

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E
CONSERVAÇÃO

LARISSA CAMPOS FERREIRA

**MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL EM ESCALA FINA:
METODOLOGIA DE VALIDAÇÃO EM CAMPO E APLICAÇÃO PARA
ESPÉCIES ARBÓREAS.**

Sorocaba
2015

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIVERSIDADE BIOLÓGICA E
CONSERVAÇÃO

Larissa Campos Ferreira

**MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL EM ESCALA FINA:
METODOLOGIA DE VALIDAÇÃO EM CAMPO E APLICAÇÃO PARA
ESPÉCIES ARBÓREAS.**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de São Carlos – *Campus* Sorocaba, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Diversidade Biológica e Conservação, para a obtenção do título de Mestre.

Orientação: Prof^ª. Dr^ª. Ingrid Koch

Sorocaba
2015

Campos Ferreira, Larissa

Modelos de distribuição potencial em escala fina: metodologia de validação em campo e aplicação para espécies arbóreas. / Larissa Campos Ferreira. -- 2015.

112 f. : 30 cm.

Dissertação (mestrado)-Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador: Ingrid Koch

Banca examinadora: Ana Paula Carmignotto, Leonardo Dias Meireles

Bibliografia

1. Modelos de distribuição de plantas. 2. Método de validação em campo .
3. Maxent. I. Orientador. II. Universidade Federal de São Carlos. III. Título.

Ficha catalográfica elaborada pelo Programa de Geração Automática da Secretaria Geral de Informática (SIn).

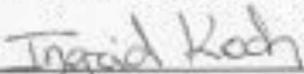
DADOS FORNECIDOS PELO(A) AUTOR(A)

LARISSA CAMPOS FERREIRA

MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL EM ESCALA
FINA: METODOLOGIA DE VALIDAÇÃO EM CAMPO E
APLICAÇÃO PARA ESPÉCIES ARBÓREAS

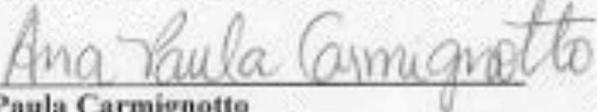
Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de
mestre em Diversidade Biológica e Conservação,
Universidade Federal de São Carlos,
Sorocaba, 11 de novembro de 2015.

Orientadora:

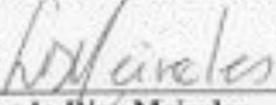


Profa. Dra. Ingrid Koch
Universidade de Campinas - UNICAMP

Examinadores:



Profa. Dra. Ana Paula Carmignotto
Universidade Federal de São Carlos – UFSCar – Campus Sorocaba



Dr. Leonardo Dias Meireles
Universidade de São Paulo - USP

AGRADECIMENTOS

À professora Ingrid Koch, pela oportunidade e orientação da dissertação.

Aos colegas do Laboratório de Diversidade Vegetal (LADIVE) pela companhia, conversas e aprendizagem em conjunto. Agradeço de forma especial à Carol, Eric, Pati e Letícia pela amizade e por me acompanharem nas coletas, identificações, caronas e risadas.

Agradeço ao Programa de Pós Graduação em Diversidade Biológica e Conservação, aos professores, funcionários e colegas de mestrado, pelo aprendizado e disponibilidade. Em especial à Pauli e Hector que completam “o trio”. Obrigada pela cumplicidade e rica troca durante as aulas, exercícios, discussões, cafés e horas vagas.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da Bolsa de Mestrado e oportunidade de estudo e pesquisa.

Ao Sítio Kataoka, Estação Ecológica Barreiro Rico, Fazenda Jequitibá, Thiago Silva, UFSCar, Fazenda Edigardia (UNESP - Botucatu), Juliana (Sítio Sorocaba) e todos que, de alguma forma, permitiram minha entrada e contribuíram para a obtenção dos dados.

Aos professores Ana Paula Carmignotto, Fernando Villela, Leonardo Dias Meireles, Letícia Souto e Rafael Mingoti, que aceitaram fazer parte das bancas de avaliação.

Aos amigos e familiares, obrigada pelo apoio e compreensão.

Por fim, agradeço minha mãe. Obrigada mãe, pelo seu apoio ao longo deste processo e de muitos outros. Obrigada por acreditar em mim, pelo incentivo e dedicação. Obrigada por estar ao meu lado, sempre.

RESUMO

CAMPOS FERREIRA, LARISSA. Modelos de distribuição potencial em escala fina: metodologia de validação em campo e aplicação para espécies arbóreas. 2015. 112 f. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2015.

Algumas ações conservacionistas necessitam do conhecimento da distribuição geográfica das espécies, porém, esse conhecimento está longe de ser alcançado para a maioria das espécies. Os modelos de distribuição de espécies (MDEs) têm se mostrado uma ferramenta útil para prever a distribuição das espécies e guiar pesquisas de campo para encontrar novos registros. Os MDEs utilizam dados de ocorrência e variáveis ambientais para indicar locais potenciais para a ocorrência de uma espécie. A precisão e quantidade dos dados utilizados são importantes para um bom resultado de predição dos modelos e aplicação à conservação. A escolha dos dados ambientais e do algoritmo e suas configurações são essenciais para o desenvolvimento dos modelos, pois influenciam diretamente na qualidade dos mesmos. Outra etapa bastante importante na modelagem é a validação do modelo, pois é ela que diminui o risco de aceitar como verdadeiros modelos que possuem erros grosseiros. O objetivo principal deste estudo é avaliar a aplicabilidade de modelos gerados pelo MaxEnt para encontrar populações de plantas, considerando diferentes configurações dos dados utilizados. Para isso o primeiro capítulo propõe uma metodologia de validação dos modelos em campo de fácil aplicação, uma vez que a validação em campo é a mais indicada pela literatura. A metodologia proposta no capítulo um é uma adaptação ao método de “caminhamento” ou método expedito de levantamento e caracterização da vegetação. A metodologia proposta foi eficaz para a localização das espécies em campo e mostrou que a caracterização da vegetação é uma etapa importante para a interpretação dos resultados, uma vez que explicou a ausência de duas espécies em áreas onde o modelo havia previsto presença. Apresenta como principal desvantagem a necessidade de pessoas experientes para o reconhecimento das espécies de plantas para a sua aplicação de forma agilizada. No segundo capítulo, foi testada a influência da área de amostragem, do conjunto de dados climáticos e das configurações do algoritmo Maxent na predição de áreas potenciais de distribuição. Os resultados obtidos demonstraram que o uso de dados amostrais e climáticos restritos aos limites da área de interesse para a busca das espécies e a inclusão de dados de solo geram modelos mais acurados. Mostrou também que as diferentes configurações do Maxent geraram modelos muito similares.

PALAVRAS-CHAVE: Maxent. Configuração. Conjuntos de dados ambientais. Matriz de confusão. Método de caminhamento.

ABSTRACT

Some conservation actions require the knowledge of the geographical distribution of species, however, this knowledge is far from being achieved for most species. The species distribution models (SDMs) have proved a useful tool to predict the distribution of species and guide field research to find new records. The SDMs using field data occurrence and environmental variables to indicate potential sites for the occurrence of a species. The quality and quantity of the data used are important to a successful result prediction models and application to conservation. The choice of environmental data and the algorithm and their settings are important for the development of models, the choice of these variables have directly influences to the quality of the models. Another very important step in modeling is the quality assessment and validation of the model, is that it may decrease the risk of accepting as true models with gross errors. The objective of this study is to evaluate the applicability of models generated by MaxEnt to find new populations of plants considering different data configurations used. For this, considering that the field validation is the most appropriate in the literature, but the most costly, the first chapter proposes a validation methodology of the models as easy application field. The methodology was able to find new records in the field, therefore, indicated for the validation of models. In the second chapter, knowing of the existence of a wide variety of variables that influence the performance of the models, the aim was to test the influence of the sample size, the spatial bias, the set of climate data and settings available for the MaxEnt algorithm in the areas of prediction potential distribution. The results demonstrated that the use of sampling and climate data restricted to the limit of the study area and also the use of soil data generate more accurate models.

KEYWORDS: Maxent. Field validation. Environmental data sets. Confusion matrix.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1. Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê e seus fragmentos remanescentes. Registros de ocorrência de oito espécies arbóreas dos gêneros *A.* – *Aspidosperma*; *C.* – *Copaifera*; *X.* – *Xylopia*; *Z.* – *Zanthoxylum*; utilizadas para gerar o modelo e validação em campo. 30
- Figura 2. Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê e seus fragmentos remanescentes. Registros de ocorrência de oito espécies arbóreas dos gêneros *A.* – *Aspidosperma*; *C.* – *Copaifera*; *X.* – *Xylopia*; *Z.* – *Zanthoxylum*; utilizadas para gerar o modelo e validação em campo. 51
- APÊNDICE
- Figura 1. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *A. cylindrocarpon*. A – troco; B – folhas e C - frutos e flores. (Fotos: Larissa Campos e Eric Kataoka)..... 74
- Figura 2. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *A. polyneuron*. A – Troco; B - Detalhe do tronco e entrecasca, C – Folhas e flores e D – Folhas e frutos. (Fotos: Larissa Campos e Eric Kataoka). 76
- Figura 3. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *A. tomentosum*. A – Indivíduo em campo; B - Folhas e frutos, C – Detalhe do tronco. (Fotos: Ana Carolina Devides Castello e Ingrid Koch). 77
- Figura 4. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *C. langsdorffii*. A – Detalhe do tronco e entrecasca; B Troco indivíduo adulto e C – Folhas e flores. (Fotos: Larissa Campos e Ingrid Koch). 78
- Figura 5. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *X. aromatica*. A – Detalhe do tronco, B – Folhas e botões florais e C – Folhas e flores. (Fotos: Maurício Mercadante e Ana Carolina Devides Castello)..... 79
- Figura 6. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *X. brasiliensis*. A – Tronco e entrecasca, B – Detalhe das folhas e C – Ramos de folhas. (Fotos: Larissa Campos e Ana Carolina Devides Castello). 80
- Figura 7. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *Z. rhoifolium*. A – Detalhe do tronco, B – Folha, parte adaxial C – Folha, parte abaxial. (Fotos: Larissa Campos). 81
- Figura 8. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *Z. riedelianum*. A – Detalhe do tronco e entrecasca, B – Detalhe do acúleo. (Fotos: Larissa Campos). 82
- Figura 9. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada. 85
- Figura 10. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada. 87
- Figura 11. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada. 89

Figura 12. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.	90
Figura 13. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.	92
Figura 14. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.	93
Figura 15. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.	95
Figura 16. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.	97
Figura 17. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.	98
Figura 18. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.	100
Figura 19. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.	101
Figura 20. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.	103
Figura 21. Modelos de distribuição potencial para <i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll.Arg. gerados a partir das diferentes configurações do MaxEnt para a UGRHI 10.	104
Figura 22. Modelos de distribuição potencial para <i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg. gerados a partir das diferentes configurações do MaxEnt para a UGRHI 10.	105
Figura 23. Modelos de distribuição potencial para <i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart. gerados a partir das diferentes configurações do MaxEnt para a UGRHI 10.	106
Figura 24. Modelos de distribuição potencial para <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf. gerados a partir das diferentes configurações do MaxEnt para a UGRHI 10.	107

Figura 25. Modelos de distribuição potencial para <i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart. gerados a partir das diferentes configurações do MaxEnt para a URGHI 10.	108
Figura 26. Modelos de distribuição potencial para <i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng. gerados a partir das diferentes configurações do MaxEnt para a URGHI 10.	109
Figura 27. Modelos de distribuição potencial para <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. gerados a partir das diferentes configurações do MaxEnt para a URGHI 10.	110
Figura 28. Modelos de distribuição potencial para <i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl. gerados a partir das.....	111

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Média dos resultados de presença e ausência encontrados nas predições dos modelos e resultadoda validação em campo para as oito espécies na UGRHI 10. P – Presença; A – Ausência; TA - Taxa de Acerto (taxa de classificação correta); A. – <i>Aspidosperma</i> ; C. – <i>Copaifera</i> ; X. – <i>Xylopia</i> ; Z. – <i>Zanthoxylum</i>	31
Tabela 2. Matriz de confusão, onde “a” e “d” são previsões corretas; “b” é erro de sobreprevisão (falso positivo) e “c” é erro de omissão (falso negativo). Fonte: Fielding & Bell (1997).	48
Tabela 3. Medidas de desempenho derivadas da Matriz de confusão (Tabela 2) utilizadas para avaliar a acurácia dos modelos de distribuição potencial das espécies arbóreas. Fonte: Fielding & Bell (1997) , onde “a, b, c ” e “d” são observados na matriz de confusão e N é o número total das amostras.....	49
Tabela 4. Valores de Qualidade da classificação associados aos valores do Índice Kappa (Landis & Koch, 1977).	50
Tabela 5. Resultado das previsões de ocorrência para oito espécies arbóreas, na UGRHI 10, com valores de pixel e porcentagem de área, gerados para cada uma das configurações. A. – <i>Aspidosperma</i> ; C. – <i>Copaifera</i> ; X. – <i>Xylopia</i> ; Z. – <i>Zanthoxylum</i>	52
Tabela 6. Valores da área sobre a curva ROC (AUC-ROC) gerados para cada um dos modelos das oito espécies arbóreas na área da UGRHI 10. B – <i>Bootstrap</i> ; C – <i>Crossvalidate</i> ; A. – <i>Aspidosperma</i> ; C. – <i>Copaifera</i> ; X. – <i>Xylopia</i> ; Z. – <i>Zanthoxylum</i>	53
Tabela 7. Resultados encontrados na validação em campo para as oito espécies arbóreas na UGRHI 10. Número de acertos para cada configuração de modelo quanto aos dados de ausência ou presença das espécies. B – <i>Bootstrap</i> ; C – <i>Crossvalidate</i> ; P – Presença; A – Ausência; TA - Taxa de Acerto (taxa de classificação correta); A. – <i>Aspidosperma</i> ; C. – <i>Copaifera</i> ; X. – <i>Xylopia</i> ; Z. – <i>Zanthoxylum</i>	55
Tabela 8. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para <i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.....	57
Tabela 9. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para <i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.	58
Tabela 10. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para <i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	60
Tabela 11. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.....	61
Tabela 12. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para <i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.....	62
Tabela 13. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para <i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.	63
Tabela 14. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	64
Tabela 15. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para <i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	65

SUMÁRIO

RESUMO	6
ABSTRACT	7
APRESENTAÇÃO	14
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	16
CAPÍTULO 1	19
PROPOSTA DE METODOLOGIA PARA VALIDAÇÃO EM CAMPO DE MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE ESPÉCIES DE PLANTAS ARBÓREAS: UMA ADAPTAÇÃO AO MÉTODO EXPEDITO DE CAMINHAMENTO.	19
RESUMO	20
ABSTRACT	21
INTRODUÇÃO	22
MATERIAL E MÉTODOS	25
Proposta metodológica para a validação de modelos de distribuição potencial de plantas no campo:	25
Seleção das áreas a serem visitadas.....	25
Método de caminhamento	26
Elaboração da lista de espécies	27
Reconhecimento das fitofisionomias e do estágio de regeneração (ou sucessional) das áreas.	28
Teste da metodologia	28
RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	31
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	33
CAPÍTULO 2.....	38

EFEITOS DO USO DE DIFERENTES CONJUNTOS DE DADOS NA EFICÁCIA DE PREDIÇÃO DOS MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL	38
RESUMO	39
ABSTRACT.....	40
INTRODUÇÃO	41
MATERIAL E MÉTODOS	43
Caracterização da área e seleção de espécies	43
Modelagem da distribuição potencial	44
Dados ambientais:	44
Produção dos Modelos:	45
Análise dos dados	47
RESULTADOS.....	50
Dados Gerais	50
Validação em campo	53
Análise dos modelos para cada espécie	56
DISCUSSÃO.....	66
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	68
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	69
APÊNDICES	74
APÊNDICE A - INFORMAÇÕES, DESCRIÇÕES E PRANCHA DE FOTOS UTILIZADAS PARA IDENTIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES SELECIONADAS PARA O ESTUDO.	74
Espécie: <i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> Müll. Arg.	74
Espécie: <i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg.....	75
Espécie: <i>Aspidosperma tomentosum</i> Mart.	76
Espécie: <i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	77

Espécie: <i>Xylopia aromatica</i> (Lam.) Mart.	78
Espécie: <i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng.....	79
Espécie: <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.....	80
Espécie: <i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.....	81
APENDICE B. – DESCRIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO DOS FRAGMENTOS SELECIONADOS PARA A VALIDAÇÃO DOS MODELOS EM CAMPO.	85
APENDICE C – MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL GERADOS A PARTIR DAS DIFERENTES CONFIGURAÇÕES DO MAXENT.....	104

APRESENTAÇÃO

O questionamento de como as espécies de animais e plantas se distribuem na Terra serviu e ainda serve de inspiração para muitos pesquisadores, e hoje, já sabe-se que em diferentes escalas, fatores físicos e climáticos afetam a distribuição dessas espécies (SOBERÓN & PETERSON, 2005) e por isso, a relação espécie/ambiente é parte das discussões em modelagem preditiva (GUISAN & ZIMMERMANN, 2000).

Os modelos de distribuição potencial de espécies foram criados com a proposta de preencher as lacunas de conhecimento sobre os limites geográficos de espécies e auxiliar na formulação de hipóteses sobre os mecanismos que determinam a distribuição das mesmas (GUISAN & ZIMMERMANN, 2000). A modelagem de distribuição de espécies e os fatores que limitam essa distribuição têm recebido grande atenção, dado a sua potencialidade em extrapolar a informação sobre a distribuição de espécies em áreas onde não há esta informação (SIQUEIRA & PETERSON, 2003).

Estes modelos baseiam-se na aplicação de algoritmos que, a partir de dados de presença e/ou ausência de espécies e dados ambientais, permitem a localização de áreas com condições ambientais semelhantes àquelas em que há ocorrência conhecida da espécie (GUISAN & ZIMMERMANN, 2000). Em outras palavras, os modelos de distribuição potencial ou modelos de nicho ecológico, aliados aos sistemas de informação geográfica permitem que, a partir de dados conhecidos de ocorrência de uma determinada espécie e dados ambientais, seja possível gerar um mapa com as áreas potenciais de ocorrência para uma determinada espécie (PETERSON, 2003).

Esses algoritmos diferem entre si em relação à sua natureza matemática e estatística, e podem ser classificados em (1) modelos que utilizam apenas dados de presença, podendo-se destacar aqui Maxent – Algoritmo de máxima entropia (PHILLIPS *et al.*, 2006) e GARP – *Genetic Algorithm for Rule Set Production* (STOCKWELL & NOBLE, 1991; STOCKWELL & PETERS 1999), e (2) modelos que utilizam dados de presença e ausência (GIANNINI *et al.*, 2012), podendo citar o GLM - *Generalised Linear Models* (MCCULLAGH & NELDER, 1989), GAM – *Generalised Additive Models* (HASTIE & TIBSHIRANI, 1990) e o RF - *Random Forest* (BREIMAN, 2001).

Os modelos podem ser gerados para diferentes escalas e objetivos, identificando áreas de maior probabilidade de ocorrência para: identificação e conservação de espécies raras ou em risco de extinção (ARAÚJO & WILLIAMS, 2000; ENGLER *et al.*, 2004; THOMAS *et al.*, 2004); seleção de áreas prioritárias para a conservação de espécies ou habitats

(BOJORQUEZ-TAPIA *et al.*, 1995; CHEN & PETERSON, 2002; EGBERT *et al.*, 1998; ORTEGA-HUERTA & PETERSON, 2004) e; avaliação dos impactos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade (HUNTLEY *et al.*, 1995; MAGANA *et al.*, 1997; PETERSON *et al.* 2002; SALA *et al.* 2000; OBERHAUSER & PETERSON 2003; SIQUEIRA & PETERSON, 2003), entre outras aplicações.

Por consequência da variedade de aplicações, houve um grande número de pesquisas e publicações sobre os aspectos metodológicos, que permitiram grandes progressos (GUISAN E ZIMMERMANN, 2000). Diante disto, os estudos comparativos de metodologias ajudam na escolha da melhor técnica em conformidade com os objetivos e disponibilidade de dados da pesquisa (FIELDING & BELL, 1997, ANDERSON *et al.*, 2003, ELITH *et al.* 2006).

Desta forma, a presente dissertação, está dividida em dois capítulos e tem como objetivo principal avaliar a melhor metodologia e configuração de modelos de distribuição geográfica para encontrar espécies de plantas em campo. O primeiro capítulo propõe uma metodologia de validação de modelos em campo e o segundo capítulo avalia algumas configurações (conjuntos de dados, métodos e área a ser avaliada) para gerar modelos de distribuição potencial, através do Maxent, para oito espécies de plantas (*Aspidosperma cylindrocarpon* Müll. Arg., *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg., *Aspidosperma tomentosum* Mart., *Copaifera langsdorffii* Desf., *Xylopia brasiliensis* Spreng., *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart., *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. e *Zanthoxylum riedelianum* Engl.).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANDERSON, R. P., LEW, D., PETERSON, A. T. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. **Ecological Modelling**. v. 162, p. 211-232. 2003.
- ARAÚJO, M.B.; WILLIAMS, P. Selecting areas for species persistence using occurrence data. **Biological Conservation** 96: 331-345. 2000.
- BREIMAN, L. **Random forests**. Machine learning 45: 5-32. 2001.
- BOJORQUEZ-TAPIA, L. A.; AZUARA, I.; EZCURRA, E.; FLORES V., O. A. Identifying conservation priorities in Mexico through geographic information systems and modeling. **Ecological Applications**. 5: 215-231. 1995.
- CHEN, G.; PETERSON, A. T. Prioritization of areas in China for biodiversity conservation based on the distribution of endangered bird species. **Bird Conservation International**. 12: 197-209. 2002.
- ELITH, J., GRAHAM, C.H., ANDERSON, R.P., ANDERSON, R.P., DUDIK, M., FERRIER, S., GUISAN, A., HIJMANS, R.J., HUETTMANN, F., LEATHWICK, J.R., LEHMANN, A., LI, J., LOHMANN, L.G., LOISELLE, B.A., MANION, G., MORITZ, C., NAKAMURA, M., NAKAZAWA, Y., OVERTON, J., TOWNSEND, PETERSON, A., PHILLIPS, S.J., RICHARDSON, K., SCACHETTI-PEREIRA, R., SCHAPIRE, R.E., SOBERON, J., WILLIAMS, S., WISZ, M.S., ZIMMERMANN, N.E. 75 Novel improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, 29: 129-151. 2006.
- EGBERT, S. L., PETERSON, A. T., SANCHEZ-CORDERO, V., PRICE, K. P. **Modeling conservation priorities in Veracruz, Mexico**. Pg 141-150 In (S. Morain, ed.). GIS in natural resource management: Balancing the technical-political equation. High Mountain Press, Santa Fe, New Mexico. 1998.
- ENGLER, R.; GUISAN, A.; RECHSTEINER, L. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. **Journal of Applied Ecology**, v. 41, n. 2. p. 263-274, 2004.
- FIELDING, A.H., BELL, J.F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**. 24: 38-49. 1997.
- GIANNINI, T. C.; ACOSTA, A. L.; SARAIVA, A. M.; ALVES DOS SANTOS, I.; DE MARCO JR., P. Construção de cenários futuros para o uso e conservação de polinizadores. In: IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; CANHOS, D. A. L.; ALVES, D. A.; SARAIVA, A. M. **Polinizadores no Brasil**. EDUSP, São Paulo, p. 301-314. 2012.
- GUISAN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**. v. 135, p. 147-186. 2000.
- HASTIE, T.J.; TIBSHIRANI, R. **Generalized additive models**. Chapman and Hall, Londres. 335p. 1990.

HUNTLEY, B.; BERRY, P. M.; CRAMER, W.; MCDONALD, A. P. Modelling present and potential future ranges of some European higher plants using climate response surfaces. **Journal of Biogeography**. 22: 967-1001. 1995.

MAGANA, V.; CONDE, C.; SANCHEZ, O.; GAY, C. Assessment of current and future regional climate scenarios for Mexico. **Climate Research**. 9: 107-114. 1997.

MCCULLAGH, P., NELDER, J.A. **Generalized linear models**. Chapman and Hall, Londres. 511p. 1989.

ORTEGA-HUERTA, M. A.; PETERSON, A. T. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. **Diversity and Distributions**. 10: 39-54. 2004.

SIQUEIRA, M. F. D.; PETERSON, A. T. Consequences of Global Climate Change for Geographic Distributions of Cerrado Tree Species. **Biota Neotropica**. 3:(2). 2003.

PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, 190, 231–259. 2006.

PETERSON, A. T. Predicting the geography of species invasions via ecological niche modeling. **Quarterly Review of Biology**. 78:419-433. 2003.

PETERSON, A. T.; ORTEGA-HUERTA, M. A.; BARTLEY, J.; SANCHEZ-CORDERO, V.; SOBERÓN, J.; BUDDEMEIER, R. H.; STOCKWELL, D. R. B. Future projections for Mexican faunas under global climate change scenarios. **Nature**. 416: 626-629. 2002.

SALA, O. E.; CHAPIN-III, F. S.; ARMESTO, J. J.; BERLOW, E.; BLOOMFIELD, J.; DIRZO, R.; HUBER-SANWALD, E.; HUENNEKE, L. F.; JACKSON, R. B.; KINZIG, A.; LEEMANS, R.; LODGE, D. M.; MOONEY, H. A.; OESTERHELD, M.; POFF, N. L.; SYKES, M. T.; WALKER, B. H.; WALKER, M.; WALL, D. H. Global biodiversity scenarios for the year 2100. **Science**. 287: (5459):1770-1774. 2000.

STOCKWELL, D.R.B.; NOBLE, I.R. Induction of sets of rules from animal distribution data: a robust and informative method of data analysis. **Mathematics and Computers in Simulation**. 32: 249-254. 1991.

STOCKWELL, D.; PETERS, D. The GARP modeling system: problems and solutions to automated spatial prediction. *International Journal of Geographical Information*. **Science**. 13: 143-158. 1999.

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

THOMAS, C. D.; CAMERON, A.; GREEN, R. E.; BAKKENES, M.; BEAUMONT, L. J.; COLLINGHAM, Y. C.; ERASMUS, B. F. N.; SIQUEIRA, M. F. D.; GRAINGER, A.; HANNAH, L.; HUGHES, L.; HUNTLEY, B.; JAARSVELD, A. S. V.; MIDGLEY, G. F.; MILES, L.; ORTEGA-HUERTA, M. A.; PETERSON, A. T.; PHILLIPS, O. L.; WILLIAMS, S. E. Extinction risk from climate change. **Nature**. 427: 145-148. 2004.

OBERHAUSER, K.; PETERSON, A. T. Modelling current and future potential wintering distributions of eastern North American monarch butterflies. **Proceedings of the National Academy of Sciences.** 100: 14063-14068. 2003.

CAPÍTULO 1

**PROPOSTA DE METODOLOGIA PARA VALIDAÇÃO EM CAMPO DE
MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL DE ESPÉCIES DE PLANTAS
ARBÓREAS: UMA ADAPTAÇÃO AO MÉTODO EXPEDITO DE
CAMINHAMENTO.**

RESUMO

A modelagem é uma ferramenta que se tornou muito popular em ecologia e biogeografia e têm grande potencial para preencher lacunas de conhecimento a respeito da taxonomia e distribuição geográfica das espécies, pois possibilita adquirir e aprofundar o conhecimento das espécies e auxiliar em sua conservação. Tradicionalmente, estes modelos são testados usando a metade dos registros originais de ocorrência de espécies para construir o modelo e a outra metade para avaliá-lo. No entanto, alguns pesquisadores contestam esse uso, considerando que isso pode levar a estimativas excessivamente otimistas de precisão do modelo e não reais, além disso, novos inventários são essenciais não só para a validação dos modelos como também para a descoberta de novos registros, aperfeiçoando a distribuição real e potencial. Para a validação de modelos em campo, não há uma indicação clara de metodologia em trabalhos de modelagem de distribuição e os pesquisadores muitas vezes dispõem de pouco tempo e recursos, sendo importante a facilitação desta etapa da modelagem. Considerando que a aplicação de um método de validação em campo deve ser simples e de fácil aplicação, porém preencher requisitos mínimos de precisão científica e confiabilidade, este estudo propõe uma metodologia para validação de modelos de distribuição potencial de espécies de plantas, baseando-se no método expedito de caminhamento para levantamentos florísticos. O método de caminhamento para validação de modelos de distribuição geográfica em campo consiste, basicamente, nas seguintes etapas: 1. Seleção de áreas previstas pelo modelo; 2. Método de caminhamento pelas áreas escolhidas; 3. Elaboração da lista de espécies de plantas presentes na área; 4. Caracterização das áreas e 5. Validação dos modelos de distribuição potencial. A metodologia é aplicada com tempo de execução curto e permite a validação das espécies em campo. Exige conhecimento taxonômico da flora local e, eventualmente, uma espécie pode não ser amostrada na área de caminhamento.

PALAVRAS CHAVE: levantamento rápido, MDE, método de caminhamento.

ABSTRACT

Modeling is a tool that has become very popular in ecology and biogeography and have great potential to fill gaps in knowledge about the taxonomy and geographic distribution of species, since it allows to acquire and deepen the knowledge of the species and assist in their conservation. Traditionally, these models are tested using half of the original records of species to build the model and the other half to evaluate it. However, some researchers counter this use, considering that can lead to overly optimistic estimates of the model accuracy and not real, in addition, new inventories are essential not only for the validation of models as well as for the discovery of new records, perfecting the actual and potential distribution. For the validation of models in the field, there isn't a clear indication of methodology in distribution modeling jobs and researchers often have limited time and resources, it is important to facilitate this modeling stage. Whereas the application of a field validation method should be simple and easy to apply, but fill minimum requirements of scientific accuracy and dependability, this study proposes a methodology for validating potential distribution models of plant species, based on expeditious method of pathway for floristic surveys. The pathway method for validation of geographic distribution models in the field basically consists of the following steps: 1. Selection of areas predicted by the model; 2. pathway method the chosen areas; 3. Preparation of the list of species of plants present in the area; 4. Characterization of the areas and 5. Validation of potential distribution models. The methodology is applied with a short run time and enables validation of the species in the field. Taxonomic requires knowledge of the local flora and, optionally, one species may not be sampled in the pathway area.

KEYWORDS: rapid assessment, SDM, field validation.

INTRODUÇÃO

Os modelos de distribuição de espécies (MDE) auxiliam na ampliação do conhecimento sobre a distribuição geográfica de uma espécie no cenário climático atual e ainda possibilitam a projeção desta distribuição para cenários climáticos do passado e/ou futuro (PETERSON, 2001). A modelagem é uma ferramenta muito popular em ecologia e biogeografia e têm grande potencial para ajudar a direcionar esforços de conservação. Para Guisan & Zimmermann (2000) os modelos têm a proposta de preencher lacunas de conhecimento sobre as espécies, pois possibilitam adquirir e aprofundar o conhecimento (taxonômico e geográfico) sobre as mesmas e auxiliar em sua proteção e conservação.

Em linhas gerais, a modelagem é um processamento computacional baseado na aplicação de algoritmos que, a partir de dados de presença e/ou ausência de espécies e dados ambientais, permite a localização de áreas com condições ambientais semelhantes àquelas em que há ocorrência conhecida da espécie, quando aliados a sistemas de informação geográfica (GUISAN & THUILLER, 2005; PETERSON, 2003). É um processo complexo que envolve diversas etapas, as quais compreendem desde o conhecimento de conceitos, técnicas relacionadas à biologia, biodiversidade, geografia e clima, e ao processamento dos dados durante e após a obtenção o modelo (GIANNINI *et al.* 2012).

A técnica é comumente utilizada para simulação da distribuição geográfica de espécies (ANDERSON *et al.*, 2002; SIQUEIRA & DURIGAN, 2007; PETERSON *et al.*, 2006); estudos dos impactos das mudanças climáticas (PEARSON *et al.*, 2006); busca de novas populações ou espécies (FERIA & PETERSON, 2002; RAXWORTHY *et al.*, 2003; BOURG *et al.*, 2005; GUISAN *et al.*, 2006; PETERSON & PAPES, 2006; PEARSON, *et al.* 2007; GIOVANELLI, *et al.* 2008; THORN *et al.*, 2008; WILLIAMS *et al.*, 2009; GRAHAM *et al.*, 2004); localização de áreas para reintrodução de espécies (HINOJOSA-DÍAZ *et al.*, 2009) e para abordar a variação geográfica, ecológica e fenotípica das espécies (GAUBERT *et al.*, 2006)

Muitos estudos se concentram na forma de avaliação ou validação desses modelos (GUISAN *et al.*, 2007; ANDERSON & MARTINEZ-MEYER, 2004; HIRZEL *et al.*, 2006; HIJMANS & GRAHAM, 2006), uma etapa indispensável na construção dos modelos (TSOAR *et al.*, 2007, ALLOUCHE *et al.*, 2006). A avaliação da qualidade dos modelos ainda é um tema ativo e não totalmente resolvido na literatura, pois novas técnicas podem surgir e outras podem se tornar obsoletas ou ineficientes para um conjunto de dados (GIANNINI *et al.*, 2012).

A validação ou teste externo é o confronto entre os dados reais de presença com os dados resultantes do modelo e pode ser realizado de duas formas: 1) separando os dados iniciais de presença em dois grupos (aleatórios como indicados por Fielding & Bell, 1997 ou geográficos como em Peterson *et al.*, 2008), um para a modelagem e o outro para confrontar os resultados; ou 2) usando os dados iniciais (GIANNINI *et al.*, 2012).

Tradicionalmente, os modelos vêm sendo testados usando a metade dos registros de espécies originais para construir o modelo e a outra metade para avaliá-lo. No entanto, alguns pesquisadores contestam esse uso, considerando que isso pode levar a estimativas excessivamente otimistas de precisão do modelo (NEWBOLD *et al.*, 2010, FIELDING & BELL, 1997). Chatfield (1995) questionou a utilização do particionamento de dados para o teste de modelo, sugerindo que os dados divididos arbitrariamente não são como a coleta de novos dados, pois normalmente os dados coletados possuem correlação espacial, são próximos uns dos outros, representando pouco os dados reais. Outro problema é a disponibilidade de dados de ocorrência, pois algumas espécies possuem poucos pontos amostrados e dividi-los em dois grupos, para posterior teste, poderá interferir na capacidade dos métodos de modelagem em gerar modelos razoáveis (ENGLER *et al.*, 2004). Isto ressalta a importância de que, principalmente os modelos de espécies pouco conhecidas, sejam continuamente atualizados e validados com novos registros de ocorrência.

Verbyla & Litaitis (1989) ressaltaram, ainda, que qualquer abordagem à modelagem ecológica tem pouco mérito se as previsões não podem ser, ou não são avaliadas, quanto à sua precisão a partir de novos dados de ocorrência. O teste do modelo em campo vem sendo considerado, então, como uma forma mais robusta de validação dos MDEs (GIANNINI *et al.*, 2012). Além disso, novos inventários são essenciais não só para a validação como para a descoberta de novos registros e populações. A metodologia empregada na validação da eficácia destes modelos em campo pode, além de ampliar o conhecimento sobre os dados de distribuição, auxiliar no direcionamento de ações e tornar os resultados obtidos comparáveis (SIQUEIRA *et al.*, 2009).

Na literatura é possível encontrar trabalhos com descrição metodológica para levantamentos de vegetação com enfoque ecológico (e.g. MÜELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) ou para a localização de espécies raras (ANPC, 2012). Há também o método de caminhamento ou expedito (rapid assessment), metodologia comumente utilizada para fins de caracterização da composição florística e classificação de tipos vegetacionais ou estágios de conservação das áreas, sendo o uso dessa bastante comum em levantamentos

florísticos (FILGUEIRAS *et al.*, 1994). Para a validação de dados em campo de estudos de modelagem há apenas descrições resumidas e adaptadas destas metodologias.

Alguns estudos de modelagem citam o uso de levantamento florístico de varredura (LANCASTER, 2000; KAMINO, 2009) proposto a partir da metodologia de Ratter *et al.* (2001) e Walter & Guarino (2006). Outros mencionam o uso de transectos, mas sem especificações metodológicas (KHANUM *et al.*, 2013), a visualização das espécies a partir de caminhadas assistemáticas (MIRANDA, 2012) e o método de caminhar livre (DURIGAN *et al.*, 2003; SIQUEIRA *et al.*, 2009). Não há, portanto, uma indicação clara de metodologia para a validação em campo em trabalhos de modelagem de distribuição.

Para estudos fitossociológicos, Rodrigues (1989) expõe que é imprescindível que alguns requisitos básicos sejam respeitados, como: as unidades amostrais devem ser claramente distinguíveis; a forma e o tamanho das unidades devem ser as mais uniformes possíveis; as regras de inclusão e exclusão do material botânico em cada unidade devem ser previamente estabelecidas e respeitadas. A escolha do método a ser adotado depende primeiramente do que se pretende responder sobre a vegetação (DURIGAN, 2003) e estes requisitos são entendidos uma vez que seus objetivos referem-se ao estudo quantitativo e qualitativo da comunidade vegetal.

No caso da modelagem, o objetivo principal da metodologia empregada em campo é a comprovação da presença ou ausência da espécie naquela área. É menos complexa, porém apresenta também alguns desafios e peculiaridades. A validação em campo de espécies de fauna e flora é diferente, principalmente pelo fato de as plantas serem sésseis. No caso das plantas, a movimentação é unicamente do observador. Em áreas grandes a amostragem pode não ser suficiente para encontrar a espécie no caso dela ocorrer de forma pontual. Em outros casos podem ocorrer processos estocásticos, não previsíveis e espécies visadas comercialmente, onde a possibilidade de os dados não serem confirmados se dá pela interferência antrópica.

Além destes fatores, sabe-se que a condução de estudos de comunidades vegetais é muitas vezes condicionada pela disponibilidade de recursos financeiros e pessoal para realizar os levantamentos. O tempo necessário para as pesquisas em campo é fator considerável, principalmente devido às dificuldades logísticas (SILVA-JÚNIOR, 2004; WALTER & GUARINO, 2006). Com isso, métodos mais rápidos e menos onerosos de amostragem da vegetação serão úteis, desde que permitam a coleta confiável dos dados (WALTER & GUARINO, 2006).

Neste estudo, considerando a falta de indicação clara de metodologia para a validação em campo em trabalhos de modelagem de distribuição, o objetivo foi propor uma metodologia adaptada para validação de áreas de ocorrência potencial de espécies de plantas, que seja padronizada e comparável entre estudo, a partir do método expedito de caminhamento para levantamentos florísticos (FILGUEIRAS *et al.*, 1994).

MATERIAL E MÉTODOS

O procedimento proposto neste estudo baseia-se no método de caminhamento expedito descrito por Filgueiras *et al.* (1994), direcionado para levantamentos florísticos qualitativos. Esta metodologia foi escolhida entre as outras, por entendermos que ela é o método mais simplificado e que cumpre com os requisitos básicos descritos por Rodrigues (1989). No trabalho de Filgueiras *et al.* (1994) são descritas detalhadamente três etapas de trabalho: 1º. reconhecimento dos tipos de vegetação (fitofisionomia); 2º. Elaboração da lista de espécies encontradas e 3º. Análise dos resultados. Este método permite ao mesmo tempo identificar de forma ágil a presença ou ausência de espécies cuja distribuição potencial foi modelada e reconhecer a fitofisionomia e também o estágio sucessional da área avaliada.

O reconhecimento da fitofisionomia e do estágio sucessional das áreas de estudo pode ser importante para uma correta interpretação dos resultados da validação dos modelos no campo tendo em vista que estes dados geralmente não estão disponíveis para serem utilizados para gerar os modelos e podem ser determinantes para a ocorrência de espécies de plantas. O método foi originalmente proposto para a análise qualitativa de áreas e deve então ser adaptado para a busca de espécies em áreas diversas. Além disso, pode ser atualizado com a sugestão de uso de novos dados e de sistemas de informação geográfica (SIG) para a seleção, busca e caracterização das áreas.

Proposta metodológica para a validação de modelos de distribuição potencial de plantas no campo:

Seleção das áreas a serem visitadas

Deve-se utilizar um sistema de informação geográfica (SIG) para visualizar as áreas previstas como áreas de presença ou de ausência para cada espécie avaliada, sobre uma base digital com os fragmentos de vegetação da área em análise (e.g. BIOTA/FAPESP, 2008;

IBGE, 2015). Para a seleção das áreas a serem visitadas deve-se evitar aquelas onde não há vegetação ou onde a fitofisionomia não é adequada para a ocorrência de determinada espécie (nem sempre estas informações são disponibilizadas em formato digital). Após uma primeira seleção é importante avaliar as áreas através de imagens de satélite (por exemplo Google Earth, 2014) para verificar o tamanho da área, a densidade da vegetação, identificar os limites dos fragmentos (definição do trajeto percorrido) e avaliar o acesso à área. As coordenadas geográficas do ponto central das áreas selecionadas devem ser anotadas e devem ser gerados mapas para cada área a ser visitada com a finalidade de orientar a busca das mesmas no campo.

Critérios para a seleção das áreas:

- Probabilidade de ocorrência da espécie gerada pelo modelo;
- Tamanho das áreas: as áreas selecionadas devem possuir tamanhos comparáveis;
- Estágio sucessional;
- Densidade da vegetação: é possível avaliar, com base em imagens de satélite, se a área foi muito alterada por ação antrópica. As áreas muito alteradas deverão ser evitadas para este tipo de avaliação, principalmente se a espécie considerada para gerar os modelos for suscetível a ação antrópica (e.g. para extração de madeira);
- Acesso: para que uma área seja selecionada, é importante que o acesso a esta seja viável.

Método de caminhamento

A partir dos dados obtidos na primeira etapa (seleção das áreas, confecção dos mapas e obtenção das coordenadas do ponto central dos fragmentos), adotar os seguintes procedimentos:

Ao chegar à borda do fragmento posicionar-se no sentido de maior extensão da área, registrar no aparelho GPS as coordenadas geográficas do ponto central e utilizando-o como norte, iniciar o caminhamento por uma linha reta imaginária, tanto quanto possível, em direção a este ponto. O caminhamento deve ser realizado em ritmo moderado, por pelo menos duas pessoas caminhando, identificando as espécies observadas tanto ao lado direito como ao lado esquerdo da trilha, com especial atenção às espécies de interesse para a validação dos modelos no campo (para confirmar a presença ou ausência previstas pelos modelos).

Para que os esforços amostrais sejam comparáveis entre os fragmentos deve-se considerar tamanhos de trechos e tempo total de caminhada similares, considerando um caminhar em velocidade média. De acordo com estudos (WALTER & GUARINO, 2006; DURIGAN *et al.*, 2003) o tempo total de caminhar indicado é até que a curva do coletor alcance o ponto de assíntota, que geralmente ocorre dentro de uma hora de caminhada. Os tempos de parada ocasionais (descanso, identificação de indivíduos, entre outros) devem ser desconsiderados do tempo total de caminhar.

Durante o caminhar, deve-se preencher uma ficha de campo anotando todas as espécies encontradas no trajeto, as espécies requeridas na validação do trabalho de modelagem e as demais informações que irão possibilitar a caracterização do fragmento. Esta ficha deve conter informações de: 1. Nome da espécie; 2. Coordenadas geográficas – importante para confrontação com o mapa resultante do processo de modelagem, para utilização de banco de dados (identificação de novas populações) e possibilidade de refazer o modelo com dados mais robustos; 3. Relevo; 4. Fitofisionomia; 5. Solo; 6. Grau de Conservação/Perturbação. Quando não for possível identificar algum indivíduo no campo, deve-se coletar o material e informações de campo para posterior identificação.

Elaboração da lista de espécies

Os dados anotados sobre as espécies devem ser então compilados em uma única lista ao final da amostragem. A elaboração da lista de espécies é importante para a etapa de validação em campo de modelos de distribuição, e também para definir a fitofisionomia e o estágio de sucessão dos fragmentos avaliados. É necessário que os componentes do grupo tenham experiência comprovada para a identificação das espécies da flora regional no campo.

É importante, sobretudo, que as espécies consideradas para a validação tenham suas presenças e ausências acuradamente identificadas e sugerimos um estudo prévio detalhado das características morfológicas diagnósticas destas espécies, incluindo a organização de uma ficha de identificação em campo com as características mais marcantes, além de fotos do tronco, casca, entrecasca, folhas (faces abaxial e adaxial), flores e frutos, para ser utilizada por todos os componentes do grupo no campo.

Reconhecimento das fitofisionomias e do estágio de regeneração (ou sucessional) das áreas.

Utilizando os dados coletados em campo e a lista de espécies (etapa1), é possível definir a fitofisionomia e o estágio de regeneração dos fragmentos selecionados. Para isso, indica-se o uso dos Parâmetros e seus respectivos limites construídos a partir da Resolução Brasil 01/94 (BRASIL, 1994), Terborgh (1992) e Budowski (1965 e 1970), que estabelecem parâmetros para identificação de acordo com o estágio de regeneração de vegetação com fitofisionomia. Para auxiliar a classificação sucessional da vegetação foram medidos ao longo da trilha os seguintes parâmetros: número de estratos verticais, Fisionomia, número de espécies, presença de gramíneas/ciperáceas, trepadeiras e espécies exóticas.

Caso o fragmento apresente grande tamanho e diferenças nas formações de vegetação, devem ser realizados diferentes pontos de amostra, de modo a obter informações mais detalhadas do mesmo fragmento. Para auxiliar na classificação fitofisionômica das áreas, as espécies foram classificadas de acordo com a sua ocorrência no bioma e ecossistema, utilizando-se para tal a Resolução 08 de 2008 (SÃO PAULO, 2008). Indica-se que nomes das famílias, sendo a grafia das espécies e nomes dos autores sejam apresentados e conferidos segundo a bibliografia pertinente para cada uma. Neste trabalho utilizamos como base o APG III (2009) e Lista de Espécies da Flora do Brasil (2013).

Teste da metodologia

Para testar a metodologia proposta, foram gerados modelos de distribuição potencial para oito espécies de plantas arbóreas, são elas *Aspidosperma cylindrocarpon* Müll. Arg., *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg., *Aspidosperma tomentosum* Mart., *Copaifera langsdorffii* Desf., *Xylopia brasiliensis* Spreng., *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart., *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. e *Zanthoxylum riedelianum* Engl. As espécies foram selecionadas baseadas na fácil identificação em campo, bioma característico do local e número mínimo de registros para modelagem.

As espécies *Aspidosperma cylindrocarpon* Müll. Arg., *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg., *Xylopia brasiliensis* Spreng. são comumente encontradas em formações de Floresta Estacional Semidecidual – FES na região, as espécies *Aspidosperma tomentosum* Mart., *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. são consideradas tipicamente de Cerrado e as espécies *Copaifera langsdorffii* Desf., *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. e *Zanthoxylum riedelianum* Engl. consideradas mais comuns em FES, mas podem ser encontradas em ambas as fitofisionomias.

Considerou-se como delimitação geográfica do estudo a Bacia Hidrográfica dos rios Tietê e Médio Sorocaba, na região centro-sudoeste do Estado de São Paulo; a área foi escolhida por ser a mesma área de estudo utilizada para um levantamento preliminar da flora da região.

As áreas visitadas foram selecionadas a partir dos modelos gerados, como áreas de presença e ausência para todas as espécies. Para minimizar o viés no espaço ambiental, como proposto na metodologia, selecionou-se locais que cobriam: (1) áreas com tamanhos equivalentes e comparáveis; (2) fitofisionomias indicadas para a ocorrência das espécies, definidas através de um mapa de vegetação (BIOTA/FAPESP, 2008) e; (3) áreas aparentemente bem preservadas.

O método foi aplicado com a abertura de trilhas e caminhadas em linha reta ao longo da vegetação em direção ao ponto central do fragmento - utilizando a coordenada central do fragmento como rumo no GPS - por uma hora em velocidade constante, identificando as espécies observadas. A equipe de campo era composta por duas ou três pessoas, que anotavam os nomes das espécies visualizadas ao longo do trajeto, com especial atenção para a presença ou ausência das espécies modeladas. As espécies utilizadas para os modelos foram registradas como estando presente quando observada pelo menos uma vez, e ausente quando não foi observada nenhuma vez.

Os dados de presença ou ausência do modelo foram sobrepostos aos resultados da validação em campo com o objetivo de avaliar o desempenho da proposta metodológica de levantamento em campo e do modelo de distribuição potencial das espécies.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao todo foram selecionados e visitados 12 fragmentos (Figura 1), indicados pelo mapa de fragmentos do estado de SÃO PAULO (BIOTA/FAPESP, 2008) sendo, em maior porcentagem de área, seis deles de Floresta Estacional Semidecidual (FED), quatro Floresta Ombrófila Densa (FOD) e dois de Cerrado (CE); porém a maioria das áreas apresentavam mais de um fitofisionomia em contato. No campo, porém, todas as áreas foram identificadas como Floresta Estacional Semidecidual, e duas delas em contato com Cerrado. Além disso, duas áreas estavam bastante antropizadas (Maiores informações ver Apêndice B).

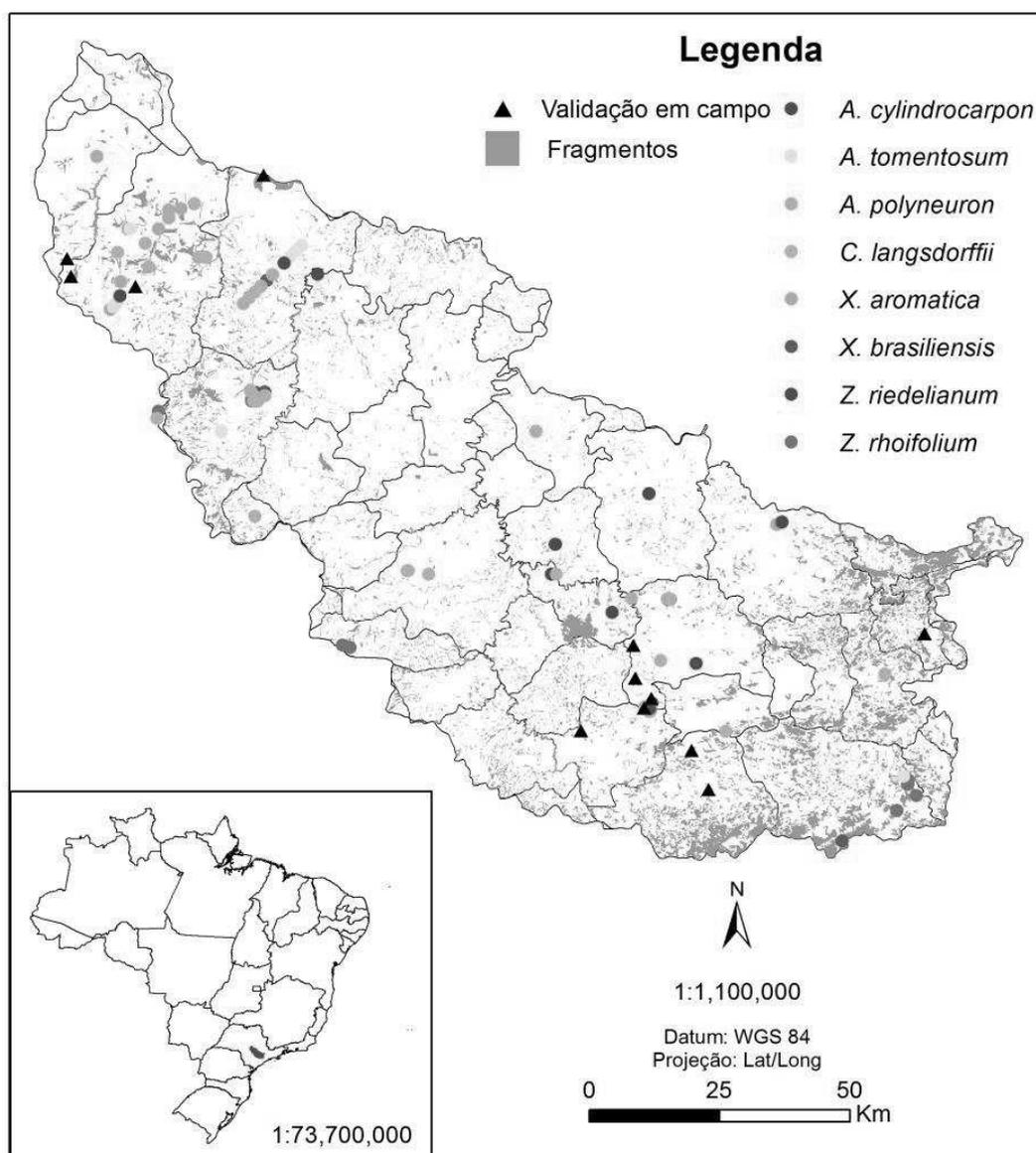


Figura 1. Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê e seus fragmentos remanescentes. Registros de ocorrência de oito espécies arbóreas dos gêneros *A.* – *Aspidosperma*; *C.* – *Copaifera*; *X.* – *Xylopia*; *Z.* – *Zanthoxylum*; utilizadas para gerar o modelo e validação em campo.

Foi possível encontrar em campo seis das oito espécies escolhidas: *Aspidosperma cylindrocarpon* (três áreas), *Aspidosperma polyneuron* (duas áreas), *Copaifera langsdorffii* (sete áreas), *Xylopia brasiliensis* (duas áreas), *Zanthoxylum rhoifolium* (três áreas) e *Zanthoxylum riedelianum* (três áreas) (Figura 1). As espécies *Aspidosperma tomentosum* e *Xylopia aromatica* não foram encontradas em nenhuma das áreas visitadas. Além de nenhuma das áreas analisadas terem apresentado a fitofisionomia característica dessas espécies (Cerrado), espécies como *Aspidosperma* spp. são comercialmente visadas e comumente

retiradas da mata, o que resulta em incertezas para o teste da metodologia e demonstra a importância da caracterização da área para a interpretação dos modelos.

A confrontação dos dados de presença e ausência da validação em campo com os dados dos modelos gerados demonstra que a validação foi eficiente para avaliar os modelos de distribuição. Na Tabela 1 é possível verificar resumidamente a quantidade de áreas em que o modelo previu ausência e presença e o encontrado na validação em campo.

Tabela 1. Média dos resultados de presença e ausência encontrados nas predições dos modelos e resultado da validação em campo para as oito espécies na UGRHI 10. P – Presença; A – Ausência; TA - Taxa de Acerto (taxa de classificação correta); A. – *Aspidosperma*; C. – *Copaifera*; X. – *Xylopia*; Z. – *Zanthoxylum*.

Espécies	Predição dos Modelos		Validação em Campo		Taxa de Acerto
	P	A	P	A	
<i>A. cylindrocarpon</i>	3	6	3	9	0.75
<i>A. polyneuron</i>	1	8	2	10	0.75
<i>A. tomentosum</i>	0	11	0	12	0.92
<i>C. langsdorffii</i>	5	3	7	5	0.67
<i>X. aromatica</i>	0	9	0	12	0.75
<i>X. brasiliensis</i>	0	6	2	10	0.50
<i>Z. rhoifolium</i>	0	7	3	9	0.58
<i>Z. riedelianum</i>	1	6	3	9	0.58

Os dados foram analisados através de Taxa de Acerto, método estatístico derivado da matriz de confusão (FIELDING & BELL, 1997), que verifica quanto o modelo acertou corretamente os pontos verdadeiros e aleatórios (Análise completa no capítulo dois desta dissertação). Como observado, as taxas de acerto foram superiores a 50% (*X. brasiliensis*).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Para o uso integral da metodologia proposta por Filgueiras *et al.* (1994) são indicados três linhas paralelas de caminhadas ao longo do fragmento, as quais demandaria muito tempo. Nesta metodologia adaptada, é indicado uma linha de caminhada em direção ao centro do fragmento, reduzindo o tempo de execução. Mesmo com adaptação metodológica e a redução do tempo de caminhada, a aplicação da metodologia possibilitou encontrar indivíduos nos fragmentos analisados.

Normalmente, nos estudos de modelagem de distribuição, são selecionadas muitas áreas para serem visitadas e a etapa de validação em campo, é uma pequena parte do trabalho, outras etapas já demandam bastante tempo. O método possibilita minimizar o tempo necessário para a validação dos modelos em campo. Além da rapidez, pode-se citar outras vantagens deste método, como a facilidade de aplicação, repetibilidade, executado por poucas pessoas e um método de baixo impacto e não destrutivo, não sendo necessário abrir muitos caminhos paralelos.

Uma questão que deve ser considerada, é que para agilizar a execução, esta metodologia exige um maior conhecimento da flora local, e habilidade de identificação para a caracterização das áreas. No entanto, nos casos em que a espécie modelada possui características visuais de identificação mais marcantes, o procedimento é facilitado, em caso de dúvidas ou dificuldades, o material (indivíduos prováveis) pode ser coletado e posteriormente identificado em laboratório.

Em relação às duas espécies que não foram encontradas em campo, a caracterização da composição de plantas e fitofisionomia da área foi importante, uma vez que em nenhuma das áreas visitadas, foi encontrado a fitofisionomia indicada para ocorrência dessas espécies. Desta forma, a ausência delas nas áreas pôde ser justificada e a necessidade da coleta de outras informações, além da presença ou não das espécies estudadas, pôde ser comprovada.

De maneira geral, a metodologia de caminhamento descrita demonstrou-se ser útil e aplicável para a validação em campo dos modelos de distribuição potencial para espécies de plantas, porém, tratando-se de uma nova proposta metodológica, a repetibilidade em diferentes áreas, fitofisionomias e com diferentes espécies é indicada.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALLOUCHE, O.; TSOAR, A.; KADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and true skill statistic (TSS). **J. Appl. Ecol.** 43, 1223–1232. 2006.
- ANDERSON, R. P., GÓMEZ-LAVERDE, M.; PETERSON, A. T. Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. **Global Ecology & Biogeography** 11, 131-141. 2002.
- ANDERSON, R.P.; MARTINEZ-MEYER, E. Modeling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: an implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. **Biological Conservation** 116: 167-179. 2004.
- ANPC - Alberta Native Plant Council. 2012. **Guidelines for Rare Vascular Plant Surveys in Alberta** – 2012 Update. Alberta Native Plant Council, Edmonton, AB. Disponível em: <<http://www.anpc.ab.ca/content/resources.php>>. Acesso em: 24 de setembro de 2015.
- APG III. An update of the angiosperm Phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 161, p. 105-121, 2009.
- BIOTA/FAPESP. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. Programa Biota/Fapesp. São Paulo, 2008.
- BOURG, N. A.; MCSHEA, W. J.; GILL, D. E. Putting a cart before the search: Successful habitat prediction for a rare forest herb. **Ecology** 86, 2793-2804. 2005.
- BRASIL. Resolução CONAMA nº 01/94, de 31 de janeiro de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios pioneiro, inicial e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de exploração da vegetação nativa no Estado de São Paulo. 1994.
- BUDOWSKI, G. **Distribution of tropical American rainforest species in the light of successional processes**. Turrialba, 15(1): 41-42. 1965.
- BUDOWSKI, G. The distinction between old secondary and climax species in tropical Central American lowlands forests. **Tropical Ecology** 11: 44-48. 1970.
- CHATFIELD, C. Model uncertainty, data mining and statistical inference (with discussion). **J. R. Statist. Soc. A**, 158, 419–466. 1995.
- DURIGAN G. Métodos para análise de vegetação arbórea. In: CULLEN JUNIOR L, RUDRAN R, VALLADARES-PÁDUA C, organizadores. **Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. Curitiba: UFPR; Fundação Boticário de Proteção à Natureza; 2003.
- DURIGAN, G., SIQUEIRA, M. F., FRANCO, G. A. D. C., BRIDGEWATER, S., RATTER, J. A.. The vegetation of priority areas for Cerrado conservation in São Paulo State, Brazil. **Edinburgh Journal of Botany**, 60, 217–241. 2003.

ENGLER, R.; GUIBAN, A.; RECHSTEINER, L. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. **Journal of Applied Ecology**, v. 41, n. 2, p. 263-274, 2004.

FERIA, T. P.; PETERSON, A. T. Prediction of bird community composition based on point-occurrence data and inferential algorithms: a valuable tool in biodiversity assessments. **Diversity and Distributions** 8, 49-56. 2002.

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

FILGUEIRAS, T. S.; BROCHADO, A. L.; NOGUEIRA, P. E.; GUALA II, G. F. Caminhamento - Um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. **Cadernos de Geociências** 12: 39-43, 1994.

GAUBERT, P.; PAPES, M.; PETERSON, A. T. Natural history collections and the conservation of poorly known taxa: Ecological niche modeling in central African rainforest genets (*Genetta* spp.). **Biological Conservation** 130, 106-117. 2006.

GIANNINI, T. C.; SIQUEIRA, M. F.; ACOSTA, A. L.; BARRETO, F. C.C.; SARAIVA, A. M.; ALVES-DOS-SANTOS, I. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguésia**. Rio de Janeiro, v. 63, n 3, p. 733-749. 2012.

GIOVANELLI, J. G. R.; ARAUJO, C. O.; HADDAD, C. F. B.; ALEXANDRINO, J. Modelagem do nicho ecológico de *Phyllomedusa ayeaye* (Anura: Hylidae): previsão de novas áreas de ocorrência para uma espécie rara. **Neotropical Biology and Conservation**. 3, 59-65. 2008.

GOOGLE EARTH. **Gallery**: Explore the Earth on Google. Disponível em <<http://www.google.com.br/intl/pt-PT/earth/>>. Acesso em: Janeiro 2014.

GRAHAM, C. H.; FERRIER, S.; HUETTMANN, F.; MORITZ, C.; PETERSON, A. T. New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. **Trends in Ecology and Evolution** 19, 497-503. 2004.

GUIBAN, A.; ZIMMERMANN, N.E.. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecol. Model.** 135, 147/186, 2000.

GUIBAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecol. Lett.** 8: 993-1009. 2005.

GUIBAN, A.; BROENNIMANN, O.; ENGLER, R., VUST, M.; YOCCOZ, N. G.; LEHMANN, A.; ZIMMERMANN, N. E. Using niche-based models to improve the sampling of rare species. **Conservation biology** 20, 501-511. 2006.

GUIBAN, A.; GRAHAM, C.H.; ELITH, J.; HUETTMANN, F. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. **Diversity and Distributions**, v. 13, p. 332-340, 2007.

HIJMANS, R. J.; GRAHAM, C.H. The ability of climate envelope models to predict the effect of climate change on species distributions. **Glob. Change Biol.** **12**, 2272–2281. 2006.

HINOJOSA-DÍAZ, I. A.; FERIA-ARROYO, T. P.; ENGEL, M. S. Potential distribution of orchid bees outside their native range: The cases of *Eulaema polychroma* (Mocsáry) and *Euglossa viridissima* Friese in the USA (Hymenoptera: Apidae). **Diversity and Distributions** **15**, 421-428. 2009.

HIRZEL, A.H.; LE LAY, G.; HELFER, V.; RANDIN, C.; GUIBAN, A. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. **Ecological Modelling**, **199**, 142–152. 2006.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. Manuais Técnicos em Geociências. ed. 2. Rio de Janeiro, 2015.

KAMINO, L. Y. **Modelagem de distribuição geográfica potencial de *Petunia mantiqueirensis*. Ando & Hashim., Solanaceae: procurando por populações desconhecidas de uma espécie endêmica e ameaçada de extinção da mata atlântica, Brasil**. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal) - Instituto Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais. 2009.

KHANUM, R.; MUMTAZ, A.; KUMAR, S. Predicting impacts of climate change on medicinal asclepiads of Pakistan using Maxent modeling. **Acta Oecologica**. **49**:23–31. 2013.

LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2013>>. Acesso em: 24 de janeiro de 2015.

MIRANDA, M. D. **Modelos de distribuição de espécies de *vellozia* (velloziaceae) endêmicas da cadeia do espinhaço e o efeito amostral sobre os mapas preditivos**. Dissertação (Mestrado em Biologia Vegetal) - Instituto Ciências Biológicas da Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais. 2012.

MUELLER-DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons. 1974.

NEWBOLD, T.; READER, T.; EL-GABBAS, A.; BERG, W.; SHOHD, W. M.; ZALAT, S.; DIN, S. B. E.; GILBERT, F. Testing the accuracy of species distribution models using species records from a new field survey. **Oikos**, v. 119, n. 8, p. 1326–1334, 2010.

PEARSON, R. G.; THUILLER, W.; ARAÚJO, M. B.; MARTINEZ-MEYER, E., BROTONS, L.; MCCLEAN, C.; MILES, L.; SEGURADO, P.; DAWSON, T. P.; LEES, D. C. Model-based uncertainty in species range prediction. **Journal of Biogeography**, 1-8. 2006.

PEARSON, R. G.; RAXWORTHY, C. J.; NAKAMURA, M.; PETERSON, A. T. Predicting species' distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography** **34**, 102-117. 2007.

PETERSON, A. T. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. **Q. Rev. Biol.** **78**: 419-433. 2003.

PETERSON, A. T.; PAPES, M. Potencial geographical distribution of the Bugun Liocichla *Liocichla bugunorum*, a poorly-known species from north-eastern India. **Indian Birds** 2, 146-149. 2006.

PETERSON, A. T.; PAPES, M.; REYNOLDS, M. G.; PERRY, N.D.; HANSON, B.; REGNERY, R. L.; HUTSON, C. L.; MUIZNIK, B.; DAMON, I. K.; CARROL, D.S. Native-range ecology and invasive potential of *Cricetomys* in North America. **Journal of Mammalogy**, n. 87, p. 427-432, 2006.

PETERSON, A. T.; PAPES, M.; SOBERON, J. Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. **Ecological Modelling** 213: 63 – 72. 2008

PETERSON, A. T. Predicting species geographic distributions based on ecological niche modeling. **Condor**, n. 103, p. 599-605, 2001.

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S. & RIBEIRO, J. F. Espécies lenhosas da fitofisionomia Cerrado sentido amplo em 170 localidades do bioma Cerrado. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer** 7: 5-112. 2001.

RAXWORTHY, C. J.; MARTINEZ-MEYER, E.; HORNING, N.; NUSSBAUM, R. A.; SCHNEIDER, G. E.; ORTEGA-HUERTA, M. A.; PETERSON, A. T. Predicting distributions of known and unknown reptile species in Madagascar. **Nature** 426, 837-841. 2003.

RODRIGUES R. R. Análise estrutural das formações ripárias. In: **Anais do I Simpósio Sobre Mata Ciliar**; 1989; São Paulo. Campinas: Fundação Cargil, p. 99-119. 1989.

SÃO PAULO (ESTADO). Secretaria do Meio Ambiente. Resolução 08/2008. Diário Oficial do Estado de São Paulo. Imprensa Oficial do Estado, São Paulo. 2008.

SILVA-JÚNIOR, M. C. Fitossociologia e estrutura diamétrica da mata de Galeria do Taquara, na Reserva Ecológica do IBGE, DF. **Árvore**, Viçosa, v. 28, p. 419-428, 2004.

SIQUEIRA, M. F.; DURIGAN, G. Modelagem da distribuição geográfica de espécies lenhosas de Cerrado no Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Botânica** 30, 233-243. 2007.

SIQUEIRA, M.F.; DURIGAN, G.; DE MARCO JR., P. & PETERSON, A.T. Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. **Journal for Nature Conservation** 17: 25-32. 2009.

TERBORGH, J. Maintenance of diversity in tropical forests. **Biotropica** 24: 283-292. 1992.

THORN, J. S.; NIJMAN, V.; SMITH, D.; NEKARIS, A. I. **Ecological niche modelling as a technique for assessing threats and setting conservation priorities for Asian slow lorises (Primates: Nycticebus)**. 15, 289-298. 2008.

TSOAR, A.; ALLOUCHE, O.; STEINITZ, O.; ROTEM, D.; KADMON, R. A.. Comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. **Diversity and Distributions** 13: 397–405, 2007.

VERBYLA, D. L.; LITAITIS, J. A. Resampling methods for evaluating classification accuracy of wildlife habitat models. **Environmental Management** 13:783–787. 1989.

WALTER, B. M. T.; GUARINO, E. S. G. Comparação do método de parcelas com o “levantamento rápido” para amostragem da vegetação arbórea do Cerrado sentido estrito. **Acta Botânica Brasilica** 20: 285-297. 2006.

WILLIAMS, J. N.; SEO, C.; THORNE, J.; NELSON, J. K.; ERWIN, S.; O'BRIEN, J. M.; SCHWARTZ, M. W. Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. **Diversity and Distributions** 15, 565-576. 2009.

CAPÍTULO 2

EFEITOS DO USO DE DIFERENTES CONJUNTOS DE DADOS NA EFICÁCIA DE PREDIÇÃO DOS MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL

RESUMO

O objetivo deste estudo foi avaliar a eficácia de modelos de distribuição potencial, utilizando oito diferentes conjuntos de variáveis e configurações, na tentativa de definir o melhor conjunto de dados para previsão de área potencial de ocorrência para localização de espécies em campo. Oito espécies foram selecionadas a partir do levantamento da flora da região de Sorocaba, que considera a Bacia Hidrográfica dos Rios Sorocaba e Médio Tietê - SP. Para a modelagem de distribuição das espécies foi utilizado o algoritmo de Máxima Entropia (Maxent) e quatro alternativas de conjuntos de variáveis, replicados por dois métodos (*bootstrap/crossvalidate*) para cada espécie: o Modelo direto para a Bacia (dados de ocorrência da bacia e modelos projetados para a bacia - dados climáticos); Modelo direto para a Bacia/solo (dados de ocorrência da bacia e modelos projetados para a bacia - dados climáticos e de solo); Modelo projetado/ pontos Brasil - com dados ambientais e registros do Brasil, projetado para a Bacia (dados climáticos); Modelo projetado/ pontos bacia - com dados ambientais do Brasil e registros da Bacia, projetado para a Bacia (dados climáticos). A análise do desempenho dos modelos foi feita utilizando a área sob a curva ROC, medidas derivadas da Matriz de Confusão e Validação em Campo. Os dados demonstraram que a utilização de configurações diretas, ou seja, registros de ocorrência apenas para os limites da área de estudo (neste caso a bacia), projetados para a área de estudo, e configurações que incluem dados climáticos e de solo, geram modelos mais acurados para a busca de espécies no campo.

PALAVRAS-CHAVE: Maxent, modelagem de nicho, espécies arbóreas, FES, ROC, matriz de confusão, kappa, validação em campo.

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the efficacy of potential distribution models, using eight different sets of variables and settings in an attempt to define the best data set for area forecast location of species in the field. Eight species were selected from the flora lifting the Sorocaba region, which considers the hydrographic basin of Sorocaba and MédioTietê rivers - SP. For modeling species distributions we used the Maximum Entropy algorithm (Maxent) and four alternative variables sets, replicated by two methods (bootstrap / CrossValidate) for each species: the direct model for the basin (occurrence data of the basin and models projected for the basin - climate data); Direct model for the basin / soil (occurrence data of the basin and projected models for the basin - climatic and soil data); Model projected / Brazil points - with environmental data and registers in Brazil, projected for the basin (climatic data); Model projected / basin points - with environmental data from Brazil and registers of basin, projected for Basin (climate data). The performance analysis of the models was made using the area under the ROC curve, derived measures of confusion matrix and validation field. The data demonstrated that the use of direct configuration (occurrence registers only to the limits of the study area), projected for the study area, and settings including climate and soil data, generate models more accurate to search for species in the field.

KEYWORDS: Maxent, niche modeling, arboreous species, FES, ROC, confusion matrix, kappa, field validation.

INTRODUÇÃO

A distribuição das espécies é influenciada direta e indiretamente por diferentes fatores bióticos ou abióticos, que muitas vezes são difíceis de serem identificados a partir dos dados de ocorrência conhecidos das espécies (GIANNINI *et al.*, 2012). A busca por estes fatores é muito importante para compreender os limites das distribuições das espécies e embasa a construção de modelos preditivos, permitindo adquirir e aprofundar o conhecimento existente sobre as áreas de ocorrência e a potencialidade de ocupação de novas áreas, analisar as mudanças nas distribuições ao longo do tempo e buscar estratégias para a proteção dessas espécies (OBERHAUSER & PETERSON, 2003; ENGLER *et al.*, 2004; CHEN & PETERSON, 2002).

Os modelos de distribuição potencial de espécies baseiam-se na aplicação de algoritmos que, a partir de dados de presença e/ou ausência de espécies e dados ambientais, permitem a localização de áreas com condições ambientais semelhantes àquelas em que há ocorrência conhecida da espécie. Foram criados com a proposta de preencher as lacunas de conhecimento sobre os limites geográficos de espécies e auxiliar na formulação de hipóteses sobre os mecanismos que determinam a distribuição das mesmas (GUISAN & ZIMMERMANN, 2000). A modelagem de distribuição de espécies e os fatores que limitam as distribuições, têm recebido grande atenção dado a sua potencialidade em extrapolar a informação sobre a distribuição de espécies em áreas onde esta informação não está disponível e em diferentes cenários climáticos (SIQUEIRA & PETERSON, 2003).

Apesar de trazer dados bastante informativos, a modelagem de distribuição potencial de espécies pode ser desenvolvida a partir de diferentes métodos e configurações, sendo que cada um deles resultará em predições distintas (ARAÚJO & GUISAN, 2006; ELITH *et al.*, 2006; PEARSON *et al.*, 2007). Entre estas predições algumas podem se sobressair em eficácia (HERNANDEZ *et al.*, 2008; PHILLIPS, 2008) mas nem sempre é claro como as configurações atuam nos resultados dos modelos e o que deve ser considerado para a escolha destas configurações para diferentes fins.

Alguns estudos tentam determinar a melhor metodologia para a execução dos modelos, principalmente quando se trata de espécies com número restrito de pontos de ocorrência (SIQUEIRA *et al.* 2009) ou para a determinação de fatores climáticos atuantes (CORTÊS, 2013). Outros trabalhos concentram-se em questões teóricas, principalmente

ligadas a avaliação ou validação desses modelos (GUISAN *et al.*, 2007^a; GUISAN *et al.*, 2007^b).

Considerando a importância de metodologias que auxiliem na localização de espécies no campo e delimitação de áreas adequadas para suas ocorrências, os modelos de distribuição necessitam ainda de avanços tanto em relação a parametrização, quanto para a sua avaliação (ARAÚJO & GUISAN, 2006). É importante então considerar as variações de parâmetros dos métodos para ampliar a compreensão dos resultados dos modelos perante as configurações utilizadas, a fim de se obter comparações e análises mais robustas (ELITH *et al.*, 2006; PEARSON *et al.*, 2007).

Entre as variações no desempenho dos modelos, verificadas a partir da escolha de diferentes parâmetros, temos desde o efeito da seleção dos registros de ocorrência apontado no estudo de Syfert *et al.* (2013), até a diferença resultante da variação de *background*, apresentado por Barve *et al.* (2011). Syfert *et al.* (2013) verificaram que correção do viés de amostragem levou ao aumento da acurácia dos modelos. Da mesma forma, os resultados de Barve *et al.* (2011) apontam para a importância de restringir a área de *background* àquela que tem sido acessível à espécie por longos períodos de tempo.

Alguns trabalhos consideram que o algoritmo MaxEnt, além de apresentar o melhor desempenho geral, é o mais eficaz em caso de poucos pontos de ocorrência e sem registros de pontos de ausência (HERNANDEZ *et al.*, 2008; PAPES & GAUBERT, 2007; PEARSON *et al.*, 2007). Os autores advertem que os resultados devem ser interpretados com cautela, mas que possuem a capacidade de indicar regiões com condições ambientais semelhantes à dos pontos de ocorrência conhecidos, podendo direcionar futuros inventários.

Para qualquer configuração, a avaliação da acurácia dos modelos é uma etapa necessária na construção dos modelos de distribuição potencial, pois sem elas corre-se o risco de aceitar como “verdadeiros” modelos que apresentam erros grosseiros (TSOAR *et al.*, 2007; ALLOUCHE *et al.*, 2006). Apesar de existir muitas formas de avaliar a performance preditiva dos modelos, ainda não há um consenso ou indicação por nenhuma das opções. No entanto, é indicado que a validação se adeque aos objetivos da amostragem, aos tipos de dados e ao método utilizado (PEARSON, 2008).

Entre os métodos mais comuns de validação do modelo, há o Gráfico do Receptor-Operador (ROC-plot), no qual são representadas as frações dos verdadeiros positivos contra os falsos positivos, e a área sobre esta curva (AUC) é tomada como medida (PHILLIPS *et al.*,

2006). Outro método é a matriz de confusão dos acertos e erros, e também, as medidas de classificação da acurácia derivadas dela. O Índice Kappa, obtido a partir da matriz de confusão também é considerado uma boa medida de desempenho dos modelos pois faz uso de todas as informações contidas na matriz de confusão (FIELDING & BELL, 1997).

Outra forma de avaliação do modelo é a validação em campo, teste bastante robusto, porém dispendioso em pessoal e financeiramente (GIANNINI *et al.*, 2012). Estudos que realizam testes de performance no campo são escassos e pouco se conhece sobre o desempenho dos modelos gerados a partir de dados climáticos em escala fina (GIANNINI *et al.*, 2012; LYET *et al.*, 2013). O estudo de Lyet *et al.* (2013) ressalta que, modelos em escala ampla dificilmente podem ser testados e propõe modelos em escala mais fina para a localização de áreas de risco para espécies ameaçadas. Alguns autores (GUISAN & THUILLER, 2005; COLLINGHAM *et al.*, 2000) indicam também que a resolução espacial fina proporciona melhores previsões em caso de organismos sésseis, como plantas.

O objetivo deste estudo foi avaliar a eficácia de modelos de distribuição potencial, gerados a partir de diferentes configurações do Maxent (*bootstrap ou crossvalidate*) e conjuntos de dados (pontos de ocorrência regionais vs. pontos de ocorrência globais; somente clima vs. clima e solo), para a localização de espécies no campo em escala de bacia hidrográfica. Para este fim, utilizamos dados de ocorrência de espécies arbóreas ocorrentes na bacia hidrográfica dos rios Sorocaba e Médio Tietê.

Esperávamos que os modelos gerados a partir de dados de ocorrência global de cada espécie seriam mais eficazes para a localização das espécies no campo do que aqueles baseados em dados de ocorrência regionais; que a inclusão dos dados de solos nas análises, em conjunto com os dados climáticos, refinariam os resultados; e que configurações diferentes do algoritmo gerariam resultados distintos.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da área e seleção de espécies

A Bacia Hidrográfica dos Rios Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI 10) localiza-se na região sudeste do Brasil, entre as latitudes 20°30' e 23°40' Sul e longitudes 47° e 48°30' Oeste. Ocupa uma área de 12.099 Km², com abrangência sobre 54 municípios, sendo 34

municípios com áreas totais incluídas na UGRHI 10 e outros 20 municípios com apenas as porções rurais incluídas nesta bacia (Figura 1).

A UGRHI 10 é caracterizada por grande fragmentação florestal com remanescentes de Mata Atlântica e de Cerrado (KRONKA *et al.*, 2005) e se caracteriza como uma zona ecotonal, com intersecção de Floresta Estacional, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Ombrófila Densa, além de áreas de Cerrado (ALBUQUERQUE & RODRIGUES, 2000). De acordo com as ‘Diretrizes para a conservação e restauração da biodiversidade no estado de SP’ (RODRIGUES *et al.*, 2008), alguns fragmentos da região administrativa de Sorocaba foram indicados como lacunas biológicas para o conhecimento de diversos grupos taxonômicos. O inventário biológico foi colocado como uma das ações prioritárias para o estado, além de indicação de áreas para a criação ou ampliação de unidades de conservação e de áreas para o incremento da conectividade entre os fragmentos.

A partir do levantamento preliminar da flora da região de Sorocaba (KATAOKA, inf. pess.), selecionaram-se oito espécies arbóreas para a Bacia Hidrográfica dos Rios Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI10). Para a seleção destas espécies considerou-se, além da ocorrência na área de interesse, o fácil reconhecimento da espécie no campo e aquelas com no mínimo cinco pontos de ocorrência dentro da área de delimitação da UGRHI10 (HERNANDEZ *et al.*, 2008). As espécies selecionadas foram *Aspidosperma cylindrocarpon* Müll. Arg., *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg., *Aspidosperma tomentosum* Mart., *Copaifera langsdorffii* Desf., *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart., *Xylopia brasiliensis* Spreng., *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. e *Zanthoxylum riedelianum* Engl., presentes em fitofisionomias de FES (Floresta Estacional Semidecidual); FOD (Floresta Ombrófila Densa); Cerrado e Cerradão (Descrições, ilustrações e informações sobre a distribuição das espécies no Apêndice A).

Modelagem da distribuição potencial

Dados ambientais:

Foram utilizadas as variáveis discretas do clima atual em uma resolução espacial de 1 km², disponibilizadas pelo *Worldclim 3* Versão 1.4 (release 3) (HIJMANS *et al.* 2005; HIJMANS *et al.*, 2008). Esses dados são derivados de valores de temperatura e precipitação mensais e somam 19 camadas climáticas. Considerando que há certa correlação entre as variáveis e que o uso de variáveis correlacionadas poderia ocasionar a perda do poder preditivo dos modelos (BEAUMONT *et al.*, 2005; WARD, 2007; WILLIAMS *et al.*, 2003)

foi feita uma seleção das variáveis climáticas a partir da retirada de uma em cada dupla de variáveis correlacionadas, detectadas a partir do teste de correlação de Pearson. As variáveis climáticas selecionadas foram: Temperatura média anual (Bio1); Isotermalidade (Bio3); Sazonalidade de Temperatura (desvio padrão * 100) (Bio4); Intervalo da temperatura anual (Bio7); Precipitação anual (Bio12); Precipitação do mês mais frio (Bio13); Precipitação do mês mais seco (Bio14); Sazonalidade de precipitação (Bio15).

Para cada espécie foram gerados modelos a partir deste conjunto de dados climáticos e a partir dos dados climáticos combinados aos dados de solo, quando possível, pois apesar de estes dados serem considerados pouco informativos para a geração de modelos, devido a natureza categórica e escala disponíveis em formato digital para uso, são mais adequados para explicar a distribuição de plantas (GUISAN & ZIMMERMANN, 2000). Como fonte para os dados de solos utilizou-se o mapa de classificação de solos do IAC para o Estado de São Paulo, na escala de 1:500.000 (OLIVEIRA *et al.*, 1999).

Para a padronização dos dados quanto à projeção e resolução das camadas os conjuntos de dados foram submetidos a tratamentos no Sistema de Informação Geográfica (SIG) ArcGis 9.2 (ESRI). A projeção utilizada foi WGS 1984 e o tamanho dos pixels foi uniformizado em cerca de 1 x 1 km (0,0083 graus). O SIG foi utilizado também para o recorte das áreas de estudo e para a preparação das figuras com os resultados dos modelos.

Produção dos Modelos:

Os pontos de ocorrência de cada uma das oito espécies selecionadas, associados às bases de dados ambientais foram usados para modelar a sua distribuição potencial, aplicando o algoritmo MAXENT 3.3.3. (PHILLIPS *et al.*, 2006). A partir de informações das espécies, este algoritmo realiza previsões ou inferências, ajustando a probabilidade de ocorrência da espécie em uma dada região; alguns autores citam um melhor desempenho deste em relação a outros algoritmos (ELITH *et al.*, 2006; ELITH & GRAHAM, 2009; ROURA-PASCUAL *et al.*, 2009), e este também é, atualmente, considerado a melhor escolha quando aplicado para espécies com poucos pontos (PEARSON *et al.*, 2007).

No Maxent foram geradas 10 réplicas por modelo, através da ferramenta *replicate*, e ao final um modelo com o valor médio da área sob a curva “AUC” (MARMION *et al.*, 2009). As réplicas foram geradas a partir de dois métodos em cada experimento, o *bootstrap*, que sorteia aleatoriamente um conjunto de pontos, com reposição, para gerar vários conjuntos de treino e teste dos modelos, e o *crossvalidate* que divide os dados de ocorrência aleatoriamente

em grupos de igual tamanho, deixando um de fora para avaliar o desempenho do modelo. Para minimizar o efeito de sobrepredição dos modelos gerados foi estabelecido um limite de corte de 10% dos pontos de ocorrência na opção *apply threshold rule* (AL-KANDARI & JOLLIFFE, 2005).

Para efeito de comparação de eficácia do modelo em predizer as áreas de ocorrência das espécies, estes foram gerados a partir de quatro configurações para cada espécie, além dos dois métodos para gerar as réplicas, considerando a área a partir da qual os modelos são gerados (Background), o conjunto de pontos de ocorrência e as áreas nas quais os modelos são projetados:

1. Modelo direto para a Bacia (dados climáticos)

Nesta configuração utilizou-se os dados climáticos recortados para a UGRHI10 no “*Environmental layers*”, os registros de ocorrência de cada espécie também restritos à UGRHI10 na seleção “*Sample*” e para a projeção dos modelos foi mantida a área da UGRHI10. Nos resultados os modelos são chamados de “Direto sem solo - *Bootstrap*” e “Direto sem solo - *Crossvalidate*”.

2. Modelo direto para a Bacia - solo (dados climáticos e de solo)

Nesta configuração foram utilizados os dados climáticos e os dados de solo recortados para a UGRHI10 no “*Environmental layers*”, os registros de ocorrência de cada espécie também restritos à UGRHI10 em “*Sample*” e para a projeção dos modelos foi mantida a área da bacia. Nos resultados os modelos são chamados de “Direto com solo – *Bootstrap*” e “Direto com solo – *Crossvalidate*”.

3. Modelos com dados ambientais e registros do Brasil, projetado para a Bacia (dados climáticos)

Nesta configuração foram utilizados os dados climáticos recortados para o Brasil no “*Environmental layers*”, os registros de ocorrência de cada espécie também para o Brasil no “*Sample*” e para a projeção foi considerada a área da UGRHI10 no “*projections layers directory/file*”. Assim, o resultado do modelo é projetado para a Bacia. Nos resultados os modelos são chamados de “Projetado/Pontos Brasil - *Bootstrap*” e “Projetado/Pontos Brasil - *Crossvalidate*”.

4. Modelo com dados ambientais do Brasil e registros da Bacia, projetado para a Bacia (dados climáticos)

Nesta configuração foram utilizados os dados climáticos recortados para o Brasil no “*Environmental layers*” e os registros de ocorrência de cada espécie restritos à UGRHI10 no “*Sample*”. Os modelos foram projetados para a área da UGRHI10 no “*projections layers directory/file*”. Nos resultados os modelos são chamados de “Projetado/Pontos Bacia - *Bootstrap*” e “Projetado/Pontos Bacia - *Crossvalidate*”.

Os modelos gerados pelo MaxEnt variam continuamente entre 0 e 1 de probabilidade de ocorrência. Neste estudo, para que se pudesse validar no campo as presenças e ausências previstas em cada configuração do modelo, os modelos foram transformados em modelos binários, com duas classes em termos de presença e ausência, sendo valores acima do limiar de corte com valor 1 (presença) e abaixo deste, com valor 0 (ausência). Para isso foi considerado o Valor mínimo de adequabilidade atribuída a um ponto de presença real (*Minimum training presence*) disponibilizado pelas análises do MaxEnt (LIU *et al.* 2005; PEARSON *et al.* 2007).

Análise dos dados

Para avaliar o desempenho dos modelos nas diferentes configurações foi realizada a validação em campo. Foram amostradas 12 áreas, pertencentes à UGRHI10 do Médio Tietê - Sorocaba, de forma que todas as espécies tivessem, de acordo com os modelos gerados, áreas previstas como presença e áreas previstas como ausência. Buscou-se, além disso, selecionar os maiores fragmentos de vegetação ainda existentes para minimizar os efeitos antrópicos e considerar a fitofisionomia característica de cada fragmento. Para isso, utilizou-se imagens de satélites disponíveis no *software* Google Earth versão 7.0.2 e também os *layers* de tipos vegetacionais disponibilizados pelo Biota/Fapesp (2008). Para determinar a presença ou ausência da espécie em campo adotou-se a metodologia descrita no capítulo um desta dissertação. O método consistiu na realização de uma caminhada em linha reta ao longo da vegetação em direção ao ponto central do fragmento, por uma hora de caminhada em velocidade constante, identificando as espécies observadas. A equipe de campo era composta por duas ou três pessoas, que anotavam os nomes das espécies visualizadas ao longo do trajeto, com especial atenção para a presença ou ausência das espécies modeladas.

Com o resultado do trabalho de campo, em ambiente SIG, os dados de presença ou ausência foram sobrepostos às áreas de ocorrência previstas pelos modelos para as oito espécies, com o objetivo de avaliar o desempenho preditivo das diferentes configurações testadas. Segundo Feria & Peterson (2002), este é o teste mais robusto que se pode fazer para avaliar a capacidade dos modelos em prever corretamente a distribuição das espécies.

Após a sobreposição dos dados, foi gerada uma tabela com o número de acertos e de erros para presença e para ausência, possibilitando compor uma matriz de confusão para cada espécie (FIELDING & BELL, 1997, tabela 2). O desempenho dos modelos foi examinado utilizando o método estatístico derivado da matriz de confusão e o valor Kappa (Tabela 3), que descrevem a frequência em que as presenças e as ausências são preditas corretas e incorretamente (FIELDING & BELL, 1997).

Tabela 2. Matriz de confusão, onde “a” e “d” são previsões corretas; “b” é erro de sobreprevisão (falso positivo) e “c” é erro de omissão (falso negativo). Fonte: Fielding & Bell (1997).

Predito	Real	
	+	-
+	a	b
-	c	d

Tabela 3. Medidas de desempenho derivadas da Matriz de confusão (Tabela 2) utilizadas para avaliar a acurácia dos modelos de distribuição potencial das espécies arbóreas. Fonte: Fielding & Bell (1997), onde “a, b, c” e “d” são observados na matriz de confusão e N é o número total das amostras.

Medida	Cálculo
Prevalência	$(a + c)/N$
Poder de diagnóstico global	$(b + d)/N$
Taxa de classificação correta (taxa de acerto)	$(a + d)/N$
Sensibilidade	$a/(a + c)$
Especificidade	$d/(b + d)$
Taxa de falso positivo (comissão)	$b/(b + d)$
Taxa de falso negativo (omissão)	$c/(a + c)$
Kappa	$\frac{(a + d) - \frac{((a+c)(a+b)+(b+d)(c+d))}{N}}{N - \frac{((a+c)(a+b)+(b+d)(c+d))}{N}}$

Considerando as medidas de desempenho, prevalência é o total da área de estudo em que a espécie realmente ocorre. Taxa de classificação correta ou taxa de acerto, é quanto o modelo acertou corretamente os pontos verdadeiros e aleatórios. A sensibilidade é uma medida que descreve a probabilidade de uma área de ocorrência verdadeira ser corretamente classificada como uma ocorrência. A especificidade é a probabilidade de uma área onde a espécie não está presente ser corretamente classificada como ausência. Comissão é a sobreprevisão do modelo e Omissão é um super-ajuste, que resulta na subprevisão do modelo (SEGURADO & ARAUJO, 2004; FIELDING & BELL, 1997).

O índice Kappa, obtido através da matriz de confusão, também é considerado uma boa medida de desempenho de modelos de distribuição de espécies porque faz uso de todas as

informações contidas na matriz de confusão (FIELDING& BELL, 1997). O índice varia de zero a um e pode ser classificado segundo Landis & Koch (1977) conforme a tabela 4.

Tabela 4. Valores de Qualidade da classificação associados aos valores do Índice Kappa (Landis & Koch, 1977).

Índice Kappa	Qualidade
0.01 a 0.20	Ruim
0.21 a 0.40	Razoável
0.41 a 0.60	Boa
0.61 a 0.80	Muito Boa
0.81 a 1.00	Excelente

Outro método de avaliação dos modelos utilizado foi o cálculo da Área Sob a Curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*), a AUC (ELITH *et al.*, 2006). A curva é produzida pela proporção da sensibilidade - presenças verdadeiras do total das presenças preditas, pela especificidade - proporção de ausências verdadeiras em relação as ausências preditas. A partir desses valores é gerado um gráfico, cuja área sob a curva produzida (AUC) é comparada com expectativas nulas (ver PETERSON *et al.*, 2011). A análise da área sob a curva ROC (Curva Característica de Operação) pode avaliar o desempenho do modelo, sendo que a medida varia entre zero e um, e quanto mais próximo de um for o resultado, melhor é o desempenho do modelo (PHILLIPS *et al.*, 2006; RUSHTON *et al.*, 2004).

RESULTADOS

Dados Gerais

Na fase de levantamento de registros de ocorrência foram encontrados um total de 11.109 registros para as oito espécies selecionadas no Brasil e desses, apenas 92 distribuídos nos 54 municípios pertencentes a URGHI 10 (Figura 1). A espécie com maior número de registros de ocorrência para o Brasil foi *Copaifera langsdorffii* Desf. (2.954 pontos para o Brasil e 40 para a área da UGRHI10) seguida por *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. (2.804 Brasil / 9 UGRHI10), *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. (2548 Brasil / 11 UGRHI10), *Aspidosperma tomentosum* Mart. (1.068 Brasil / 6 UGRHI10), *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg. (557 Brasil / 8 UGRHI10), *Aspidosperma cylindrocarpon* Müll. Arg. (447 Brasil / 8 UGRHI10), *Xylopia brasiliensis* Spreng. (378 Brasil / 5 UGRHI10) e *Zanthoxylum riedelianum* Engl. (353 Brasil / 5 UGRHI10) (Figura 2).

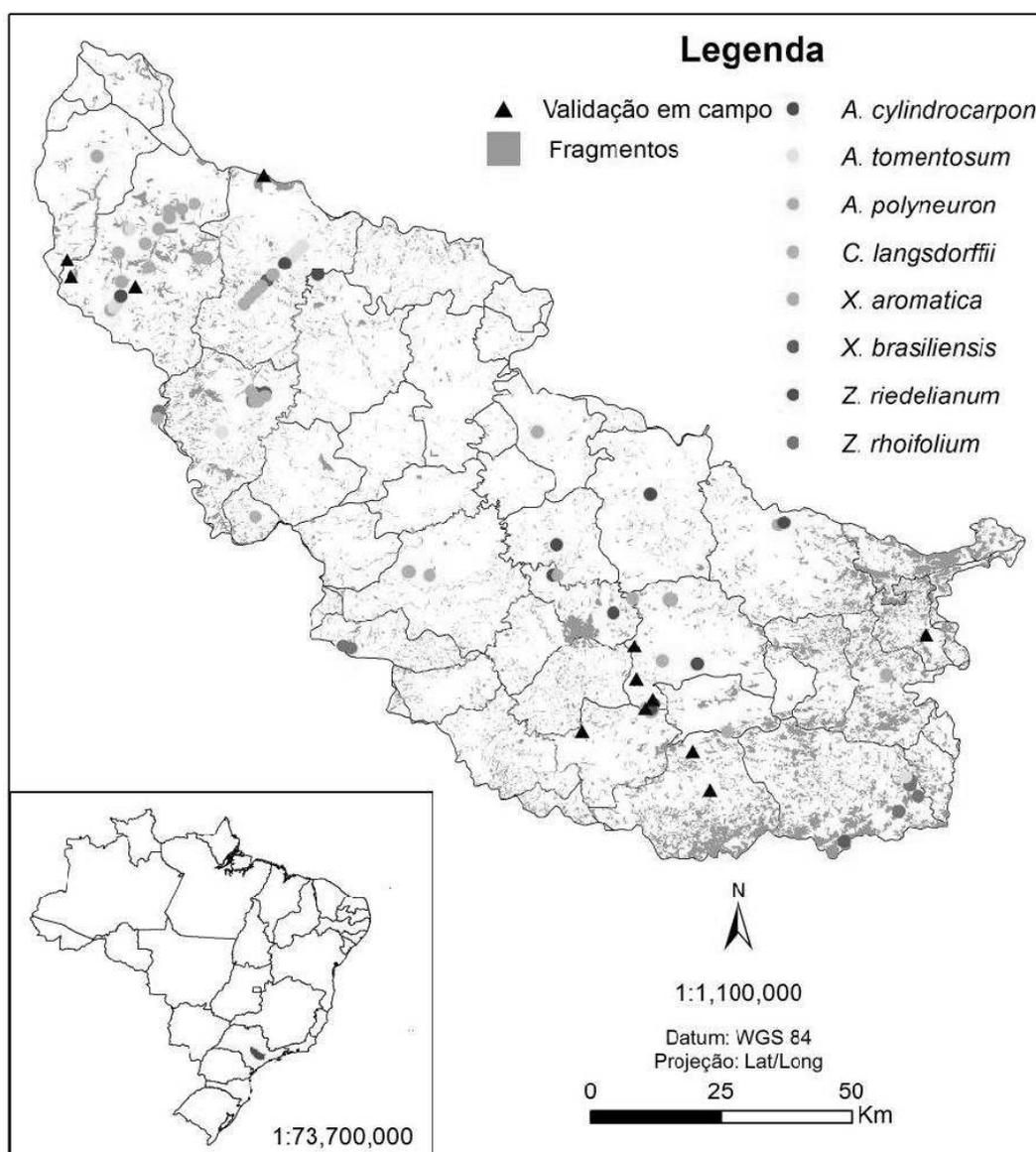


Figura 2. Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê e seus fragmentos remanescentes. Registros de ocorrência de oito espécies arbóreas dos gêneros *A.* – *Aspidosperma*; *C.* – *Copaifera*; *X.* – *Xylopia*; *Z.* – *Zanthoxylum*; utilizadas para gerar o modelo e validação em campo.

Os mapas de distribuição, gerados a partir dos resultados dos modelos das diferentes configurações, mostraram distintas previsões de áreas de ocorrência (Tabela 5). Considerando o número de pixels sinalizados como áreas de presença nas configurações “diretas”, as áreas previstas foram geralmente mais restritas que as resultantes das configurações “projetadas”, sendo os resultados das configurações “diretas”, com *bootstrap*, mais restritivos quando comparados com os valores do *crossvalidate*, com dados de solo incluídos ou não. Dentro das variações “projetadas”, não houve muita diferença entre os métodos *bootstrap* e *crossvalidate*.

Tabela 5. Resultado das previsões de ocorrência para oito espécies arbóreas, na UGRHI 10, com valores de pixel e porcentagem de área, gerados para cada uma das configurações. A. – *Aspidosperma*; C. – *Copaifera*; X. – *Xylopia*; Z. – *Zanthoxylum*.

Configuração Solo	MAXENT (direto)				MAXENT (direto)				MAXENT (projetada/pts bacia)				MAXENT (projetada/pts Brasil)			
	Não		Sim		Não		Sim		Não		Sim		Não		Sim	
Método	Bootstrap	Crossvalidate	Bootstrap	Crossvalidate	Bootstrap	Crossvalidate	Bootstrap	Crossvalidate	Bootstrap	Crossvalidate	Bootstrap	Crossvalidate	Bootstrap	Crossvalidate	Bootstrap	Crossvalidate
Espécies	pixel	% área	pixel	% área	pixel	% área	pixel	% área	pixel	% área	pixel	% área	pixel	% área	pixel	% área
<i>A. cylindrocarpon</i>	7898	52.25	7343	48.57	5303	35.08	6752	44.66	12158	80.43	12158	80.43	13950	92.28	13851	91.63
<i>A. polyneuron</i>	6809	45.04	7749	51.26	5905	39.06	7749	51.26	14508	95.97	14508	95.97	15041	99.50	15112	99.97
<i>A. tomentosum</i>	4694	31.05	3047	20.16	631	4.17	1066	7.05	12063	79.80	12063	79.80	14889	98.49	14878	98.42
<i>C. langsdorffii</i>	4548	30.09	5727	37.88	5642	37.32	3402	22.50	10685	70.68	10680	70.65	15117	100.00	15117	100.00
<i>X. aromatica</i>	1386	9.17	1390	9.19	1265	8.37	1563	10.34	4709	31.15	4709	31.15	10426	68.97	10935	72.34
<i>X. brasiliensis</i>	6153	40.70	7884	52.15	1796	11.88	6258	41.40	12659	83.74	12659	83.74	15116	99.99	15117	100.00
<i>Z. rhoifolium</i>	7462	49.36	5922	39.17	2620	17.33	2445	16.17	14137	93.52	14137	93.52	15117	100.00	15117	100.00
<i>Z. riedelianum</i>	489	3.23	2385	15.78	967	6.40	2865	18.95	12062	79.79	12062	79.79	13745	90.92	14370	95.06

Para a maioria dos modelos, os valores das áreas sob a curva ROC (Tabela 6) foram maiores que os valores aleatórios (0,5). As exceções ocorreram para dois valores da espécie *Xylopia brasiliensis* e um para *Zanthoxylum rhoifolium*. Os modelos que apresentaram maiores valores de AUC foram gerados, em média, a partir das configurações “projetada/pontos bacía” com o método *bootstrap* (0.980) e *crossvalidate* (0.969), seguido pela configuração “projetada/pontos Brasil” com o método *bootstrap* (0.917). Os menores valores de AUC foram obtidos pelos modelos gerados a partir das configurações “direta sem uso de solo” com método *crossvalidate* (0.575) e “direta com uso de solo” com método de *crossvalidate* (0.636).

Na configuração “projetado/pontos bacía” e método *bootstrap* foram obtidos os maiores valores de AUC para todas as espécies estudadas, até mesmo para aquelas que tinham poucos registros de ocorrência, como *Zanthoxylum riedelianum*, que normalmente é indicado realizar a modelagem usando o método *crossvalidate*.

Tabela 6. Valores da área sobre a curva ROC (AUC-ROC) gerados para cada um dos modelos das oito espécies arbóreas na área da UGRHI 10. B – *Bootstrap*; C – *Crossvalidate*; A. – *Aspidosperma*; C. – *Copaifera*; X. – *Xylopia*; Z. – *Zanthoxylum*.

Configuração	MAXENT (direto)		MAXENT (direto)		MAXENT (projetada/pts bacía)		MAXENT (projetada/pts Brasil)		Média	
	Não		Sim		Não		Não			
	B	C	B	C	B	C	B	C	B	C
Solo Método Espécies	AUC									
<i>A. cylindrocarpon</i>	0.779	0.622	0.786	0.585	0.979	0.978	0.921	0.921	0.866	0.777
<i>A. polyneuron</i>	0.790	0.569	0.834	0.569	0.968	0.964	0.964	0.937	0.889	0.760
<i>A. tomentosum</i>	0.766	0.388	0.862	0.559	0.961	0.946	0.923	0.890	0.878	0.696
<i>C. langsdorffii</i>	0.888	0.677	0.891	0.788	0.998	0.997	0.881	0.862	0.915	0.831
<i>X. aromatica</i>	0.967	0.936	0.979	0.935	0.985	0.978	0.858	0.818	0.947	0.917
<i>X. brasiliensis</i>	0.658	0.276	0.840	0.327	0.973	0.947	0.968	0.922	0.860	0.618
<i>Z. rhoifolium</i>	0.702	0.321	0.887	0.533	0.995	0.971	0.868	0.835	0.863	0.665
<i>Z. riedelianum</i>	0.949	0.812	0.946	0.788	0.977	0.972	0.949	0.884	0.955	0.864

Validação em campo

Para a validação em campo foram examinados 12 fragmentos (descrições das áreas no Apêndice B), resultando em 20 pontos de presença e 76 pontos de ausência para todas as espécies somadas. Acredita-se que a maioria dos pontos de ausência sejam um dado real e em

poucos casos resultado de fator antrópico ou de não localização em campo, pois, nas áreas de presença, encontramos um padrão de presença de muitos indivíduos jovens e adultos ao longo da trilha, e nos casos de ausência não foram localizado nenhum indivíduo (jovem ou adulto). Na análise comparativa entre os registros de presença e ausência encontrados com as áreas previstas pelos modelos, houve maior número de acertos de pontos de presença em áreas previstas como de presença. As espécies *Aspidosperma tomentosum* e *Xylopia aromatica* não foram encontradas em nenhuma das áreas visitadas (Tabela 7).

A espécie que apresentou maior número de validações corretas foi *Aspidosperma cylindrocarpon*, onde as configurações e os dois métodos utilizados confirmaram todas as áreas apontadas como presença pelos modelos e grande parte das previsões de ausência. *Copaifera langsdorffii* também teve grande parte das projeções confirmadas, com melhor desempenho dos modelos com pontos de presença do que com os pontos de ausência. As demais espécies tiveram menor número de validações corretas.

De modo geral, as configurações “projetadas” apresentaram melhores resultados nas validações quando considerados somente os pontos de presença e as configurações “diretas” apresentaram melhores resultados nas previsões de ausências. A configuração que apresentou melhor desempenho, considerando tanto pontos de presença como de ausência foi “direto com solo - *bootstrap*”.

As espécies *A. tomentosum* e *X. aromatica* foram previstas como presentes por pelo menos uma das configurações nas 12 áreas selecionadas para a validação, no entanto não foram encontradas em nenhuma delas. Os modelos foram eficazes em prever as ausências dessas espécies e falharam em prever as áreas de presença. Embora houvessem áreas com indicação de presença, em nenhuma dessas áreas foi encontrada a fitofisionomia características para as espécies (Cerrado), todas as áreas foram categorizadas, após análise, como de Floresta Estacional Semidecidual.

Análise dos modelos para cada espécie

Aspidosperma cylindrocarpon Müll. Arg.

De modo geral, para *Aspidosperma cylindrocarpon* a área central da UGRHI10 foi indicada em todos os modelos como área potencial de ocorrência, validada por três pontos de presença no campo (Apêndice C - Figura 21). Para a configuração “Projetado/pontos Brasil”, houve indicação também da área a noroeste da UGRHI10, a qual não foi validada por nenhum ponto de presença no campo. Este resultado corrobora os dados do mapa de vegetação Biota/Fapesp (BIOTA/FAPESP, 2008) que indicam a porção Sudeste da UGRHI10 com maior concentração de vegetação de Floresta Ombrófila Densa, desta forma não seria uma área com condições para a presença desta espécie.

A partir das medidas baseadas na matriz de confusão (Tabela 8) é possível verificar que os modelos diretos, com e sem solo, obtiveram as maiores taxas de acerto e também os maiores valores de Kappa, considerado resultado Bom para configurações “Diretas” e Razoável a Péssimo para as configurações “Projetadas” (LANDIS E KOCH,1977). O

contrário ocorre com os valores de ROC calculados pelo Maxent, neste caso as configurações “projetadas” possuem os maiores valores.

Tabela 8. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para *Aspidosperma cylindrocarpon* Müll. Arg.

Medida	Direto sem solo		Direto com solo		Projetada/pts bacia		Projetada/pts Brasil	
	B	C	B	C	B	C	B	C
Prevalência	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
Poder de diagnóstico global	0.75	0.75	0.75	0.75	0.67	0.67	0.75	0.75
Taxa de classificação correta	0.75	0.75	0.75	0.75	0.50	0.42	0.25	0.25
Sensibilidade	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Especificidade	0.67	0.67	0.67	0.67	0.38	0.25	0.00	0.00
Taxa de falso positivo (comissão)	0.33	0.33	0.33	0.33	0.63	0.75	1.00	1.00
Taxa de falso negativo (omissão)	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Kappa	0.50	0.50	0.50	0.50	0.25	0.17	0.00	0.00
ROC	0.779	0.622	0.786	0.585	0.979	0.978	0.921	0.921

Apesar do valor de sensibilidade, calculado para todas as configurações utilizadas, ser igual a um, os valores de especificidade são diferentes entre as configurações, sendo maiores para as configurações diretas e menores para os projetados. A taxa de classificação correta representa bem essa diferença no desempenho dos modelos, tendo valores maiores para as configurações diretas (0,75) e menores para as projetadas (0.50 a 0.25). Em conjunto essas medidas informam que todas configurações foram boas para prever as presenças, mas para prever as ausências as configurações diretas, foram melhores.

Aspidosperma polyneuron Müll. Arg.

De modo geral, os modelos (Apêndice C - Figura 22) indicaram uma faixa central de noroeste a sudeste como potencial para a ocorrência da espécie, sendo os quatro últimos modelos mais abrangentes. Três modelos (configurações “Projetado/pontos Bacia” *bootstrap* / *crossvalidate* e “Projetado/pontos Brasil” *Bootstrap*) indicaram quase toda a UGRHI10 como área potencial de ocorrência, e um (“Projetado/pontos Brasil” – *crossvalidate*) indicou toda a UGRHI10 como área potencial para a presença da espécie. Na validação em campo, em

apenas uma área foram encontrados indivíduos de *Aspidosperma polyneuron*, e esta foi indicada como potencial por todos os modelos.

O cálculo das medidas baseadas na matriz de confusão (Tabela 9) indicaram, que as configurações que obtiveram maior taxa de acerto foram as “diretas”, com solo ou sem, enquanto as configurações “projetadas” obtiveram valores próximos ou igual a zero. No entanto, os valores de ROC foram mais altos nas configurações “projetadas” e mais baixas para as configurações “diretas”. O índice Kappa para algumas configurações foi negativo ou zero e somente para “direto sem solo - *crossvalidate*” e “direto com solo – *bootstrap*” foram positivos porém, resultado razoável pela classificação de Landis e Koch (1977).

Tabela 9. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg.

Medida	Direto sem solo		Direto com solo		Projetada/pts bacia		Projetada/pts Brasil	
	B	C	B	C	B	C	B	C
Prevalência	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08	0.08
Poder de diagnóstico global	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92	0.92
Taxa de classificação correta	0.50	0.67	0.75	0.50	0.00	0.00	0.08	0.08
Sensibilidade	0.00	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	1.00	1.00
Especificidade	0.55	0.64	0.73	0.55	0.00	0.00	0.00	0.00
Taxa de falso positivo (comissão)	0.45	0.36	0.27	0.45	1.00	1.00	1.00	1.00
Taxa de falso negativo (omissão)	1.00	0.00	0.00	1.00	1.00	1.00	0.00	0.00
Kappa	-0.16	0.23	0.31	-0.16	-0.18	-0.18	0.00	0.00
ROC	0.790	0.569	0.834	0.569	0.968	0.964	0.964	0.937

O valor de sensibilidade calculado foi igual a um para as configurações “direto sem solo - *crossvalidate*”, “direto com solo – *bootstrap*” e “projetada/pontos Brasil – *bootstrap* e *crossvalidate*” e as demais igual a zero, indicando que estas foram configurações boas para a classificação correta de presença. Os valores de especificidade, probabilidade de classificação correta das ausências, calculados para as diferentes configurações foi de 0.55 a 0.73 para “diretas” e igual a zero para as projetadas.

Apesar dos dados de ROC indicarem as configurações diretas como melhores modelos para a espécie, em conjunto, as medidas informam que as configurações “direto sem solo - *crossvalidate*”, “direto com solo – *bootstrap*” e “projetada/pontos Brasil – *bootstrap* e

crossvalidate” tiveram melhor desempenho para prever as presenças. Porém, para prever as ausências, as configurações “direto sem solo - *crossvalidate*”, “direto com solo - *bootstrap*”, foram superiores.

Aspidosperma tomentosum Mart.

Para esta espécie houve grande diferença nos resultados dos modelos, sendo os “diretos para a bacia” mais restritivos e indicando a região noroeste da UGRHI10 como área potencial de ocorrência, enquanto as configurações “projetados” tiveram resultados bem amplos, indicando a maior parte da UGRHI10 como potencial para a ocorrência da espécie. Também ocorreu diferença entre os métodos utilizados (*crossvalidate/bootstrap*), porém neste caso, a diferença entre eles é mais discreta principalmente nas configurações “projetadas” (Apêndice C - Figura 23).

O modelo gerado a partir da configuração “Direta com solo” originou a menor área de distribuição potencial entre todas as espécies aqui estudadas (Apêndice C - Figura 23). Na validação em campo não foram encontrados indivíduos de *Aspidosperma tomentosum*. A literatura aponta a ocorrência desta espécie em áreas com fitofisionomias de Cerrado (STEHMANN *et al.*, 2009), o que pode explicar a pequena área potencial para distribuição gerada pelos modelos nas configurações “diretas”, concentradas na região noroeste da UGRHI10. Mesmo considerando a classificação dos fragmentos do mapa do Biota/Fapesp (2008) e selecionando áreas apontadas como Cerrado, nenhuma das áreas amostradas nessa região apresentaram tal formação fitofisionômica.

Por conta de não ter nenhum ponto de presença, os resultados das medidas geradas a partir da matriz de confusão na tabela 10 estão bastante alterados e muitas vezes igual a 0. Mesmo não encontrando a espécie em campo, as configurações “Diretas” e principalmente quando utilizado dados de solo apresentaram as maiores taxas de acerto, pois a taxa de acerto leva em consideração os dados de acerto de presença e de ausência. O valor de Kappa é 0 para todas as configurações e os valores de ROC obtiveram grande variação, de 0.388 a 0.961, com média maior para as configurações “projetadas”.

Tabela 10. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para *Aspidosperma tomentosum* Mart.

Medida	Direto sem solo		Direto com solo		Projetada/pts bacia		Projetada/pts Brasil	
	B	C	B	C	B	C	B	C
Prevalência	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Poder de diagnóstico global	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Taxa de classificação correta	0.58	0.83	0.92	1.00	0.08	0.08	0.00	0.00
Sensibilidade	-	-	-	-	-	-	-	-
Especificidade	0.58	0.83	0.92	1.00	0.08	0.08	0.00	0.00
Taxa de falso positivo (comissão)	0.42	0.17	0.08	0.00	0.92	0.92	1.00	1.00
Taxa de falso negativo (omissão)	-	-	-	-	-	-	-	-
Kappa	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
ROC	0.766	0.388	0.862	0.559	0.961	0.946	0.923	0.890

Pela falta de dados de presença a sensibilidade não pode ser calculada, no entanto, a especificidade, que é a probabilidade de uma configuração prever corretamente um ponto de ausência, foi calculada para todas as configurações. O valores para as configurações “diretas” foram superiores a 0.58, sendo maior valor igual a um para a “Direta com solo – *crossvalidate*”, enquanto que os valores para as configurações “projetadas” foram inferiores a 0.08. Em conjunto, para *Aspidosperma tomentosum*, as medidas calculadas informam que as configurações utilizadas não foram boas para prever as presenças, mas as “diretas” obtiveram melhor desempenho em prever as ausências.

Copaifera langsdorffii Desf.

Houve diferenças no tamanho das áreas indicadas como de potencial ocorrência, mas de forma geral, elas abrangem a mesma região da UGRHI10, região noroeste e região central para inferior. Os modelos gerados a partir das configurações diretas (Apêndice C - Figura 24) indicam áreas mais restritas e os demais, gradativamente, mais amplos.

As medidas baseadas na matriz de confusão (tabela 11) indicam valores semelhantes de taxa de acerto para todas as configurações (0.50 a 0.67) e valores de Kappa ruim a razoável pela classificação de Landis e Koch (1977), sendo o maior valor 0.31 para a configuração “Direta com solo – *Bootstrap*”. Os valores de ROC calculados pelo MaxEnt mostraram

variação entre as configurações utilizadas, com valores superiores a 0.788 (Direto com solo – *crossvalidate*) e o maior, 0.998 na configuração “projetada/pontos bacia - *bootstrap*”.

Tabela 11. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para *Copaifera langsdorffii* Desf.

Medida	Direto sem solo		Direto com solo		Projetada/pts bacia		Projetada/pts Brasil	
	B	C	B	C	B	C	B	C
Prevalência	0.58	0.58	0.58	0.58	0.58	0.58	0.58	0.58
Poder de diagnóstico global	0.42	0.42	0.42	0.42	0.42	0.42	0.42	0.42
Taxa de classificação correta	0.58	0.58	0.67	0.50	0.67	0.67	0.58	0.58
Sensibilidade	0.57	0.57	0.71	0.43	1.00	1.00	1.00	1.00
Especificidade	0.60	0.60	0.60	0.60	0.20	0.20	0.00	0.00
Taxa de falso positivo (comissão)	0.40	0.40	0.40	0.40	0.80	0.80	1.00	1.00
Taxa de falso negativo (omissão)	0.43	0.43	0.29	0.57	0.00	0.00	0.00	0.00
Kappa	0.17	0.17	0.31	0.03	0.23	0.23	0.00	0.00
ROC	0.888	0.677	0.891	0.788	0.998	0.997	0.881	0.862

O valor de sensibilidade calculado foi igual a um para as configurações “projetadas” e as demais variando de 0.43 a 0.71. Os valores de especificidade calculados para as diferentes configurações foi 0.60 para todas as configurações “diretas” e de 0.20 a 0.00 para as projetadas. Em conjunto, as medidas calculadas apóiam que as configurações “projetadas” foram melhores para a previsão das presenças, enquanto que as “diretas” obtiveram melhor desempenho em prever as áreas de ausência da espécie.

Xylopia aromatica (Lam.) Mart.

Os resultados dos modelos das configurações “diretas” (Apêndice C - Figura 25), para ambos os métodos, foi bem restrito, considerando apenas a região a Noroeste da UGRHI10 como potencial para ocorrência da espécie. A configuração “Projetado/Pontos Bacia”, em ambos os métodos apresentou área de distribuição um pouco mais ampla que as primeiras e mais espalhadas na UGRHI10, concentrando na margem norte e sul. Na configuração “Projetado/Pontos Brasil”, mais da metade da UGRHI10 foi indicada como área de ocorrência, excluindo a porção Sudeste.

Na validação em campo não foram encontrados indivíduos dessa espécie, inclusive nas regiões em que os modelos indicaram potencial ocorrência. Segundo literatura, está é uma espécie característica de áreas de Cerrado (STEHMANN *et al.*, 2009), mas conforme a classificação de tipo de vegetação realizada nas áreas de validação, nenhum dos fragmentos apresentou essa fisionomia.

Pela falta de dados de presença, os resultados das medidas de avaliação do modelos (Tabela 12) estão bastante alterados e muitos igual a zero. A taxa de classificação correta pode ser calculado, pois utiliza dados tanto de presença como de ausência, desta forma os modelos “diretos” obtiveram as maiores taxas de acerto para espécie (0.75 a 0.83). Os valores de Kappa foram zero ou negativo, tanto para configurações “diretas” como “projetadas”. Em relação ao ROC, todas as configurações obtiveram valores altos, destacando-se a configuração “projetadas/ptos bacia” com 0.985.

Tabela 12. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart.

Medida	Direto sem solo		Direto com solo		Projetada/pts bacia		Projetada/pts Brasil	
	B	C	B	C	B	C	B	C
Prevalência	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Poder de diagnóstico global	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.08
Taxa de classificação correta	0.75	0.83	0.75	0.75	0.50	0.42	0.42	0.42
Sensibilidade	-	-	-	-	-	-	-	-
Especificidade	0.75	0.83	0.75	0.75	0.50	0.42	0.42	0.38
Taxa de falso positivo (comissão)	0.25	0.17	0.25	0.25	0.50	0.58	0.58	0.62
Taxa de falso negativo (omissão)	-	-	-	-	-	-	-	-
Kappa	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	-0.06
ROC	0.967	0.936	0.979	0.935	0.985	0.978	0.858	0.818

A sensibilidade não pode ser calculada pela falta de dados de presença. A especificidade, que caracteriza a capacidade do modelo prever corretamente as ausências, obteve os maiores valores para as configurações “diretas”, sendo o maior 0.83 para “Direto com solo – *crossvalidade*” e para as configurações “projetadas” os valores foram menores, variando de 0.38 a 0,50. Avaliando-se o conjunto dos resultados, percebe-se que para esta espécie as configurações não obtiveram bom desempenho na predição das presenças, mas as configurações “diretas” obtiveram melhor desempenho na predição de ausência da espécie.

Xylopia brasiliensis Spreng.

Para *Xylopia brasiliensis*, o resultado dos modelos se mostraram bastante diferentes um do outro, mas a maioria dos modelos apresentou como área potencial de ocorrência da espécie a parte central da UGRHI10 (Apêndice C - Figura 26). O modelo indicou a ocorrência na parte inferior da UGRHI10, extremo sudeste, nos modelos gerados por “Direto com solo” ambos os métodos, o que ainda não havia ocorrido para outras espécies e o modelo que apresentou menor área foi o “Direto com solo” com método *bootstrap*. Os modelos gerados pela configuração “Projetado/Pontos do Brasil”, tanto pelo método *bootstrap* com o *crossvalidate*, indicaram toda a UGRHI10 como área potencial, um resultado de distribuição bem amplo.

As taxas de acerto, baseadas na matriz de confusão (Tabela 13), foram maiores para as configurações “Diretas”, porém, o maior valor não passou de 0.55. Os índices Kappa foram baixos ou negativos para todas as configurações, sendo considerado ruim pela classificação de Landis e Koch (1977). Os valores ROC foram bastante diferentes entre as configurações, com valores de 0.276 (“Direto com solo”) até 0.973 (“Projetada/pontos bacía - *bootstrap*”) e de forma geral as configurações “projetadas” obtiveram os maiores valores.

Tabela 13. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para *Xylopia brasiliensis* Spreng.

Medida	Direto sem solo		Direto com solo		Projetada/pts bacía		Projetada/pts Brasil	
	B	C	B	C	B	C	B	C
Prevalência	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17	0.17
Poder de diagnóstico global	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83	0.83
Taxa de classificação correta	0.50	0.58	0.50	0.33	0.33	0.42	0.17	0.17
Sensibilidade	0.50	0.50	0.00	0.50	1.00	1.00	1.00	1.00
Especificidade	0.50	0.60	0.60	0.30	0.20	0.30	0.00	0.00
Taxa de falso positivo (comissão)	0.50	0.40	0.40	0.70	0.80	0.70	1.00	1.00
Taxa de falso negativo (omissão)	0.50	0.50	1.00	0.50	0.00	0.00	0.00	0.00
Kappa	0.00	0.06	-0.29	-0.09	0.08	0.13	0.00	0.00
ROC	0.658	0.276	0.840	0.327	0.973	0.947	0.968	0.922

A sensibilidade calculada para os modelos foi igual a um para todas as configurações “projetadas”, enquanto que para as “diretas” foram de 0.50 e zero para “direto com solo – *bootstrap*”. A especificidade foi maior para as configurações “diretas”. Analisando os valores

em conjunto, para esta espécie não é possível concluir qual configuração teve melhor desempenho na predição para, tanto para dados de presença como ausência.

Zanthoxylum rhoifolium Lam.

Houve bastante diferença nas regiões da UGRHI10 indicadas pelos modelos gerados a partir das configurações (Apêndice C - Figura 27). O resultado obtido pelo “Direto com solo e sem solo” foram mais restritos, sendo que os primeiros indicaram a região noroeste e sudeste da UGRHI10 como potenciais para ocorrência da espécie e os modelos com solo, indicaram áreas espalhadas pela UGRHI10, com maior área de predição a sudeste. Os modelos de configurações “projetadas” indicaram praticamente toda a região da UGRHI10.

Os modelos “diretos” apresentaram as maiores taxas de acerto (Tabela 14), mas os valores para a configuração “projetada/pontos Bacia” não ficaram muito abaixo. Em relação ao índice Kappa, os valores foram baixos, sendo o maior 0,27 para “direto com solo”, ou negativos. Os valores ROC para esta espécie foram bem diversos entre as configurações, sendo o mais baixo (0.321) para “direto sem solo – *Crossvalidate*” e o mais alto (0.971) para “projetado/pontos Bacia - *Crossvalidate*”.

Tabela 14. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para *Zanthoxylum rhoifolium* Lam.

Medida	Direto sem solo		Direto com solo		Projetada/pts bacia		Projetada/pts Brasil	
	B	C	B	C	B	C	B	C
Prevalência	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
Poder de diagnóstico global	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75
Taxa de classificação correta	0.58	0.67	0.58	0.58	0.50	0.50	0.25	0.25
Sensibilidade	0.00	0.67	0.33	0.67	1.00	1.00	1.00	1.00
Especificidade	0.78	0.67	0.67	0.56	0.33	0.33	0.00	0.00
Taxa de falso positivo (comissão)	0.22	0.33	0.33	0.44	0.67	0.67	1.00	1.00
Taxa de falso negativo (omissão)	1.00	0.33	0.67	0.33	0.00	0.00	0.00	0.00
Kappa	-0.25	0.27	0.00	0.17	0.20	0.20	0.00	0.00
ROC	0.702	0.321	0.887	0.533	0.995	0.971	0.868	0.835

A sensibilidade foi maior para as configurações “projetadas”, entretanto duas configurações “diretas” (“direto sem solo – *crossvalidate*” e “direto com solo – *crossvalidate*”) também tiveram valor de sensibilidade alto. A especificidade foi maior para as configurações “diretas” com valores superiores a 0.56 enquanto as “projetadas” tiveram

valores de 0.33 ou zero. Analisando o conjunto das medidas, as configurações “diretas” foram superiores para prever as ausências, principalmente a “direta com solo – *bootstrap*” que apresentou altos valores em todas as medidas de teste de ausência e valores baixos nos testes para a presença e as configurações “projetadas foram melhores na predição de presenças, mas com baixa taxa de classificação correta.

Zanthoxylum riedelianum Engl.

Para *Zanthoxylum riedelianum* os modelos gerados por configurações “diretas” tiveram resultados similares indicando área de distribuição bastante restrita para a espécie, concentrada na região central Sul da UGRHI10, enquanto que os modelos gerados pelas configurações “projetadas” foram bem mais amplas e incluíram a região mais a Noroeste da UGRHI10 (Apêndice C - Figura 28).

As maiores taxas de acerto (média de 0.58) do modelo foram calculadas para as configurações “diretas” enquanto que as configurações “projetadas” foram mais baixas (Tabela 15). Os valores de Kappa foram baixos ou negativos para todas as configurações, sendo considerado ruim pela classificação de Landis e Koch (1977). Os valores ROC é alto para todas as configurações, sendo o maior valor para a “projetada/pontos Bacia – *bootstrap*”.

Tabela 15. Medidas quantitativas derivadas da matriz de confusão do modelo de distribuição potencial atual para *Zanthoxylum riedelianum* Engl.

Medida	Direto sem solo		Direto com solo		Projetada/pts bacia		Projetada/pts Brasil	
	B	C	B	C	B	C	B	C
Prevalência	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25	0.25
Poder de diagnóstico global	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75	0.75
Taxa de classificação correta	0.67	0.50	0.58	0.58	0.33	0.33	0.25	0.25
Sensibilidade	0.67	0.67	0.00	0.00	1.00	1.00	1.00	1.00
Especificidade	0.67	0.44	0.78	0.78	0.11	0.11	0.00	0.00
Taxa de falso positivo (comissão)	0.33	0.56	0.22	0.22	0.89	0.89	1.00	1.00
Taxa de falso negativo (omissão)	0.33	0.33	1.00	1.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Kappa	0.27	0.08	-0.25	-0.25	0.06	0.06	0.00	0.00
ROC	0.949	0.812	0.946	0.788	0.977	0.972	0.949	0.884

A sensibilidade foi superior a 0.67 para a maioria das configurações, exceção para “direta com solo – *bootstrap* e *crossvalidate*” com valor zero. No entanto, essas duas configurações apresentaram os maiores valores de especificidade (0.78), as demais “diretas”

de 0.44 e 0.67 e as configurações “projetadas” valores abaixo de 0.11. De forma geral, para *Zanthoxylum riedelianum*, as configurações “projetadas” foram melhores na predição de presença, as configurações “direta com solo” foram melhores na predição de ausência e as configurações “direta sem solo” tiveram bom desempenho na predição tanto de ausência como presença.

DISCUSSÃO

De uma forma geral, foi possível verificar um padrão de desempenho das configurações para as espécies estudadas, principalmente para *Aspidosperma cylindrocarpon*, *Copaifera langsdorffii*, *Zanthoxylum rhoifolium* e *Zanthoxylum riedelianum*, de forma que as configurações “projetadas” foram melhores para a previsão das presenças, enquanto que as “diretas” obtiveram melhor desempenho em prever as áreas de ausência dessas espécies.

Analisando individualmente as medidas de avaliação, os valores de ROC indicaram, que a maioria das configurações obtiveram bom desempenho, principalmente as configurações “projetadas”, que apresentaram os maiores valores. No entanto, a validação em campo, as taxas de acerto, especificidade e índice Kappa, evidenciaram o contrário, um melhor desempenho dos modelos gerados a partir das configurações “diretas”. Os valores mais expressivos da análise ROC foram gerados a partir das configurações “projetadas” e estes modelos, indicaram as maiores áreas de distribuição potencial das espécies. Por consequência, obtiveram maior taxa de acerto na validação de pontos de presença, mas, baixa taxa para ausência. Enquanto que os modelos gerados de forma “direta” (configurações melhores avaliadas pelas outras medidas) foram mais restritivos, com maior possibilidade de prever corretamente pontos de ausência da espécie.

Em estudo com espécies de salamandra, Rissler & Apodaca (2007) encontraram resultados similares, concluindo que, para a busca de espécies no campo, os dados de ocorrência regionais são mais informativos para gerar os modelos. Diferente do descrito por Guisan *et al.*(2006), Soberón (2007), Hortal *et al.* (2008) e Rocchini *et al.*(2011), onde o aumento do tamanho amostral melhorou a acurácia dos modelos, no estudo de Rissler & Apodaca (2007) o aumento do tamanho amostral teve efeito negativo na acurácia do modelo, pois influenciou o modelo a um padrão mais abrangente, diminuindo a taxa de acerto de ausências.

Os modelos gerados para as espécies com poucos pontos (≤ 10) de ocorrência (*Aspidosperma cylindrocarpon*, *Aspidosperma polyneuron*, *Xylopiya brasiliensis*, e

Zanthoxylum riedelianum), apontaram regiões com condições ambientais semelhantes em que foram encontrados na validação em campo. O uso dos métodos *bootstrap* ou *crossvalidate*, quando usados os mesmos conjuntos de dados, não resultou em modelos significativamente distintos mesmo nos casos em que o método *crossvalidate* é o mais indicado, pelo número restrito de pontos. Os diferentes métodos foram, portanto, um fator de pouca influência no desempenho dos modelos e na designação de áreas potenciais para encontrar as espécies em para este estudo. Considerando o uso de diferentes conjuntos de dados, o acréscimo dos dados de solo aos dados de clima não resultou em melhor desempenho dos modelos para todas as espécies; o número de acertos em presença e ausência para algumas espécies foi bem próximo ao obtido a partir da configuração direta, sem solo. Entretanto, para algumas delas - *A. cylindrocarpon*, *A. polyneuron* e *Z. rhoifolium* - o uso dos dados de solo resultou em maior número de acertos, tanto de presença como de ausência. Os dados indicam dessa forma que, quando disponível, o uso desse tipo de dado, mesmo que na forma categórica, pode melhorar a acurácia do modelo. Estes resultados corroboram as recomendações de Pearson & Dawson (2003) que afirmam que o uso de variáveis topográficas, informações sobre cobertura do solo, incluindo índices de vegetação, e tipos de solos, refinam a qualidade da informação obtida pelos modelos e que estes devem ser usados para interpretá-los em escalas regionais a locais.

Assim como verificado em outros estudos (BARVE *et al.*, 2011; SYFERT *et al.*, 2013), os resultados aqui apresentados sugerem que para o uso de uma escala geográfica mais fina, dados climáticos e dados de solos, acompanhados dos registros de presença das espécies somente para os limites da área estudada, geram um bom modelo de distribuição potencial da espécie.

Em duas situações a classificação fitofisionômica incorreta dos fragmentos em bases digitais, levou a uma escolha equivocada para a busca das espécies no campo causando um viés na validação dos modelos no campo. Estes fatores devem ser lembrados durante a análise dos resultados. A consulta a um especialista é também uma etapa importante da validação, pois esse profissional pode avaliar se a área condiz com o conhecimento prévio sobre as exigências da espécie.

A avaliação obtida pelo método ROC, pelas medidas baseadas na matriz de confusão e pela validação em campo, permitiram entender melhor a influência do viés amostral e espacial, do uso ou não de dados ambientais complementares e das diferentes configurações do algoritmo sobre as projeções das espécies, uma vez que os métodos de avaliação se

complementaram. Uma avaliação feita unicamente pelo ROC, por exemplo, poderia levar a interpretação errônea, já que os resultados desta não foram condizentes com aqueles da validação em campo. A importância de avaliar os resultados através de diferentes métodos, já havia sido destacada por Manel *et al.* (2001) e por Hernandez *et al.* (2006).

Os mapas de áreas potenciais gerados por configurações com dados (amostrais e ambientais) além da delimitação de área de estudo geram áreas preditas maiores, sendo menos acurados para identificação de áreas de ausência. Como advertido pelos autores Hernandez *et al.* (2008), Papes&Gaubert (2007), e Pearson *et al.* (2007), os resultados devem ser interpretados com cautela, pois o modelo não garante sua precisão em todas as situações e para todas as espécies. Deve-se, ainda, considerar que fatores antrópicos também podem alterar o ambiente e dificultar a localização de espécies no campo.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos dados apresentados, concluímos que para gerar um modelo de distribuição mais assertivo ao encontro de determinada espécie no campo, é aconselhável utilizar-se as configurações “diretas”, incluindo no processo de modelagem dados climáticos e os registros disponíveis de ocorrência daquela espécie apenas para a delimitação da área de estudo. A utilização de conjunto de dados mais regionais apresentam melhor desempenho, ao contrário dos dados mais globais que obtêm resultados abrangentes e pouco informativos. Apesar de suas restrições, os dados de solo resultaram no refinamento dos modelos e na maior acurácia nos resultados. Para as espécies aqui estudadas, não houve diferença substancial no uso do método *crossvalidate* ou *bootstrap*. As fitofisionomias influenciam na ocorrência das espécies e devem ser sempre avaliadas neste tipo de estudo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBUQUERQUE, G. B., RODRIGUES, R. R. A vegetação do Morro de Araçoiaba, Floresta Nacional de Ipanema, Iperó (SP). **Scientia Forestalis**. 58:145-159. 2000.

AL-KANDARI, N. M.; JOLLIFFE, I. T. Variable selection and interpretation in correlation principal components. **Environmetrics**, v. 16, n. 6, p. 659-672, 2005.

ALLOUCHE, O., TSOAR, A., ADMON, R. Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). **Journal of Applied Ecology**, vol. 43, no. 6, p. 1223-1232. 2006.

ARAÚJO M. B., GUISAN, A. Five (or so) challenges for species distribution modelling. **Journal of Biogeography**, v.33, p.1677–1688, 2006.

BARVE, N.; BARVE, V.; JIMÉNEZ-VALVERDE, A.; LIRA-NORIEGA, A.; MAHER, S.P.; PETERSON, A. T.; SOBERÓN, J., VILLALOBOS, F. The crucial role of the accessible area in ecological niche modeling and species distribution modeling. **Ecological Modelling**, 222:1810-1819. 2011.

BEAUMONT, L.J., HUGHES, L.; POULSEN, M. Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. **Ecological Modelling** 186: 250-269. 2005.

BIOTA/FAPESP. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade no estado de São Paulo**. Programa Biota/Fapesp. São Paulo, 2008.

CHEN, G.; PETERSON, A. T. Prioritization of areas in China for biodiversity conservation based on the distribution of endangered bird species. **Bird Conservation International**. 12: 197-209. 2002.

COLLINGHAM, Y. C.; WADSWORTH, R. A.; HUNTLEY, B.; HULME, P. E. Predicting the spatial distribution of non-indigenous riparian weeds: issues of spatial scale and extent. **Journal of Applied Ecology**, v. 37, n. 1. p. 13-27, Feb. 2000.

CORTÊS, L.G. **Características de história de vida de árvores do Cerrado direcionando o futuro e a adaptação aos impactos das mudanças climáticas**. Tese Tese (Doutorado em Ecologia e Evolução) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 165p .2013.

ELITH, J., GRAHAM, C.H., ANDERSON, R.P., ANDERSON, R.P., DUDIK, M., FERRIER, S., GUISAN, A., HIJMANS, R.J., HUETTMANN, F., LEATHWICK, J.R., LEHMANN, A., LI, J., LOHMANN, L.G., LOISELLE, B.A., MANION, G., MORITZ, C., NAKAMURA, M., NAKAZAWA, Y., OVERTON, J., TOWNSEND, PETERSON, A., PHILLIPS, S.J., RICHARDSON, K., SCACHETTI-PEREIRA, R., SCHAPIRE, R.E., SOBERON, J., WILLIAMS, S., WISZ, M.S., ZIMMERMANN, N.E. 75 Novel improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, 29: 129-151. 2006.

ELITH, J.; GRAHAM, C.H.. Do they? How do they? Why do they differ? -- On finding reasons for differing performances of species distribution models, **Ecography**, 32: 66- 77. 2009.

ENGLER, R.; GUISAN, A.; RECHSTEINER, L. An improved approach for predicting the distribution of rare and endangered species from occurrence and pseudo-absence data. **Journal of Applied Ecology**, v. 41, n. 2. p. 263-274, 2004.

FERIA, T. P., PETERSON, A. T.. Prediction of bird community composition based on point-occurrence data and inferential algorithms: a valuable tool in biodiversity assessments. **Diversity and Distributions** 8, 49-56. 2002.

FIELDING, A.H., BELL, J.F. A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. **Environmental Conservation**. 24: 38-49. 1997.

GIANNINI, T. C.; SIQUEIRA, M. F.; ACOSTA, A. L.; BARRETO, F. C. C.; SARAIVA, A. M.; ALVES-DOS-SANTOS, I. Desafios atuais da modelagem preditiva de distribuição de espécies. **Rodriguesia** 63: 733-749. 2012.

GUISAN, A., BROENNIMANN, O., ENGLER, R., VUST, M., YOCCOZ, N. G., LEHMANN, A., ZIMMERMANN, N. E. Using niche-based models to improve the sampling of rare species. **Conservation Biology**. 20: 501-511. 2006.

GUISAN A, GRAHAM C.H., ELITH J, HUETTMANN, F. and the NCEAS Species Distribution Modelling Group. Sensitivity of predictive species distribution models to change in grain size. **Diversity and Distributions**. 13: 332- 340. 2007a.

GUISAN, A., ZIMMERMANN, N.E., ELITH, J., GRAHAM, C.H., PHILLIPS, S., PETERSON, A.T. What matters for predicting the occurrences of trees: techniques, data or species' characteristics? **Ecological Monographs**. 77: 615- 630. 2007b.

GUISAN, A.; THUILLER, W. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. **Ecology Letters**, v. 8, n. 9, p. 993-1009, Sept. 2005.

GUISAN, A., ZIMMERMANN, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. **Ecological Modelling**. v.135, p. 147-186. 2000.

HERNANDEZ P.A., FRANKE I., HERZOG S.K., PACHECO V., PANIAGUA L., QUINTANA H.L., SOTO H.A., SWENSEN J.J., TOVAR C., VALQUI T.H.,VARGAS J., YOUNG B. E. Predicting species distributions in poorly-studied landscapes. **Biodiversity and Conservation** 17: 1353-1366. 2008.

HERNANDEZ, P. A., GRAHAM, C. H., MASTER, L. L., ALBERT, D. L. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. **Ecography**. 29: 773-785. 2006.

HIJMANS, R.J., CAMERON, S.E., PARRA, J.L., JONES, P.G., JARVIS, A.. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatolology**. 25: 1965-1978. 2005.

- PEARSON, R. G., DAWSON, T.P. Predicting the impacts of climate change on the distribution of species: are bioclimate envelope models useful?. **Global Ecology and Biogeography**, 12, 361–371. 2003.
- PEARSON, R. G., RAXWORTHY, C. J., NAKAMURA, M., TOWNSEND PETERSON, A. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: A test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography**, 34, 102–117. 2007.
- PETERSON, A. T., SOBERÓN, J., PEARSON, R. G.; ANDERSON, R., MARTÍNEZ-MEYER, E.; NAKAMURA, M.; ARAÚJO, M. B. **Ecological Niches and Geographic Distributions**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 314 pp. 2011.
- PHILLIPS, S.J. Transferability, sample selection bias and background data in presence-only modelling: a response to Peterson et al. (2007). **Ecography**, 31, 272–278. 2008.
- PHILLIPS, S. J.; ANDERSON, R. P.; SCHAPIRE, R. E. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. **Ecological Modelling**, 190, 231–259. 2006.
- RISSLER, L.J., APODACA, J.J. Adding more ecology into species delimitation: ecological niche models and phylogeography help define cryptic species in the black salamander (*Aneides flavipunctatus*). **Systematic Biology**. 56:924–942. 2007.
- ROCCHINI, D., HORTAL, J., LENGYEL, S., LOBO, J. M., JIMÉNEZ-VALVERDE, A., RICOTTA, C., BACARO, G., CHIARUCCI, A. Accounting for uncertainty when mapping species distributions: The need for maps of ignorance. *Progress in Physical Geography* **35**: 211–226. 2011.
- RODRIGUES, R.R., JOLY, C.A., BRITO, M.C.W, PAESE, A., METZGER, J.P., CASATTI, L., NALON, M., MENEZES, N., IVANAUSKAS, N.M., BOLZANI, V., BONONI, V.L.R. **Diretrizes para a conservação da biodiversidade no estado de São Paulo**. Instituto de Botânica; FAPESP, São Paulo. 2008.
- ROURA-PASCUAL, N., BROTONS, L., PETERSON, A.T., THUILLER, W. Consensual predictions of potential distributional areas for invasive species: a case study of Argentine ants in the Iberian Peninsula. **Biological Invasions** 11, 1017–1031. 2009.
- RUSHTON, S. P., ORMEROD, S. J., KERBY, G. New paradigms for modeling species distributions? **Journal of Applied Ecology**, v. 41, n. 2. 193–200, Apr. 2004.
- SIQUEIRA, M.F., PETERSON, A.T. Consequences of global climate change for geographic distributions of Cerrado tree species. **Biota Neotropica**, v3 (2): 1–14. 2003.
- SIQUEIRA, M. F. ; DURIGAN, G ; DE MARCO JÚNIOR, P ; PETERSON, A. T. Something from nothing: Using landscape similarity and ecological niche modeling to find rare plant species. **Journal for Nature Conservation**, v. 17, p. 25–32, 2009.
- SEGURADO, P.; ARAÚJO, M. B. An evaluation of methods for modelling species distributions. **Journal of Biogeography**. 31, 1555–1568. 2004

STEHMANN, J.R., FORZZA, R.C., SALINO, A., SOBRAL, M., COSTA, D.P.; KAMINO, L. H. Y. **Plantas da Floresta Atlântica**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 516p. 2009.

SYFERT, M.M., SMITH, M.J., COOMES, D. A. The Effects of Sampling Bias and Model Complexity on the Predictive Performance of MaxEnt Species Distribution Models. **Plos One** 8(2): e55158. 2013.

SOBERÓN, J. Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. **Ecology Letters**. 10: 1-9. 2007.

TSOAR, A., STEINITZ, O., ROTEM, D., KADMON, R. A comparative evaluation of presence only methods for modelling species distribution. **Diversity and Distribution**, vol. 13, no. 4, p. 397-405. 2007.

WARD, D. F. Modelling the potential geographic distribution of invasive ant species in New Zealand. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 9, p.723–735, 2007.

WILLIAMS, S. E.; BOLITHO, E. E.; FOX, S. Climate change in Australian tropical rainforests: an impending environmental catastrophe. **Proceedings of the Royal Society of London, Series B**, London, v. 270, n. 1527, p. 1887– 1892, sep. 2003.

APÊNDICES

APÊNDICE A - INFORMAÇÕES, DESCRIÇÕES E PRANCHA DE FOTOS UTILIZADAS PARA IDENTIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES SELECIONADAS PARA O ESTUDO.

Espécie: *Aspidosperma cylindrocarpon* Müll. Arg.

Nome Popular: Peroba, Peroba-poca, Perobeira

Árvore 6-15m, látex branco, tronco sulcado, longitudinalmente; ramos castanho-claros, com lenticelas. Folhas não congestionadas nos ápices dos ramos, cartáceas; pecíolo 2-4cm; lâmina 7-13x3,5-5,7cm, elíptica, oval, elíptico-lanceolada ou oblonga lanceolada, glabra, face adaxial com nervura principal impressa, nervuras secundárias e terciárias emersas, inclusive a nervura marginal, Ca 1-2mm da margem, face abaxial com a nervura principal emersa (Figura 1) (CARVALHO, 2003; PIRANI, 2002).

Encontradas em matas do Peru, Brasil (regiões Centro-Oeste, Sudeste e Sul), Bolívia e Paraguai. No Brasil pode ser encontradas em áreas de Floresta Estacional Semidecidual (SÃO PAULO, 2008; LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL, 2014; STEHMANN et al., 2009) e não está incluída em nenhuma lista ou categoria de ameaça.



Figura 3. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *A. cylindrocarpon*. A – tronco; B – folhas e C - frutos e flores. (Fotos: Larissa Campos e Eric Kataoka).

Espécie: *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg.

Nome Popular: Peroba, Peroba Rosa

Árvore de 6 – 30 metros, látex branco, tronco com ritidoma sulcado, acizentado, ramos jovens e glabrascente a pubérulos, lenticelas aleatoriamente dispostas. Folhas não congestas nos ápices dos ramos, cartáceas; pecíolo 1cm; lâmina 5-14x1,5-4cm, obovada a elíptico-oblonga, ápice obtuso, emarginado a agudo, base atenuada, face adaxial glabra a glabrescente, brilhante, face abaxial um pouco discolor, glabra ou curto serícea, nervuras secundárias e terciárias proeminentes em ambas as faces, nervuras marginais a cerca 1mm da margem, nervuras secundárias numerosas, quase paralelas entres si. Destaca-se pela sua altura, fuste reto e córtex sulcado longitudinalmente (Figura 2) (CARVALHO, 2003; LORENZI, 2008).

Ocorre em matas da América do Sul, principalmente da Colômbia e do Brasil (matas de planalto) podendo ocorrer na Caatinga. Dentre as espécies do gênero, esta é a que possui maior valor comercial, é conhecida popularmente como Peroba, sendo muito usada em construção civil e na confecção de móveis. No estado de São Paulo podem ser encontradas em áreas de Floresta Estacional Semidecidual (SÃO PAULO, 2008; LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL, 2014; STEHMANN et al., 2009). É descrita como quase ameaçada (QA) no Livro Vermelho da Flora do Brasil (MARTINELLI & MORAES, 2012) e como em perigo (Endangered – EN) na lista da IUCN (IUCN, 2009).



Figura 4. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *A. polyneuron*. A – Tronco; B - Detalhe do tronco e entrecasca, C – Folhas e flores e D – Folhas e frutos. (Fotos: Larissa Campos e Eric Kataoka).

Espécie: *Aspidosperma tomentosum* Mart.

Nome Popular: Peroba-poca

Arvoretas 1-6cm, látex branco, ramos suberosos, partes jovens geralmente vilosas, com lenticelas sendo estas aparentes nos ramos pouco suberosos. Folhas congestionadas nos ápices dos ramos, cartáceas, subsésseis; lâminas 19-26x9cm, bulada, obovada a espatulada, romboidal, ápice agudo a obtuso, base atenuada, aguda, margem crenada, irregular, face adaxial glabrescente, densamente lanosa quando jovem, nervuras impressas, face abaxial vilosa até densamente lanosa quando jovem, nervuras emersas (Figura 3) (KINOSHITA, 2004).

Tem ocorrência no Paraguai e, no Brasil, a espécie pode ser encontrada em áreas de cerrado (SÃO PAULO, 2008; LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL, 2014;

STEHMANN et al., 2009). Segundo o livro vermelho da flora do Brasil (MARTINELLI & MORAES, 2012) a espécie consta como a categoria de quase ameaçada (QA).



Figura 5. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *A. tomentosum*. A – Indivíduo em campo; B - Folhas e frutos, C – Detalhe do tronco. (Fotos: Ana Carolina Devides Castello e Ingrid Koch).

Espécie: *Copaifera langsdorffii* Desf.

Nome Popular: Copaíba

Árvore com 5 a 15 m de altura e 20 a 60 cm de diâmetro, com folhas compostas, alternas, paripinadas e com até seis pares de folíolos. O tronco é cilindro e tortuoso e casca com espessura de até 17 mm. A casca externa é vermelho-escura nas árvores jovens e marrom a cinza-escura nas árvores velhas, desprendendo facilmente em lâminas nas árvores jovens e em quadrículos ou placas retangulares nas árvores adultas. A casca interna é rosa-clara (Figura 4) (CARVALHO, 2003).

É uma espécie amplamente distribuída no Brasil, ocorre naturalmente em praticamente em todos os estados, no Cerrado, Cerradão, Floresta Estacional Decidual e Semidecidual e em

Floresta Ombrófila Densa Aluvial, Submontana e Montana. Também ocorre no nordeste da Argentina, sul da Bolívia e norte do Paraguai (CARVALHO, 2003). Segundo o Livro Vermelho da Flora do Brasil (MARTINELLI & MORAES, 2012) a espécie consta na categoria de quase ameaçada (QA).



Figura 6. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *C. langsdorffii*. A – Detalhe do tronco e entrecasca; B Troco indivíduo adulto e C – Folhas e flores. (Fotos: Larissa Campos e Ingrid Koch).

Espécie: *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart.

Nome Popular: Pimenta de Macaco

Árvore de 4 a 6 m de altura, tronco de 15 a 25 cm de diâmetro, e com folhas simples e tomentosas em ambas as faces. É uma espécie semidecídua, heliófita, pioneira e seletiva xerófila (Figura 5) (LORENZI, 2008). Sua distribuição vai desde as Guianas até Pernambuco, encontrada também na região centro-oeste e nos estados de São Paulo e Minas Gerais (SANTOS, 1991), correndo tipicamente em Matas Secas e Cerrado (ALMEIDA et

al., 1998; RATTER et al., 2003). Não está incluída em nenhuma lista ou categoria de ameaça.

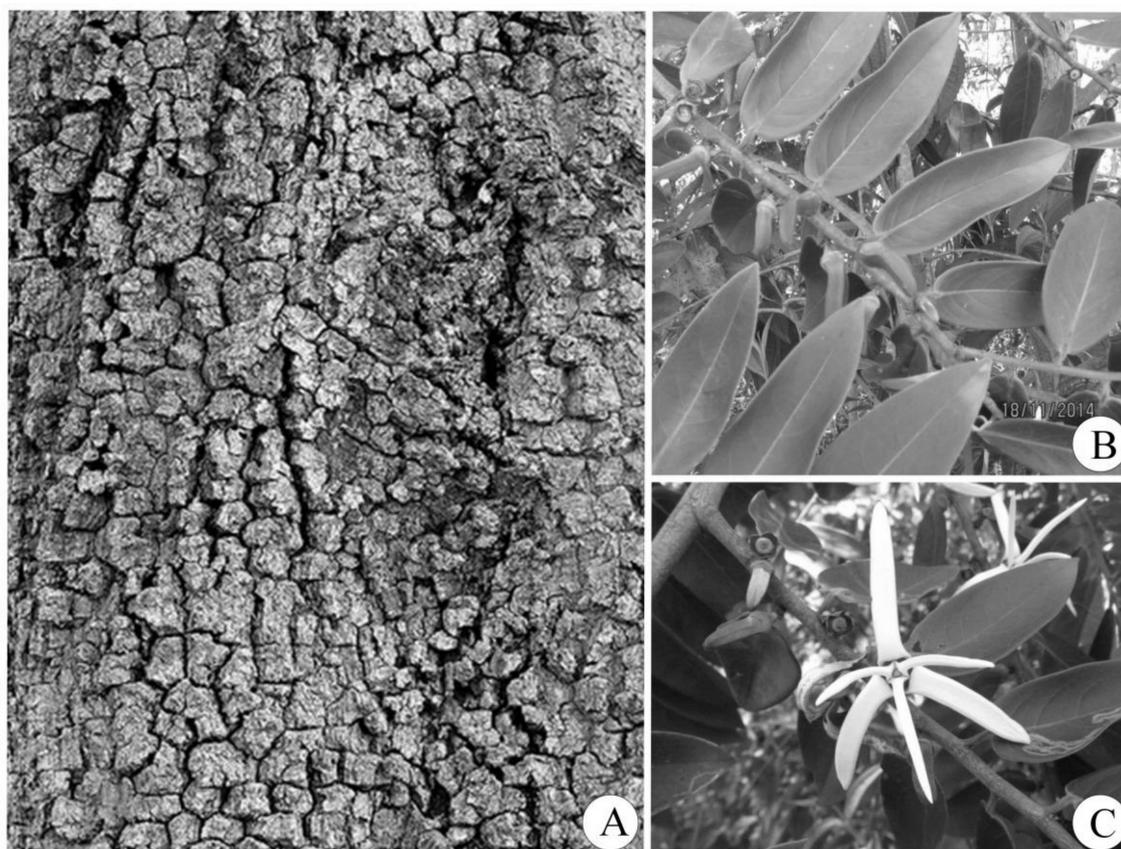


Figura 7. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *X. aromatica*. A – Detalhe do tronco, B – Folhas e botões florais e C – Folhas e flores. (Fotos: Maurício Mercadante e Ana Carolina Devides Castello).

Espécie: *Xylopia brasiliensis* Spreng.

Nome Popular: Pindaubuna, Pindaíba

Árvore com 15 a 20 m de altura e caule com ritidoma escamoso, castanho-avermelhado (DUTRA et al., 2012). Folhas simples, alternas, aromáticas, dísticas, subcoriáceas com face adaxial glabra e face abaxial esparsamente serícea (CARVALHO et al., 2006). A copa é piramidal, com tronco é reto e cilíndrico e casca externa avermelhada (Figura 6) (CARVALHO et al., 2006).

No Brasil, sua distribuição é principalmente nas regiões Sudeste e Sul, ocorrendo também no nordeste da Argentina e leste do Paraguai. É uma espécie não pioneira, tolerante a sombra, ocorrendo em Cerrado, Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila

Densa (CARVALHO et al., 2006). Não está incluída em nenhuma lista ou categoria de ameaça.



Figura 8. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *X. brasiliensis*. A – Tronco e entrecasca, B – Detalhe das folhas e C – Ramos de folhas. (Fotos: Larissa Campos e Ana Carolina Devides Castello).

Espécie: *Zanthoxylum rhoifolium* Lam.

Nome Popular: Betaru, Mamica-de-Porca, Maminha-de-cadela

Árvore 3-15 metros, tronco e ramos aculeados, raro os últimos inermes. Folhas imparipinadas, raro paripinadas, aculeadas ou não, com tricomas estrelados a glabrescentes, odoríferas; pecíolo 1,5-3 cm; raque cemicilíndrica e caniculada a subalada, 8-20cm; folíolos 7-20, 0,2-7cm, cartáceos, ápice obtuso ou agudo a curto-acuminado, base-atenuada, sem domácias, margem crenada, plana a pouco revoluta, subsésseis ou com peciólulo até 9mm; glândulas evidentes em ambas as faces por toda a lâmina, mais raramente evidentes apenas nas margens (Figura 7) (PIRANI, 2002).

Espécie amplamente distribuída por toda a América do Sul, do Norte até a Argentina, ocorrendo em vários tipos de formações vegetais, sendo mais frequente próximo ao mar e

em clareiras de florestas, abundante localmente. No estado de São Paulo pode ser encontrada em áreas de Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Densa (SÃO PAULO, 2008; LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL, 2014; STEHMANN et al., 2009). Não está incluída em nenhuma lista ou categoria de ameaça.



Figura 9. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *Z. rhoifolium*. A – Detalhe do tronco, B – Folha, parte adaxial C – Folha, parte abaxial. (Fotos: Larissa Campos).

Espécie: *Zanthoxylum riedelianum* Engl.

Nome Popular: Laranjeira brava, Mamica-de-cadela, Mamica-de-Porca.

Árvore de 5 – 20 metros, troncos com ramos inermes ou com acúleos espessos, râmulos com epiderme espessa e esfoliante, desprendendo-se em placas finas. Folhas pari ou imparipinadas, densa a esparsamente pubescentes, mas parcialmente glabrescentes; pecíolos de 2-8 cm; raque semicilíndrica; folíolos 6-15; 2-7cm, rígido-cartáceo a subcoriáceo, oblongos, ápice acuminado, base aguda, margem inteira a raro crenulada, plana a pouco revoluta; peciólulo 2-6 cm, glândulas numerosas, espalhada em toda a lâmina, mas geralmente evidente apenas por transparência. Esta espécie é bem distinta pelos râmulos com epiderme bem desenvolvida, descamando em placas no material seco,

pelas gemas denso-pubescentes, folíolos rígidos oblongos e curto-acuminados, opacos (Figura 8) (PIRANI, 2002).

Espécie de ampla distribuição, do México através da América central até Venezuela, Colômbia, Equador, Peru, Bolívia, Brasil, Paraguai e Norte da Argentina. No Brasil é mais comum no centro – oeste e Sudeste (Minas Gerais, São Paulo), mais rara na Amazônia. Ocorre em diversos tipos de formações, principalmente matas úmidas a mesófilas semidecíduais, cerrado e cerrado, entre 400 e 1.500 metros de altitude. No estado de São Paulo podem ser encontradas em áreas de Floresta Estacional Semidecidual (SÃO PAULO, 2008; LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL, 2014; STEHMANN et al., 2009). Não está incluída em nenhuma lista ou categoria de ameaça.

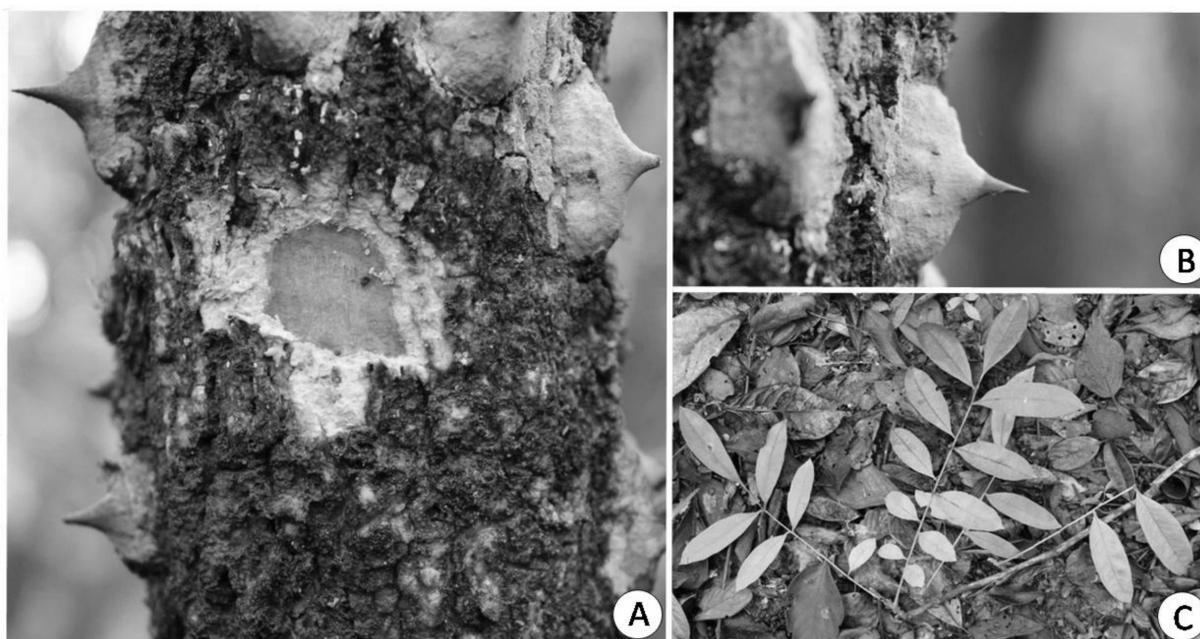


Figura 10. Prancha de fotos para auxílio na identificação de *Z. riedelianum*. A – Detalhe do tronco e entrecasca, B – Detalhe do acúleo. (Fotos: Larissa Campos).

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ALMEIDA, S. P., PROENÇA, C. E., SANO, S. M. & RIBEIRO, J. F. **Cerrado: espécies vegetais úteis**. Embrapa. Planaltina, DF. 1998.

CARVALHO, P.E.R. *Copaifera langsdorffii* Desf. In: CARVALHO, P.E.R. (Ed.). **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira**. vol.1. Colombo: CNPF/EMBRAPA, p. 397-404. 2003.

CARVALHO, P.E.R. *Xylopia brasiliensis* Spreng.. In: CARVALHO, P.E.R. (Ed.). **Espécies florestais brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira**. vol.2. Colombo: CNPF/EMBRAPA. p. 401-406. 2006.

DUTRA, S.M.; SALIMENA, F.R.G.; NETO, L.M. Annonaceae na Serra Negra, Minas Gerais, Brasil. *Rodriguésia* 63(4): 785-793. 2012.

IUCN. IUCN redlist of threatened species. 2009. Disponível: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso: set 2014.

KINOSHITA, L.S. Apocynaceae. In: WANDERLEY, M.G.L.; SHEPHERD, G.L.; MELHEM, T.S. & GIULIETTI, A.M. (ed.). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. Instituto de Botânica, São Paulo. Vol. 4. Pp. 130-150. 2004.

LISTA DE ESPÉCIES DA FLORA DO BRASIL 2014. Lista de Espécies da Flora do Brasil 2013. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: set 2014.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. 5.ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum,. v.1. 368p. 2008.

MARTINELLI, G.; MORAES, M.A. Livro vermelho da flora do Brasil. 2012. Disponível: <www.cncflora.jbrj.gov.br/livrovermelho.pdf>. Acesso: set. 2014.

PIRANI, J. R.. Rutaceae. Pp. 281–308. In **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo** vol. 2. M. G. L. Wanderley, G. J. Shepherd, and A. M. Giulietti (coords.). São Paulo: Hucitec. 2002.

RATTER, J.A., BRIDGEWATER, S. & RIBEIRO, J.F. Analysis of the floristic composition of the brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Edinburgh Journal of Botany* 60:57-109. 2003.

SANTOS, F.A.M. **Padrão espacial de jovens em relação a adultos de espécies arbóreas do cerrado que ocorrem no Estado de São Paulo**. Tese de doutorado. UNICAMP, Campinas. 1991.

SÃO PAULO. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Resolução SMA nº 08 de 31 de janeiro de 2008. **Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas**, 2008.

STEHMANN, J.R., FORZZA, R.C., SALINO, A., SOBRAL, M., COSTA, D.P.; KAMINO, L.H.Y.. **Plantas da Floresta Atlântica**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 516p. 2009.

APENDICE B. – DESCRIÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA VEGETAÇÃO DOS FRAGMENTOS SELECIONADOS PARA A VALIDAÇÃO DOS MODELOS EM CAMPO.

Fragmento 1 – Cond. Vivendas do Lago

Município: Sorocaba

Coordenadas geográficas: 23°28'25" - 23°28'47"S, 47°32'35" - 47°33'09"W.

A área está localizada em uma zona rural de Sorocaba próxima ao centro urbano (9 km), quase no limite do município com Iperó e com a área da Floresta Nacional (FLONA) de Ipanema. Possui uma área de 29,89 ha e está inserida em um ambiente predominante rural (Figura 9), com presença de chácaras e delimitada em um dos lados por um condomínio fechado, o qual segundo informações de moradores do entorno, oferece grande vulnerabilidade ao fragmento por verificarem a ocupação de trechos da Reserva Legal.

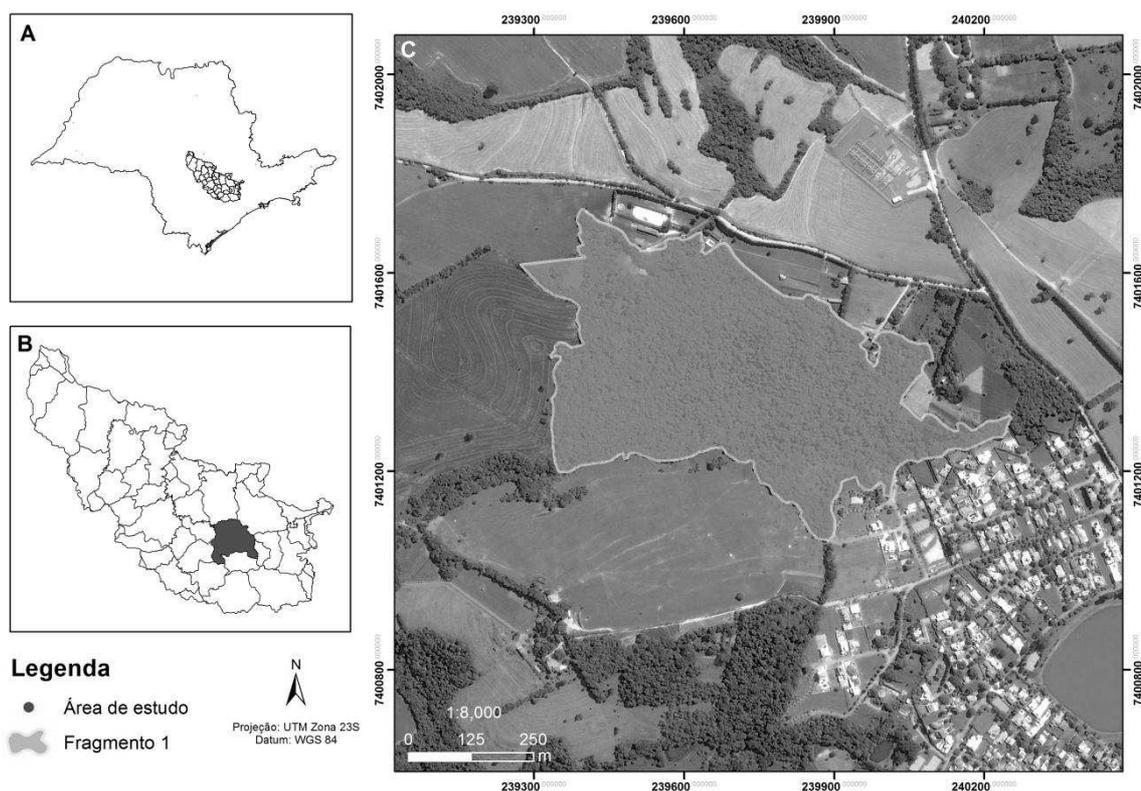


Figura 11. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.

Caracterização da vegetação:

O fragmento é uma Área de Preservação Permanente (APP) por abrigar um curso d'água; possui fisionomia florestal com dois estratos, o sub-bosque é dominado por gramíneas e algumas espécies arbóreas. As árvores possuem de 10 a 20 metros de altura e diâmetro à altura do peito (DAP) de 10 – 20 cm. Na área há presença de trepadeiras de pequena a grande espessura e espécies exóticas.

As principais espécies vegetais observadas na área foram: *Croton floribundus* Spreng. - (Pioneira, FOD/FES), *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman - (Não Pioneira, FOD/FES), *Copaifera langsdorffii* Desf. - (Não Pioneira, FOD/FES), *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. - (Não Pioneira, FOD/FES), *Alchornea* sp.e *Parapiptadenia rigida* (Benth.) Brenan. Observa-se que as espécies dominantes são não pioneiras, mas há presença de indivíduos de espécies pioneiras. Quanto à ocorrência, a maioria das espécies é comum tanto em Floresta Estacional Semidecidual (FES) como em Floresta Ombrófila Densa (FOD).

Pelas análises realizadas, a caracterização indica estágio médio de regeneração e nesta porção de vegetação a formação fitofisionômica é de FES, havendo divergência aos dados de tipo de fitofisionomia indicado pelo mapa de fragmentos do estado de SÃO PAULO (BIOTA/FAPESP, 2008), o qual indicava contato de Savana com Floresta Ombrófila Densa e bem próximo a uma área de vegetação secundária de Floresta Ombrófila.

Fragmento 2 – Jardim Novo Mundo

Município: Sorocaba

Coordenadas geográficas: 23°31'42" – 23°32'20"S, 47°32'19" - 47°32'58" W

A área está localizada na região oeste do município de Sorocaba, divisa da região urbana com zona rural, encontra-se a 9,30 km do centro de Sorocaba e 12,70 km do centro de Salto de Pirapora (município vizinho). O fragmento ocupa uma área de 46,23 ha, e está inserido em uma região de agricultura, em sua maioria de soja; também encontram-se no entorno alguns condomínios residenciais (Figura 10).

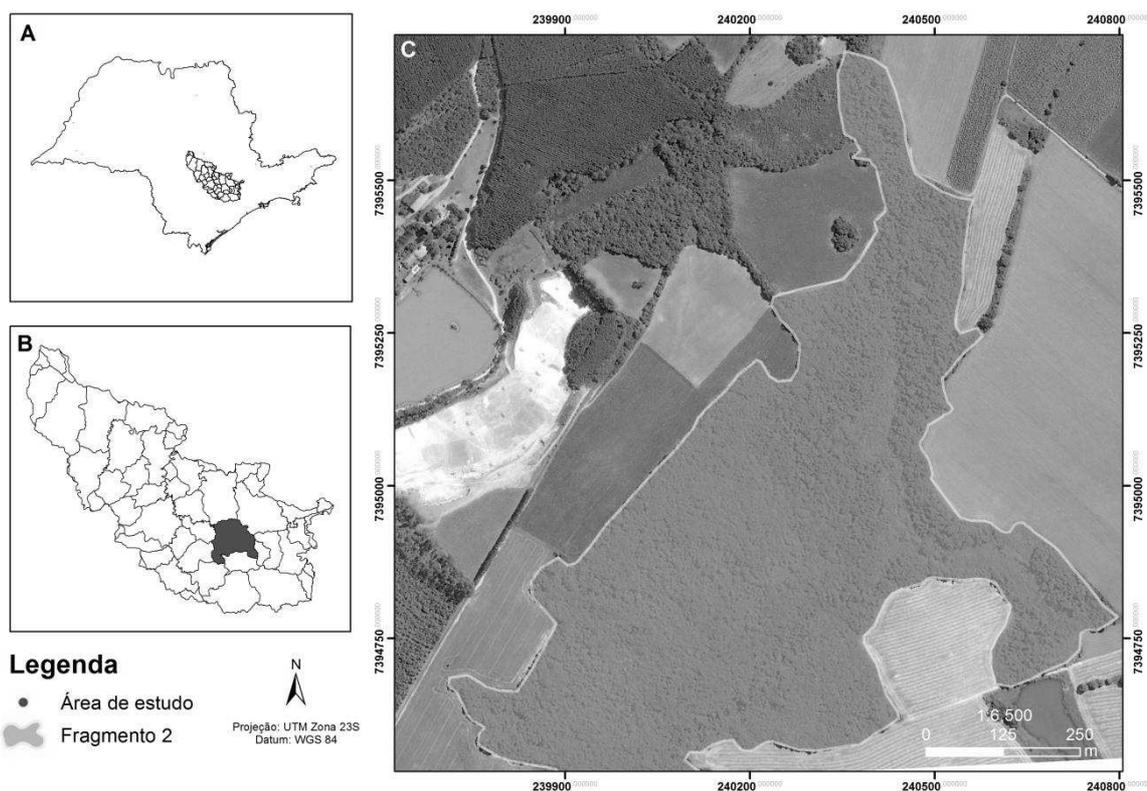


Figura 12. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.

Caracterização da vegetação:

O fragmento possui fisionomia florestal com presença de dois estratos, o mais baixo com altura média de 10 metros e o mais alto com altura média de 20 metros, possuindo ainda algumas árvores emergentes como o jequitibá (*Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze). Na área podem ser encontradas em torno de 30 espécies nativas e não foram localizadas espécies exóticas. Os indivíduos apresentam DAP entre 10 e 20 cm e o sub-bosque é marcado pela presença de espécies heliófitas e ciófitas, trepadeiras de pequena espessura e raramente gramíneas.

As principais espécies encontradas no fragmento são *Lafoensia pacari* A.St.-Hil., *Machaerium nyctitans* (Vell.) Benth. - (Não Pioneira, FOD/FES), *Trema micrantha* (L.) Blume - (Pioneira, FOD/FES), *Luehea* sp., *Machaerium stipitatum* Vogel - (Não Pioneira, FOD/FES), *Piper* sp., *Bauhinia* sp., *Maytenus aquifolia* Mart. - (Não Pioneira, FOD/FES), *Cupania vernalis* Cambess.- (Não Pioneira, FOD/FES), *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman - (Não Pioneira, FOD/FES), *Tapirira guianensis* Aubl. - (Não Pioneira,

FOD/FES), *Lithrea molleoides* (Vell.) Engl. - (Pioneira, FOD/FES) e *Celtis* sp.. As espécies dominantes neste fragmento são não pioneiras, com presença de algumas espécies pioneiras, e a maioria das espécies é comum tanto em FES quanto FOD.

Analisando os dados obtidos nesta área pode-se dizer que caracteriza um estágio médio de regeneração e que a vegetação possui fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual, havendo divergência aos dados de tipo de fitofisionomia indicado pelo mapa de fragmentos do estado de SÃO PAULO (BIOTA/FAPESP, 2008), o qual indicava contato de Savana com Floresta Ombrófila Densa e bem próximo a uma área de vegetação secundária de Floresta Ombrófila.

Fragmento 3 – Fazenda Jequitiba

Município: Sorocaba

Coordenadas geográficas: 23°34'02", 23°34'30"S e 47°31'09", 47°30'43"W

O Fragmento está localizado na zona oeste de Sorocaba, próximo ao campus da Universidade Federal de São Carlos e próximo à divisa de municípios Sorocaba/Salto de Pirapora/Votorantim. A área pertence a um condomínio particular e possui na sua extensão área de APP hídrica e Reserva Legal. Possui aproximadamente 37,34 ha e em seu entorno possui, além da área do condomínio, uma fazenda de laranja que possui áreas de vegetação ligadas ao fragmento do condomínio (Figura 11).

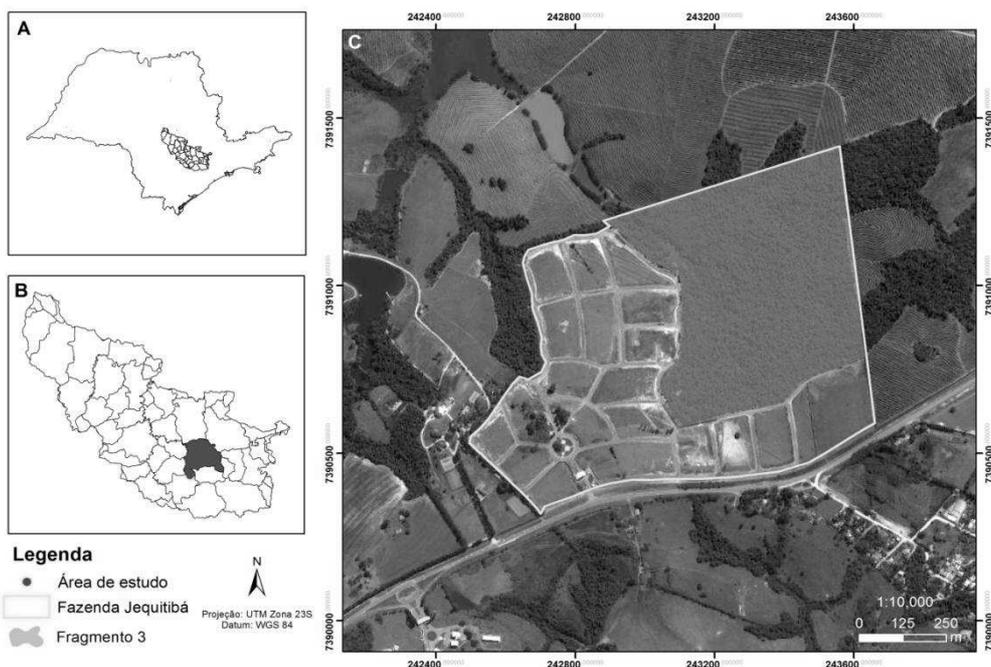


Figura 13. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.

Caracterização da vegetação:

A vegetação possui fisionomia florestal, sendo visíveis dois estratos verticais, com altura de 10 a 20 metros, e algumas árvores emergentes. No geral o diâmetro do tronco na altura do peito dos indivíduos é de 10 a 20 cm. Existem cerca de 30 espécies nativas na área e foi encontrada uma espécie exótica (ameixa-amarela - *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl.). O sub-bosque contém espécies heliófitas e ciófitas, com presença de bambu; há trepadeiras de pequena a grande espessura e algumas áreas marcadas pela presença de muitas lianas.

As principais espécies encontradas na área do fragmento são: *Piper* sp., *Sorocea bonplandii* (Baill.) W.C. Burger - (Não Pioneira, FOD), *Guazuma ulmifolia* Lam - (Pioneira, FOD/FES), *Matayba elaeagnoides* Radlk. - (Não Pioneira, FOD/FES), *Cupania vernalis* Cambess. - (Não Pioneira, FOD/FES), *Dendropanax cuneatus* (DC.) Decne. & Planch. - (Pioneira, FES), *Mollinedia widgrenii* A. DC. - (Não Pioneira, FES), *Tabernaemontana catharinensis* A.DC. - (Pioneira, FES), *Hirtella hebeclada* Moric. ex DC., *Trichilia elegans* A.Juss. - (Não Pioneira, FOD/FES), *Diatenopteryx sorbifolia* Radlk.- (Pioneira, FOD/FES), *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze - (Não Pioneira, FOD/FES), muitos indivíduos de *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman -

(Não Pioneira, FOD/FES) e uma espécie exótica *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl.. Observa-se que as espécies dominantes são não pioneiras, mas há presença de espécies pioneiras; quanto a ocorrência, a maioria ocorre tanto em áreas de FES quanto de FOD.

A partir da análise realizada, a caracterização da vegetação indica estágio médio de regeneração e fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual, havendo divergência quanto aos dados de tipo de fitofisionomia indicado pelo mapa de fragmentos do estado de SÃO PAULO (BIOTA/FAPESP, 2008), no qual havia a indicação de contato de Savana com Floresta Ombrófila Densa e bem próximo a uma área de vegetação secundária de Floresta Ombrófila.

Fragmento 4 – UFSCar

Município: Sorocaba

Coordenadas geográficas: 23°35'09" – 23°35'17"S, 47°30'58" - 47°31'09"W

O fragmento possui uma área total de 2,15 ha e está localizada na região sudoeste do município de Sorocaba, dentro dos limites da Universidade Federal de São Carlos – campus Sorocaba. O entorno é majoritariamente rural, com áreas de cultivo e de pastagens, havendo também alguns bairros residenciais (Figura 12).

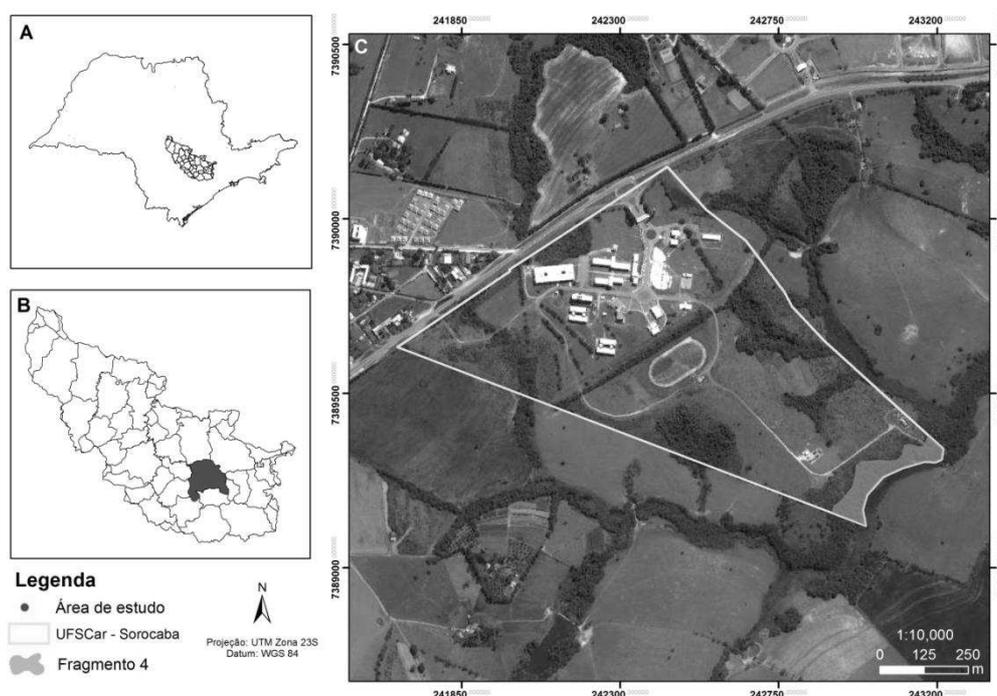


Figura 14. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.

Caracterização da vegetação:

A vegetação possui fisionomia florestal, sendo perceptível a ocorrência de dois estratos vegetais de 5 e 15 metros e árvores emergente e algumas áreas com 3 estratos. A média de diâmetro do troco na altura do peito foi de 17 cm. Existem mais de 30 espécies nativas e foi encontrada uma espécie exótica (ameixa-amarela - *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl.). O sub-bosque contém espécies heliófitas e ciófitas, com presença de bambus; há trepadeiras de pequena a grande espessura e algumas áreas marcadas pela presença de muitas lianas.

As espécies mais encontradas foram *Actinostemon conceptionis* (Chodat & Hassl.) Hochr. – (Não Pioneira FOD), *Eugenia pluriflora* DC – (Não Pioneira, FOD/FES), *Mollinedia clavigera* Tul. – (Não Pioneira, FOD), *Casearia sylvestris* Sw. – (Pioneira, FOD), *Lithrea molleoides* (Vell.) Engl. – (Pioneira, FOD/FES), *Copaifera langsdorffii* Desf. – (Não Pioneira, FOD/FES), *Cryptocarya moschata* Nees & Mart. – (Não Pioneira, FOD/FES), *Moquiniastrum polymorphum* (Less.) G. Sancho – (Pioneira, FOD/CER), *Pera glabrata* (Schott) Poepp. ex Baill. – (Pioneira, FOD/FES), *Protium heptaphyllum* (Aubl.) Marchand – (Não Pioneira, FOD/FES), *Persea willdenovii* Kosterm. – (NP, FES/FOD) e *Chrysophyllum marginatum* (Hook. & Arn.) Radlk – (Não Pioneira, FOD/FES). As espécies mais representativas são em sua maioria Não Pioneiras, mas há grande presença de pioneiras. Quanto a ocorrência a maioria das espécies é comum tanto em FES quanto FOD.

Pelas análises realizadas, a caracterização indica estágio médio de regeneração e nesta porção de vegetação a fitofisionomia é de FES em contato com algumas manchas de vegetação características de cerrado. Esta caracterização diverge dos dados de fitofisionomia indicado pelo mapa de fragmentos do estado de SÃO PAULO, no qual há indicação de Floresta Ombrófila Densa próxima a uma área de vegetação secundária de Floresta Ombrófila.

Fragmento 5 – Rotatória Votorantim

Município: Piedade

Coordenadas geográficas: 23°39'27" – 23°39'48"S, 47°26'32" - 47°27'02"W

Está localizada na área rural do município de Piedade, próxima à divisa de município com Sorocaba e Votorantim e distante 8,30 km do centro da cidade de Piedade. A área

possui declividade média e uma área de 26.85 ha. Seu entorno é marcado por chácaras, áreas bastante arborizadas e algumas áreas de agricultura (Figura 13).

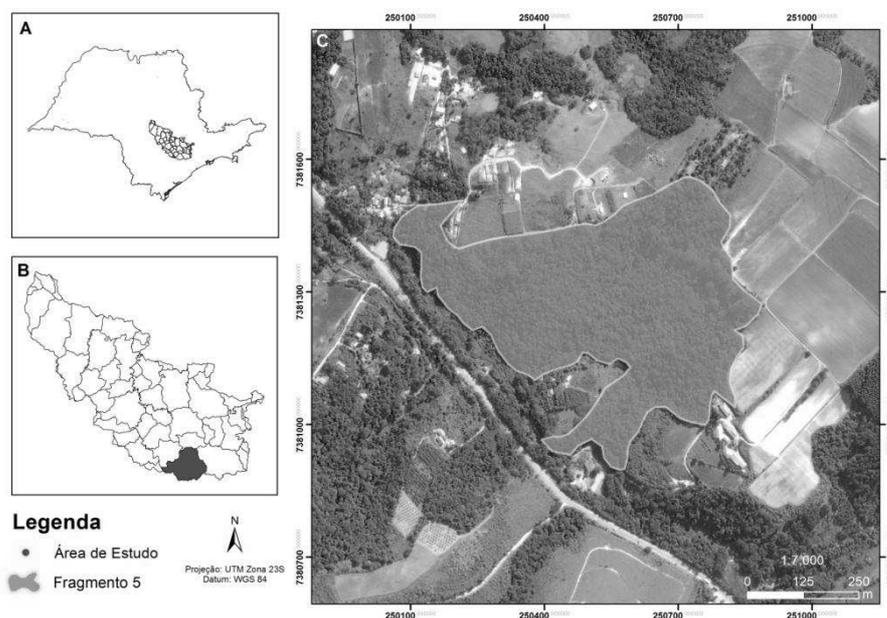


Figura 15. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.

Caracterização da vegetação:

O fragmento é caracterizado por uma fisionomia florestal, com dois estratos, sendo o primeiro com altura média de 12 metros e o segundo com 20 metros, e ainda a presença de alguns indivíduos emergentes. Estão presentes cerca de 30 espécies nativas, com DAP superior a 20 cm e a presença de algumas espécies exóticas na borda do fragmento. A área possui espécies ciófitas e poucas espécies heliófitas, gramíneas são ausentes ou raras e trepadeiras são poucas, se presentes. No interior do fragmento foi localizado uma grande quantidade de indivíduos de *Euterpe edulis* Mart., de diversos tamanhos e não foi constatado nenhum indivíduo cortado.

As principais espécies vegetais observadas no fragmento são: *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr. - (Pioneira, FOD/FES), *Machaerium villosum* Vogel - (Não Pioneira, FES), *Ceiba speciosa* (A.St.-Hil.) Ravenna - (Não Pioneira, FOD/FES), *Cariniana estrellensis* (Raddi) Kuntze - (Não Pioneira, FOD/FES), *Euterpe edulis* Mart., *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. - (Não Pioneira, FOD/FES) e *Lanchocarpus* sp.. Observa-se que as espécies dominantes são não pioneiras, com presença de algumas pioneiras, em relação a ocorrência das espécies, a maioria são comuns tanto em FES quanto FOD.

Analisando os dados levantados, a vegetação indica estágio avançado de regeneração e caracterizada por Floresta Estacional Semidecidual, diferente do que é apontado no mapa de vegetação do estado de São Paulo, o qual indica Floresta Ombrófila Densa e próximo a uma área de vegetação secundária de Floresta Ombrófila Densa Montana.

Fragmento 6 – Rio Pirapora

Município: Piedade

Coordenadas geográficas: 23°44'13" – 23°44'24", 47°24'56" - 47°25'12"S

O fragmento possui uma área de 7,5 ha, está localizado em uma área rural de Piedade, a 3 km de distancia do centro de Piedade. O entorno é marcado pelo plantio de verduras, fragmentos de vegetação e pequenos plantios de Eucalipto (*Eucalyptus* sp.) (Figura 14).

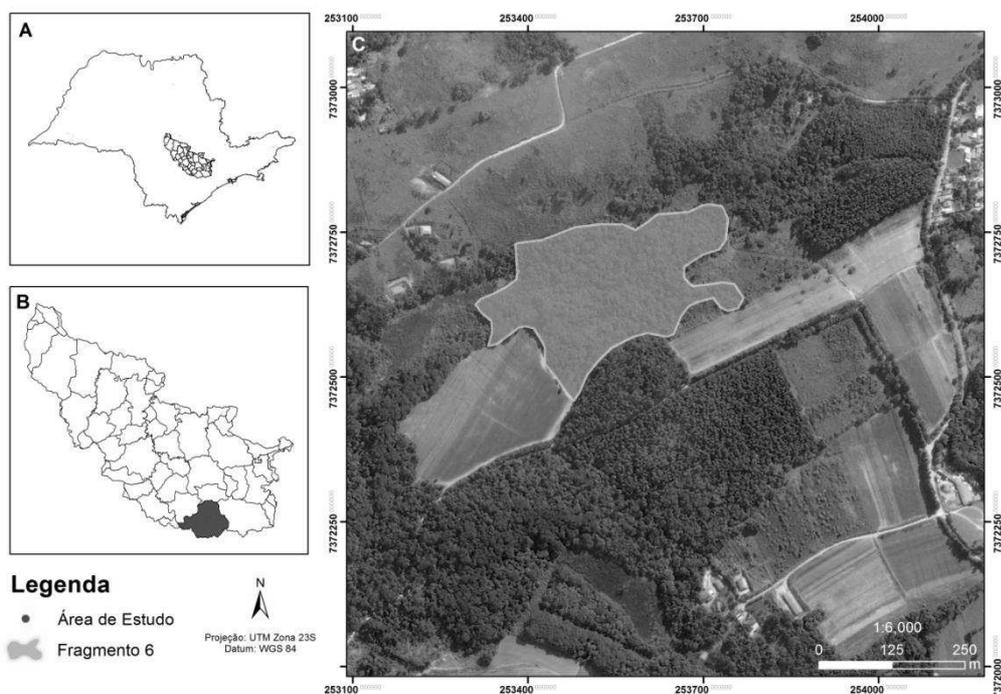


Figura 16. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.

Caracterização da vegetação:

O fragmento é uma área de APP hídrica, porém, foi encontrado a região muito seca, com curso d'água em nível baixo ou apenas áreas alagadas. Apresenta fisionomia florestal, com presença de três estratos, o primeiro bem baixo, com muitos indivíduos regenerantes, o segundo com 7 metros e o terceiro entre 15 – 18 metros e a presença de poucos indivíduos

emergentes, os indivíduos arbóreos possuem DAP entre 10 – 20 cm. O sub-bosque é marcado pela presença de espécies heliófitas e ciófitas; áreas com maior cobertura de copa possuem poucas gramíneas, já áreas de clareiras com grande quantidade de gramíneas; presença de trepadeiras lenhosas e alguns indivíduos de *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl. (espécie exótica).

A área é dominada pela presença de *Schinus terebinthifolia* Raddi - (Pioneira, FOD) e *Lithrea molleoides* (Vell.) Engl. - (Pioneira, FOD/FES), *Syagrus romanzoffiana* (Cham.)Glassman - (Não Pioneira, FOD/FES), *Cedrela fissilis* Vell. - (Não Pioneira, FOD/FES), *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. - (Não Pioneira, FOD/FES) e uma espécie exótica *Eriobotrya japonica* (Thunb.) Lindl. A maioria das espécies dominantes são não pioneiras, mas há presença de espécies pioneiras, em relação a ocorrência todas são comuns tanto a FES quanto FOD.

Pelas análises realizadas, a área é caracterizada por estágio médio de regeneração e apresenta fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual, dado diferente do que é apontado no mapa de vegetação do estado de São Paulo, o qual indica Floresta Ombrófila Densa e ainda uma área de vegetação secundária de Floresta Ombrófila Densa Montana.

Fragmento 7 – EE Barreiro Rico

Município: Anhembi

Coordenadas geográficas:, 22°39'25" – 22°41'13", 48°08'05" - 48°12'15"S

A área pertence a Estação Ecológica Barreiro Rico (EEBR), circundada por reserva legal das fazendas dos entorno e algumas áreas de plantação de cana – de - açúcar. Dois anos atrás as áreas de reserva legal (420,91ha) adjacentes pegaram fogo, na porção da EEBR uma pequena parte foi queimada, mas a área de 540,69 (Figura 15) do projeto não teve contato com fogo.

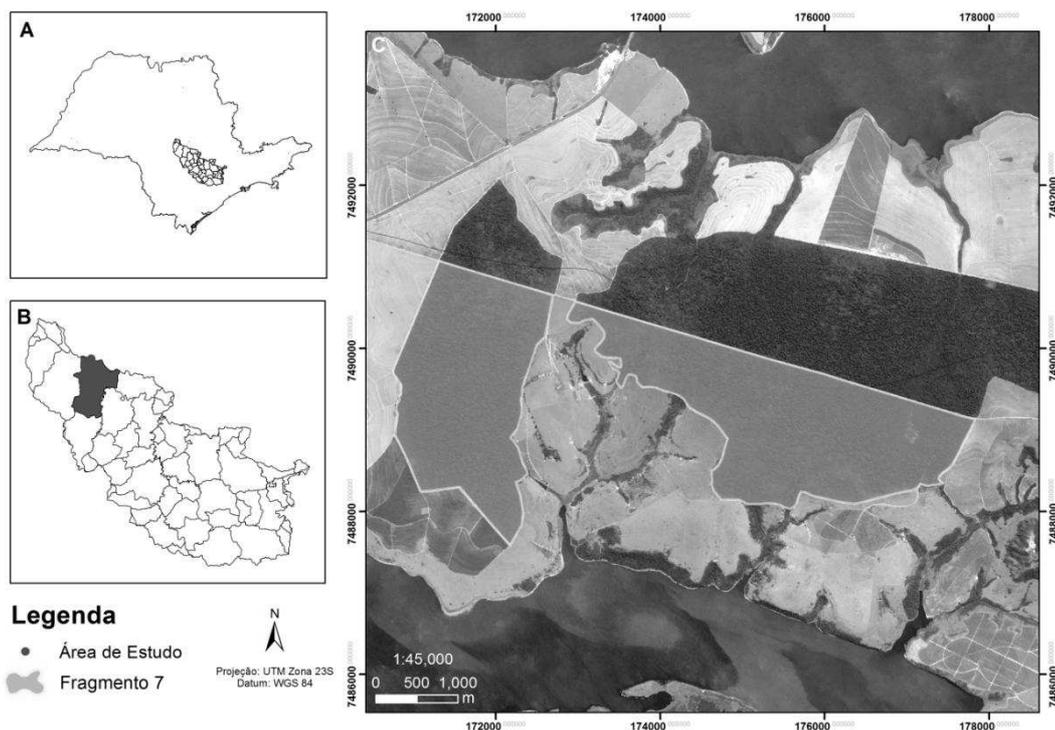


Figura 17. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.

Caracterização da vegetação:

O Fragmento apresenta fisionomia florestal, com uma pequena porção de cerrado em seu interior, sendo possível identificar a mudança de fitofisionomia e do solo no local. É possível verificar dois estratos verticais, com árvores de 10 a 15 m de altura, presença de poucas árvores emergentes e o DAP variando de 10 – 20 cm. Presença de espécies de ciófitas e heliófitas, trepadeiras de pequena a média espessura e em algumas partes o sub-bosque é dominado por bambus.

As principais espécies encontradas na área são: *Mabea fistulifera* Mart . - (Pioneira, FES/FOD); *Maprounea* sp., *Calypthranthes* sp., *Xylopia brasiliensis* Spreng. - (Não Pioneira, FES/FOD), *Cupania vernalis* Cambess. - (Não Pioneira, FOD/FES), *Croton floribundus* Spreng. - (Pioneira, FOD/FES), *Esenbeckia febrifuga* (A.St.-Hil.) A. Juss. ex Mart. - (Não Pioneira, FOD/FES) e *Copaifera langsdorffii* Desf. - (Não Pioneira, FOD/FES). As espécies dominante são na maioria não pioneira, contendo porém, algumas

pioneiras, quanto a ocorrência, a maioria é comum em Floresta Estacional Semidecidual e Floresta Ombrófila Densa. Na porção do fragmento caracterizado por cerrado, as principais espécies encontradas foram: *Dalbergia miscolobium* Benth., *Duguetia* sp., *Xylopia brasiliensis* Spreng., *Schefflera* sp., *Byrsonima* sp., *Baccharis* sp., *Palicourea rigida* Kunth.

Analisando os dados de caracterização da vegetação, a área é indicada como estágio médio de regeneração e a fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual por apresentar sazonalidade, este dado concorda com o tipo indicado pelo mapa de fragmentos de Estado de São Paulo, que indica FES em contato com Savana, o qual inclusive há uma área pequena de cerrado no interior do fragmento de FES, sob uma mancha de areia.

Fragmento 8 – Haras

Município: São Manuel

Coordenadas geográficas: 22°47'48" – 22°48'14"S, 48°30'08" - 48°30'40"W

O Fragmento está localizado no município de São Manuel, é uma área de APP hídrica, em que o rio faz divisa dos municípios São Manuel e Botucatu. A área é circundada por plantações de Cana – de – açúcar, um Haras e outras áreas de vegetação (Figura 16). A área de pesquisa delimitada foi de 47.13 ha.

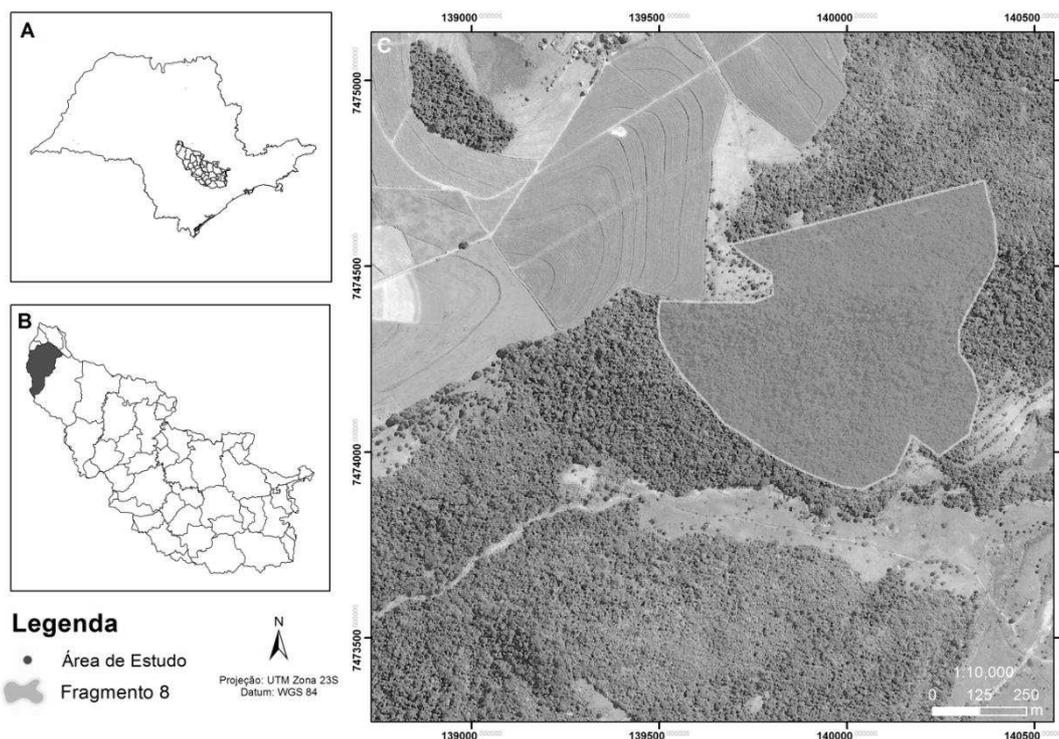


Figura 18. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.

Caracterização da vegetação:

O fragmento possui fisionomia florestal com um estrato, a altura média das árvores é de 10 metros, sendo presente poucas árvores emergentes, e o DAP médio de 10 centímetros. O sub-bosque está dominado por bambus, mas é possível visualizar uma grande quantidade de indivíduos regenerantes. Também foi possível verificar que há entrada de gado nessa área, o que pode afetar a sucessão do fragmento.

As principais espécies encontradas são: *Cordia trichotoma* (Vell.) Arráb. ex Steud. - (Não Pioneira, FOD/FES) e *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms – (Pioneira, FES/FOD), além de *Luehea* sp. e *Piper* sp.. Analisando a caracterização da área é possível dizer que é uma vegetação em estágio inicial de Floresta Estacional Semidecidual, e encontra-se bastante degradada, possivelmente pela presença de gado.

Analisando os dados de caracterização da vegetação, a área é indicada como estágio inicial de regeneração e a fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual, este dado acorda em partes com o tipo indicado pelo mapa de fragmentos de Estado de São Paulo,

que indica FES em contato com Savana, e ainda uma área próxima de capoeira. Não foi possível identificar próximo a esta área, a presença de áreas de Savana ou capoeira.

Fragmento 9 – Fazenda Edigardia

Município: Botucatu

Coordenadas geográficas: 22°48'36" – 22°49'09", 48°23'21" – 48°23'52"W

O fragmento possui uma área de 55,77 ha e está localizado no município de Botucatu, na área da Fazenda Edgardia, pertencente a UNESP – Botucatu (Figura 17). A área está no interior da fazenda tendo seu entorno marcado por pequenas plantações, experimentos da universidade e grandes fragmentos de vegetação, sendo uma região marcada pela presença de onças.

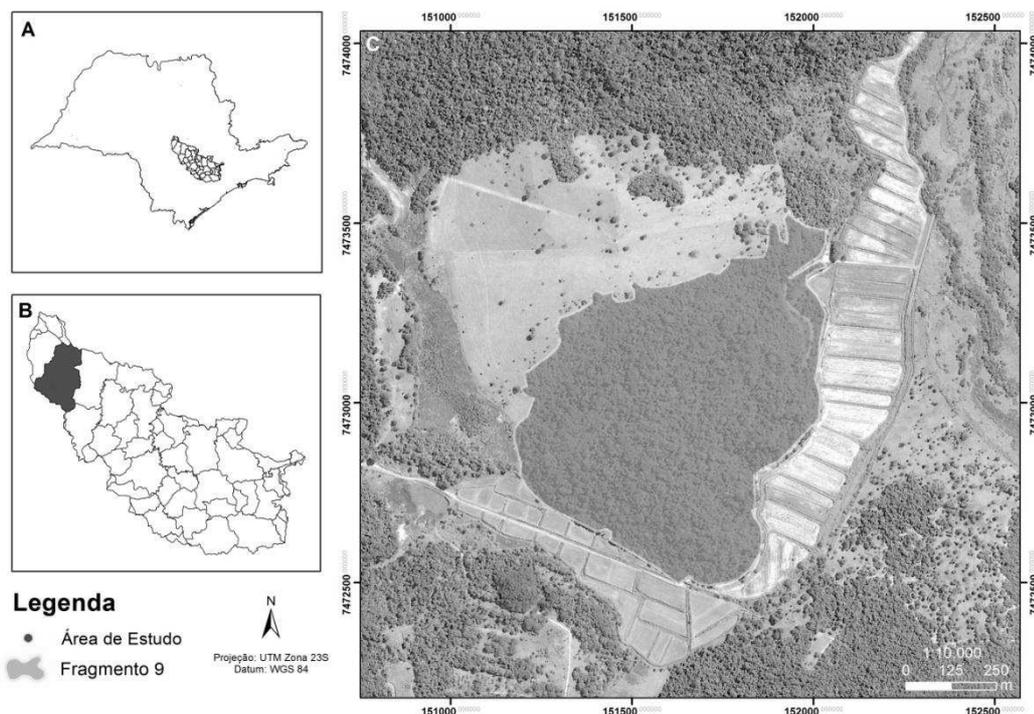


Figura 19. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.

Caracterização da vegetação:

A vegetação possui fisionomia florestal, visivelmente presente 2 estratos verticais, sendo o primeiro em torno de 12 metros e o segundo com 20 metros, presente também

árvores emergentes, o DAP médio é de 20 cm. No sub – bosque, o bambu é raro ou ausente, as trepadeiras possuem grande espessura e há presença de algumas espécies herbáceas.

As principais espécies encontradas no fragmento são: *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms – (Pioneira, FES/FOD), *Ceiba speciosa* (A.St.-Hil.) Ravenna - (Não Pioneira, FOD/FES), *Prunus myrtifolia* (L.) Urb. – (Não pioneira, FOD/FES), *Guarea kunthiana* A. Juss. - (Não pioneira, FES), *Cupania vernalis* Cambess. - (Não Pioneira, FOD/FES), *Rhamnidium elaeocarpum* Reissek (Não pioneira, FES), *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan (Não pioneira, FOD), *Trichilia* sp., *Chrysophyllum* sp. e *Erythrina* sp.. A maioria das espécies são não pioneiras e de ocorrência em ambos os tipos de vegetação, FOD E FES

Analisando os dados de caracterização da vegetação, a área é indicada como estágio médio de regeneração e a fitofisionomia de Floresta Estacional Semidecidual, este dado acerta em partes com o tipo indicado pelo mapa de fragmentos de Estado de São Paulo, o qual indica FES em contato com Savana, e ainda uma faixa dentro da área de estudo caracterizada como capoeira. Não foi possível identificar nesta área, a presença de Savana ou capoeira.

Fragmento 10 – Pavuna

Município: Botucatu

Coordenadas geográficas: 22°49'26" – 22°50'22", 48°30'17" – 48°30'53".

A área está localizada no município de Botucatu, sendo uma área de APP hídrica, contendo cachoeiras. A área possui 108,57 ha e algumas partes do seu interior de grande declividade (Figura 18). O fragmento pertence a uma área particular e com grande número de visitação devido a presença de grandes quedas de cachoeira em seu interior.

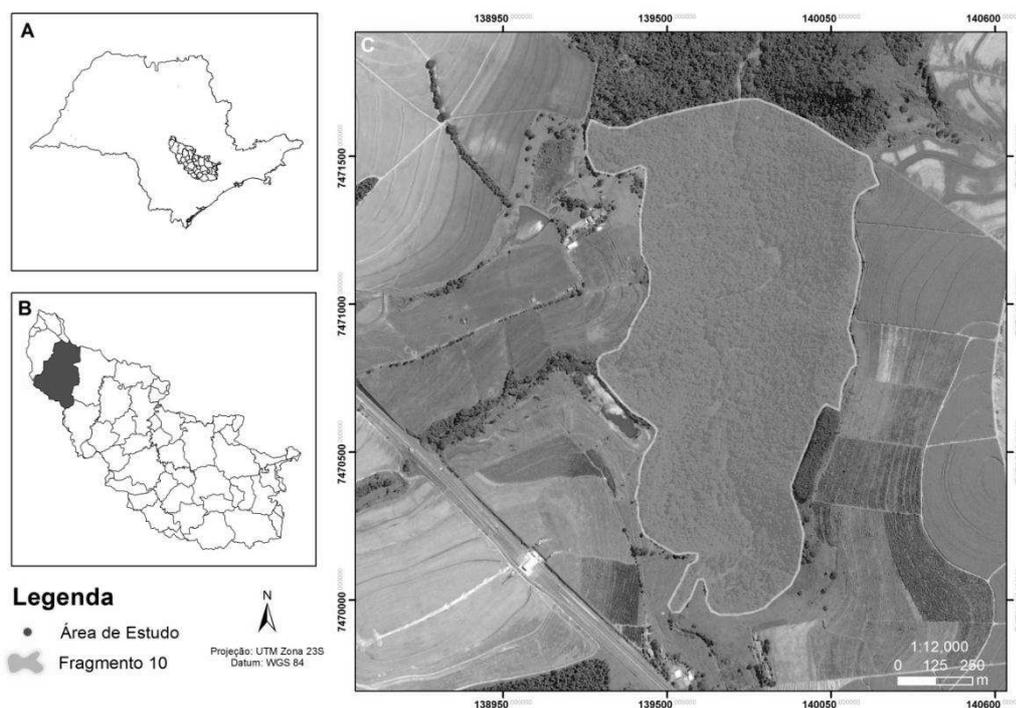


Figura 20. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.

Caracterização do Fragmento:

O fragmento é caracterizado por fisionomia florestal, contendo dois estratos verticais, um com aproximadamente 10 metros e outro com um pouco mais de 20 metros, o DAP das árvores está entre 10 e 20 cm, tendo algumas árvores emergentes de maior diâmetro. A área possui espécies de ciófitas e heliófitas e algumas partes de clareiras com maior quantidade de trepadeiras e gramíneas.

As principais espécies vegetais observadas no fragmento são: *Bauforodendron riedelianum* (Engl.) Engl - (Não Pioneira, FOD/FES), *Cupania vernalis* Cambess. - (Não Pioneira, FOD/FES), *Myroxylon peruiferum* L.f.- (Não Pioneira, FOD/FES), *Gallesia integrifolia* (Spreng.) Harms – (Pioneira, FES/FOD), *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr. - (Pioneira, FOD/FES), *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake – (Pioneira, FES/FOD), *Anadenanthera* sp., *Trichilia* sp. e muitos indivíduos de *Centrolobium tomentosum* Guillem. ex Benth. - (Não Pioneira, FOD/FES). A maioria das espécies dominantes são não pioneiras, mas há presença de espécies pioneiras, em relação a ocorrências das espécies, a maioria são comuns tanto em FES quanto FOD.

Analisando os dados de caracterização da vegetação, pode-se dizer que a área encontra-se em estágio médio de regeneração e é caracterizado por Floresta Estacional Semidecidual, este dado acorda em partes com o tipo indicado pelo mapa de fragmentos de Estado de São Paulo, que indica FES em contato com Savana, e ainda uma área próxima de capoeira. Não foi possível identificar próximo a esta área, a presença de áreas de Savana ou capoeira.

Fragmento 11 – Ecoville

Município: Araçariguama

Coordenadas geográficas: 23°27'12" – 23°27' 31"S, 47°02'36" – 47°03'03"W

O fragmento está localizado no município de Araçariguama, distante 3 km do centro da cidade e pertencente ao condomínio Ecoville; a área é margeada pela rodovia Castello Branco. Possui 24,26 ha, e em seu entorno possui áreas de vegetação nativa, algumas áreas abandonadas de plantio de eucalipto e condomínios residenciais (Figura 19).

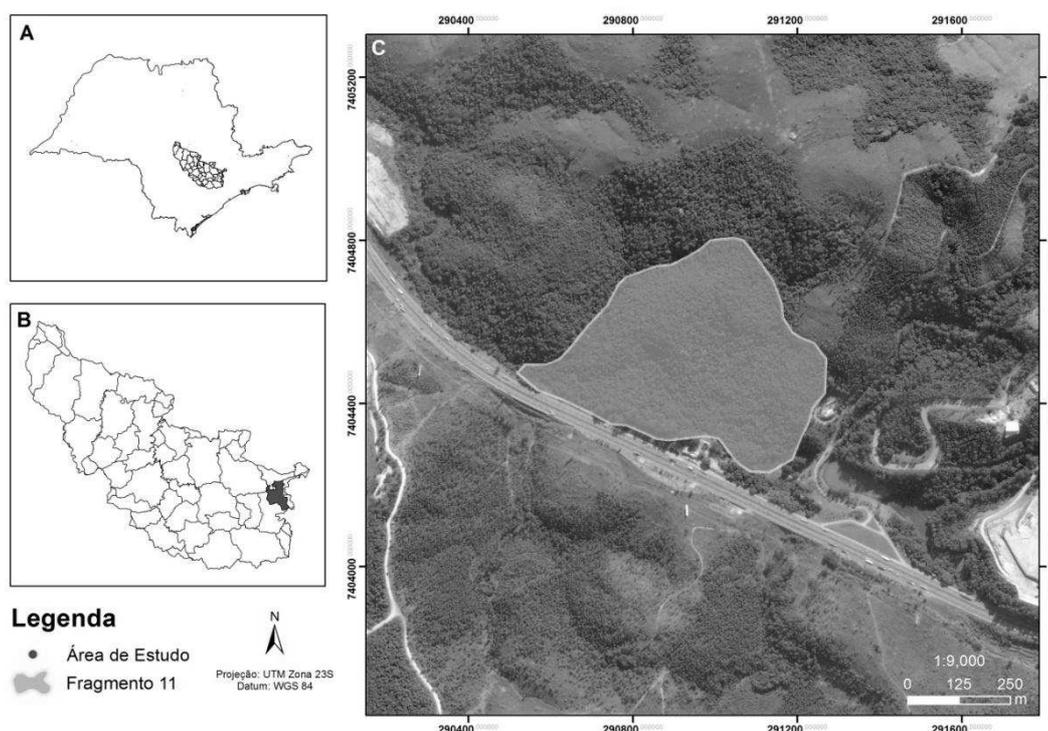


Figura 21. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.

Caracterização da vegetação:

A área possui fisionomia florestal e caracterizada por dois estratos, o mais baixo com média de 10 metros de altura e o maior com 15 metros. O diâmetro médio a altura do peito é de 10 cm, com presença de alguns indivíduos emergentes com 20 cm de diâmetro. Na área, estão presentes muitas espécies heliófitas, pouca ciófitas, as trepadeiras apresentam de pequena a mediana espessura e em algumas partes, há grande presença de lianas.

As principais espécies encontradas no fragmento foram: *Machaerium hirtum* (Vell.) Stellfeld - (Não Pioneira, FOD/FES), *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J.F.Macbr. - (Pioneira, FOD/FES), *Cupania vernalis* Cambess. - (Não Pioneira, FOD/FES), *Casearia sylvestris* Sw. - (Pioneira, FOD), *Guazuma ulmifolia* Lam - (Pioneira, FOD/FES), *Piper gaudichaudianum* Kunth - (Não Pioneira, FOD), *Alchornea glandulosa* Poepp. & Endl. - (Pioneira, FOD/FES), *Croton floribundus* Spreng. (Pioneira, FOD/FES), *Solanum granulosoleprosum* Dunal. - (Pioneira, FOD) Observa-se que as espécies dominantes são não pioneiras, mas há presença de espécies pioneiras; quanto a ocorrência, a maioria ocorre tanto em áreas de FES quanto de FOD.

Analisando os dados levantados, a vegetação indica estágio inicial de regeneração e caracterizada por Floresta Estacional Semidecidual, diferente do que é apontado no mapa de vegetação do estado de São Paulo, o qual indica Floresta Ombrófila Densa e próximo a uma área de vegetação secundária de Floresta Ombrófila Densa Montana.

Área 12 – Sítio Kataoka

Município: Salto de Pirapora

Coordenadas geográficas: 23°37'17" – 23°37'23"S, 47°38'30" - 47°38'25"W

O fragmento possui 1,95 ha e está localizado no município de Salto de Pirapora, a 7,30 km do centro da cidade. A área é uma APP hídrica e está inserida em uma área rural, possui no entorno chácaras, algumas plantações agrícolas e áreas grandes de plantio de eucalipto (Figura 20).

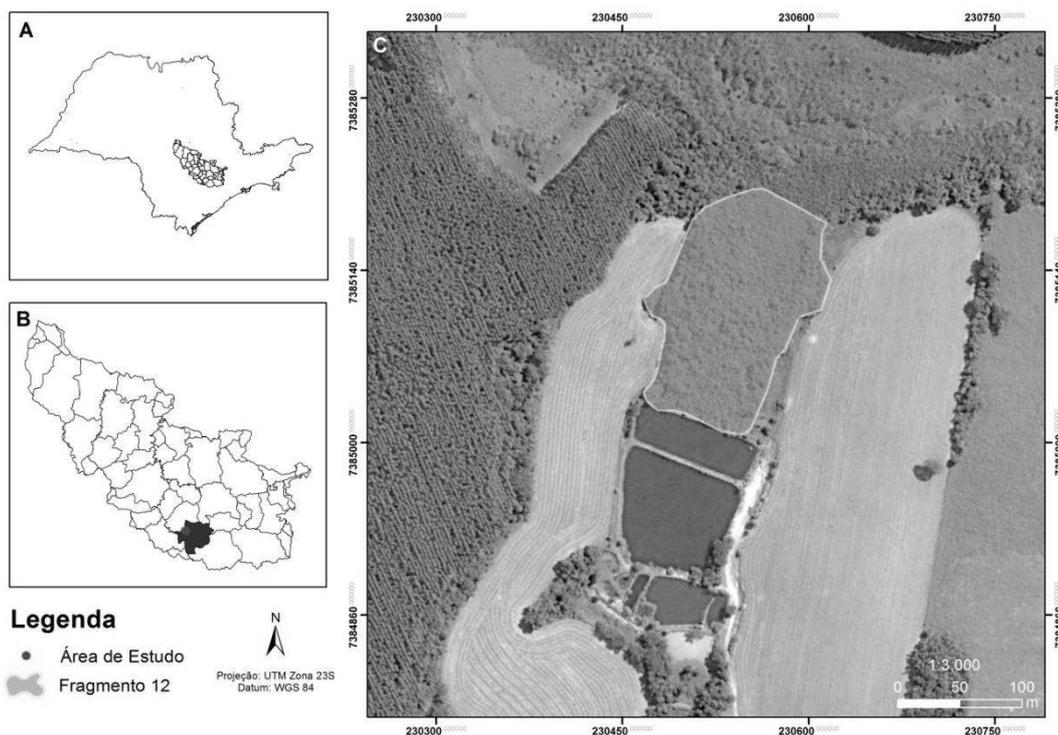


Figura 22. (A) Localização da UGRHI 10 – Unidade de Gerenciamento de Recursos Hídricos dos Rios Sorocaba e Médio Tietê no Estado de São Paulo, (B) Localização do município na UGRHI 10 e da área estudada no município e (C) Delimitação da área estudada.

Caracterização de vegetação:

A vegetação possui fisionomia florestal com apenas um estrato de 10 metros de altura e algumas árvores emergentes com até 20 metros; o DAP varia entre 10 – 20 cm, e provável a ocorrência de 30 espécies. Há presença de espécies ciófitas e heliófitas, sendo algumas partes com o sub-bosque cheio de indivíduos de samambaias.

As principais espécies vegetais observadas no fragmento foram: *Sebastiania brasiliensis* Spreng. – (Pioneira, FES), *Psidium guajava* L.(Pioneira, FOD), *Dendropanax cuneatus* (DC.) Decne. & Planch. - (Pioneira, FES), *Calliandra tweediei* Benth. – (Pioneira, FOD/FES), *Myrsine umbelata* Mart. – (Pioneira , FOD), *Allophylus edulis* (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Radlk. – (Pioneira, FOD/FES), *Inga sp.*.

Analisando os dados levantados, a vegetação indica estágio médio de regeneração e é caracterizada por Floresta Estacional Semidecidual, diferente do que é apontado no mapa de vegetação do estado de São Paulo, o qual indica Floresta Ombrófila Densa em contato com Savana e uma área menor de vegetação secundária de Floresta Ombrófila Densa.

APENDICE C – MODELOS DE DISTRIBUIÇÃO POTENCIAL GERADOS A PARTIR DAS DIFERENTES CONFIGURAÇÕES DO MAXENT

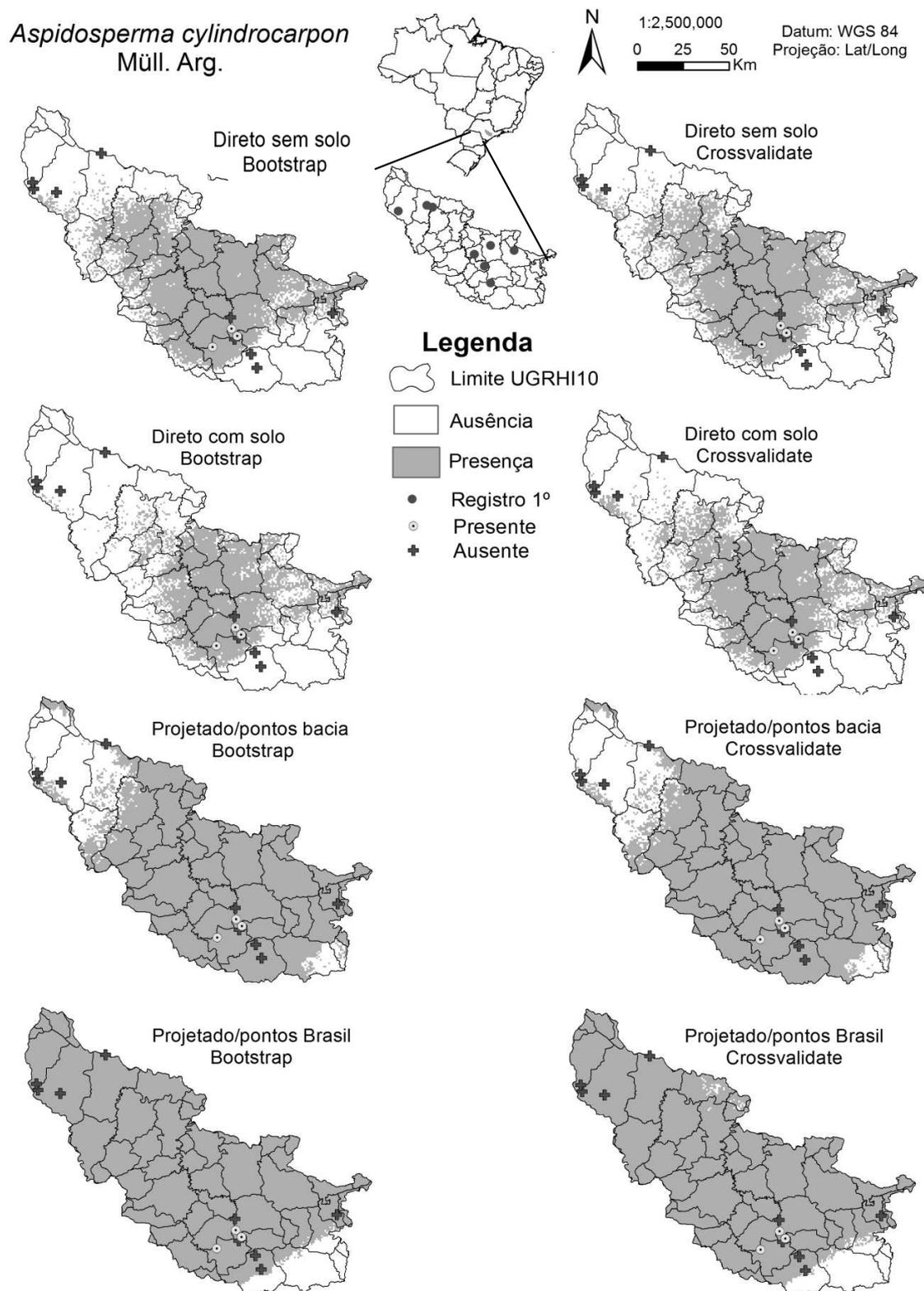


Figura 23. Modelos de distribuição potencial para *Aspidosperma cylindrocarpon* Müll.Arg. gerados a partir das diferentes configurações do MaxEnt para a URGHI 10.

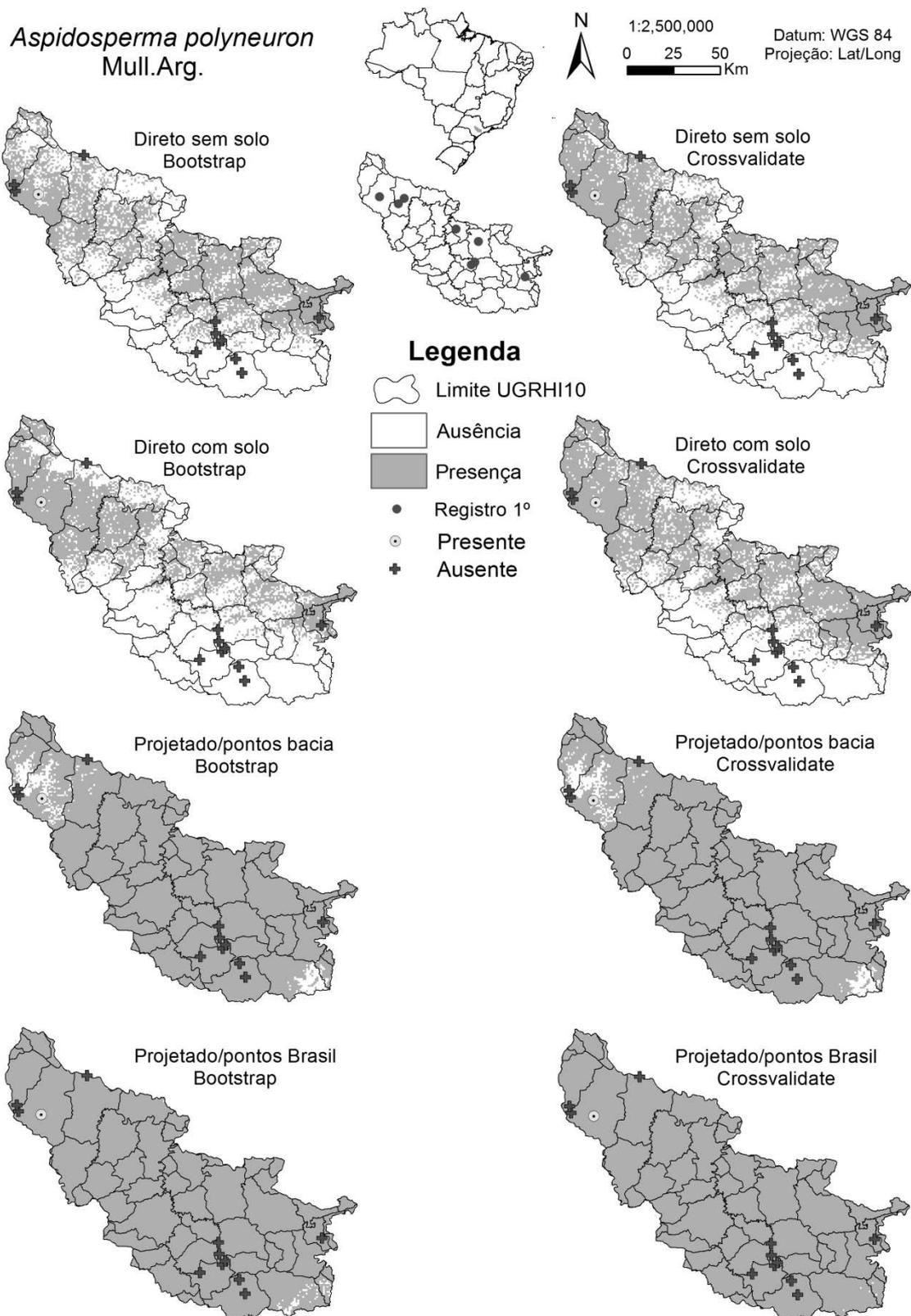


Figura 24. Modelos de distribuição potencial para *Aspidosperma polyneuron* Müll.Arg. gerados a partir das diferentes configurações do MaxEnt para a URGHI 10.

Aspidosperma tomentosum
Mart.

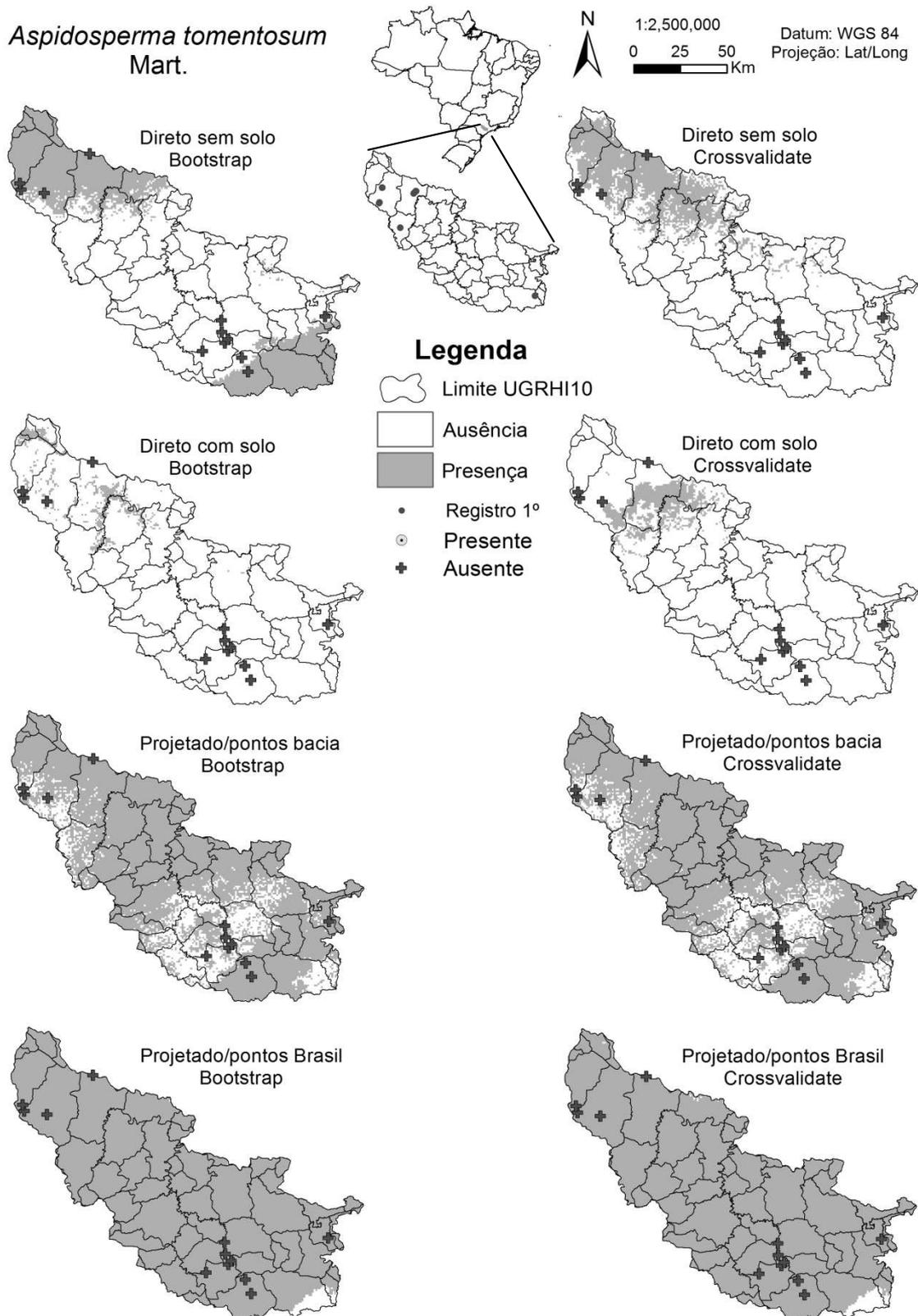


Figura 25. Modelos de distribuição potencial para *Aspidosperma tomentosum* Mart. gerados a partir das diferentes configurações do MaxEnt para a URGHI 10.

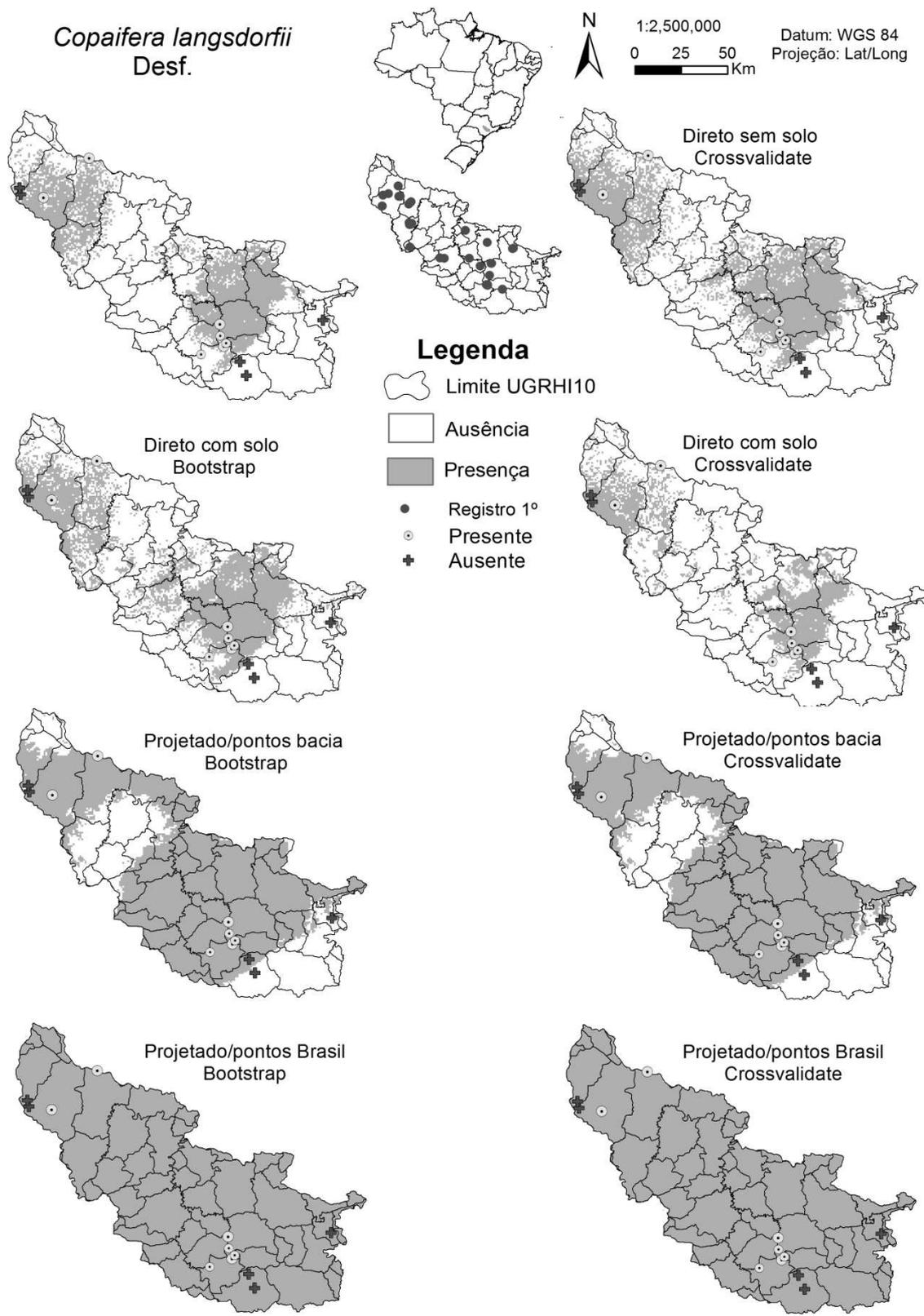


Figura 26. Modelos de distribuição potencial para *Copaifera langsdorffii* Desf. gerados a partir das diferentes configurações do MaxEnt para a URGHI 10.

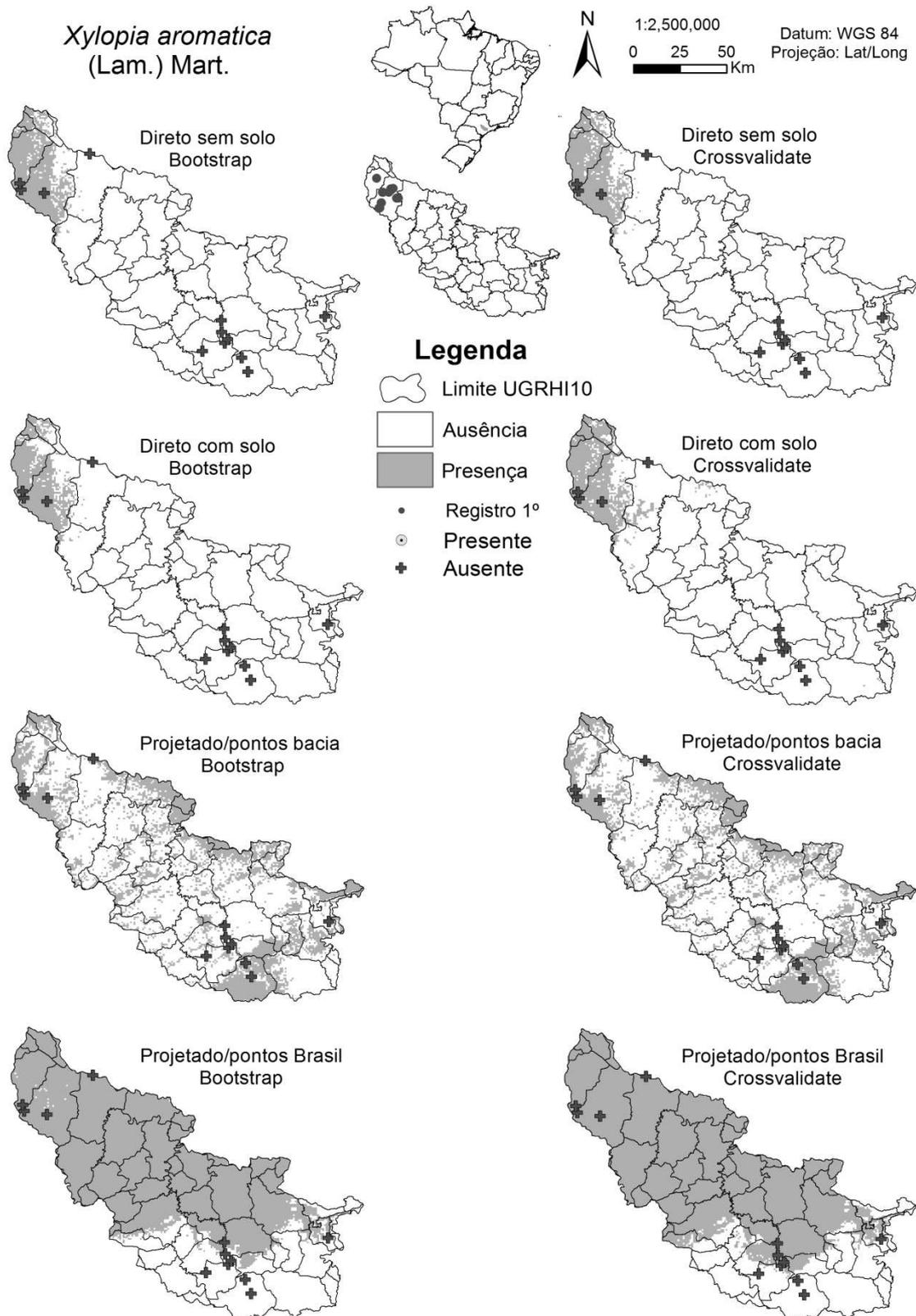


Figura 27. Modelos de distribuição potencial para *Xylopia aromatica* (Lam.) Mart. gerados a partir das diferentes configurações do MaxEnt para a URGHI 10.

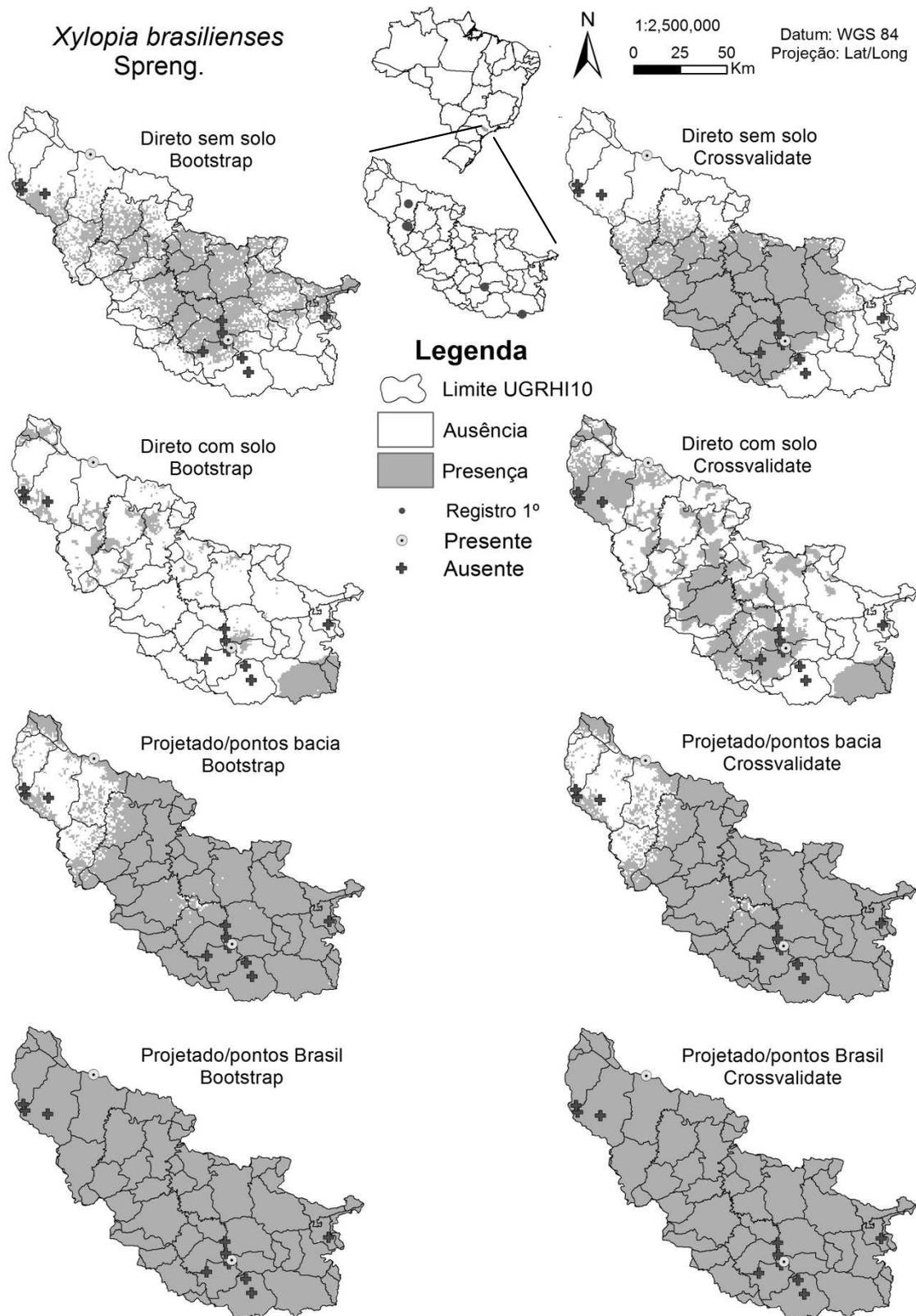


Figura 28. Modelos de distribuição potencial para *Xylopiabrsiliensis* Spreng. gerados a partir das diferentes configurações do MaxEnt para a URGHI 10.

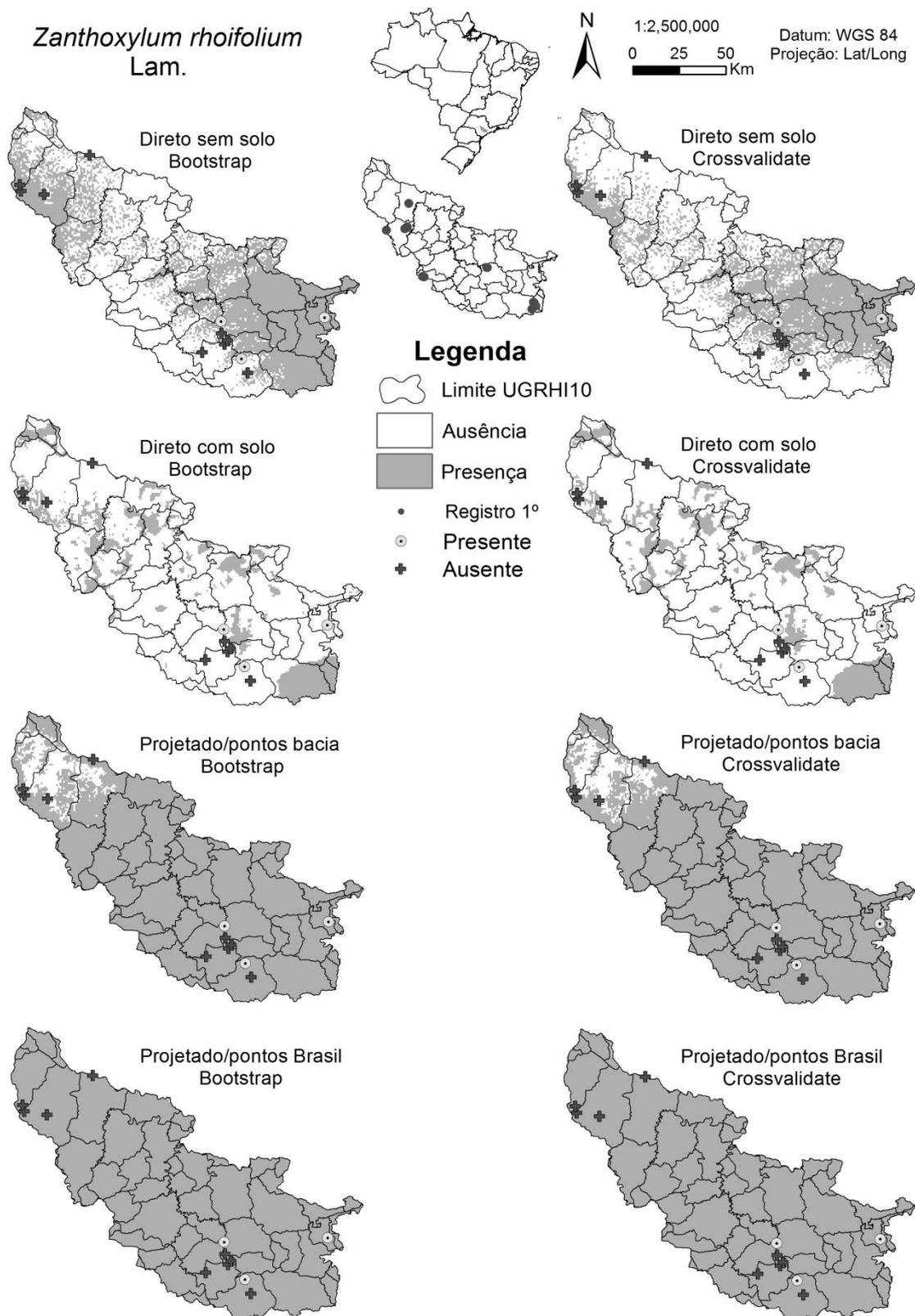


Figura 29. Modelos de distribuição potencial para *Zanthoxylum rhoifolium* Lam. gerados a partir das diferentes configurações do MaxEnt para a URGHI 10.

Zanthoxylum riedelianum
Engl.

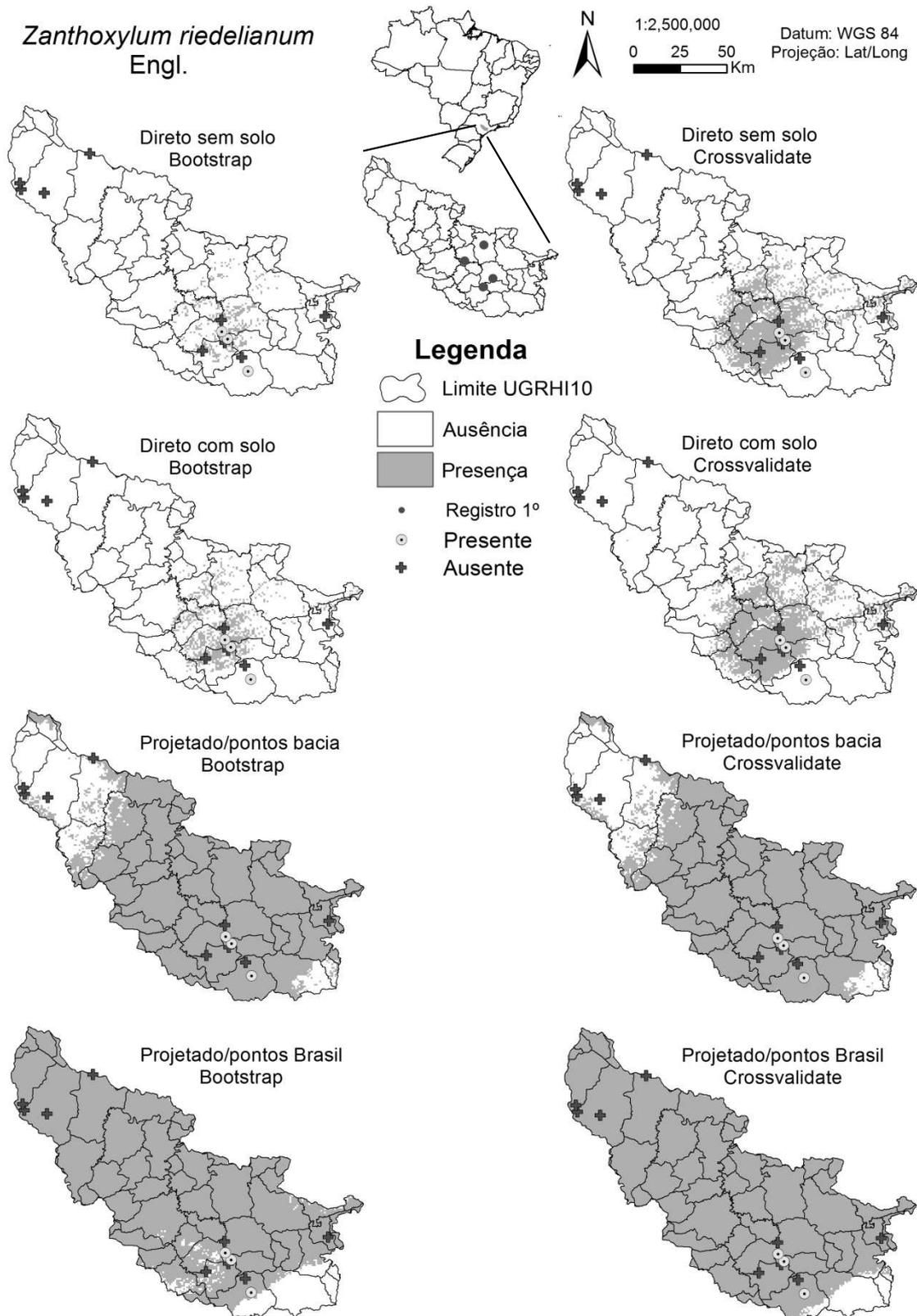


Figura 30. Modelos de distribuição potencial para *Zanthoxylum riedelianum* Engl. gerados a partir das