locais 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 (dezoito) 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 de espécie (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. As exsicatas foram depositadas no herbário UFACPZ do Parque Zoobotânico da Universidade Federal do Acre (UFAC).

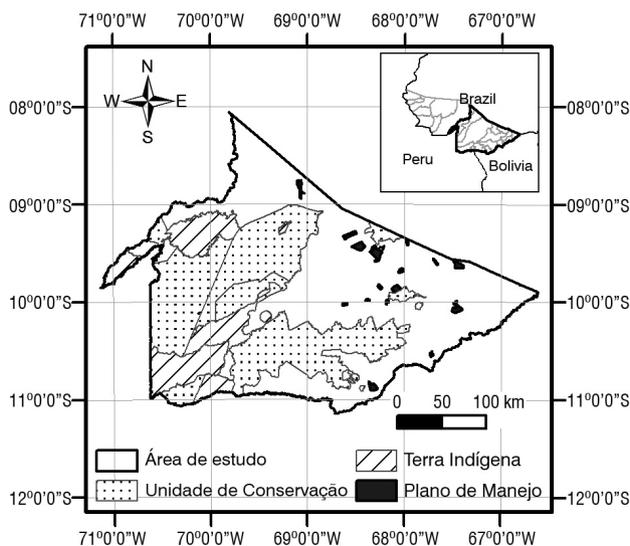


Figura 1. Localização da área de estudo no leste do estado do Acre, com a distribuição geográfica dos planos de manejo florestal, unidades de conservação e terras indígenas.

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, gapeira
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 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.

Os inventários florestais foram realizados mediante o uso das técnicas recomendadas pelo Modelo Digital de Exploração Florestal (Modelflora), que perfazem um total de 43.261,56 hectares de áreas manejadas, onde se tem 36.065 registros de ocorrência para nove espécies florestais (Tabela 2). O Modelflora é um conjunto de procedimentos voltados para o manejo de precisão em florestas tropicais que utilizam técnicas como o uso de GPS de alta sensibilidade e Sistema de Informação Geográfica (GIS) no planejamento florestal, desenvolvido pela Embrapa Acre e Embrapa Floresta (Figueiredo *et al.* 2007). Este 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 a 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 que 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 multispectrais do satélite Landsat TM (Thematic Mapper), bandas 3 (0,63 – 0,69 µm) e 4 (0,76 – 0,90 µm), correspondente a órbita/

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 (und.)
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

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 (Philips *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 sub-amostras do conjunto de dados, sem reposição. Em cada sub-amostra 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 por que 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) onde a área sob a curva (Area Under the Curve – AUC) é a medida de desempenho. Este 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 usando 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). 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 às demais espécies, *Clarisia racemosa* ocorre em ambientes com maior variação de altitude (Figura 3 A), enquanto *Hura crepitans* e *Ceiba pentandra* ocupam as cotas mais baixas do terreno, mais próximo aos cursos d'água (Figura 3 B). Assim, a variável distância vertical à drenagem mais próxima (HAND) assumiu importância na modelagem destas espécies mais associadas aos cursos d'água.

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. Quando maior a probabilidade (áreas escuras no mapa), maior a adequabilidade ambiental das espécies onde é mais provável a sua ocorrência.

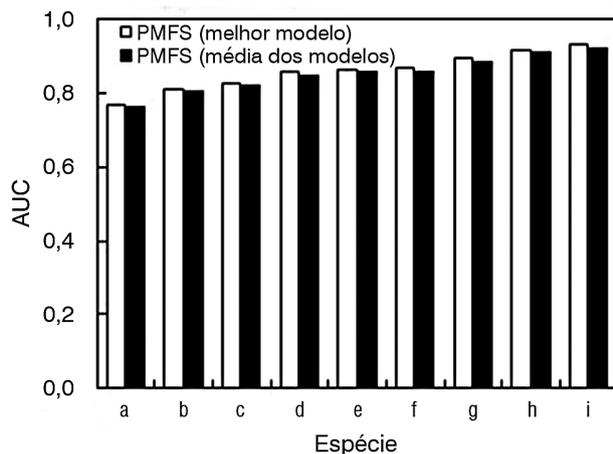


Figura 2. Testes de desempenho dos modelos por espécie medidos pela área sob a curva (AUC) no leste do Acre. a: *Clarisia racemosa*; b: *Castilla ulei*; c: *Apuleia leiocarpa*; d: *Aspidosperma parvifolium*; e: *Ceiba pentandra*; f: *Astronium lecointei*; g: *Hura crepitans*; h: *Amburana acreana*; i: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

Tabela 3. Análise de correlação de Pearson das variáveis ambientais preditoras. HAND: Distância vertical a 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

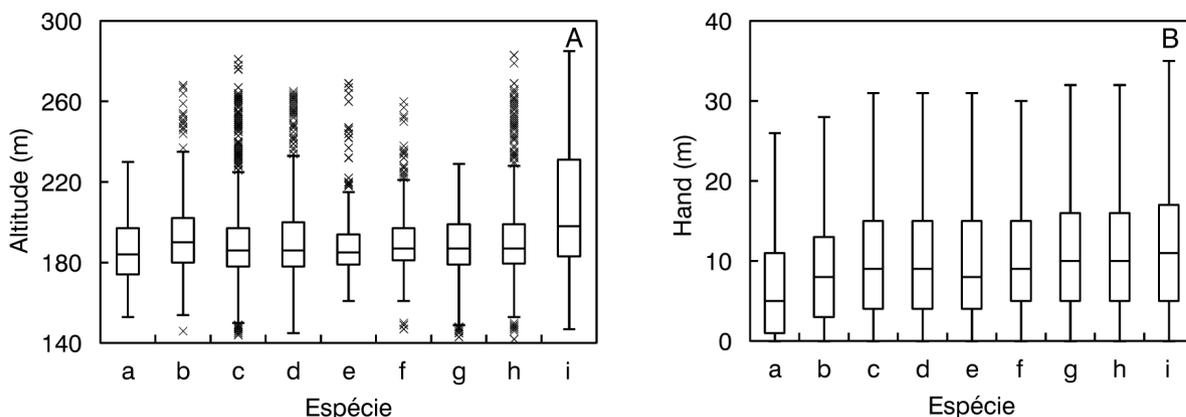


Figura 3. Dispersão dos dados de altitude (A) e distância vertical a drenagem mais próxima – HAND (B), observada nos registros de ocorrência das espécies em planos de manejo no leste do Acre. a: *Hura crepitans*; b: *Ceiba pentandra*; c: *Castilla ulei*; d: *Astronium lecoitei*; e: *Aspidosperma macrocarpon*;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

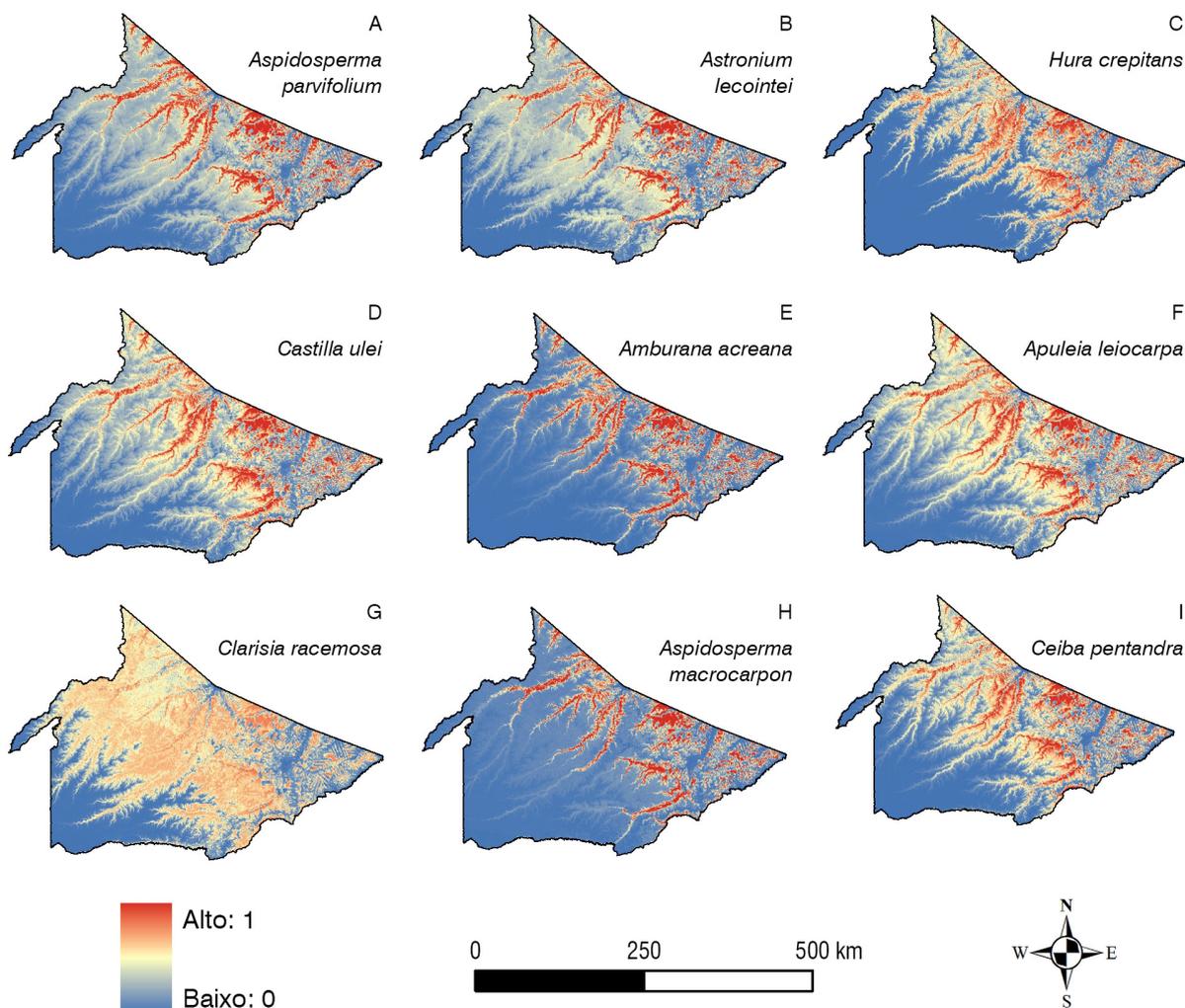


Figura 4. Média dos modelos de distribuição potencial por espécie, gerados com dados de inventário florestal censitários de planos de manejo, no leste Acre. Esta figura é colorida na versão eletrônica.

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 a 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

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 tem 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 2011).

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 (sudeste da área de estudo com altitude entre 296 a 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*) tem 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 d'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 a 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 estas espécies. Para *Aspidosperma parvifolium*, *Apuleia leiocarpa* e *Astronium lecointei* foram observadas 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 d'água, enquanto *Apuleia leiocarpa* mostrou maior adequação a ambientes mais úmidos.

A maior probabilidade de ocorrência de algumas espécies associadas à proximidade dos cursos d'água merece atenção dos gestores ambientais para que a exploração de recursos florestais atendam as premissas da legislação quanto à proibição do corte das árvores que estão localizadas em áreas de preservação permanente (APP), principalmente para espécies como 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 nesse 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

A 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. A Fundação de Tecnologia do Acre e ao Instituto de Meio Ambiente do Acre pelo apoio financeiro e a colaboração na realização desse trabalho, respectivamente.

BIBLIOGRAFIA CITADA

BRASIL-MMA. 2008. *Instrução normativa nº. 06, de 23 de setembro de 2008*. Brasília, DF, 55 p.

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

Cayuela, L.; Golicher, D.J.; Newton, A.C.; Kolb, M.; Alburquerque, 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: 319-352.

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: 43-57.

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

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: 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.

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

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: 733-749.

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: 247-263.

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

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: 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: 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: 18-29.

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.

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, A.T.; Papes, M.; Eaton, M. 2007. Transferability and model evaluation in ecological from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 34: 102-117.

Phillips, A.T.; Anderson, R.P.; Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190: 231-259.

Phillips, A.T.; Dudik, M. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31: 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: 309-323.
- Rennó, C.D.; Nobre, A.D.; Cuartas, L.A.; Soares, J.V.; Hodnett, M.G.; Tomasella, J.; Waterloo, M.J. 2008. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazônia. *Remote Sensing of Environment*, 112: 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, 1999, 816p.
- 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: 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.
- Soberón, J.; Peterson, A.T. 2005. Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, 2: 1-10.
- Teixeira, T.S.; Weber, M.M.; Dias, D.; Lorini, M.L.; Esbérard, C.E.L.; Novaes, R.L.; Cerqueira, R.; Vale, M.M. 2014. Combining environmental suitability and habitat connectivity to map rare or data deficient species in the Tropics. *Journal for Nature Conservation*, 22: 384-390.
- 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.

Recebido em 23/07/2014

Aceito em 29/10/2014