



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

Predição de distribuição de espécies arbustivo-arbóreas no sul do Brasil

Dissertação de Mestrado

Marcio Verdi

Porto Alegre

2013



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM BOTÂNICA

Predição de distribuição de espécies arbustivo-arbóreas no sul do Brasil

Marcio Verdi

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Botânica, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Botânica

Orientador: Prof. Dr. João André Jarenkow
Co-orientador: Dr. Ernestino de Souza Gomes Guarino

Porto Alegre
2013

Dedico

À minha família pelo apoio incondicional em todos os momentos e por entender minhas ausências.

Sem vocês nenhuma conquista valeria a pena!

AGRADECIMENTOS

Ao meu orientador João André Jarenkow, meu reconhecimento pela confiança e oportunidade de realizar este estudo, por suas sábias palavras e apoio incondicional ao longo desses dois anos, o meu respeito e admiração pela sua serenidade e ética profissional.

Ao meu co-orientador Ernestino de Souza Gomes Guarino (Ernesto) por aceitar o desafio dessa orientação, pela paciência, compreensão de minhas limitações, mas sobretudo pelas longas conversas esclarecedoras e discussões sobre o andamento do estudo via skype. Agradeço-o também por me apresentar os modelos de distribuição de espécies e pelas novas oportunidades.

Ao Ernesto e Ana Simeonidis pela hospitalidade em Rio Branco-Acre, onde durante quase um mês estive me familiarizando com as análises deste estudo. Foram dias maravilhosos os quais, certamente, sempre serão lembrados com muita saudade e gratidão. Não poderia esquecer da “Neuza”, quem segurou as pontas durante todo este período!

Aos colegas do Núcleo de Manejo Florestal Sustentável e Silvicultura da Embrapa-Acre por dividirem seus espaços e experiências, durante o período que estive realizando o estágio.

Ao Programa de Pós-Graduação em Botânica da UFRGS e aos seus professores pelas oportunidades, experiências e conhecimentos compartilhados.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq pela bolsa de pós-graduação cedida.

Ao Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina – IFFSC pelos dados cedidos. Particularmente, ao Alexander Vibrans e Lúcia Sevegnani, os precursores de tudo, que oportunizaram minha participação ao longo de quase 3 anos no IFFSC. Contudo, a realização de um projeto de pesquisa como este só foi possível com o apoio de vários colaboradores. Assim, agradeço a todos os membros do projeto, em especial, àqueles que fizeram parte da minha equipe de campo e dos momentos mais inusitados que vivenciamos juntos!

À Fundação de Apoio à Pesquisa Científica de Santa Catarina - FAPESC que financiou na íntegra o IFFSC.

Aos colegas e professores dos Laboratórios de Fitoecologia e Fitogeografia, pelo incentivo e aprimoramentos contínuos, em especial, durante as discussões nos colóquios e pela oportunidade de convívio dentro e fora deste.

Aos amigos Anita Stival, Adriana Aita, Bruna Boeni, Cássia Plá, Eduardo Pasini, Frédiny Colla, Greta Dettke, Jaqueline Durigon, Juliana Gonçalves, Juliano Baltazar, Larissa Pereira, Leandro Dal Ri, Luciana Mancino, Marcelo Malysz, Nina Higa, Pedro Rates, Priscila Porto Alegre Ferreira, Rodrigo Leonel, Ronaldo dos Santos, Stephanie Weege e Tamara Pastori por todos os momentos compartilhados durante: as disciplinas cursadas, as dificuldades impostas por nossas pesquisas, os almoços no RU, os cafézinhos no Lab. depois do almoço ou naqueles que organizamos suicídios em massa no Guaíba! Também pela agradável companhia fora da universidade durante: o mate na Redenção, a hora feliz (pizzas, churras, cachorro-quente, cevas!) ou os shows do Wander. Enfim, vocês fizeram destes dois últimos anos os melhores de minha vida! Em especial às minhas irmazinhas Jaque e Pri, e meu brother Malysz pela solicitude, paciência e inúmeras conversas e conselhos durante os momentos de desespero, mas acima de tudo pela amizade!

Aos amigos Eduardo Giehl e Martin Molz que exemplificam a ética e competências profissionais, a dedicação e aprimoramento contínuos, em especial ao Martin pelas longas conversas, discussões e conhecimento compartilhado sobre a vegetação e as famílias Lauraceae e Myrtaceae.

Aos amigos Stephanie Weege e Eduardo Giehl pela prontidão e solicitude desde o princípio até as inúmeras vezes que me ajudaram e esclareceram as mais diversas dúvidas mesmo quando não estavam mais aqui presentes.

Ao Rodrigo Leonel pela hospitalidade até que eu pudesse me estabelecer definitivamente em Porto Alegre. Se não fosse você, as coisas seriam ainda mais difíceis.

Aos meus familiares pelo apoio, incentivo e compreensão pelas minhas ausências. Em especial ao meu irmão Nolberto e minha cunhada Luciana pelo apoio incondicional!

À todos aqueles que, mesmo que aqui não tenham sido citados, contribuíram de alguma forma para a realização deste estudo.

Meus mais sinceros agradecimentos!

“Essentially, all models are wrong, but some are useful”

Box e Draper (1987)

RESUMO

Dissertação
Programa de Pós-Graduação em Botânica
Universidade Federal do Rio Grande do Sul, RS, Brasil

Predição de distribuição de espécies arbustivas-arbóreas no sul do Brasil

AUTOR: Marcio Verdi
ORIENTADOR: Prof. Dr. João André Jarenkow
CO-ORIENTADOR: Dr. Ernestino de Souza Gomes Guarino
Local e data da defesa: Porto Alegre, 28 de março de 2013.

Em vista das mudanças ambientais em nível global, disponibilizar informações ecológicas e buscar uma melhor compreensão dos fatores e processos que moldam a distribuição de espécies, é uma iniciativa importante para o planejamento de ações de conservação. Neste contexto, a importância e carência de informações sobre a distribuição geográfica das espécies nos motivaram a prever a distribuição potencial de arbustos e árvores das famílias Lauraceae e Myrtaceae na Floresta Atlântica, no sul do Brasil. Modelos lineares generalizados (GLM) foram usados para ajustar modelos preditivos com os registros de ocorrência de 88 espécies em função de variáveis ambientais. As variáveis preditoras foram selecionadas com base no menor critério de informação de Akaike corrigido. Nós avaliamos o desempenho dos modelos usando o método de validação cruzada (*10-fold*) para calcular a habilidade estatística verdadeira (TSS) e a área sob a curva característica do operador receptor (AUC). Nós usamos GLM para testar a influência da área de ocorrência estimada, do número de registros das espécies e da complexidade dos modelos sobre a TSS e a AUC. Nossos resultados mostraram que as variáveis climáticas governam amplamente a distribuição de espécies, mas as variáveis que captam as variações ambientais locais são relativamente importantes na área de estudo. A TSS foi significativamente influenciada pelo número de registros e complexidade dos modelos, enquanto a AUC sofreu com o efeito de todos os três fatores avaliados. A interação entre estes fatores é uma questão importante e a ser considerada em novas avaliações sobre ambas medidas e com diferentes técnicas de modelagem. Nossos resultados também mostraram que as distribuições de algumas espécies foram superestimadas e outras corresponderam bem com a ocorrência por nós conhecida. Efetivamente nossos resultados têm fundamentos para embasar novos levantamentos de campo, a avaliação de áreas prioritárias e planos de conservação, além de inferências dos efeitos de mudanças ambientais sobre as espécies da Mata Atlântica.

Palavras-chave: Modelos de distribuição de espécies, Modelos lineares generalizados, Habilidade estatística verdadeira, Área sob a curva característica do operador receptor, Conservação, Mata Atlântica.

ABSTRACT

Dissertation
Postgraduate Program in Botany
Federal University of Rio Grande do Sul, RS, Brazil

Prediction of distribution of shrub and trees species in southern Brazil

AUTHOR: Marcio Verdi
SUPERVISOR: Dr. João André Jarenkow
CO-SUPERVISOR: Dr. Ernestino de Souza Gomes Guarino
Location and day of defense: Porto Alegre, March 28th, 2013.

In view of environmental change on a global level, providing ecological information and getting a better understanding of the factors and processes that shape species distribution is an important initiative for planning conservation actions. In this context, the importance and lack of information about the geographical distribution of species motivated us to predict the potential species distribution of shrubs and trees of the family Lauraceae and Myrtaceae, in the Atlantic Forest in southern Brazil. Generalized linear models (GLM) were used to fit predictive models with records of occurrence of 88 species according to environmental variables. Predictor variables were selected based on the lowest corrected Akaike information criterion. We evaluate the performance of the models using the method of cross-validation (10-fold) to calculate the true skill statistic (TSS) and area under the receiver operator characteristic curve (AUC). We used GLM to test the influence of the area of occurrence estimated, the number of records of the species and the complexity of the models on the TSS and AUC. Our results show that climatic variables largely govern the distribution of species, but the variables that capture the local environmental variations are relatively important in the study area. The TSS was significantly influenced by the number of records and complexity of models while the AUC suffered from the effect of all three evaluated factors. The interaction between these factors is an important issue and be considered for new reviews on both measures and with different modeling techniques. Our results also showed that the distributions of some species were overestimated and other corresponded well with the occurrence known to us. Indeed our results have foundations to support new field surveys, assessment of priority areas and conservation plans, and inferences of the effects of environmental change on species of the Atlantic Forest.

Keywords: Species distribution modeling, generalized linear models, true skill statistic, area under the receiver operating characteristic curve, conservation, Atlantic Forest.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1** Localização do estado de Santa Catarina e neste as regiões fitogeográficas (adaptado de Klein 1978). Os pontos indicam as unidades amostrais do Inventário Florístico e Florestal do Estado de Santa Catarina (Vibrans *et al.* 2010), que foram consideradas no presente estudo. ... 22
- Figura 2** Desempenho preditivo dos modelos ajustados para espécies das famílias Lauraceae e Myrtaceae, no sul do Brasil. As caixas mostram a mediana e o 1° e 3° quartis da média (a) e do desvio padrão (b) da habilidade estatística verdadeira (TSS) e da área sob a curva característica de um operador receptor (AUC)..... 27
- Figura 3** Distribuição das 88 espécies em diferentes classes de desempenho preditivo de acordo com a AUC média dos modelos ajustados para Lauraceae e Myrtaceae, no sul do Brasil. Excelente = $AUC \geq 0.9$, Bom = $0.9 < AUC \leq 0.8$, Razoável = $0.8 < AUC \leq 0.7$ e Pobre = $0.7 < AUC \leq 0.6$ (Swets 1988). 28

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1** Frequência em relação ao número total de espécies com que cada variável preditora foi selecionada (A) e que obteve o nível de significância de $P < 0.001$ (B), nos modelos de distribuição das espécies pertencentes às famílias Lauraceae e Myrtaceae, no sul do Brasil. 25
- Tabela 2** Resumo do modelo linear generalizado para diferentes fatores que afetam o desempenho das medidas habilidade estatística verdadeira (TSS) e da área sob a curva característica de um operador receptor (AUC)..... 29

SUMÁRIO

Introdução geral	10
Manuscrito	16
Predição de distribuição de espécies arbustivo-arbóreas no sul do Brasil	17
Resumo.....	17
Introdução	18
Métodos.....	21
Área de estudo.....	21
Dados de ocorrência das espécies	23
Variáveis ambientais.....	23
Calibração e validação dos modelos	24
Resultados	25
Discussão	30
Modelos e variáveis ambientais relevantes.....	30
Desempenho preditivo dos modelos de distribuição.....	33
Implicações para futuras aplicações dos modelos.....	35
Conclusão.....	36
Refêrências.....	37
Material Suplementar	46
Conclusões gerais.....	74
Referências gerais	75

Introdução geral

As condições climáticas da Terra têm variado ao longo de sua história (Sloan 2006). As plantas, por sua vez, estão entre os organismos que mais têm resistido a estes prolixos períodos de clima variável, incluindo ciclos glaciais e interglaciais, com grandes variações na temperatura, precipitação e concentração de CO², nos últimos milhões de anos (Davis & Shaw 2001).

O aumento na concentração de CO² atmosférico e de outros gases do efeito estufa, decorrentes de atividades do homem moderno, tem colaborado para a alteração do clima global num ritmo acelerado (Chapin III *et al.* 2000; Phillips *et al.* 2009; Lavergne *et al.* 2010). As espécies, no entanto, tendem a ser sensíveis a pequenas variações climáticas (Wright *et al.* 2009), especialmente as árvores tropicais, uma vez que não respondem na mesma velocidade a estas mudanças relativamente rápidas (Davis & Shaw 2001; Walther *et al.* 2002), o que pode aumentar as taxas de extinções em comparação às novas colonizações (Honnay *et al.* 2002). Alguns estudos têm fornecido evidências de que as mudanças em escalas regionais são mais relevantes (Walther *et al.* 2002) no contexto de respostas ecológicas às mudanças climáticas (Walther *et al.* 2002; Parmesan 2006). Nestas escalas, a situação é agravada quando estão associadas outras formas de distúrbios como, por exemplo, mudanças no uso e cobertura do solo (Shaver *et al.* 2000; Honnay *et al.* 2002).

A tarefa de separar a influência de mudanças climáticas sobre as florestas de outras pressões resultantes das atividades humanas, tais como consequências das mudanças no uso e na cobertura do solo, é extremamente difícil (Gitay *et al.* 2001). O desmatamento em grandes áreas, por exemplo, pode modificar a temperatura e o regime de precipitação local para além do que se esperaria exclusivamente com as mudanças climáticas (Shaver *et al.* 2000). Além disso, a fragmentação e a perda de hábitat resultantes dessas mudanças no uso e na cobertura do solo (Tabarelli & Gascon 2005; Magrin *et al.* 2007; Putz *et al.* 2011) alteram drasticamente a composição, estrutura e funcionamento das comunidades florestais (Metzger 2000; Grau *et al.*

2003; Laurance *et al.* 2006), influenciando sobre a biodiversidade (Turner 1996; Sala *et al.* 2000; Chazal & Rounsevell 2009).

As mudanças climáticas, em conjunto com mudanças no uso e na cobertura do solo, podem alterar a fenologia (McCarty 2001; Parmesan & Yohe 2003; Parmesan 2006) e interromper processos ecológicos essenciais, tais como o fluxo gênico (Young *et al.* 1996; Aguilar *et al.* 2008), as interações bióticas (Van der Putten *et al.* 2010), a dispersão, a migração e a distribuição de espécies (Silva & Tabarelli 2000; McCarty 2001; Parmesan & Yohe 2003; Tabarelli *et al.* 2004), além de outros processos demográficos (Turner 1996; Metzger 2000; Laurance *et al.* 2006), ameaçando a persistência de muitas delas (Wiens & Graham 2005). Essas ameaças são mais intensas e, particularmente, preocupantes nas regiões tropicais megadiversas, onde para muitos grupos taxonômicos as informações são incompletas e a distribuição geográfica da maioria das espécies é pouco ou totalmente desconhecida. No Brasil, informações sobre a distribuição das espécies são ainda muito escassas, mesmo em *hotspots* de biodiversidade, com sua biota relativamente bem conhecida, como a Mata Atlântica (Myers *et al.* 2000).

Em vista das mudanças ambientais em nível global, a distribuição de espécies e a sua relação com o ambiente ou variáveis ambientais se tornaram tópicos centrais em ecologia, biogeografia e biologia da conservação (Guisan & Zimmermann 2000; Guisan & Thuiller 2005). Paralelamente, com o aprimoramento de técnicas já consagradas ou o desenvolvimento de novas técnicas de modelagem (ver Franklin 2009), aliados ao aumento da disponibilidade de dados de coleções de história natural (Graham *et al.* 2004) e de variáveis ambientais em formato digital – decorrentes de sensoriamento remoto e modelos digitais de elevação – integrados em sistemas de informações geográficas (Elith & Leathwick 2009), a utilização de modelos para a interpretação da distribuição de espécies têm aumentando consideravelmente (Guisan & Zimmermann 2000; Guisan & Thuiller 2005), tornando-se uma ferramenta importante para a conservação e manejo adequados dos ecossistemas (Barbosa *et al.* 2009).

Os modelos de distribuição de espécies (*Species Distribution Models* - SDMs) combinam, a partir de técnicas estatísticas ou de um conjunto de regras, os registros de

ocorrência de espécies com variáveis ambientais, para inferências sobre as condições onde populações viáveis possam se manter adequadamente (Guisan & Zimmermann 2000; Anderson *et al.* 2003; Elith & Leathwick 2009). Tais modelos são cada vez mais usados com uma ampla variedade de aplicações, incluindo a predição de distribuição de espécies de plantas (Guisan *et al.* 1998; Rupprecht *et al.* 2011) e de animais (Marini *et al.* 2010; Rodríguez-Soto *et al.* 2011), bem como invasões biológicas (Thuiller *et al.* 2005; Barbosa *et al.* 2012), para identificação, localização e manejo de espécies raras e ameaçadas de extinção (Williams *et al.* 2009; Wilson & Roberts 2011), além de estabelecer áreas prioritárias para conservação e para avaliar os impactos potenciais de mudanças globais sobre grupos de espécies ou sobre a biodiversidade (Araújo & Williams 2000; Thuiller *et al.* 2011; Faleiro *et al.* 2013; Kujala *et al.* 2013; Loyola *et al.* 2013).

Concomitante ao crescente uso de SDMs, tem surgido uma série de estudos avaliando as limitações e incertezas incorporadas ao desempenho preditivo de tais modelos (Pearce & Ferrier 2000; Stockwell & Peterson 2002; ver ainda Heikkinen *et al.* 2006 para uma revisão). As fontes de incertezas são diversas e variam em relação à técnica de modelagem utilizada, número de variáveis de entrada, o tamanho da amostra, a área de ocorrência, prevalência e as características ecológicas das espécies. Muitos estudos têm comparado o desempenho dos modelos com as diferentes técnicas utilizadas e, entre estes, alguns têm revelado apenas diferenças sutis entre as técnicas, ficando a escolha entre elas condicionada àquela que melhor satisfizer os objetivos do estudo (Thuiller *et al.* 2003; Elith *et al.* 2006; Hernandez *et al.* 2006; Marmion *et al.* 2009). A inclusão de muitas variáveis, além de inserir problemas de multicolinearidade (Dormann *et al.* 2012) e gerar modelos mais complexos, tem conduzido a subestimativas e a observações vulneráveis sobre a real relação entre estes preditores e as espécies estudadas (Beaumont *et al.* 2005; Dupin *et al.* 2011). Por outro lado, um número reduzido de variáveis pode conduzir a erros de superestimativas, visto que aqueles preditores que poderiam limitar a distribuição da espécie podem não ter sido incluídos (Dupin *et al.* 2011).

Com relação ao tamanho da amostra, não existe um consenso entre os autores, pois se por um lado àquelas grandes resultam em desempenhos melhores (Pearce & Ferrier 2000;

McPherson *et al.* 2004), por outro as pequenas também podem alcançar bons desempenhos (Stockwell & Peterson 2002), o que é particularmente interessante no caso de espécies raras. Nestes casos, o desempenho dos modelos pode estar relacionado à habilidade estatística da técnica utilizada (Wisz *et al.* 2008). Contudo, o tamanho da amostra, a área de ocorrência e prevalência são frequentemente confundidos (McPherson *et al.* 2004) e podem ter uma forte interação (Jiménez-Valverde *et al.* 2009), além de refletirem as características ecológicas das espécies. Em geral, tem sido demonstrado que modelos bem calibrados podem gerar valores baixos de desempenho, se a espécie apresentar uma resposta ambiental generalista (Stockwell & Peterson 2002; Segurado & Araújo 2004; Hernandez *et al.* 2006), a qual influi no tamanho da amostra, na área de ocorrência e na prevalência. Dessa forma, o sinergismo entre estes fatores pode afetar o desempenho dos modelos.

As limitações e incertezas incorporadas nos modelos podem também estar vinculadas à medida de desempenho utilizada. A área sob a curva característica do operador receptor (*Area Under the Receiver Operating Characteristic - AUC/ROC Curve*) é uma medida de desempenho de SDMs usada em muitos dos estudos aqui revisados. A estatística AUC plota a proporção de presenças preditas corretamente (sensibilidade: Se) como uma função dos erros de comissão (1 – especificidade; Sp: proporção de ausências preditas corretamente), fornecendo um único valor em todos os limiares possíveis compreendidos entre 0 e 1 – onde valores próximos a 0,5 indicam baixa discriminação do modelo e os valores iguais a 1 indicam perfeita discriminação – e independência da prevalência (Fielding & Bell 1997; Lobo *et al.* 2008; Jiménez-Valverde 2012). No entanto, a AUC não assume os custos relativos dos erros de comissão e omissão, ou seja, pesa-os igualmente, enquanto em muitas aplicações de SDMs ambos podem não ter a mesma importância (ver Lobo *et al.* 2008 e Jiménez-Valverde 2012, para revisão sobre a medida). De acordo com Jiménez-Valverde (2012), quando o objetivo do estudo é a distribuição potencial de espécies, a AUC não é uma medida de desempenho adequada, porque o peso dos erros de comissão é muito mais baixo do que os de omissão. Além disso, a AUC pode ser sensível à extensão da área de estudo e à proporção desta ocupada pela espécie, sendo assim impulsionada a favor daquelas com extensões restritas (Newbold *et al.*

2009; Lobo *et al.* 2008; Jiménez-Valverde 2012). Assim, considerando estas questões outras medidas de desempenho, tais como a habilidade estatística verdadeira (*True Skill Statistic* - TSS; Allouche *et al.* 2006), têm sido utilizadas. Tal medida leva em conta tanto os erros de comissão quanto os de omissão ($Se + Sp - 1$), cujos valores variam de -1 a +1, onde +1 indica perfeito acordo e os valores inferiores a zero indicam que o desempenho não é melhor que ao acaso (Allouche *et al.* 2006). A TSS – da mesma forma que a AUC – não é afetada pela prevalência, mas atribui pesos iguais para os erros de comissão e omissão. Contudo, não sofre influência do tamanho da amostra e pode ser uma medida utilizada, sobretudo quando os objetivos de sua aplicação forem planos de conservação, os quais muitas vezes necessitam de mapas binários de distribuição potencial de espécies (Allouche *et al.* 2006). Portanto, apesar dessa série de problemas apresentados por SDM, isso de modo algum implica que não possam ser usados – desde que com atenção e interpretação adequada – para responder questões específicas e como uma ferramenta nos campos da ecologia, biogeografia e biologia da conservação (Hortal *et al.* 2012; Kamino *et al.* 2012).

Sendo assim, aqui nós focamos as análises sobre a distribuição de espécies arbustivo-arbóreas de duas famílias Myrtaceae e Lauraceae, no estado de Santa Catarina, na região Sul do Brasil, por cinco razões: (i) o estado de Santa Catarina esta completamente inserido nos domínios da Mata Atlântica e possui uma das floras mais bem conhecida no país, além de dispor de dados recentes sobre a estrutura florestal, que foram coletados em um inventário sistemático realizado em todas as suas formações florestais (ver Vibrans *et al.* 2010, para aspectos metodológicos, e para detalhes complementares consultar <http://www.iff.sc.gov.br/>); (ii) as duas famílias abordadas se destacam tanto em riqueza específica quanto em abundância, nas formações florestais de Santa Catarina, e estão entre as mais importantes na estrutura da Mata Atlântica (Oliveira-Filho & Fontes 2000). Além disso, a riqueza específica, a abundância e a distribuição de Myrtaceae neste bioma sugerem um centro de diversificação da família, a partir do qual as espécies teriam se dispersado para outras regiões (Mori *et al.* 1983; Murray-Smith *et al.* 2009). Por outro lado, a Mata Atlântica abrange distintas formações, onde a alta abundância de espécies de Lauraceae, especialmente na Floresta Ombrófila Mista, desempenha um papel

importante na estrutura florestal (Klein 1978); (iii) apesar de serem reconhecidas – do ponto de vista taxonômico – por apresentarem caracteres crípticos na distinção de espécies, nós contamos com especialistas de ambas famílias para a revisão do material botânico; (iv) dada a importância econômica, tanto como fonte de madeira quanto como de óleo essencial, as espécies de ambas as famílias foram muito exploradas e atualmente algumas constam na lista oficial brasileira das espécies ameaçadas de extinção e, finalmente, (v) apesar do substantivo aumento do conhecimento acerca da importância dessas famílias na estrutura das comunidades florestais (Oliveira-Filho & Fontes 2000), bem como o reconhecimento de espécies ameaçadas de extinção, ainda é incipiente o conhecimento sobre a distribuição potencial das mesmas.

Deste modo, a realização do presente estudo resultou da necessidade de predizer a distribuição potencial de espécies arbustivo-arbóreas das famílias Lauraceae e Myrtaceae na Mata Atlântica no estado de Santa Catarina. Nossos objetivos foram: (i) avaliar a influência de variáveis ambientais na distribuição dessas espécies; (ii) gerar mapas de distribuição potencial, que poderão auxiliar na elaboração de planos de conservação, na realização de novas coletas e em estudos sobre os efeitos das mudanças climáticas, além de (iii) avaliar se a área de ocorrência estimada, o número de registros das espécies e a complexidade dos modelos afetam duas medidas de desempenho consagradas na literatura de SDMs.

Manuscrito

Predição de distribuição de espécies arbustivo-arbóreas no sul do Brasil

¹ Manuscrito escrito de acordo com as normas do periódico *Diversity and Distribution*. Fator de impacto em 2012: **6.12** (ISI Journal Citation Reports © Ranking)

Predição de distribuição de espécies arbustivo-arbóreas no sul do Brasil

Marcio Verdi¹, João André Jarenkow¹, Ernestino de Souza Gomes Guarino²

¹Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Av. Bento Gonçalves, 9500, Prédio 43432, CEP 91501-970, Porto Alegre, RS, Brasil

²Embrapa Acre, Rodovia BR-364, km 14, Caixa Postal 321, CEP 69908-970, Rio Branco, AC, Brasil

RESUMO

Objetivo Nós fornecemos a primeira predição sobre a distribuição de espécies da Mata Atlântica no sul do Brasil. Nós usamos as espécies arbustivo-arbóreas das famílias Lauraceae e Myrtaceae para avaliar a influência de variáveis ambientais sobre suas distribuições e de três fatores sobre duas medidas de desempenho consagradas na literatura de modelagem de distribuição de espécies.

Local Estado de Santa Catarina, sul do Brasil.

Métodos Modelos lineares generalizados (GLM) foram usados para ajustar modelos preditivos com os registros de ocorrência de 88 espécies em função de variáveis ambientais. As variáveis preditoras foram selecionadas com base no menor valor do critério de informação de Akaike corrigido. Nós avaliamos o desempenho dos modelos usando o método de validação cruzada (10-fold) para calcular a habilidade estatística verdadeira (TSS) e a área sob a curva característica de um operador receptor (AUC). Nós usamos GLM para testar a influência de três fatores sobre a TSS e a AUC.

Resultados Nossos resultados mostraram que variáveis climáticas exercem um controle dominante sobre a distribuição de espécies, mas as variáveis que captam as variações ambientais locais são relativamente importantes na área de estudo. A TSS foi significativamente influenciada pelo número de registros e complexidade dos modelos, enquanto a AUC sofreu

com o efeito de todos os três fatores avaliados. Nossos resultados também mostraram que as distribuições de algumas espécies foram superestimadas e outras corresponderam bem com a ocorrência por nós conhecida.

Principais conclusões Nossos resultados sugerem que o desempenho dos modelos é distintamente afetado pelos fatores avaliados. A interação entre eles é uma questão importante e a ser considerada em novas avaliações sobre ambas medidas e com diferentes técnicas de modelagem. Efetivamente nossos resultados têm fundamentos para embasar novos levantamentos de campo, planos de conservação e inferências dos efeitos de mudanças globais sobre as espécies da Mata Atlântica.

Palavras-chave: Modelos de distribuição de espécies, Modelos lineares generalizados, Habilidade estatística verdadeira, Área sob a curva característica do operador receptor, Conservação, Mata Atlântica

INTRODUÇÃO

Entender como as espécies estão distribuídas no espaço geográfico e ao longo do tempo, procurando identificar os fatores ou processos que explicam sua relação com o ambiente, são algumas das questões que muitos ecólogos e biogeógrafos buscam responder (Guisan & Thuiller 2005). Modelos de distribuição de espécies (*Species Distribution Models* - SDMs) têm sido utilizados para combinar, geralmente a partir de técnicas estatísticas, os registros de ocorrência de espécies, com variáveis ambientais, a fim de gerar inferências sobre as condições onde populações viáveis possam se manter adequadamente (Guisan & Zimmermann 2000; Anderson *et al.* 2003; Elith & Leathwick 2009).

Nas últimas décadas, os SDMs apresentaram avanços promissores no tratamento de várias questões em ecologia, biogeografia e, recentemente, na biologia da conservação (Thuiller *et al.* 2005; Rodríguez *et al.* 2007; Williams *et al.* 2009; Thuiller *et al.* 2011; Loyola *et al.* 2013; Lyet *et al.* 2013). Esses avanços são baseados no aprimoramento e desenvolvimento de novas

técnicas de modelagem (ver Franklin 2009), aliados ao aumento da disponibilidade de dados de coleções de história natural (Graham *et al.* 2004) e de variáveis ambientais em formato digital – decorrentes de sensoriamento remoto e modelo digital de elevação (DEM) – integrados em sistemas de informações geográficas (Elith & Leathwick 2009).

Concomitantemente ao crescente uso de SDMs, tem surgido uma série de estudos avaliando as limitações e incertezas incorporadas ao desempenho preditivo de tais modelos (Pearce & Ferrier 2000; Stockwell & Peterson 2002; ver ainda Heikkinen *et al.* 2006 para uma revisão). As fontes de incertezas são diversas e variam em relação à técnica de modelagem utilizada, número de variáveis de entrada, tamanho da amostra, prevalência, área de ocorrência e as características ecológicas das espécies (Stockwell & Peterson 2002; Beaumont *et al.* 2005; Hernandez *et al.* 2006; Marmion *et al.* 2009). Em geral, os estudos têm relatado apenas algumas diferenças sutis entre as técnicas, ficando a escolha normalmente condicionada àquelas que melhor satisfazem aos objetivos do estudo (Thuiller *et al.* 2003; Elith *et al.* 2006; Hernandez *et al.* 2006; Marmion *et al.* 2009). Entretanto, a atuação individual ou o sinergismo entre o tamanho da amostra, prevalência, área de ocorrência e as características ecológicas das espécies pode conduzir a previsões e observações enviesadas do desempenho dos modelos (Stockwell & Peterson 2002; McPherson *et al.* 2004; Segurado & Araújo 2004; Beaumont *et al.* 2005; Hernandez *et al.* 2006; Jiménez-Valverde *et al.* 2009; Dupin *et al.* 2011), muitas vezes, estando relacionado à habilidade estatística da técnica utilizada (Wisz *et al.* 2008).

Por outro lado, incertezas adicionais estão atreladas à própria medida de desempenho. A área sob a curva característica do operador receptor (*Area Under the Receiver Operating Characteristic - AUC/ROC Curve*) – um limiar independente que inclui ambos erros de omissão e comissão – é uma das medidas mais utilizadas para testar a habilidade que os modelos ajustados possuem de distinguir corretamente as presenças e ausências (Fielding & Bell 1997). A estatística AUC plota a sensibilidade (proporção de presenças preditas corretamente) como uma função dos erros de comissão (proporção de ausências preditas corretamente; 1 – especificidade), fornecendo um único valor em todos os limiares possíveis compreendidos entre 0 e 1 – onde valores próximos a 0.5 indicam baixa discriminação do modelo e os valores iguais

a 1 indicam perfeita discriminação (Fielding & Bell 1997; Lobo *et al.* 2008; Jiménez-Valverde 2012). Recentemente, a habilidade estatística verdadeira (*True Skill Statistic* - TSS) tornou-se uma medida comum na literatura de SDMs. Tal medida leva em conta tanto os erros de comissão quanto os de omissão ($Se + Sp - 1$), cujos valores variam de -1 a +1, onde +1 indica um perfeito acordo e os valores inferiores a zero indicam que o desempenho não é melhor que ao acaso (Allouche *et al.* 2006). Ambas as medidas não são afetadas pela prevalência, mas atribuem pesos iguais aos erros de comissão e omissão, o que pode não ter a mesma importância dependendo do objetivo do estudo (ver Allouche *et al.* 2006; Lobo *et al.* 2008 e Jiménez-Valverde 2012, para revisão sobre as medidas). A TSS, ao contrário da AUC, não é sensível à extensão da área de estudo e à proporção desta ocupada pela espécie (Lobo *et al.* 2008; Newbold *et al.* 2009; Jiménez-Valverde 2012). Dessa forma, pode ser usada sobretudo quando os objetivos de sua aplicação forem planos de conservação, os quais muitas vezes necessitam de mapas binários de distribuição potencial de espécies (Allouche *et al.* 2006).

Todas essas fontes de incertezas incorporadas aos SDMs, de modo algum implicam em limitação ao seu uso. Desde que seja dada atenção e interpretação adequada ao seu emprego, podem responder questões específicas e serem usados como uma ferramenta nos campos da ecologia, biogeografia e biologia da conservação (Hortal *et al.* 2012; Kamino *et al.* 2012). Segundo Diniz-Filho & Loyola (2012), a ausência de rigor conceitual e metodológico, bem como a proliferação de diferentes algoritmos, associados com conceitos alternativos e conhecimento teórico, são práticas tradicionais em programas novos de pesquisa. Entretanto, tanto na metodologia quanto nas teorias envolvidas, o consenso será alcançado gradualmente com o acúmulo de experiência (Diniz-Filho & Loyola 2012). Assim, um dos maiores desafios na atualidade está em reduzir as incertezas e aplicar com rigor novos métodos e testes – associando o conhecimento teórico com o ecológico – para a conservação da biodiversidade.

Aqui nós focamos nossas análises na Mata Atlântica sul-brasileira, um dos *hotspots* de biodiversidade (Myers *et al.* 2000), que em contraste a sua biota relativamente bem conhecida, a distribuição geográfica da maioria das espécies é insuficiente ou de algumas totalmente desconhecida. Nós começamos avaliando a influência de variáveis ambientais na distribuição de

espécies de duas famílias botânicas importantes na composição, estrutura e definição de padrões biogeográficos da Mata Atlântica (Mori *et al.* 1983; Oliveira-Filho & Fontes 2000; Murray-Smith *et al.* 2009). Então, nós estimamos a área de ocorrência a partir dos mapas de distribuição potencial gerados e discutimos algumas incertezas de sua aplicação para a conservação, novas coletas e estudos sobre os efeitos das mudanças climáticas. Finalmente, nós avaliamos se a área de ocorrência estimada, o número de registros das espécies e a complexidade dos modelos afetam duas medidas de desempenho consagradas na literatura de SDMs.

MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo compreende o estado de Santa Catarina (95.346,181 km²), localizado na região Sul do Brasil (Fig. 1). A região apresenta aspectos geológicos e geomorfológicos muito variáveis (IBGE 1990), com uma estreita e descontínua faixa ao longo da costa Atlântica, em altitudes que variam de 0 a 25 m, formando as planícies costeiras. Dispostas obliquamente à linha da costa, com altitudes médias de 600 m e vales muitas vezes profundos e estreitos, encontram-se as serras litorâneas. Já ocorrendo quase paralelamente à linha do oceano Atlântico, a Serra do Mar mais ao norte e a Serra Geral a partir do Vale do Itajaí para o sul, apresentam desníveis altimétricos de até 1000 m, constituindo a transição para uma extensa região planáltica, com altitudes de até 1827 m, declinantes em direção ao oeste onde atingem menos de 300 m, no vale do rio Uruguai (Santa Catarina 1986, IBGE 1990). Aliado a esta variação no relevo, e tendo em vista os condicionantes de natureza litológica e a diversidade de fatores responsáveis pela sua formação, verifica-se uma heterogeneidade muito grande de tipos de solos (IBGE 1990; EMBRAPA 1999).

As condições atmosféricas, influenciadas por massas de ar tropicais e polares, conferem a Santa Catarina um clima mesotérmico. Entretanto, seu caráter subtropical determina uma importante oscilação térmica ao longo do ano, quando em julho – o mês mais frio – a

temperatura média varia de 10 a 15 °C (geadas frequentes e ocasionalmente neve ocorrem nas regiões de maior altitude). Já os verões são quentes e as temperaturas médias em janeiro – o mês mais quente – variam de 20 a 24 °C. No entanto, no que concerne à pluviosidade, é possível observar certa homogeneidade, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano, onde a precipitação média anual varia entre 1250 e 2000 mm (Nimer 1989).

A cobertura florestal (Mata Atlântica) predomina sobre a campestre, encontrada nas porções centrais do planalto, em estreita relação com a Floresta Ombrófila Mista (Floresta com Araucária; Fig. 1). As áreas de menor altitude drenadas pelo rio Uruguai e afluentes são cobertas pela Floresta Estacional Decídua, enquanto no leste, ocorre a Floresta Ombrófila Densa. Entre esta e o oceano, em estreita faixa descontínua, ocorrem as Restingas (Klein 1978).

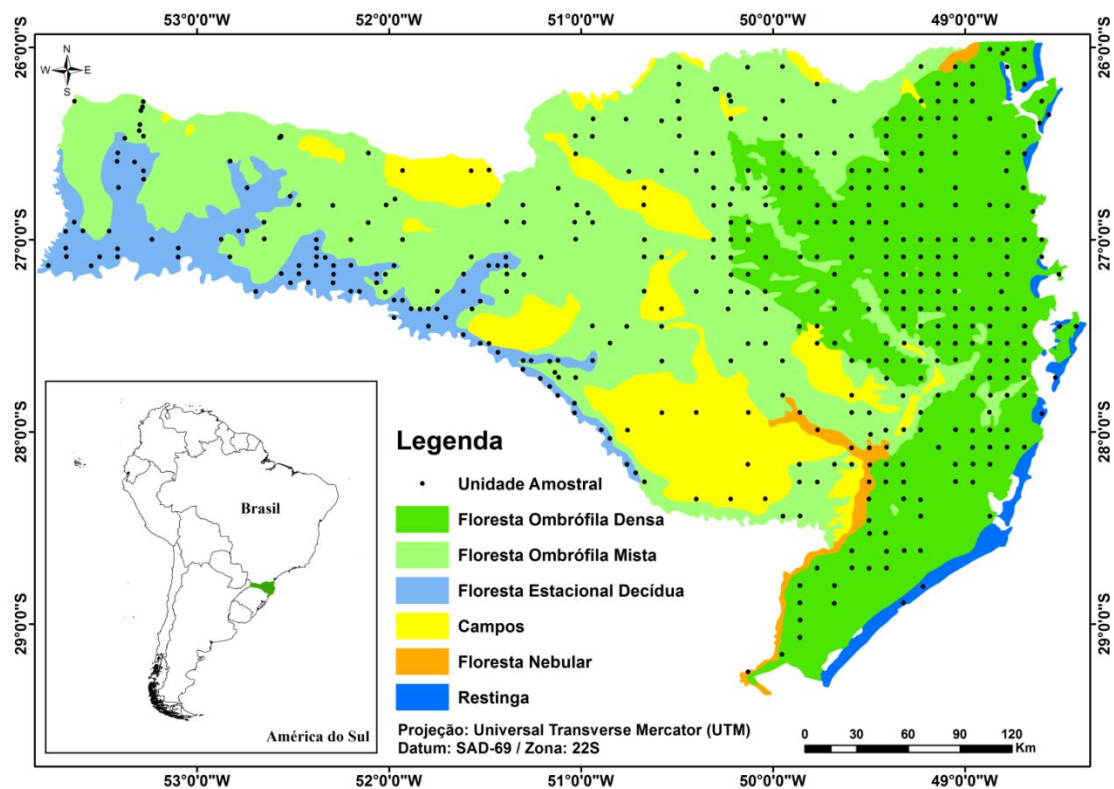


Figura 1 Localização do estado de Santa Catarina e neste as regiões fitogeográficas (adaptado de Klein 1978). Os pontos indicam as unidades amostrais do Inventário Florístico e Florestal do Estado de Santa Catarina (Vibrans *et al.* 2010), que foram consideradas no presente estudo.

Dados de ocorrência das espécies

Os dados originais de ocorrência das espécies provêm do Inventário Florístico e Florestal de Santa Catarina (ver <http://www.iff.sc.gov.br/> para mais detalhes). Os dados foram extraídos de 440 unidades amostrais, com área de 4000 m² e distribuídas em todas as formações florestais (outros aspectos metodológicos em Vibrans *et al.* 2010). Nós incluímos apenas os indivíduos com diâmetro do caule ≥ 10 cm – medido a 1.30 m de altura do solo – pertencentes as espécies arbustivo-arbóreas das famílias Lauraceae e Myrtaceae, com 15 ou mais registros de ocorrência na área abrangida. Eventualmente, este critério pode introduzir incertezas nas análises, mas optamos por trabalhar com a mais recente base de dados disponível, de modo que mantivéssemos um número de espécies que representasse uma riqueza mínima de cada uma das famílias estudadas. Dessa forma, consideramos no total 88 espécies (36 de Lauraceae e 52 de Myrtaceae).

Variáveis ambientais

Um conjunto de variáveis ambientais, com resolução espacial de 30 arc-segundos (0.86 km² na linha do Equador), foi selecionado em diferentes bases de dados. As 19 variáveis climáticas foram obtidas do *WorldClim* (Hijmans *et al.* 2005; <http://www.worldclim.org>). Médias anuais de evapotranspiração potencial e evapotranspiração atual foram obtidas do CGIAR-CSI (Zomer *et al.* 2007; Zomer *et al.* 2008; <http://www.cgiar-csi.org>). Os valores de altitude foram extraídos de um DEM gerado pelo *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM; Farr *et al.* 2007; <http://www2.jpl.nasa.gov/srtm/>). A partir desse DEM, nós calculamos duas variáveis topográficas adicionais (porcentagem de inclinação e orientação do relevo) usando o programa Quantum GIS (Quantum GIS Development Team 2012; <http://www.qgis.org>). Os valores de inclinação, expressos em porcentagem, foram transformados usando-se a função raiz quadrada do arco-seno antes das análises (Zar 1999).

Contudo, em conjunto tão grande de variáveis, é possível que estas apresentem correlação umas com as outras, o que pode causar problemas na construção e no ajuste do modelo, além de dificultar sua interpretação (Graham 2003; Heikkinen *et al.* 2006; Dormann *et al.* 2012). Assim, para reduzir a redundância de informações e evitar a multicolinearidade, nós excluímos das análises as variáveis com valores do coeficiente de correlação de Pearson ≥ 0.70 entre pares de variáveis (ver Anexo S1).

Calibração e validação dos modelos

Nós ajustamos modelos para cada uma das 88 espécies, usando modelos lineares generalizados (*Generalized Linear Models* - GLM) com distribuição binomial e função de ligação logística. A seleção das variáveis preditoras foi realizada através de um processo de escolha passo a passo em ambas as direções, com base no menor critério de informação de Akaike corrigido (*Akaike's Information Criterion* - AICc; Burnham & Anderson 2002), usando o pacote *glmulti* (Calcagno & Mazancourt 2010). Os modelos foram calibrados usando 70% das amostras (treino) selecionadas ao acaso e, posteriormente, validados com o conjunto restante (30%; teste). Esta partição foi realizada aplicando o método de validação cruzada *K-fold*, sendo $K=10$. A proporção entre dados treino e teste foi determinada segundo a “regra geral” sugerida por Huberty (1994), para modelos de presença/ausência, cuja proporção é de $1/(1 + \sqrt{p-1})$, onde p é o número de preditores (Franklin 2009). Nós avaliamos o desempenho preditivo dos modelos ajustados usando a TSS (Allouche *et al.* 2006) e a AUC (Fielding & Bell 1997). Os valores da AUC foram interpretados de acordo com Swets (1988), como excelente = $AUC \geq 0.9$, bom = $0.9 < AUC \leq 0.8$, razoável = $0.8 < AUC \leq 0.7$ e pobre = $0.7 < AUC \leq 0.6$.

A fim de gerar um mapa de distribuição para cada espécie, foi utilizado o método de maximização da soma dos parâmetros sensibilidade e especificidade como limiar para converter os valores contínuos de probabilidade em previsões binárias (Cantor *et al.* 1999; Liu *et al.* 2005). A partir desse mapa nós estimamos a área de ocorrência para cada espécie.

Finalmente, nós usamos GLM com processo de escolha baseado no AIC para testar se a área de ocorrência estimada, número de registros e complexidade dos modelos (número de variáveis ambientais incluídas) afetam as duas medidas de desempenho usadas para avaliar os SDMs. Todas as análises foram conduzidas no ambiente R (R Development Core Team 2012).

RESULTADOS

A temperatura média anual (BIO1) foi a variável retida mais vezes pelos modelos para prever a distribuição das espécies, seguida pela temperatura média do trimestre mais seco (BIO9), precipitação anual (BIO12) e inclinação do relevo (SLO). Isotermalidade (BIO3) e precipitação do mês mais úmido (BIO13) apesar de não estarem entre aquelas mais selecionadas, detêm os maiores números de seleções com significância entre os modelos (Tabela 1), enquanto BIO1 e BIO9 novamente figuram entre as quatro primeiras variáveis neste critério.

Tabela 1 Frequência em relação ao número total de espécies com que cada variável preditora foi selecionada (A) e que obteve o nível de significância de $P < 0.001$ (B), nos modelos de distribuição das espécies pertencentes às famílias Lauraceae e Myrtaceae, no sul do Brasil.

Código	Variável	A	B
BIO1	Temperatura média anual	65	14
BIO9	Temperatura média do trimestre mais seco	62	12
BIO12	Precipitação anual	53	09
SLO	Inclinação do relevo	42	11
BIO13	Precipitação do mês mais úmido	40	15
BIO4	Sazonalidade da temperatura	40	03
BIO3	Isotermalidade	37	19
ASP	Orientação do relevo	20	01

O Anexo S2 em Material Suplementar mostra o resumo dos modelos ajustados com as informações de cada variável preditora selecionada. O modelo mais simples foi de *Myrcia dichrophylla*, onde apenas a isothermalidade foi selecionada, enquanto que duas variáveis foram incluídas para prever a distribuição de *Ocotea diospyrifolia*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Myrceugenia myrcioides*, *Myrcia aethusa* e *M. hebepetala*. A seleção de três ou quatro variáveis é um padrão observado para 25 e 26 espécies, respectivamente, as quais concentram 57% dos modelos ajustados. Os modelos de 29 espécies incluíram cinco ou seis variáveis, enquanto nos modelos de *Ocotea porosa* e *O. pulchella*, sete variáveis foram utilizadas como preditoras de um total de oito.

Em geral, existe uma tendência das espécies com distribuições similares conservarem o mesmo conjunto de variáveis ambientais em seus modelos. Este padrão é evidente, por exemplo, nos modelos de *Ocotea catharinensis* e *O. elegans*. Outras não revelaram esta tendência, mas conservaram as mesmas variáveis em seus modelos, casos por exemplo, de *Myrcianthes pungens*, que possui distribuição distinta de *Ocotea bicolor*, *Persea willdenovii*, *Eugenia handroana*, *Myrcia pulchra*, *M. retorta* e *Pimenta pseudocaryophyllus*, e o de *Eugenia rostrifolia*, que apesar de ter distribuição disjunta, conserva as mesmas variáveis que as espécies essencialmente atlânticas (*Nectandra membranacea* e *Campomanesia guaviroba*) em seu modelo (ver Anexos S2 e S5).

Nós encontramos valores médios da TSS relativamente altos, confirmando a acurácia de nossos modelos (Fig. 2a). A TSS variou de 0.579 a 0.960 em Lauraceae e de 0.681 a 0.971 em Myrtaceae, onde quase 50% dos valores para esta família foram superiores 0.9 e apresentaram baixa amplitude do desvio padrão (Figs. 2a-b). Os resultados da AUC também indicaram uma boa habilidade de discriminação dos modelos, com média superior a 0.8 para ambas as famílias (Fig. 2a). Os valores da AUC variaram de 0.615 a 0.980 em Lauraceae e de 0.674 a 0.965 em Myrtaceae.

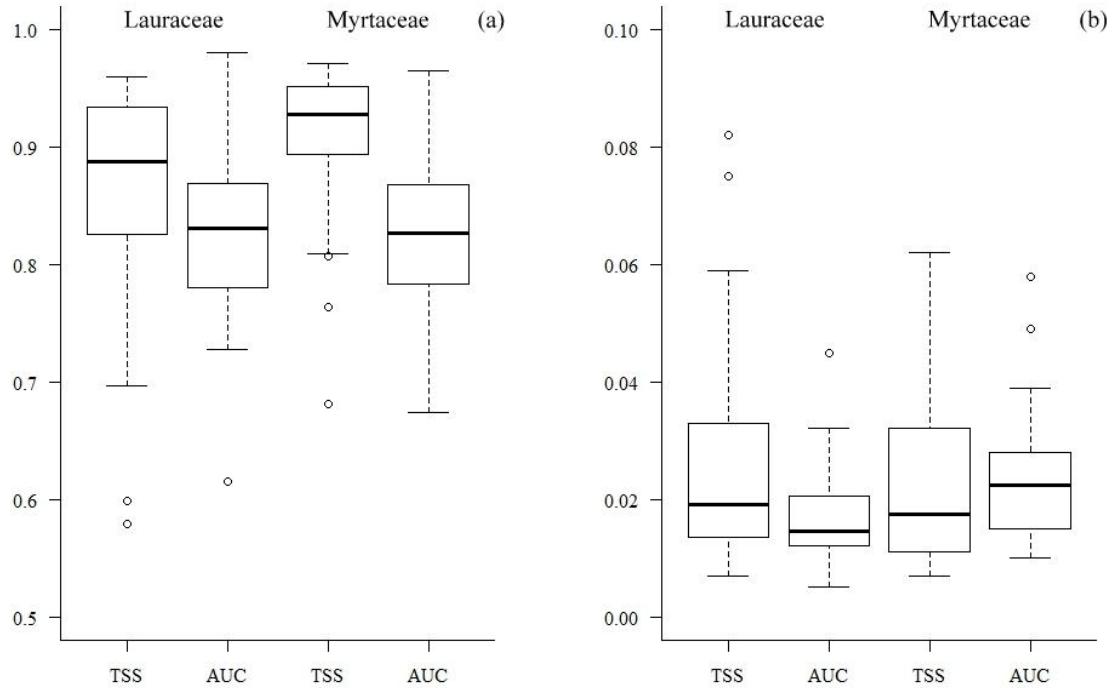


Figura 2 Desempenho preditivo dos modelos ajustados para espécies das famílias Lauraceae e Myrtaceae, no sul do Brasil. As caixas mostram a mediana e o 1° e 3° quartis da média (a) e do desvio padrão (b) da habilidade estatística verdadeira (TSS) e da área sob a curva característica de um operador receptor (AUC).

Individualmente, baseados nos valores da TSS, os melhores desempenhos dentre as Lauraceae foram obtidos por *Cryptocarya moschata* (0.960 ± 0.007) e *Persea alba* (0.960 ± 0.012), ambas com 74% das ocorrências preditas corretamente. *Neomitranthes glomerata* (0.971 ± 0.011), com 73% de ocorrências preditas corretamente, sobressai dentre as Myrtaceae, bem como quando consideramos o conjunto total de espécies das duas famílias. Os resultados da AUC indicaram um excelente desempenho preditivo dos modelos ajustados para três espécies de Lauraceae e seis de Myrtaceae (Fig. 3), onde *Ocotea dispersa* (0.980 ± 0.005) e *Myrcia oblongata* (0.965 ± 0.011) obtiveram os melhores desempenhos, ambas com 93% das ocorrências preditas corretamente (ver Anexos S3 e S4, respectivamente). Por outro lado, *Cryptocarya aschersoniana* (0.615 ± 0.015) e *Campomanesia xanthocarpa* (0.674 ± 0.020) obtiveram o menor desempenho (Fig. 3), sendo predito corretamente 49% e 66% das

ocorrências, respectivamente. Contudo, o desempenho do modelo de *C. aschersoniana* (Anexo S3) diferiu quando avaliamos o valor da TSS (0.824 ± 0.018), ao passo que *C. xanthocarpa* (0.681 ± 0.043) permaneceu com o menor valor dentre as Myrtaceae (Anexo S4).

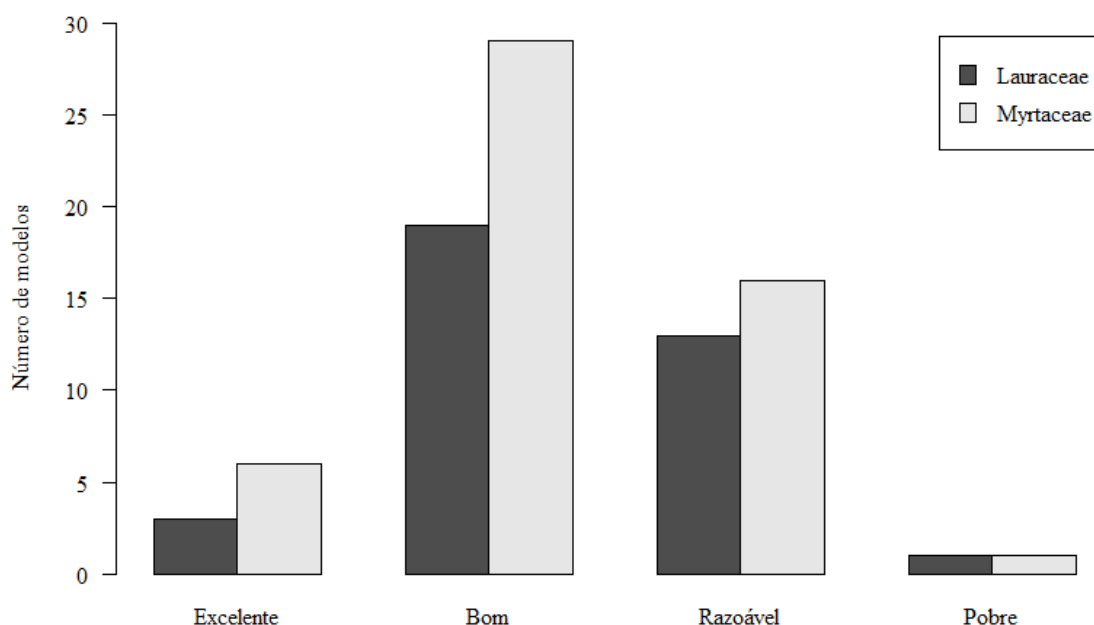


Figura 3 Distribuição das 88 espécies em diferentes classes de desempenho preditivo de acordo com a AUC média dos modelos ajustados para Lauraceae e Myrtaceae, no sul do Brasil. Excelente = $AUC \geq 0.9$, Bom = $0.9 < AUC \leq 0.8$, Razoável = $0.8 < AUC \leq 0.7$ e Pobre = $0.7 < AUC \leq 0.6$ (Swets 1988).

Os nossos resultados indicam que as medidas de desempenho dos modelos foram distintamente afetadas pelos fatores avaliados. A TSS foi significativamente influenciada pelo número de registros e complexidade dos modelos, enquanto a AUC sofreu com o efeito de todos os três fatores avaliados (Tabela 2).

Pelos mapas de distribuição potencial para cada espécie modelada (ver Anexo S5), nós verificamos que temperaturas mais baixas do planalto restringem a ocorrência de *Cinnamomum amoenum*, *Acca sellowiana*, *Calypttranthes concinna*, *Eugenia handroi*, *E. pluriflora*, *E. pyriformis*, *Myrceugenia glaucescens*, *Myrcia oblongata* e *Myrcianthes gigantea* a esta região,

embora *E. pyriformis* possa ser encontrada também na Floresta Estacional Decídua e *M. oblongata* tenha sido registrada só recentemente na Floresta Ombrófila Densa.

Tabela 2 Resumo do modelo linear generalizado para diferentes fatores que afetam o desempenho das medidas habilidade estatística verdadeira (TSS) e da área sob a curva característica de um operador receptor (AUC).

Medida	Variável	Estimado	Erro Padrão	P
TSS	Intercepto	1.012	0.023	<0.001
	Área	<0.001	<0.001	0.596
	Registro	-0.002	<0.001	<0.001
	Complexidade	-0.011	0.005	0.040
AUC	Intercepto	0.902	0.030	<0.001
	Área	<0.001	<0.001	<0.001
	Registro	-0.002	0.001	0.011
	Complexidade	0.012	0.005	0.013

Os modelos de algumas espécies (ex. *C. amoenum*, *A. sellowiana*, *E. pyriformis* e *M. glaucescens*) superestimam sua distribuição para o extremo sul ou oeste do estado, onde temos conhecimentos de que as espécies não ocorrem. Similarmente, algumas espécies com ocorrência preferencial – ou exclusiva no caso das Myrtaceae – na Floresta Ombrófila Densa, tiveram suas distribuições superestimadas para outras regiões. Por exemplo, os modelos de *Aiouea saligna*, *Nectandra oppositifolia*, *Ocotea mandioccana*, *Persea alba*, *Eugenia multicostata* e *Plinia pseudodichasiantha* tiveram suas distribuições ampliadas para áreas de Floresta Ombrófila Mista no planalto, ao passo que *Cryptocarya moschata*, *Nectandra membranacea*, *Ocotea aciphylla*, *O. dispersa*, *Calypttranthes strigipes* e *Myrcia brasiliensis* foram superestimadas para a região oeste (Floresta Estacional Decídua), onde elas não têm ocorrência registrada. Outras como *Aniba firmula*, *Nectandra leucantha*, *N. puberula*, *Ocotea catharinensis*, *O. pulchra*, *Eugenia brevistyla*, *E. cereja*, *E. ternatifolia*, *Marlierea excoriata*, *M. obscura*, *M. sylvatica*, *Myrcia aethusa*, *M. glabra* e *M. spectabilis* são superestimadas tanto para o planalto, quanto

para o oeste. Do mesmo modo, os modelos de espécies como *Ocotea bicolor*, *O. glaziovii*, *Calyptranthes grandifolia* e *Eugenia handroana*, com distribuição conhecida preferencialmente para a costa atlântica e bem mais restrita no planalto, preveem uma distribuição mais ampla, particularmente ao longo do planalto. Ainda, o modelo de *Neomitranthes glomerata* indica áreas potenciais no extremo sul e oeste, extrapolando seu limite austral de distribuição possivelmente aos 28° de latitude sul e 50° de longitude oeste.

As predições de algumas espécies restritas à Floresta Ombrófila Densa, tais como, *Calyptranthes lucida*, *Myrcia dichrophylla*, *M. pubipetala* e *M. tijucensis*, estão de acordo com as suas distribuições conhecidas. Similarmente, os modelos de *Campomanesia guaviroba* e *Psidium cattleianum* indicam uma maior afinidade por aquelas áreas situadas ao longo da encosta atlântica e planícies costeiras, embora possam eventualmente ser encontradas na região oeste e no planalto. *Myrcia splendens* uma espécie com ampla distribuição ao longo da costa atlântica e aquelas regiões do planalto onde a temperatura média anual não é inferior a 10 °C também foi predida satisfatoriamente. Os resultados dos demais modelos, em geral, estão em conformidade com o que se conhece da distribuição real das espécies.

DISCUSSÃO

Modelos e variáveis ambientais relevantes

O fato de variáveis ambientais exercerem um controle dominante sobre a distribuição de espécies é amplamente reconhecido (Wright 1983; Woodward & Williams 1987; Kreft & Jetz 2007). Variáveis climáticas como isothermalidade, precipitação do mês mais úmido, temperatura média anual e ainda temperatura média do trimestre mais seco aparecem como os fatores mais significativos, atuando sobre a distribuição de várias espécies aqui estudadas. Tais variáveis estão associadas a algumas necessidades energéticas e fisiológicas básicas das plantas, o que encontra suporte na hipótese da produtividade. Esta sugere que variáveis relacionadas à energia ou ao balanço hídrico são essenciais para as plantas (Wright 1983; Currie 1991; Austin *et al.*

1996), considerando os efeitos significativos que exercem sobre o seu desenvolvimento, crescimento, reprodução e sobrevivência.

As variáveis climáticas geralmente têm sido consideradas importantes para prever a distribuição de espécies (Franklin 1998; Thuiller *et al.* 2003; Heikinheimo *et al.* 2012), principalmente em grandes áreas (Willis & Whittaker 2002), ao passo que outros fatores tais como a altitude, topografia, solo, distúrbios e interações bióticas podem influenciar padrões de distribuição em uma escala de paisagem ou local (Willis & Whittaker 2002; Thuiller *et al.* 2003; Svenning *et al.* 2009). Nestas escalas, variáveis relacionadas à altitude ou topografia, por exemplo, podem promover variações substanciais nas condições climáticas de florestas, especialmente em regiões montanhosas (Svenning 2001; Svenning *et al.* 2009), as quais influenciam a distribuição das espécies. De fato, variações climáticas consideráveis podem ser observadas na área de estudo, onde características orográficas em conjunto com a influência da maritimidade promovem elevados volumes pluviométricos na encosta atlântica (leste), o que favorece o estabelecimento das espécies higrófilas nessa região. Além disso, a sua localização em latitudes medianas, em conjunto com a proximidade do oceano, a conformação geológica e de relevo geram condições locais bastante heterogêneas que influenciam – em uma sequência leste-oeste – a distribuição de muitas espécies.

Do mesmo modo, em regiões com paisagens multifacetadas, as diferenças na insolação variam de acordo com a orientação do relevo e também alteram as condições climáticas locais (Wilkinson & Humphreys 2006). Por exemplo, nas latitudes médias no hemisfério sul em encostas com diferentes graus de inclinação e orientação solar norte-nordeste, a exposição solar é maior que naquelas com orientação sul-sudeste (Holland & Steyn 1975). Considerando essa diferença na insolação, algumas espécies de plantas podem apresentar preferências por determinada posição na encosta. Contudo, as espécies de Lauraceae e Myrtaceae em nosso estudo parecem não ser muito influenciadas pela orientação do relevo, porém a inclinação parece exercer um papel importante na distribuição das mesmas, visto que está entre as quatro variáveis mais selecionadas nos modelos. Similarmente, os resultados de Lennon *et al.* (2002) mostraram que a inclinação foi importante para mais espécies que a orientação do relevo.

Assim, embora muitas vezes as plantas possam não responder ao efeito de certas variáveis indiretas, a sua distribuição pode ser afetada secundariamente por modulação de outros fatores ambientais (Svenning 2001; ver ainda Eiserhardt *et al.* 2011, para revisão). Esses fatores geralmente não são facilmente mensuráveis e disponíveis, portanto, à parte da importância exercida por variáveis climáticas sobre a distribuição das espécies (Austin *et al.* 2006) e considerando as variações locais da paisagem, a inclusão de variáveis indiretas nas análises pode ser esclarecedora.

Por outro lado, embora os SDMs geralmente assumam que as espécies respondem as suas tolerâncias abióticas, é amplamente reconhecido que outros fatores direcionados por interações bióticas e processos biogeográficos ou evolutivos também influenciam o padrão de distribuição das espécies (Wiens & Donoghue 2004; Wisz *et al.* 2013). A tendência das espécies de reter ao longo do tempo as características ecológicas relacionados ao seu nicho, definida por Wiens *et al.* (2010) como retenção de nicho ou retenção filogenética de nichos, quando se trata de espécies relacionadas, tem diversas implicações sobre a distribuição das espécies. Aqui, nós interpretamos como um padrão sugestivo de retenção de nicho a tendência expressa por espécies, com distribuições similares, de conservar em seus modelos o mesmo conjunto de variáveis ambientais. Este padrão é evidente especialmente em espécies congêneres (Brown *et al.* 1996) como *Ocotea catharinensis* e *O. elegans*, onde provavelmente a retenção filogenética de nichos seria a explicação mais plausível para o padrão de distribuição de ambas. Tais espécies são morfológicamente pouco distintas e, muitas vezes, de difícil delimitação específica em campo ou em material vegetativo e ocorrem simpatricamente em florestas ombrófilas na costa atlântica (Baitello & Marcovino 2003). Contudo, a ocorrência dessas espécies na costa atlântica onde o clima é mais quente e úmido, nos leva a supor que o avanço sobre a região de planalto é limitado pelas condições climáticas mais restritivas impostas pelas baixas temperaturas na região. Dessa forma, estas condições atuariam como filtros ambientais e que em combinação com a retenção de nicho poderiam explicar o padrão encontrado.

O padrão exibido nos outros modelos, diferentemente, parece estar relacionado à própria biologia de cada uma das espécies, em tolerar determinados fatores abióticos ou a sua

capacidade de dispersão e competição. Por exemplo, o padrão de distribuição de *Myrcianthes pungens*, *Ocotea bicolor*, *Persea willdenovii*, *Eugenia handroana*, *Myrcia pulchra*, *M. retorta* e *Pimenta pseudocaryophyllus* pode ser atribuído as suas exigências fisiológicas, visto que são espécies que ocupam principalmente as encostas, onde em geral a temperatura é mais baixa do que em planícies. Estas preferências são confirmadas pela influência significativa da temperatura média do trimestre mais seco e da precipitação do mês mais úmido, nos modelos desse grupo de espécies, exceto para *M. pungens*, que responde principalmente à precipitação. A distribuição disjunta de *Eugenia rostrifolia* descarta a hipótese de uma possível limitação de dispersão para o leste, mas sua ocorrência centrada no oeste sugere um efeito da competição exercido pelas inúmeras espécies que ocorrem na faixa atlântica. Contudo, é importante notar que a nossa abordagem de modelagem é baseada em fatores abióticos e não leva em conta o fato de que interações bióticas e processos biogeográficos ou evolutivos podem influir na distribuição das espécies (Wiens & Donoghue 2004; Wisz *et al.* 2013). Apesar dessa limitação em nossas análises, ressaltamos que no momento este não era o foco de estudo, mas as inferências sobre os padrões aqui apresentados são consideradas importantes e um ponto de partida, para futuras e mais refinadas investigações, na avaliação de retenção filogenética de nicho e do efeito das interações bióticas sobre a distribuição de espécies.

Desempenho preditivo dos modelos de distribuição

O desempenho preditivo dos modelos pode ser afetado por uma série de fatores (Pearce & Ferrier 2000; Stockwell & Peterson 2002; McPherson *et al.* 2004; Segurado & Araújo 2004; Beaumont *et al.* 2005; Hernandez *et al.* 2006; Jiménez-Valverde *et al.* 2009; Dupin *et al.* 2011). Os nossos resultados mostram que a área de ocorrência estimada, o número de registros e a complexidade dos modelos afetam distintamente a TSS e AUC (Tabela 2). Além disso, eles são consistentes com estudos prévios que sugerem uma sinergia dos fatores sobre as medidas de desempenho dos SDMs (McPherson *et al.* 2004; Jiménez-Valverde *et al.* 2009), ao indicar a existência de uma relação inversamente proporcional entre o número de registros e as

características ecológicas das espécies com o desempenho preditivo dos modelos. Em outras palavras, as espécies com vários registros são também generalistas (ampla área de ocorrência) e apresentaram geralmente os menores desempenhos (ex. *Nectandra lanceolata*, *N. megapotamica*, *Ocotea puberula*, *Campomanesia xanthocarpa*; Anexos S3 e S4). Isto sugere uma dependência entre o desempenho dos modelos e as características ecológicas das espécies-alvo (Stockwell & Peterson 2002; Segurado & Araújo 2004; Hernandez *et al.* 2006; Dupin *et al.* 2011). Paralelamente, para poder prever a distribuição dessas espécies os modelos podem ter incluído muitas variáveis ambientais, o que aumentaria a complexidade dos modelos (Chatfield 1995) e conduziria a subestimativas (Dupin *et al.* 2011; Beaumont *et al.* 2005). A inclusão de poucas variáveis, por sua vez, pode conduzir a superestimativas, por excluir dos modelos àquelas variáveis importantes que restringem a espécie (Dupin *et al.* 2011).

Os nossos resultados mostram que os modelos de algumas espécies superestimaram suas distribuições (ex. *Cinnamomum amoenum*, *Acca sellowiana*, *Eugenia pyriformis* e *Myrceugenia glaucescens*; ver Anexo S5), o que discutiremos na próxima seção algumas implicações para suas aplicações. As superestimativas não necessariamente podem ser interpretadas como um erro de predição, visto que de acordo com os preditores utilizados os modelos estão indicando a distribuição potencial, na ausência de limites de dispersão, de interações bióticas ou processos evolutivos e biogeográficos (Wiens & Donoghue 2004; Wisz *et al.* 2013). Por outro, os altos valores das medidas de desempenho refletem este poder discriminatório dos modelos. Portanto, a superestimativa está relacionada às características ecológicas das espécies e/ou aos fatores supracitados que não foram incluídos nos modelos, mas poderiam explicar este resultado.

Finalmente, embora outros estudos tenham relatado a influência de distintos fatores sobre a AUC (Lobo *et al.* 2008; Dupin *et al.* 2011; Jiménez-Valverde 2012), o mesmo ainda não havia sido demonstrado para a TSS. Nós mostramos que a TSS é influenciada pelo número de registro e complexidade dos modelos (Tabela 2). Contudo, nós encorajamos novos estudos com simulação de dados, considerando as diferentes fontes de incertezas e técnicas de modelagem para uma visão mais aprofundada sobre o desempenho dessa medida diante de cada situação.

Além disso, a sinergia entre os fatores é uma questão importante e a ser considerada em novas avaliações sobre ambas as medidas e com diferentes técnicas de modelagem. Isto resultará em um significativo avanço no aperfeiçoamento e conhecimento dos SDMs e de suas medidas de desempenho.

Implicações para futuras aplicações dos modelos

As nossas comparações com outros estudos se tornam restritas devido às diferenças de escalas, número de espécies estudadas, grupos taxonômicos envolvidos e clima. Isto, porque a maioria dos estudos se concentra em ambientes de clima temperado, sobretudo em países europeus, da Oceania ou América do Norte, ao passo que relativamente poucos são realizados em regiões tropicais (ex. América do Sul; Cayuela *et al.* 2009). Entretanto, os modelos nos ajudaram a entender melhor a distribuição de Lauraceae e Myrtaceae, onde muitas das tendências gerais que encontramos são concordantes com a biologia das espécies, o que aumenta a nossa confiança nas predições realizadas, bem como na metodologia empregada.

As superestimativas de ocorrência de algumas espécies no oeste da área estudada, em parte se devem às condições climáticas (quente e úmida), no vale do rio Uruguai, onde ocorre a Floresta Estacional Decídua. Estas são áreas que potencialmente podem ser colonizadas por espécies da Floresta Ombrófila Densa. O aumento da temperatura e precipitação, depois do Último Máximo Glacial (Behling *et al.* 2005), propiciou a migração de espécies tropicais de norte para o sul, por dois corredores migratórios: o atlântico – entre o oceano e encostas de serras costeiras – e através dos vales de rios das bacias Paraná-Uruguai, não tendo decorrido tempo suficiente para ocuparem tais nichos. Vale lembrar, que espécies sensíveis ao frio, não conseguem transpor as altas altitudes do planalto, de um lado ao outro (Rambo 1961).

Nós ressaltamos que embora os modelos possam ter superestimado as distribuições de algumas espécies, os nossos resultados têm importantes consequências para os SDMs em si e para a conservação. Assim, recomendamos o acompanhamento das populações de algumas espécies ameaçadas de extinção que ocorrem em regiões muito alteradas ou sob ameaças de

grandes alterações. Este é o caso de *Ocotea porosa*, para citar um exemplo, que apresenta ocorrência centrada na Floresta Ombrófila Mista na porção norte-noroeste da área de estudo e, embora é considerada ameaçada de extinção (MMA 2008), ainda sofre com a exploração ilegal e com a conversão de florestas em agricultura. Similarmente, outras espécies como *Nectandra lanceolata* e *Eugenia rostrifolia*, embora não figurem nestas listas, ocorrem essencialmente na Floresta Estacional Decídua, a qual se encontra bastante reduzida e fragmentada devido às acentuadas atividades agropecuária e construção de grandes usinas hidroelétricas na região. Considerando a constante pressão a que estão submetidas e as alterações no clima que podem ter influência sobre estas e outras espécies, aliadas a carência de espaços legalmente protegidos ao longo de suas áreas de ocorrências, nas Florestas Ombrófila Mista e Estacional Decídua, os modelos gerados podem auxiliar na definição de áreas prioritárias e estratégias de conservação para as espécies da Mata Atlântica. Além disso, constitui uma ferramenta importante em estudos que preveem os efeitos das mudanças climáticas sobre a biota e suas ações mitigadoras.

CONCLUSÃO

Estudos de modelagem, tal qual o ora apresentado, proporcionam uma melhor compreensão da influência das variáveis climáticas sobre a distribuição atual das espécies. Além disso, permitem avaliações sobre a distribuição de espécies sob diferentes cenários climáticos futuros. Nossos resultados mostraram que a inclusão das variáveis que captam as variações ambientais locais da paisagem foi importante para a descrição dos padrões de distribuição das espécies estudadas.

O desafio de gerar modelos cientificamente bem fundamentados, como complemento às poucas informações disponíveis sobre a distribuição das espécies tropicais, e para dar suporte a outras áreas de pesquisas (ex. monitoramento da biodiversidade, mudanças climáticas, definição de áreas prioritárias para conservação e invasões biológicas), exige uma maior concentração de esforços para o aperfeiçoamento e conhecimento dos SDMs e das medidas de desempenho. Nossas análises demonstraram que a TSS e a AUC são distintamente influenciadas pelos fatores

avaliados, portanto, nós encorajamos avaliações futuras mais específicas sobre tais medidas, considerando as diferentes fontes de incertezas e suas possíveis interações, bem como as diversas técnicas de modelagem.

Finalmente, nossos resultados revelaram alguns padrões que podem ser usados para testar várias hipóteses, dentre as quais a retenção filogenética de nicho entre as espécies congenéricas. Além disso, quando disponíveis e analisados adequadamente, os mapas de distribuição se tornam uma ferramenta importante e podem dar suporte a levantamentos de campo e embasar políticas de conservação para as espécies da Mata Atlântica.

AGRADECIMENTOS

Nós agradecemos aos executores do Inventário Florístico e Florestal de Santa Catarina – IFFSC, pela disponibilização de parte dos dados utilizados; à Fundação de Apoio à Pesquisa Científica de Santa Catarina – FAPESC, que financiou na íntegra o IFFSC; ao PPG Botânica (UFRGS) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela oportunidade e bolsa concedida a MV.

REFÊRENCIAS

- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43:1223-1232.
- Anderson RP, Lew D, Peterson AT (2003) Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162:211-232.
- Austin MP, Belbin L, Meyers JA, Doherty MD, Luoto M (2006) Evaluation of statistical models used for predicting plant species distributions: role of artificial data and theory. *Ecological Modelling* 199:197-216.

- Austin MP, Pausas TG, Nicholls AO (1996) Patterns of tree species richness in relation to environment in southeastern New South Wales, Australia. *Australian Journal of Ecology* 21: 154-164.
- Baitello JB, Marcovino JR (2003) *Ocotea* Aubl. In: Wanderley MGL, Melhem TS, Shepherd GJ, Giuliatti AM (eds) *Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo*. V.3. Fapesp, RiMa, São Paulo, pp 179-208.
- Beaumont LJ, Hughes L, Poulsen M (2005) Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological Modelling* 186:250-69.
- Behling H, Pillar VD, Bauermann SG (2005) Late Quaternary grassland (Campos), gallery forest, fire and climate dynamics, studied by pollen, charcoal and multivariate analysis of the São Francisco de Assis core in western Rio Grande do Sul (southern Brazil). *Review of Palaeobotany and Palynology* 133:235-248.
- Brown JH, Stevens GC, Kaufman DM (1996) The geographic range: size, shape, boundaries and internal structure. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27:597-623.
- Burnham KP, Anderson DR (2002) *Model selection and multi-model inference: a practical information-theoretic approach*. Springer, New York.
- Calcagno V, Mazancourt C (2010) glmulti: An R package for easy automated model selection with (Generalized) Linear Models. *Journal of Statistical Software* 34:1-29.
- Cantor SB, Sun CC, Tortolero-Luna G, Richards-Kortum R, Follen M (1999) A comparison of C/B ratios from studies using Receiver Operating Characteristic curve analysis. *Journal of clinical epidemiology* 52:885-892.
- Cayuela L, Golicher DJ, Newton AC, Kolb M, Albuquerque FS, Arets EJMM, Alkemade JRM, Pérez AM (2009) Species distribution modeling in the tropics: problems, potentialities, and the role of biological data for effective species conservation. *Tropical Conservation Science* 2:319-352.
- Chatfield C (1995) Model uncertainty, data mining and statistical inference. *Journal of the Royal Statistical Society* 158:419-66.

- Currie DJ (1991) Energy and large-scale patterns of animal- and plant-species richness. *The American Naturalist* 137:27-49.
- Diniz-Filho JAF, Loyola RD (2012) A conceptual and methodological synthesis on modeling ecological niches and geographical distributions. *Natureza & Conservação* 10:235-238.
- Dormann CF, Elith E, Bacher S, Buchmann C, Carl G, Carré G, Marquéz JRG, Gruber B, Lafourcade B, Leitão PJ, Münkemüller T, McClean C, Osborne PE, Reineking B, Schröder B, Skidmore AK, Zurell D, Lautenbach S (2012) Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 35:001-020.
- Dupin M, Reynaud P, Jarošík V, Baker R, Brunel S, Eyre D, Pergl J, Makowski D (2011) Effects of the training dataset characteristics on the performance of nine species distribution models: application to *Diabrotica virgifera virgifera*. *PLoS ONE* 6:1-11.
- Eiserhardt WL, Svenning JC, Kissling WD, Balslev H (2011) Geographical ecology of the palms (Arecaceae): determinants of diversity and distributions across spatial scales. *Annals of Botany* 108:1391-1416.
- Elith J, Graham CH, Anderson RP, Dudík M, Ferrier S, Guisan A, Hijmans RJ, Huettmann F, Leathwick JR, Lehmann A, Li J, Lohmann LG, Loiselle BA, Manion G, Moritz C, Nakamura M, Nakazawa Y, Overton J. McC, Peterson AT, Phillips SJ, Richardson KS, Scachetti-Pereira R, Schapire RE, Soberón J, Williams S, Wisz MS, Zimmermann NE (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
- Elith J, Leathwick JR (2009) Species Distribution Models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review Ecology Evolution and Systematics* 40:677-697.
- EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (1999) Sistema brasileiro de classificação de solos. EMBRAPA, Rio de Janeiro.
- Farr TG, Rosen PA, Caro E, Crippen R, Duren R, Hensley S, Kobrick M, Paller M, Rodriguez E, Roth L, Seal D, Shaffer S, Shimada J, Umland J, Werner M, Oskin M, Burbank D,

- Alsdorf D (2007) The Shuttle Radar Topography Mission. Review of Geophysics. doi: 10.1029/2005RG000183.
- Fielding AH, Bell JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38-49.
- Franklin J (1998) Predicting the distribution of shrub species in southern California from climate and terrain-derived variables. *Journal of Vegetation Science* 9:733-748.
- _____ (2009) *Mapping Species Distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge University, Cambridge.
- Graham CH, Ferrier S, Huettman F, Moritz C, Peterson AT (2004) New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution* 19:497-503.
- Graham MH (2003) Confronting multicollinearity in ecological multiple regression. *Ecology* 84:2809-2815.
- Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993-1009.
- Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147-186.
- Heikinheimo H, Eronen JT, Sennikov A, Preston CD, Oikarinen E, Uotila P, Mannila H, Fortelius M (2012) Convergence in the distribution patterns of Europe's plants and mammals is due to environmental forcing. *Journal of Biogeography* 39:1633-1644.
- Heikkinen RK, Luoto M, Araújo MB, Virkkala R, Thuiller W, Sykes MT (2006) Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography* 30:751-777.
- Hernandez PA, Graham CH, Master LL, Albert DL (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29:773-785.

- Hijmans RJ, Cameron SE, Parra JL, Jones PG, Jarvis A (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.
- Holland PG, Steyn DG (1975) Vegetational responses to latitudinal variations in slope angle and aspect. *Journal of Biogeography* 2:179-183.
- Hortal J, Lobo JM, Jiménez-Valverde A (2012) Basic questions in biogeography and the (lack of) simplicity of species distributions: putting species distribution models in the right place. *Natureza e Conservação* 10:108-118.
- Huberty CJ (1994) *Applied Discriminant Analysis*. Wiley Interscience. New York.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (1990) *Geografia do Brasil: Região Sul*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Jiménez-Valverde A (2012) Insights into the area under the receiver operating characteristic curve (AUC) as a discrimination measure in species distribution modeling. *Global Ecology and Biogeography* 21:498-507.
- Jiménez-Valverde A, Lobo JM, Hortal J (2009) The effect of prevalence and its interaction with sample size on the reliability of species distribution models. *Community Ecology* 10:196-205.
- Kamino LHY, De Marco Jr P, Rangel TF, Amaral S, Siqueira MF, De Giovanni R, Stehmann JR, Hortal J (2012) The application of species distribution models in the megadiverse Neotropics poses a renewed set of research questions. *Frontiers of Biogeography* 4:7-10.
- Klein RM (1978) *Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina*. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.
- Kreft H, Jetz W (2007) Global patterns and determinants of vascular plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 104:5925-5930.
- Lennon JJ, Kunin WE, Corne S, Carver S, Van Hees WWS (2002) Are Alaskan trees found in locally more favourable sites in marginal areas? *Global Ecology and Biogeography* 11:103-114.

- Liu C, Berry PM, Dawson TP, Pearson RG (2005) Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28:385-393.
- Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Real R (2008) AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17:145-151.
- Loyola RD, Lemes P, Nabout JC, Trindade-Filho J, Sagnori MD, Dobrovolski R, Diniz-Filho JAF (2013) A straightforward conceptual approach for evaluating spatial conservation priorities under climate change. *Biodiversity and Conservation* 22:483-495.
- Lyet A, Thuiller W, Cheylan M, Besnard A (2013) Fine-scale regional distribution modelling of rare and threatened species: bridging GIS Tools and conservation in practice. *Diversity and Distributions*. DOI: 10.1111/ddi.12037
- Marmion M, Parviainen M, Luoto M, Heikkinen RK, Thuiller W (2009) Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modeling. *Diversity and Distributions* 15:59-69.
- McPherson JM, Jetz W, Rogers DJ (2004) The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artefact? *Journal of Applied Ecology* 41:811-823.
- MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE (2008) Instrução Normativa n. 6, de 23 de setembro de 2008. *Espécies da flora brasileira ameaçadas de extinção e com deficiência de dados*. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília.
- Mori SA, Boom BM, Carvalino AM, Santos TS (1983) Ecological importance of Myrtaceae in an eastern Brazilian Wet Forest. *Biotropica* 15:68-70.
- Murray-Smith C, Brummitt NA, Oliveira-filho AT, Bachman S, Moat J, Lughadha EMN, Lucas EJ (2009) Plant diversity hotspots in the Atlantic Coastal Forests of Brazil. *Conservation Biology* 23:151-163.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.

- Newbold T, Reader T, Zalat S, El-Gabbas A, Gilbert F (2009) Effect of characteristics of butterfly species on the accuracy of distribution models in an arid environment. *Biodiversity and Conservation* 18:3629-3641.
- Nimer E (1989) *Climatologia do Brasil*. IBGE, Rio de Janeiro.
- Oliveira-Filho AT, Fontes MA (2000) Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32:793-810.
- Pearce J, Ferrier S (2000) An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling* 128:127-147.
- Quantum GIS Development Team (2012) *Quantum GIS*. Geospatial Foundation, Vancouver, British Columbia. <http://www.qgis.org>.
- R Development Core Team (2012) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.r-project.org>.
- Rambo B (1961) Migration routes of the South Brazilian rain forest. *Pesquisas, Botânica* 12:1-54.
- Rodríguez JP, Brotons L, Bustamante J, Seoane J (2007) The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distributions* 13:243-251.
- Santa Catarina (1986) *Atlas de Santa Catarina*. Aerofoto Cruzeiro, Rio Janeiro.
- Segurado P, Araújo MB (2004) An evaluation of methods for modeling species distributions. *Journal of Biogeography* 31:1555-1568.
- Stockwell DRB, Peterson AT (2002) Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* 148:1-13.
- Svenning JC (2001) On the role of microenvironmental heterogeneity in the ecology and diversification of neotropical rain-forest palms (Arecaceae). *Botanical Review* 67:1-53.
- Svenning JC, Harlev D, Sørensen MM, Balslev H (2009) Topographic and spatial controls of palm species distributions in a montane rain forest, southern Ecuador. *Biodiversity and Conservation* 18:219-228.
- Swets K (1988) Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240:1285-1293.

- Thuiller W, Araújo MB, Lavorel S (2003) Generalized models vs. classification tree analysis: predicting spatial distributions of plant species at different scales. *Journal of Vegetation Science* 14:669-680.
- Thuiller W, Lavergne S, Roquet C, Boulangeat I, Lafourcade B, Araújo MB (2011) Consequences of climate change on the tree of life in Europe. *Nature* 470:531-434.
- Thuiller W, Richardson DM, Pysek P, Midgley GF, Hughes GO, Rouget M (2005) Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology* 11:2234-2250.
- Vibrans AC, Sevegnani L, Lingner DV, de Gasper AL, Sabbagh S. (2010) Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC): aspectos metodológicos e operacionais. *Pesquisa Florestal Brasileira* 30:291-302.
- Wiens JJ, Ackerly DD, Allen AP, Anacker BL, Buckley LB, Cornell HV, Damschen EI, Davies TJ, Grytnes J-A, Harrison SP, Hawkins BA, Holt RD, McCain CM, Stephens PR (2010) Niche conservatism as an emerging principle in ecology and conservation biology. *Ecology Letters* 13:1310-1324.
- Wiens JJ, Donoghue MJ (2004) Historical biogeography, ecology, and species richness. *Trends in Ecology and Evolution* 19:639-644.
- Wilkinson MT, Humphreys GS (2006) Slope aspect, slope length and slope inclination controls of shallow soils vegetated by sclerophyllous heath—links to long-term landscape evolution. *Geomorphology* 76:347-362.
- Williams JN, Seo C, Thorne J, Nelson JK, Erwin S, O'Brien JM, Schwartz MW (2009) Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions* 15: 565-576.
- Willis KJ, Whittaker RJ (2002) Species diversity - scale matters. *Science* 295:1245-1248.
- Wisz MS, Hijmans RJ, Li J, Peterson AT, Graham CH, Guisan A, NCEAS Predicting Species Distributions Working Group (2008) Effects of sample size on the performance of species distribution models. *Diversity and Distributions* 14:763-773.

- Wisz MS, Pottier J, Kissling WD, Pellissier L, Lenoir J, Damgaard CF, Dormann CF, Forchhammer MD, Grytnes J-A, Guisan A, Heikkinen RK, Høye TT, Kühn I, Luoto M, Maiorano L, Nilsson M-C, Normand S, Öckinger E, Schmidt NM, Termansen M, Timmermann A, Wardle DA, Aastrup P, Svenning J-C (2013) The role of biotic interactions in shaping distributions and realised assemblages of species: implications for species distribution modeling. *Biological Reviews* 88:15-30.
- Woodward EI, William BG (1987) Climate and plant distribution at global and local scales. *Vegetatio* 69:189-197.
- Wright DH (1983) Species-energy theory: an extension of species-area theory. *Oikos* 41:496-506.
- Zar JH (1999) *Biostatistical analysis*. Prentice Hall, New Jersey.
- Zomer RJ, Bossio DA, Trabucco A, Yuanjie L, Gupta DC, Singh VP (2007) Trees and water: smallholder agroforestry on irrigated lands in Northern India. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute. pp 45. (IWMI Research Report 122).
- Zomer RJ, Trabucco A, Bossio DA, van Straaten O, Verchot LV (2008) Climate change mitigation: a spatial analysis of global land suitability for clean development mechanism afforestation and reforestation. *Agric. Ecosystems and Envir.* 126:67-80.

Material Suplementar

Anexo S1: Conjunto de variáveis ambientais inicialmente considerado nas análises. As variáveis com alto coeficiente de correlação de Pearson ($r \geq 0.70$; $P < 0.01$) com uma ou mais variável ambiental foram excluídas das análises. Somente as variáveis com asterisco foram utilizadas para prever a distribuição de espécies de Lauraceae e Myrtaceae no estado de Santa Catarina, sul do Brasil.

Código	Variável	Código	Variável
BIO1	Temperatura média anual*	BIO13	Precipitação do mês mais úmido*
BIO2	Amplitude térmica diária	BIO14	Precipitação do mês mais seco
BIO3	Isotermalidade*	BIO15	Sazonalidade da precipitação
BIO4	Sazonalidade da temperatura*	BIO16	Precipitação do trimestre mais úmido
BIO5	Temperatura máxima do mês mais quente	BIO17	Precipitação do trimestre mais seco
BIO6	Temperatura mínima do mês mais frio	BIO18	Precipitação do trimestre mais quente
BIO7	Amplitude térmica anual	BIO19	Precipitação do trimestre mais frio
BIO8	Temperatura média do trimestre mais úmido	ALT	Altitude
BIO9	Temperatura média do trimestre mais seco*	SLO	Inclinação do relevo*
BIO10	Temperatura média do trimestre mais quente	ASP	Orientação do relevo*
BIO11	Temperatura média do trimestre mais frio	AET	Evapotranspiração atual
BIO12	Precipitação anual*	PET	Evapotranspiração potencial

Anexo S2: Resumo dos modelos ajustados para as espécies das famílias Lauraceae e Myrtaceae para o estado de Santa Catarina, sul do Brasil. AICc = critério de informação Akaike corrigido, Modelo = modelo ajustado para as espécies com as variáveis inclusas, ES = estimado, EP = erro padrão, P = valor de *P*.

Espécie	AICc	Modelo	ES	EP	P
<i>Aiouea saligna</i> Meisn.	231.39	Intercepto	8.257	5.468	0.131
		BIO1	0.045	0.014	0.001
		BIO3	-0.184	0.061	0.003
		BIO12	-0.006	0.001	<0.001
<i>Aniba firmula</i> (Nees e Mart.) Mez	312.87	Intercepto	5.827	3.846	0.130
		BIO1	0.133	0.052	0.011
		BIO3	-0.290	0.053	<0.001
		BIO9	-0.110	0.052	0.034
<i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees e Mart.) Kosterm.	260.22	Intercepto	18.639	2.768	<0.001
		BIO1	-0.087	0.013	<0.001
		BIO12	0.003	0.001	0.012
		BIO13	-0.056	0.015	<0.001
		SLO	-5.981	1.655	<0.001
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Kosterm.	307.68	Intercepto	-2.373	4.912	0.629
		BIO1	0.054	0.028	0.053
		BIO3	0.111	0.064	0.086
		BIO9	-0.069	0.027	0.011
		BIO12	-0.004	0.001	0.002
		SLO	5.263	1.383	<0.001
		ASP	0.002	0.001	0.082
<i>Cinnamomum sellowianum</i> (Nees e Mart.) Kosterm.	165.17	Intercepto	17.557	4.783	<0.001
		BIO9	-0.053	0.018	0.003
		BIO12	-0.011	0.003	<0.001
		BIO13	0.033	0.016	0.039
		ASP	-0.005	0.002	0.013
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	449.12	Intercepto	-9.421	3.359	0.005
		BIO4	0.003	0.001	0.005
		BIO9	-0.017	0.007	0.015
		BIO13	0.012	0.007	0.072
<i>Cryptocarya mandioccana</i> Meisn.	336.3	Intercepto	7.310	4.581	0.111
		BIO1	0.339	0.094	<0.001
		BIO4	-0.007	0.002	<0.001
		BIO9	-0.319	0.094	0.001
		BIO12	-0.002	0.001	0.034
<i>Cryptocarya moschata</i> Nees e Mart.	148.12	Intercepto	0.039	5.860	0.995
		BIO3	-0.189	0.077	0.014

		BIO13	0.028	0.012	0.016
		SLO	4.522	1.996	0.024
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	146.75	Intercepto	- 12.511	8.181	0.126
		BIO1	0.046	0.019	0.015
		BIO4	0.003	0.002	0.153
		BIO12	-0.006	0.002	0.003
		SLO	6.298	2.120	0.003
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	163.64	Intercepto	- 28.137	9.092	0.002
		BIO1	-0.055	0.017	0.001
		BIO3	0.497	0.165	0.003
		BIO12	-0.006	0.003	0.047
		BIO13	0.095	0.025	<0.001
		SLO	-3.458	2.356	0.142
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	476.66	Intercepto	- 25.361	3.598	<0.001
		BIO3	0.184	0.045	<0.001
		BIO4	0.004	0.001	0.001
		BIO9	0.011	0.006	0.100
		BIO13	0.011	0.007	0.092
<i>Nectandra leucantha</i> Nees	127.94	Intercepto	-2.419	9.030	0.789
		BIO1	0.100	0.023	<0.001
		BIO3	0.235	0.127	0.064
		BIO4	-0.008	0.003	0.007
		BIO12	-0.005	0.002	0.011
		SLO	7.734	2.049	<0.001
<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	482.65	Intercepto	- 27.750	3.053	<0.001
		BIO3	0.289	0.047	<0.001
		BIO4	0.003	0.001	0.005
		BIO9	0.018	0.006	0.001
		SLO	4.277	1.096	<0.001
<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	255.92	Intercepto	-6.175	4.256	0.147
		BIO1	0.047	0.013	<0.001
		BIO3	-0.111	0.049	0.025
		SLO	5.155	1.436	<0.001
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	374.72	Intercepto	13.807	4.396	0.002
		BIO1	0.110	0.037	0.003
		BIO3	-0.302	0.054	<0.001
		BIO9	-0.087	0.036	0.017
		BIO12	-0.004	0.001	0.001
<i>Nectandra puberula</i> (Schott) Nees	163.39	Intercepto	18.225	6.945	0.009
		BIO1	0.298	0.135	0.027
		BIO4	-0.010	0.003	0.001
		BIO9	-0.260	0.133	0.052
		BIO13	-0.038	0.012	0.002
<i>Ocotea aciphylla</i> (Nees e Mart.) Mez	188.14	Intercepto	7.062	6.640	0.288

		BIO1	0.369	0.153	0.016
		BIO3	-0.397	0.091	<0.001
		BIO4	-0.004	0.002	0.102
		BIO9	-0.352	0.156	0.024
		BIO12	0.005	0.002	0.013
<i>Ocotea bicolor</i> Vattimo-Gil	135.7	Intercepto	7.943	5.228	0.129
		BIO9	-0.103	0.023	<0.001
		BIO12	-0.009	0.004	0.019
		BIO13	0.088	0.019	<0.001
<i>Ocotea catharinensis</i> Mez	337.15	Intercepto	4.433	5.301	0.403
		BIO1	0.212	0.091	0.020
		BIO4	-0.003	0.002	0.094
		BIO9	-0.226	0.090	0.012
		BIO12	-0.005	0.002	0.005
		BIO13	0.028	0.010	0.006
		SLO	3.912	1.174	0.001
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	265.91	Intercepto	21.016	5.329	<0.001
		BIO1	0.289	0.111	0.009
		BIO3	-0.273	0.078	<0.001
		BIO4	-0.003	0.002	0.119
		BIO9	-0.352	0.113	0.002
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	225.45	Intercepto	- 32.544	4.414	<0.001
		BIO3	0.473	0.080	<0.001
		BIO9	0.029	0.008	<0.001
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees e Mart.) Mez	67.77	Intercepto	- 17.077	18.671	0.360
		BIO1	1.225	0.393	0.002
		BIO4	-0.017	0.007	0.014
		BIO9	-1.099	0.396	0.005
		ASP	-0.005	0.004	0.119
<i>Ocotea elegans</i> Mez	407.69	Intercepto	6.191	4.069	0.128
		BIO1	0.077	0.035	0.028
		BIO4	-0.002	0.001	0.133
		BIO9	-0.082	0.034	0.015
		BIO12	-0.005	0.001	<0.001
		BIO13	0.022	0.009	0.011
		SLO	3.369	1.042	0.001
<i>Ocotea glaziovii</i> Mez	236.54	Intercepto	28.229	8.500	0.001
		BIO1	0.278	0.121	0.021
		BIO3	-0.231	0.082	0.005
		BIO4	-0.006	0.003	0.021
		BIO9	-0.312	0.124	0.012
		BIO12	-0.004	0.002	0.092
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	124.58	Intercepto	20.927	6.800	0.002
		BIO9	-0.070	0.022	0.001
		BIO12	-0.010	0.003	0.003

		SLO	4.098	2.386	0.086
<i>Ocotea mandioccana</i> A.Quinet	157.47	Intercepto	-1.386	4.679	0.767
		BIO1	0.044	0.017	0.009
		BIO12	-0.007	0.002	0.001
		SLO	5.302	1.809	0.003
		ASP	0.004	0.002	0.060
<i>Ocotea nectandrifolia</i> Mez	322.16	Intercepto	7.227	5.153	0.161
		BIO1	0.189	0.085	0.027
		BIO4	-0.003	0.002	0.057
		BIO9	-0.185	0.085	0.028
		BIO12	-0.004	0.001	0.002
		SLO	2.539	1.193	0.033
		ASP	0.002	0.001	0.110
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	403.83	Intercepto	2.933	3.146	0.351
		BIO1	0.096	0.030	0.001
		BIO3	-0.107	0.043	0.014
		BIO9	-0.109	0.030	<0.001
<i>Ocotea porosa</i> (Nees e Mart.) Barroso	263.57	Intercepto	- 14.634	6.513	0.025
		BIO1	-0.102	0.025	<0.001
		BIO3	0.284	0.112	0.011
		BIO4	0.006	0.002	0.001
		BIO9	-0.027	0.012	0.027
		BIO12	-0.008	0.002	<0.001
		BIO13	0.082	0.019	<0.001
		SLO	-3.745	1.731	0.031
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	518.09	Intercepto	- 20.158	3.133	<0.001
		BIO1	-0.020	0.010	0.045
		BIO3	0.160	0.047	0.001
		BIO4	0.004	0.001	<0.001
		BIO9	0.017	0.007	0.017
		SLO	2.331	1.014	0.022
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees e Mart.) Mez	393.39	Intercepto	27.058	4.591	<0.001
		BIO1	-0.087	0.012	<0.001
		BIO3	-0.293	0.078	<0.001
		BIO9	0.030	0.009	0.001
		BIO12	0.005	0.002	0.004
		BIO13	-0.041	0.012	<0.001
		SLO	-8.851	1.440	<0.001
		ASP	-0.002	0.001	0.104
<i>Ocotea pulchra</i> Vattimo-Gil	170.37	Intercepto	15.884	5.474	0.004
		BIO1	0.114	0.091	0.212
		BIO3	-0.523	0.089	<0.001
		BIO9	-0.143	0.095	0.133
		BIO12	0.006	0.002	0.004
		ASP	-0.003	0.002	0.096

<i>Ocotea silvestris</i> Vattimo-Gil	302.83	Intercepto	10.540	5.165	0.041
		BIO1	0.161	0.078	0.039
		BIO4	-0.005	0.002	0.008
		BIO9	-0.154	0.078	0.048
		BIO12	-0.003	0.001	0.012
		ASP	0.002	0.001	0.143
<i>Ocotea vaccinioides</i> (Meisn.) Mez	151.55	Intercepto	19.906	9.885	0.044
		BIO1	0.380	0.171	0.026
		BIO4	-0.009	0.004	0.028
		BIO9	-0.449	0.171	0.009
		BIO12	-0.007	0.004	0.051
		BIO13	0.049	0.020	0.014
<i>Persea alba</i> Nees e Mart.	113.43	Intercepto	27.301	8.020	0.001
		BIO3	-0.376	0.108	<0.001
		BIO9	-0.074	0.023	0.001
		ASP	-0.005	0.003	0.055
<i>Persea willdenovii</i> Kosterm.	280.58	Intercepto	5.859	2.498	0.019
		BIO9	-0.047	0.011	<0.001
		BIO12	-0.005	0.002	0.002
		BIO13	0.037	0.009	<0.001
<i>Acca sellowiana</i> (O.Berg) Burret	131.29	Intercepto	32.761	6.511	<0.001
		BIO1	-0.044	0.019	0.017
		BIO4	-0.005	0.002	0.003
		BIO13	-0.070	0.021	0.001
		SLO	-3.497	2.471	0.157
<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	218.84	Intercepto	38.619	7.313	<0.001
		BIO1	-0.081	0.015	<0.001
		BIO3	-0.451	0.112	<0.001
		BIO12	0.006	0.002	0.013
		BIO13	-0.064	0.015	<0.001
		SLO	-4.547	1.831	0.013
<i>Calyptranthes concinna</i> DC.	155.23	Intercepto	10.454	3.237	0.001
		BIO1	-0.093	0.017	<0.001
		BIO12	0.003	0.001	0.019
		SLO	-9.187	2.451	<0.001
		ASP	-0.004	0.002	0.044
<i>Calyptranthes grandifolia</i> O.Berg	284.07	Intercepto	3.136	3.540	0.376
		BIO1	0.045	0.030	0.127
		BIO9	-0.052	0.028	0.063
		BIO12	-0.005	0.002	0.001
		SLO	5.541	1.347	<0.001
		ASP	0.006	0.002	<0.001
<i>Calyptranthes lucida</i> Mart.	229.31	Intercepto	0.381	6.691	0.955
		BIO1	0.124	0.071	0.081
		BIO4	-0.003	0.002	0.112
		BIO9	-0.085	0.069	0.220

		BIO12	-0.004	0.002	0.043
		BIO13	0.019	0.012	0.119
<i>Calyptanthes strigipes</i> O.Berg	148.31	Intercepto	-	6.980	0.078
			12.296		
		BIO1	0.333	0.158	0.035
		BIO3	-0.369	0.095	<0.001
		BIO9	-0.278	0.157	0.076
		BIO12	0.005	0.002	0.025
		SLO	3.647	1.924	0.058
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	177.19	Intercepto	-2.840	5.574	0.610
		BIO1	0.047	0.017	0.006
		BIO3	-0.177	0.064	0.005
		SLO	2.823	1.704	0.098
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	198.83	Intercepto	-	4.506	<0.001
			21.313		
		BIO3	-0.142	0.096	0.139
		BIO4	0.006	0.002	0.001
		BIO12	0.005	0.001	0.001
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	519.88	Intercepto	-	1.988	<0.001
			11.155		
		BIO3	0.168	0.035	<0.001
		BIO9	0.009	0.005	0.069
<i>Eugenia brevistyla</i> D.Legrand	128.48	Intercepto	-4.710	8.344	0.572
		BIO1	0.490	0.210	0.020
		BIO4	-0.008	0.003	0.012
		BIO9	-0.438	0.209	0.036
		SLO	4.330	1.963	0.027
<i>Eugenia cereja</i> D.Legrand	157.39	Intercepto	-	6.751	0.123
			10.426		
		BIO1	0.234	0.128	0.067
		BIO9	-0.237	0.128	0.064
		BIO12	-0.005	0.003	0.074
		BIO13	0.035	0.016	0.027
		SLO	4.413	1.912	0.021
<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	156.47	Intercepto	4.259	3.935	0.279
		BIO9	-0.043	0.016	0.008
		BIO12	-0.007	0.003	0.020
		BIO13	0.050	0.014	0.001
<i>Eugenia handroi</i> (Mattos) Mattos	115.79	Intercepto	12.415	4.026	0.002
		BIO9	-0.083	0.020	<0.001
		BIO13	-0.033	0.019	0.089
		SLO	5.688	2.335	0.015
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	284.88	Intercepto	4.829	4.838	0.318
		BIO1	-0.042	0.013	0.001
		BIO3	-0.226	0.062	<0.001
		BIO4	0.003	0.001	0.075
		BIO13	0.024	0.009	0.006
<i>Eugenia multicostata</i> D.Legrand	135.99	Intercepto	6.899	9.001	0.443

		BIO1	0.043	0.017	0.011
		BIO4	-0.003	0.002	0.122
		BIO12	-0.006	0.002	0.019
		SLO	4.771	1.986	0.016
<i>Eugenia pluriflora</i> DC.	137.96	Intercepto	-0.013	6.760	0.999
		BIO1	-0.043	0.021	0.043
		BIO4	0.004	0.002	0.069
		BIO13	-0.037	0.019	0.048
<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	168.11	Intercepto	4.328	3.046	0.155
		BIO1	-0.033	0.017	0.051
		BIO9	0.022	0.011	0.057
		BIO12	0.006	0.002	0.010
		BIO13	-0.082	0.024	0.001
<i>Eugenia ramboi</i> D.Legrand	135.08	Intercepto	-	6.912	0.040
			14.176		
		BIO1	0.049	0.019	0.010
		BIO3	0.144	0.096	0.134
		BIO13	-0.030	0.015	0.040
<i>Eugenia rostrifolia</i> D.Legrand	129.9	Intercepto	-	7.405	<0.001
			37.161		
		BIO1	0.051	0.019	0.008
		BIO3	0.432	0.102	<0.001
		SLO	4.668	2.683	0.082
<i>Eugenia ternatifolia</i> Cambess.	205.59	Intercepto	0.826	5.054	0.870
		BIO1	0.113	0.065	0.080
		BIO3	-0.196	0.065	0.003
		BIO9	-0.097	0.064	0.130
		ASP	0.003	0.002	0.148
<i>Eugenia uniflora</i> L.	212.84	Intercepto	-	5.345	0.001
			18.411		
		BIO1	-0.026	0.015	0.083
		BIO4	0.005	0.002	0.007
		BIO12	0.007	0.002	<0.001
		BIO13	-0.035	0.018	0.053
		SLO	6.680	2.197	0.002
<i>Eugenia verticillata</i> (Vell.) Angely	166.61	Intercepto	-0.160	3.137	0.959
		BIO1	0.052	0.033	0.115
		BIO9	-0.056	0.032	0.081
		BIO13	-0.028	0.014	0.038
		SLO	4.817	1.906	0.012
<i>Marlierea excoriata</i> Mart.	160.32	Intercepto	11.221	8.449	0.184
		BIO1	0.302	0.158	0.055
		BIO4	-0.007	0.003	0.024
		BIO9	-0.294	0.158	0.063
		BIO12	-0.003	0.002	0.151
<i>Marlierea obscura</i> O.Berg	109.99	Intercepto	-	10.000	<0.001
			36.681		
		BIO1	0.554	0.199	0.005

			BIO9	-0.479	0.192	0.012
			BIO12	-0.006	0.004	0.094
			BIO13	0.050	0.019	0.009
			SLO	3.878	2.175	0.075
			ASP	0.006	0.003	0.039
<i>Marlierea sylvatica</i> (O.Berg) Kiaersk.	144.89	Intercepto	-	5.579	0.003	
			BIO1	0.153	0.081	0.059
			BIO9	-0.082	0.076	0.283
			BIO12	-0.003	0.002	0.140
			SLO	8.768	2.077	<0.001
<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D.Legrand e Kausel	117.03	Intercepto	15.569	5.659	0.006	
			BIO1	-0.045	0.026	0.076
			BIO9	-0.025	0.016	0.130
			BIO12	0.009	0.004	0.009
			BIO13	-0.132	0.036	<0.001
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand e Kausel	216.16	Intercepto	8.129	2.116	<0.001	
			BIO1	-0.053	0.012	<0.001
			SLO	-5.084	1.812	0.005
			ASP	-0.003	0.002	0.064
<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O.Berg	240.76	Intercepto	12.521	3.059	<0.001	
			BIO4	-0.003	0.001	0.003
			BIO9	-0.036	0.010	<0.001
<i>Myrceugenia ovalifolia</i> (O.Berg) Landrum	123.3	Intercepto	15.197	6.433	0.018	
			BIO1	-0.092	0.022	<0.001
			BIO12	-0.010	0.004	0.006
			BIO13	0.074	0.019	<0.001
<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) N.Silveira	175.1	Intercepto	2.662	2.819	0.345	
			BIO12	-0.008	0.002	0.001
			BIO13	0.041	0.011	<0.001
<i>Myrcia brasiliensis</i> Kiaersk.	276.42	Intercepto	18.370	4.984	<0.001	
			BIO1	0.122	0.068	0.076
			BIO3	-0.260	0.067	<0.001
			BIO4	-0.004	0.002	0.026
			BIO9	-0.116	0.069	0.094
			SLO	-2.474	1.321	0.061
<i>Myrcia dichrophylla</i> D.Legrand	114.56	Intercepto	15.796	3.825	<0.001	
			BIO3	-0.372	0.077	<0.001
<i>Myrcia glabra</i> (O.Berg) D.Legrand	162.36	Intercepto	-6.286	5.036	0.212	
			BIO1	0.103	0.075	0.170
			BIO9	-0.080	0.072	0.266
			BIO12	-0.005	0.003	0.047
			BIO13	0.025	0.013	0.061
<i>Myrcia guianensis</i> (Aubl.) DC.	343.21	Intercepto	6.798	1.611	<0.001	
			BIO1	-0.044	0.012	<0.001

		BIO9	-0.017	0.008	0.043
		BIO13	0.017	0.007	0.015
		SLO	-4.811	1.354	<0.001
		ASP	-0.003	0.001	0.025
<i>Myrcia hatschbachii</i> D.Legrand	148.39	Intercepto	15.189	6.890	0.027
		BIO1	-0.087	0.027	0.001
		BIO3	-0.312	0.121	0.010
		BIO4	0.004	0.002	0.041
<i>Myrcia hebepetala</i> DC.	344.36	Intercepto	-0.493	1.180	0.676
		BIO9	-0.046	0.008	<0.001
		BIO13	0.028	0.007	<0.001
<i>Myrcia oblongata</i> DC.	100.35	Intercepto	43.793	2.641	0.001
		BIO1	-0.122	0.035	<0.001
		BIO3	-1.382	0.330	<0.001
		BIO4	0.010	0.003	0.002
		BIO12	0.030	0.007	<0.001
		BIO13	-0.170	0.039	<0.001
		SLO	-8.777	3.977	0.027
<i>Myrcia palustris</i> DC.	189.18	Intercepto	25.743	6.921	<0.001
		BIO1	-0.110	0.021	<0.001
		BIO3	-0.469	0.104	<0.001
		BIO4	0.004	0.002	0.016
		BIO9	0.033	0.010	0.001
		SLO	-9.320	2.241	<0.001
		ASP	-0.005	0.002	0.019
<i>Myrcia pubipetala</i> Miq.	348.1	Intercepto	10.227	4.629	0.027
		BIO1	0.098	0.032	0.002
		BIO3	-0.178	0.063	0.005
		BIO4	-0.003	0.001	0.057
		BIO9	-0.057	0.031	0.068
		BIO12	-0.002	0.001	0.041
		SLO	1.580	1.111	0.155
<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	204.76	Intercepto	7.555	3.645	0.038
		BIO9	-0.066	0.015	<0.001
		BIO12	-0.008	0.003	0.003
		BIO13	0.059	0.013	<0.001
<i>Myrcia retorta</i> Cambess.	136.46	Intercepto	12.244	6.008	0.042
		BIO9	-0.117	0.027	<0.001
		BIO12	-0.009	0.004	0.021
		BIO13	0.077	0.020	<0.001
<i>Myrcia spectabilis</i> DC.	112.76	Intercepto	-5.897	8.170	0.470
		BIO1	0.258	0.184	0.160
		BIO4	-0.005	0.003	0.090
		BIO9	-0.216	0.183	0.238
		SLO	3.432	2.065	0.097
		ASP	0.011	0.004	0.003

<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	410.41	Intercepto	13.607	5.412	0.012
		BIO3	-0.205	0.078	0.009
		BIO4	0.002	0.001	0.036
		BIO9	-0.034	0.009	<0.001
		BIO12	-0.008	0.002	<0.001
		BIO13	0.032	0.011	0.003
<i>Myrcia tijuensis</i> Kiaersk.	231.97	Intercepto	11.163	7.667	0.145
		BIO1	0.273	0.122	0.025
		BIO4	-0.007	0.002	0.003
		BIO9	-0.224	0.120	0.062
		BIO12	-0.007	0.002	0.001
		SLO	3.656	1.349	0.007
<i>Myrcia undulata</i> O.Berg	179.67	Intercepto	4.806	5.577	0.389
		BIO1	0.143	0.069	0.039
		BIO9	-0.196	0.067	0.004
		BIO12	-0.004	0.002	0.046
		ASP	0.004	0.002	0.048
<i>Myrcianthes gigantea</i> (D.Legrand) D.Legrand	137.03	Intercepto	18.065	4.173	<0.001
		BIO1	-0.106	0.022	<0.001
		BIO9	0.056	0.011	<0.001
		BIO13	-0.059	0.017	0.001
		ASP	-0.005	0.003	0.043
<i>Myrcianthes pungens</i> (O.Berg) D.Legrand	162.34	Intercepto	-6.383	2.305	0.006
		BIO9	0.024	0.012	0.037
		BIO12	0.012	0.003	<0.001
		BIO13	-0.108	0.028	<0.001
<i>Myrciaria floribunda</i> (H.West ex Willd.) O.Berg	223.08	Intercepto	-7.332	5.618	0.192
		BIO1	0.090	0.036	0.013
		BIO3	0.259	0.108	0.017
		BIO4	-0.004	0.002	0.048
		BIO9	-0.052	0.033	0.116
		BIO12	-0.004	0.001	0.004
<i>Neomitranthes glomerata</i> (D.Legrand) Govaerts	107.01	Intercepto	-4.980	9.996	0.618
		BIO1	0.247	0.183	0.176
		BIO4	-0.006	0.003	0.064
		BIO9	-0.181	0.184	0.325
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i> (Gomes) Landrum	196.21	Intercepto	12.983	4.275	0.002
		BIO9	-0.094	0.018	<0.001
		BIO12	-0.011	0.003	<0.001
		BIO13	0.078	0.015	<0.001
<i>Plinia pseudodichasiantha</i> (Kiaersk.) G.M.Barroso ex Sobral	127.64	Intercepto	26.962	1.284	0.017
		BIO1	0.347	0.179	0.052
		BIO4	-0.010	0.004	0.014

		BIO9	-0.379	0.181	0.036
		BIO12	-0.005	0.003	0.106
		SLO	-3.655	2.224	0.100
<i>Psidium cattleianum</i> Afzel. ex Sabine	186.21	Intercepto	5.041	6.501	0.438
		BIO1	0.039	0.013	0.003
		BIO4	-0.003	0.002	0.050
		BIO12	-0.003	0.001	0.038
		SLO	-4.085	1.689	0.016

Anexo S3: Desempenho preditivo dos modelos ajustados e limiar de conversão usado para gerar os mapas de distribuição das espécies de Lauraceae do estado de Santa Catarina, sul do Brasil. AUC = área sob a curva característica de um operador receptor, TSS = habilidade estatística verdadeira, Se = sensibilidade, Sp = especificidade (%), Pc = preditos corretos (%), Li = limiar de conversão (%) dos valores contínuos de probabilidade em previsões binárias, Aoc = área de ocorrência estimada (Km²).

Espécie	AUC	TSS	Se	Sp	Pc	Li	Aoc
<i>Aiouea saligna</i>	0.847 ± 0.012	0.897 ± 0.013	87.4	73.7	75.1	0.1	26098.37
<i>Aniba firmula</i>	0.852 ± 0.008	0.841 ± 0.014	91.4	69.8	73.7	0.13	36521.43
<i>Cinnamomum amoenum</i>	0.897 ± 0.012	0.827 ± 0.059	88.5	79.1	80.6	0.11	47573.48
<i>Cinnamomum glaziovii</i>	0.807 ± 0.017	0.848 ± 0.043	81.7	68.0	69.9	0.2	22904.91
<i>Cinnamomum sellowianum</i>	0.828 ± 0.020	0.931 ± 0.021	81.5	73.5	74.0	0.08	23866.42
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	0.615 ± 0.015	0.824 ± 0.018	83.5	40.1	49.1	0.18	58387.37
<i>Cryptocarya mandioccana</i>	0.767 ± 0.013	0.834 ± 0.018	90.7	56.3	61.9	0.15	45271.19
<i>Cryptocarya moschata</i>	0.873 ± 0.011	0.960 ± 0.007	97.8	72.7	73.9	0.04	17387.34
<i>Endlicheria paniculata</i>	0.833 ± 0.045	0.940 ± 0.012	85.5	79.0	79.3	0.06	20616.87
<i>Nectandra grandiflora</i>	0.836 ± 0.021	0.909 ± 0.032	72.8	82.7	82.1	0.09	17899.26
<i>Nectandra lanceolata</i>	0.784 ± 0.019	0.697 ± 0.035	76.5	73.8	74.7	0.32	42665.32
<i>Nectandra leucantha</i>	0.889 ± 0.024	0.951 ± 0.019	91.3	78.7	79.3	0.03	22413.47
<i>Nectandra megapotamica</i>	0.794 ± 0.017	0.599 ± 0.075	76.1	71.2	73.2	0.39	51006.43
<i>Nectandra membranacea</i>	0.784 ± 0.023	0.883 ± 0.019	76.8	75.1	75.2	0.11	22172.20
<i>Nectandra oppositifolia</i>	0.853 ± 0.010	0.747 ± 0.037	93.0	67.3	74.5	0.23	42947.54
<i>Nectandra puberula</i>	0.793 ± 0.029	0.954 ± 0.008	84.2	63.2	64.3	0.03	53176.51
<i>Ocotea aciphylla</i>	0.916 ± 0.005	0.918 ± 0.024	95.5	79.5	80.9	0.07	20128.99
<i>Ocotea bicolor</i>	0.871 ± 0.021	0.937 ± 0.013	84.4	79.5	79.7	0.05	18401.83

<i>Ocotea catharinensis</i>	0.787 ± 0.013	0.844 ± 0.018	94.0	57.8	63.8	0.16	33299.92
<i>Ocotea corymbosa</i>	0.810 ± 0.020	0.865 ± 0.014	89.3	69.9	72.2	0.15	27494.35
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	0.875 ± 0.012	0.907 ± 0.034	90.3	74.4	76.1	0.08	36786.74
<i>Ocotea dispersa</i>	0.980 ± 0.005	0.956 ± 0.018	100.0	92.8	93.1	0.04	8362.04
<i>Ocotea elegans</i>	0.777 ± 0.011	0.752 ± 0.026	92.8	60.6	68.4	0.26	34362.04
<i>Ocotea glaziovii</i>	0.771 ± 0.013	0.916 ± 0.013	95.2	52.8	56.6	0.08	40455.17
<i>Ocotea indecora</i>	0.814 ± 0.019	0.952 ± 0.025	78.8	69.7	70.1	0.07	20745.51
<i>Ocotea mandioccana</i>	0.867 ± 0.014	0.946 ± 0.015	95.0	71.8	73.1	0.06	21642.03
<i>Ocotea nectandrifolia</i>	0.758 ± 0.014	0.843 ± 0.017	89.8	57.1	62.0	0.16	36537.46
<i>Ocotea odorifera</i>	0.728 ± 0.018	0.758 ± 0.019	88.5	57.3	63.6	0.24	47330.43
<i>Ocotea porosa</i>	0.873 ± 0.016	0.779 ± 0.082	74.7	84.5	83.1	0.29	19449.25
<i>Ocotea puberula</i>	0.775 ± 0.013	0.579 ± 0.053	78.2	65.0	71.5	0.41	60215.58
<i>Ocotea pulchella</i>	0.837 ± 0.014	0.720 ± 0.056	75.6	78.9	78.1	0.25	48956.99
<i>Ocotea pulchra</i>	0.914 ± 0.008	0.929 ± 0.010	96.8	81.0	82.1	0.07	15749.66
<i>Ocotea silvestris</i>	0.730 ± 0.014	0.884 ± 0.013	96.5	47.7	54.1	0.13	39831.53
<i>Ocotea vaccinioides</i>	0.851 ± 0.021	0.892 ± 0.023	74.8	85.0	84.4	0.1	11828.38
<i>Persea alba</i>	0.845 ± 0.026	0.960 ± 0.012	88.6	73.7	74.0	0.04	23836.60
<i>Persea willdenovii</i>	0.752 ± 0.032	0.900 ± 0.019	86.1	57.0	60.2	0.11	38492.98

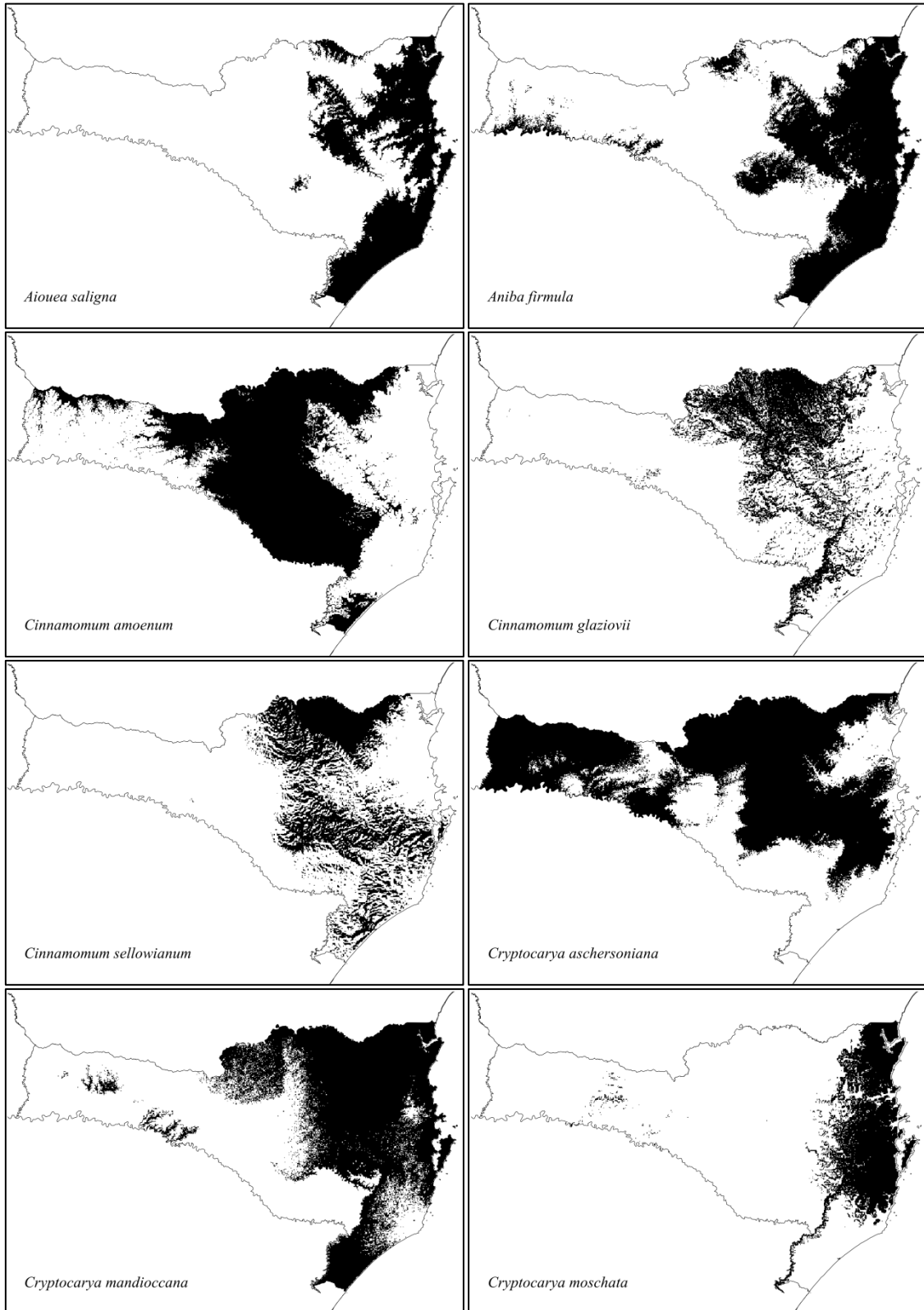
Anexo S4: Desempenho preditivo dos modelos ajustados e limiar de conversão usado para gerar os mapas de distribuição das espécies de Myrtaceae do estado de Santa Catarina, sul do Brasil. AUC = área sob a curva característica de um operador receptor, TSS = habilidade estatística verdadeira, Se = sensibilidade, Sp = especificidade (%), Pc = preditos corretos (%), Li = limiar de conversão (%) dos valores contínuos de probabilidade em previsões binárias, Aoc = área de ocorrência estimada (Km²).

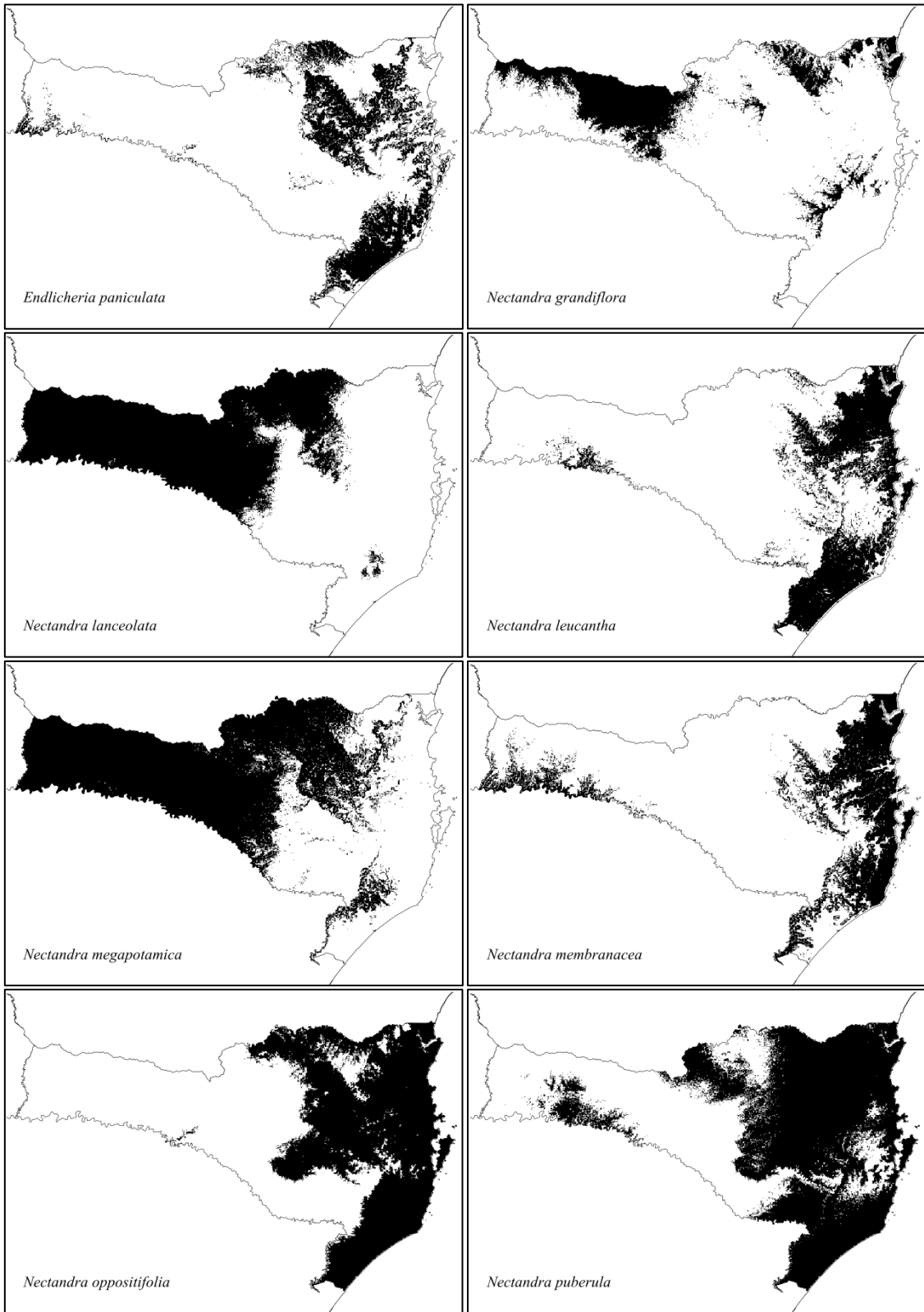
Espécie	AUC	TSS	Se	Sp	Pc	Li	Aoc
<i>Acca sellowiana</i>	0.874 ± 0.027	0.867 ± 0.062	73.3	91.7	90.8	0.11	20138.11
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	0.862 ± 0.012	0.844 ± 0.032	78.5	87.8	86.8	0.13	31833.08
<i>Calypttranthes concinna</i>	0.882 ± 0.020	0.887 ± 0.042	83.7	85.7	85.5	0.09	29187.09
<i>Calypttranthes grandifolia</i>	0.818 ± 0.016	0.859 ± 0.042	81.6	69.2	70.8	0.1	36883.06
<i>Calypttranthes lucida</i>	0.850 ± 0.018	0.897 ± 0.011	88.6	75.3	76.6	0.11	21906.22
<i>Calypttranthes strigipes</i>	0.910 ± 0.012	0.930 ± 0.011	95.6	81.0	81.9	0.07	16840.34
<i>Campomanesia guaviroba</i>	0.825 ± 0.025	0.916 ± 0.032	79.9	78.6	78.7	0.09	14683.63
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	0.786 ± 0.029	0.923 ± 0.019	74.3	74.0	74.1	0.07	31319.07
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0.674 ± 0.020	0.681 ± 0.043	60.8	68.9	66.4	0.35	34717.52
<i>Eugenia brevistyla</i>	0.852 ± 0.022	0.967 ± 0.011	95.3	65.6	66.8	0.03	24057.63
<i>Eugenia cereja</i>	0.788 ± 0.024	0.955 ± 0.009	91.4	59.1	60.6	0.05	29600.42
<i>Eugenia handroana</i>	0.783 ± 0.025	0.954 ± 0.008	89.8	60.8	62.2	0.05	25115.67
<i>Eugenia handroi</i>	0.904 ± 0.023	0.924 ± 0.034	87.6	85.6	85.6	0.05	25829.27
<i>Eugenia involucrata</i>	0.727 ± 0.029	0.891 ± 0.007	66.8	74.2	73.5	0.12	16992.24
<i>Eugenia multicostata</i>	0.827 ± 0.019	0.955 ± 0.016	82.5	72.8	73.2	0.03	30886.32
<i>Eugenia pluriflora</i>	0.803 ± 0.031	0.942 ± 0.016	79.8	74.9	75.1	0.07	28270.36
<i>Eugenia pyriformis</i>	0.821 ± 0.030	0.911 ± 0.034	73.3	76.6	76.4	0.13	18785.09
<i>Eugenia ramboi</i>	0.729 ± 0.058	0.968 ± 0.008	82.1	62.6	63.3	0.04	33675.38

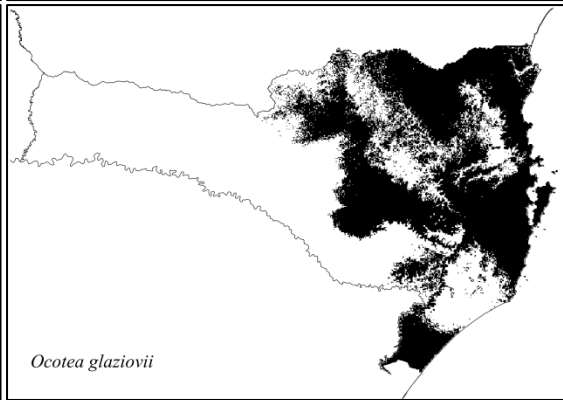
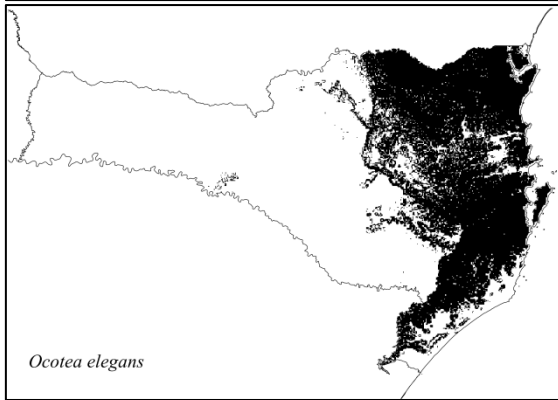
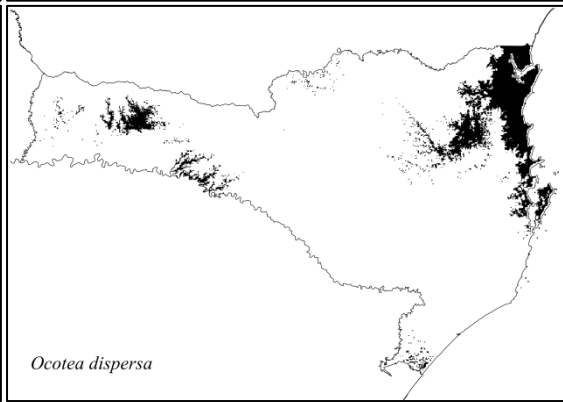
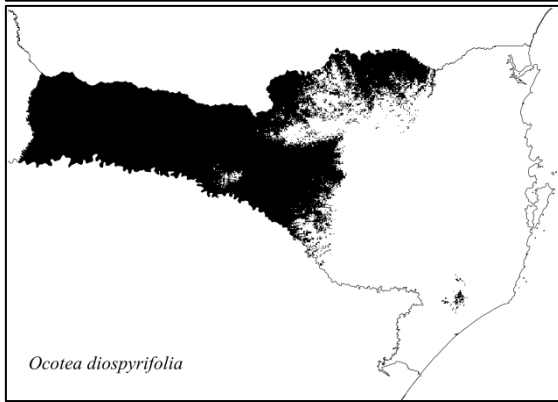
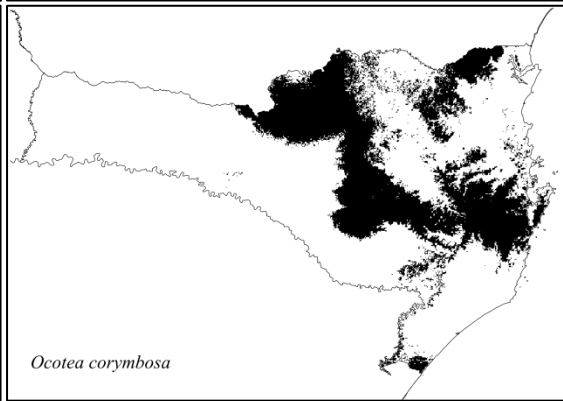
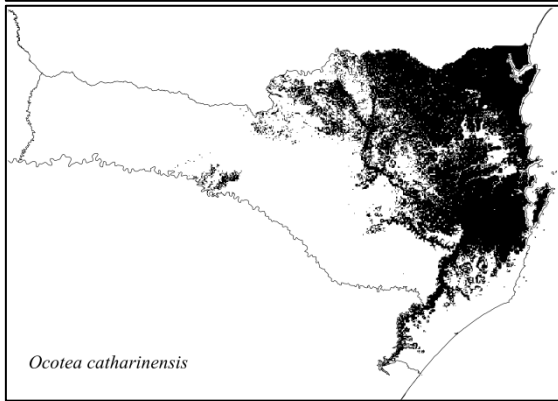
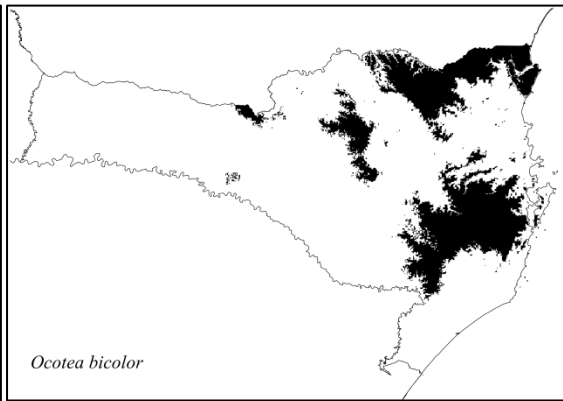
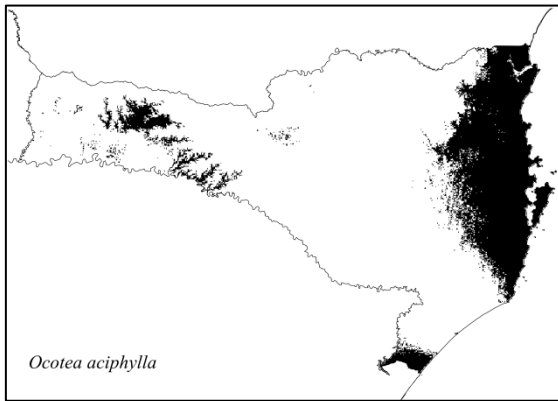
<i>Eugenia rostrifolia</i>	0.827 ± 0.024	0.944 ± 0.040	75.6	77.5	77.5	0.11	12986.17
<i>Eugenia ternatifolia</i>	0.816 ± 0.027	0.925 ± 0.011	91.1	68.8	70.4	0.07	28522.95
<i>Eugenia uniflora</i>	0.824 ± 0.015	0.944 ± 0.013	95.1	63.3	65.8	0.05	47458.17
<i>Eugenia verticillata</i>	0.754 ± 0.049	0.937 ± 0.022	75.2	68.3	68.5	0.06	31580.49
<i>Marlierea excoriata</i>	0.754 ± 0.026	0.948 ± 0.012	89.6	58.2	59.6	0.04	45001.19
<i>Marlierea obscura</i>	0.921 ± 0.019	0.965 ± 0.007	97.5	78.3	79.0	0.03	18447.71
<i>Marlierea sylvatica</i>	0.878 ± 0.020	0.936 ± 0.010	94.8	78.3	79.2	0.07	15971.30
<i>Myrceugenia glaucescens</i>	0.926 ± 0.010	0.955 ± 0.027	94.5	80.4	81.1	0.02	37741.51
<i>Myrceugenia miersiana</i>	0.784 ± 0.029	0.931 ± 0.013	84.6	64.4	66.0	0.08	44231.06
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	0.778 ± 0.027	0.885 ± 0.011	71.4	79.0	78.2	0.12	23140.89
<i>Myrceugenia ovalifolia</i>	0.836 ± 0.025	0.964 ± 0.018	86.0	69.0	69.7	0.02	33191.40
<i>Myrcia aethusa</i>	0.791 ± 0.027	0.946 ± 0.022	92.8	59.3	61.1	0.04	42386.99
<i>Myrcia brasiliensis</i>	0.854 ± 0.011	0.885 ± 0.016	92.4	68.8	71.9	0.13	25345.29
<i>Myrcia dichrophylla</i>	0.872 ± 0.024	0.965 ± 0.015	92.9	73.0	73.7	0.03	18733.86
<i>Myrcia glabra</i>	0.775 ± 0.034	0.956 ± 0.017	93.1	56.2	57.9	0.04	40332.73
<i>Myrcia guianensis</i>	0.757 ± 0.018	0.809 ± 0.046	66.4	76.1	74.5	0.2	34682.20
<i>Myrcia hatschbachii</i>	0.755 ± 0.031	0.953 ± 0.015	83.5	62.6	63.5	0.04	44836.92
<i>Myrcia hebeptala</i>	0.742 ± 0.015	0.848 ± 0.015	74.8	65.8	67.2	0.17	28865.62
<i>Myrcia oblongata</i>	0.965 ± 0.011	0.874 ± 0.046	93.3	93.4	93.4	0.14	16363.43
<i>Myrcia palustris</i>	0.837 ± 0.032	0.899 ± 0.053	74.9	80.9	80.5	0.13	23181.52
<i>Myrcia pubipetala</i>	0.859 ± 0.010	0.807 ± 0.023	91.1	72.8	76.8	0.19	29582.76
<i>Myrcia pulchra</i>	0.815 ± 0.011	0.921 ± 0.030	87.5	66.1	67.7	0.08	25677.37
<i>Myrcia retorta</i>	0.888 ± 0.010	0.938 ± 0.029	89.3	76.2	76.9	0.04	26896.14
<i>Myrcia spectabilis</i>	0.886 ± 0.039	0.951 ± 0.010	89.5	83.4	83.6	0.04	16338.7
<i>Myrcia splendens</i>	0.802 ± 0.016	0.764 ± 0.040	93.3	57.4	67.0	0.27	42756.16
<i>Myrcia tijuensis</i>	0.864 ± 0.014	0.909 ± 0.011	96.0	68.1	71.1	0.09	27588.55
<i>Myrcia undulata</i>	0.857 ± 0.017	0.929 ± 0.030	88.5	71.3	72.5	0.06	33429.86
<i>Myrcianthes gigantea</i>	0.924 ± 0.010	0.918 ± 0.041	90.3	84.3	84.7	0.05	34323.63

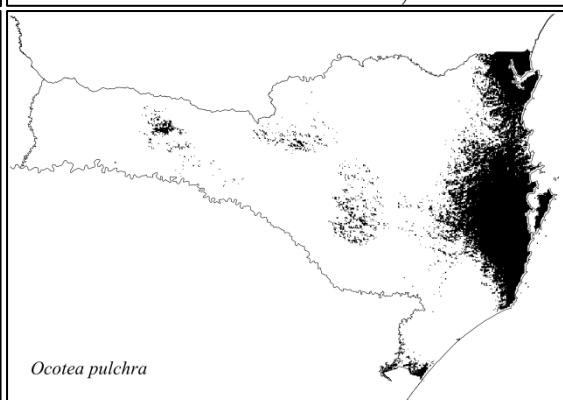
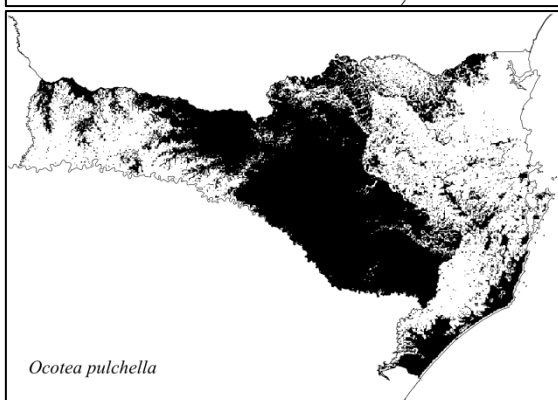
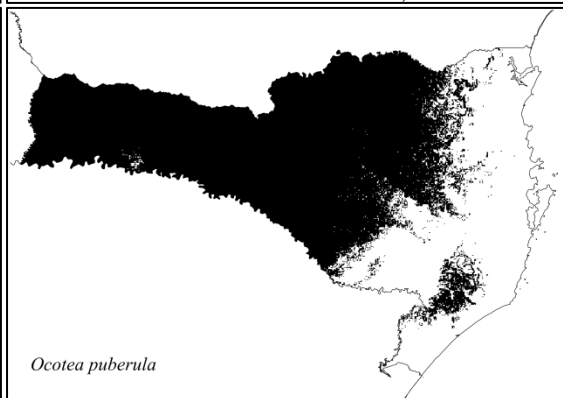
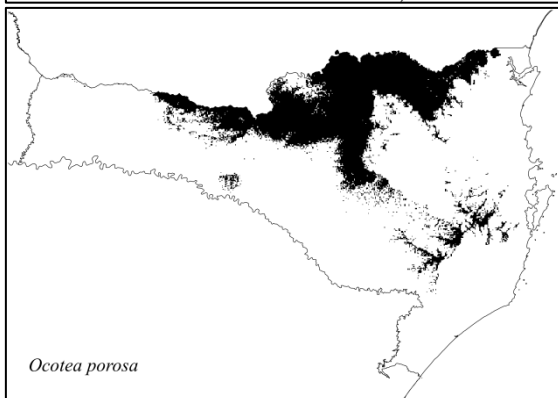
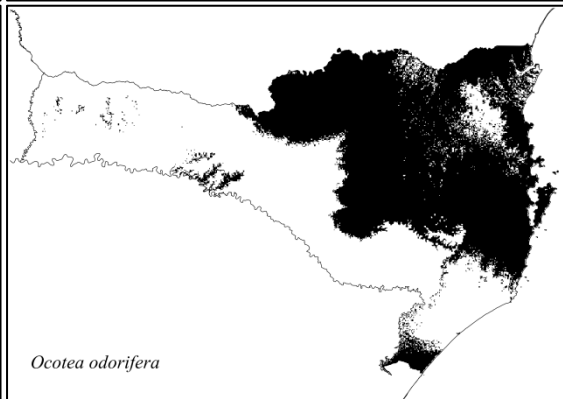
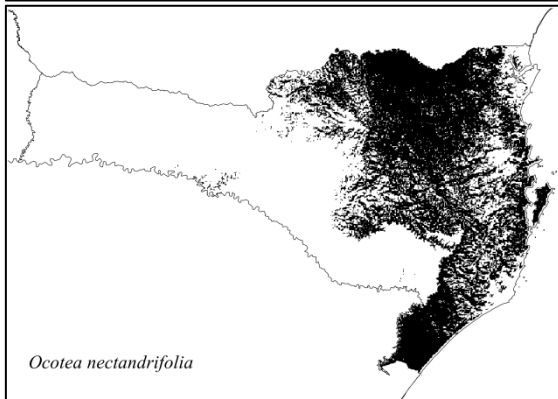
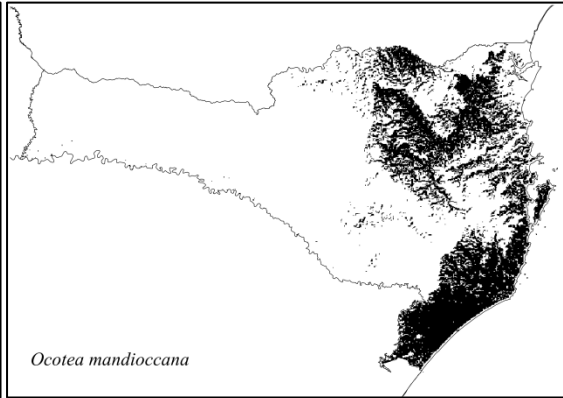
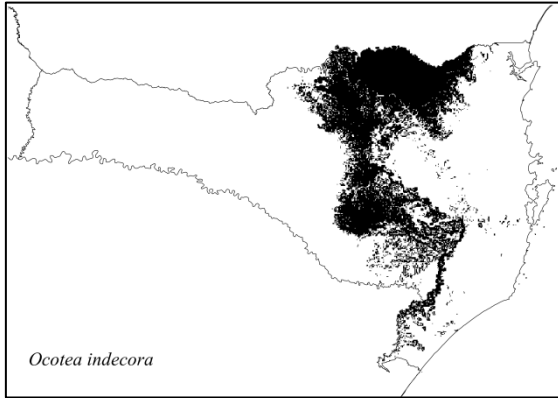
<i>Myrcianthes pungens</i>	0.861 ± 0.013	0.927 ± 0.031	94.1	75.3	76.5	0.09	30937.54
<i>Myrciaria floribunda</i>	0.741 ± 0.031	0.922 ± 0.022	78.7	61.6	62.9	0.07	41473.79
<i>Neomitranthes glomerata</i>	0.880 ± 0.023	0.971 ± 0.011	88.0	72.9	73.4	0.03	21846.16
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	0.859 ± 0.010	0.933 ± 0.011	90.6	69.7	71.4	0.05	34293.60
<i>Plinia pseudodichasiantha</i>	0.835 ± 0.020	0.962 ± 0.010	94.7	68.6	69.5	0.05	24636.99
<i>Psidium cattleianum</i>	0.779 ± 0.039	0.912 ± 0.019	68.4	84.2	83.3	0.08	17795.93

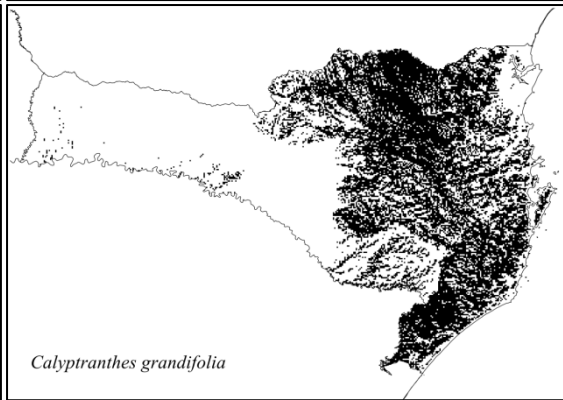
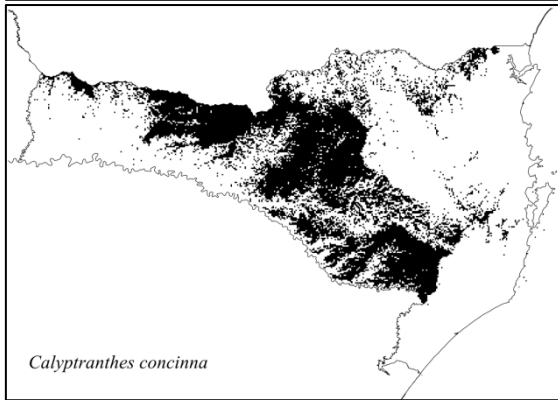
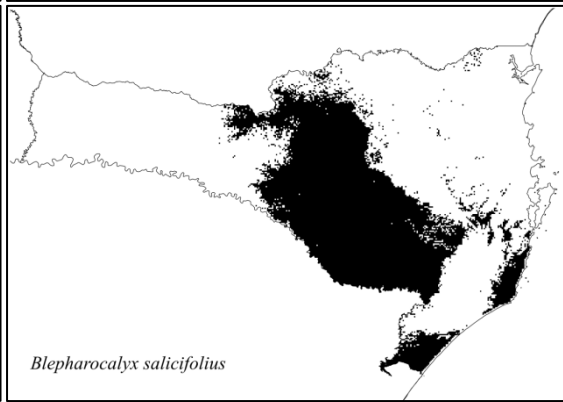
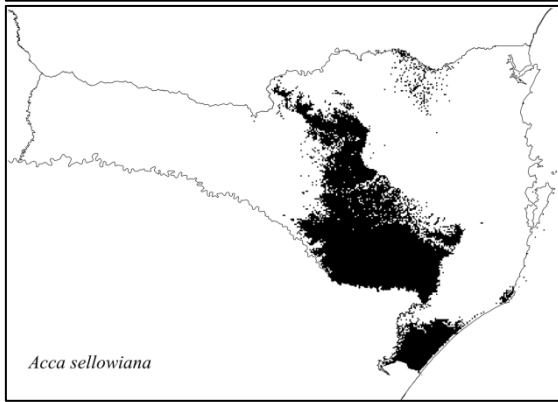
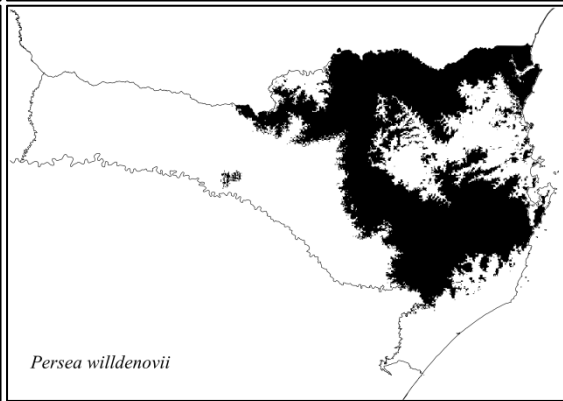
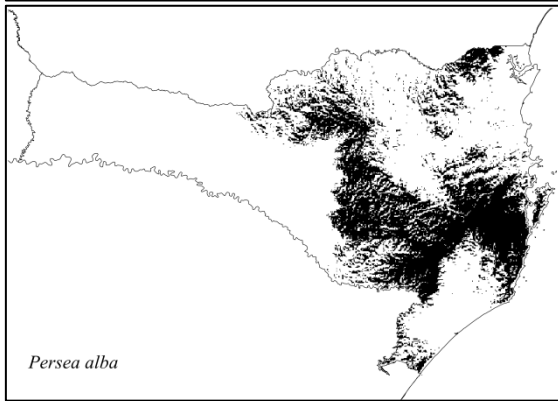
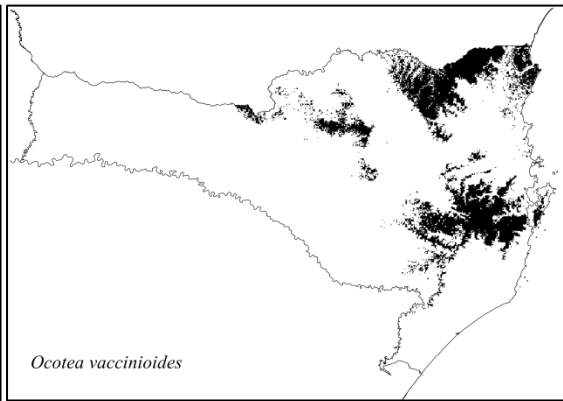
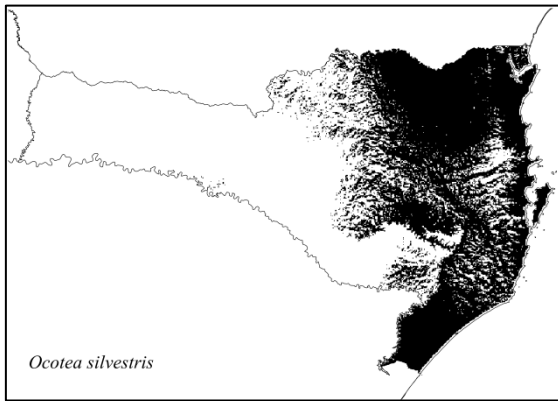
Anexo S5: Distribuição potencial das espécies de Lauraceae e Myrtaceae do estado de Santa Catarina, sul do Brasil. Áreas pretas indicam a distribuição potencial de cada espécie.

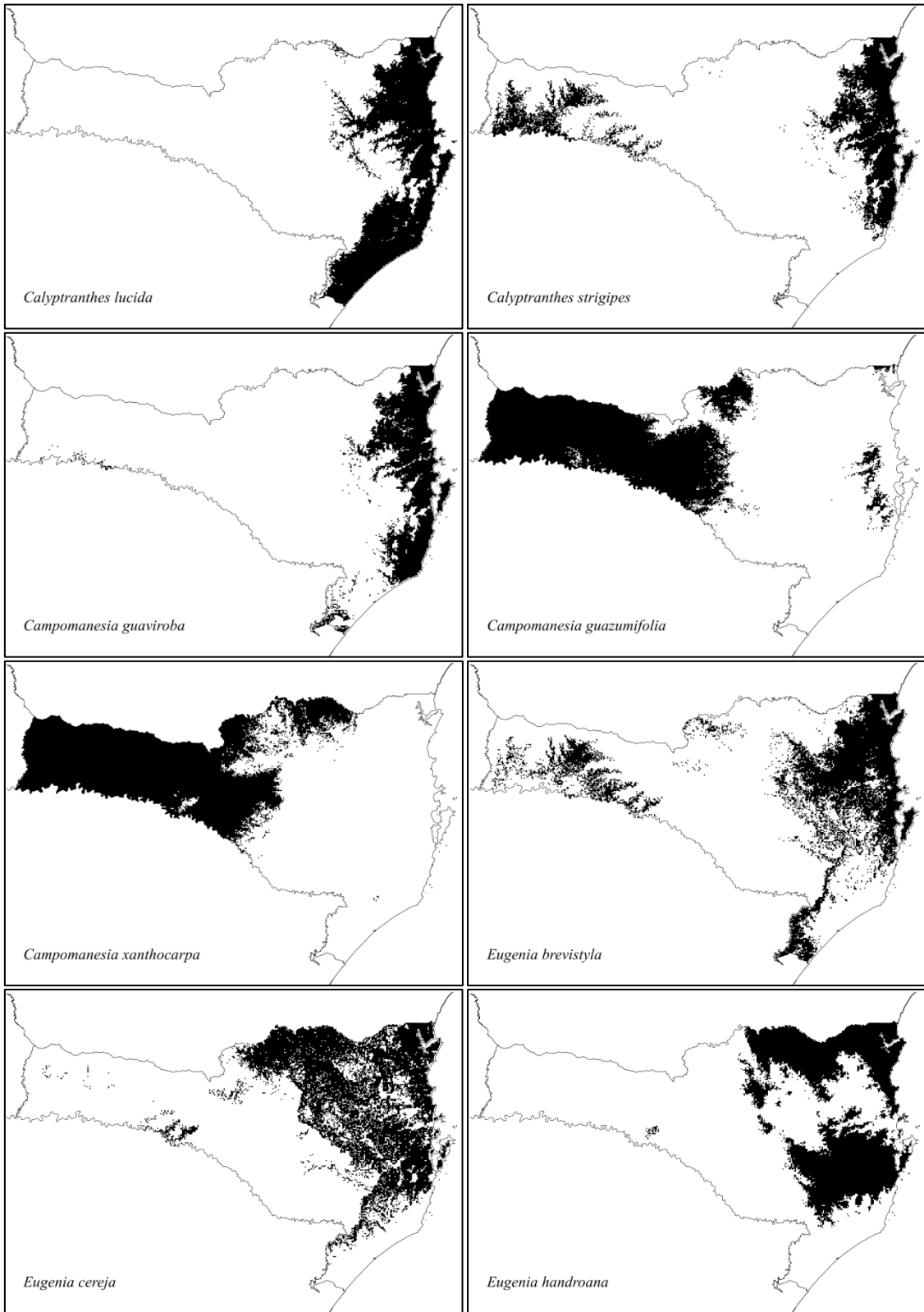


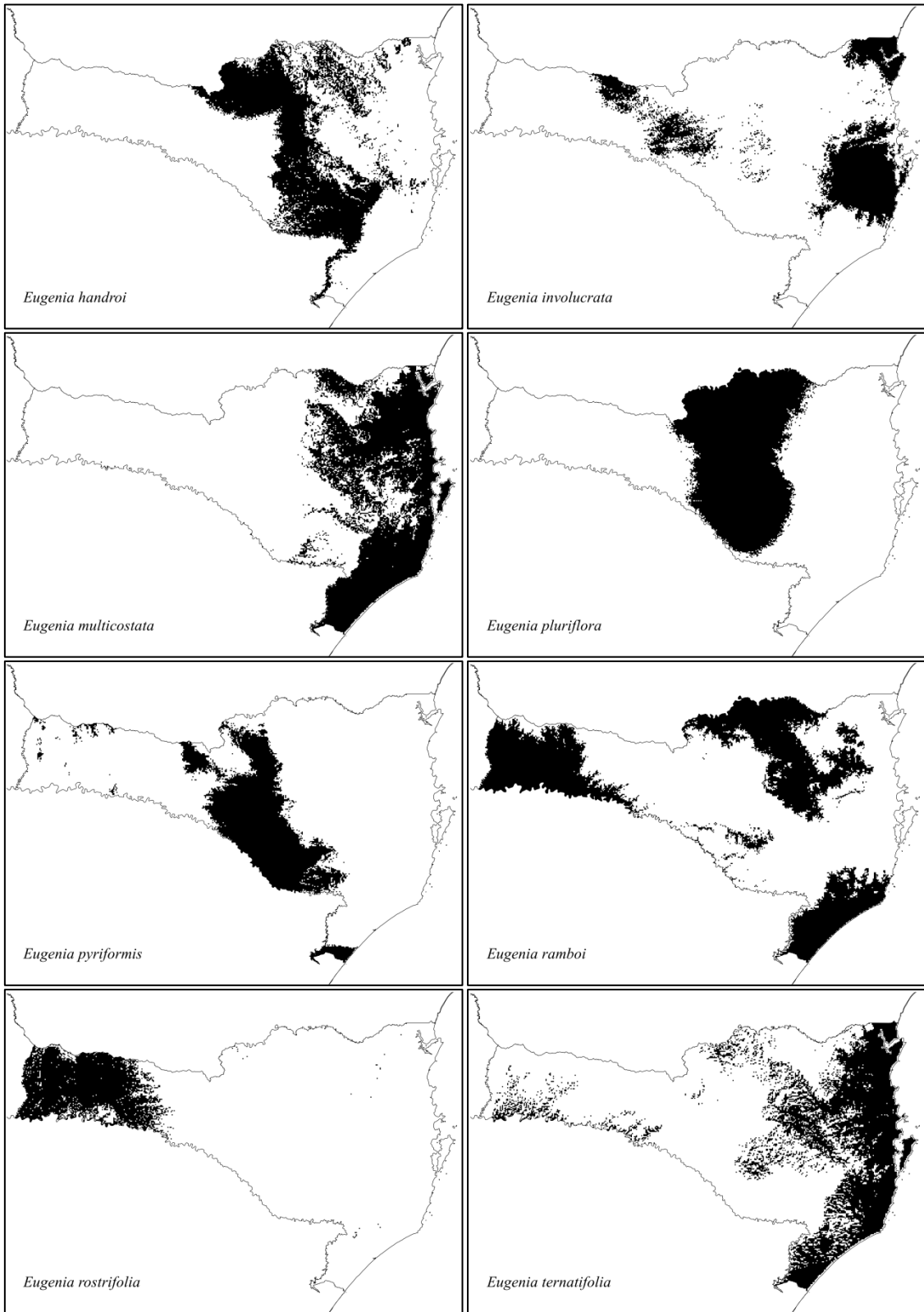


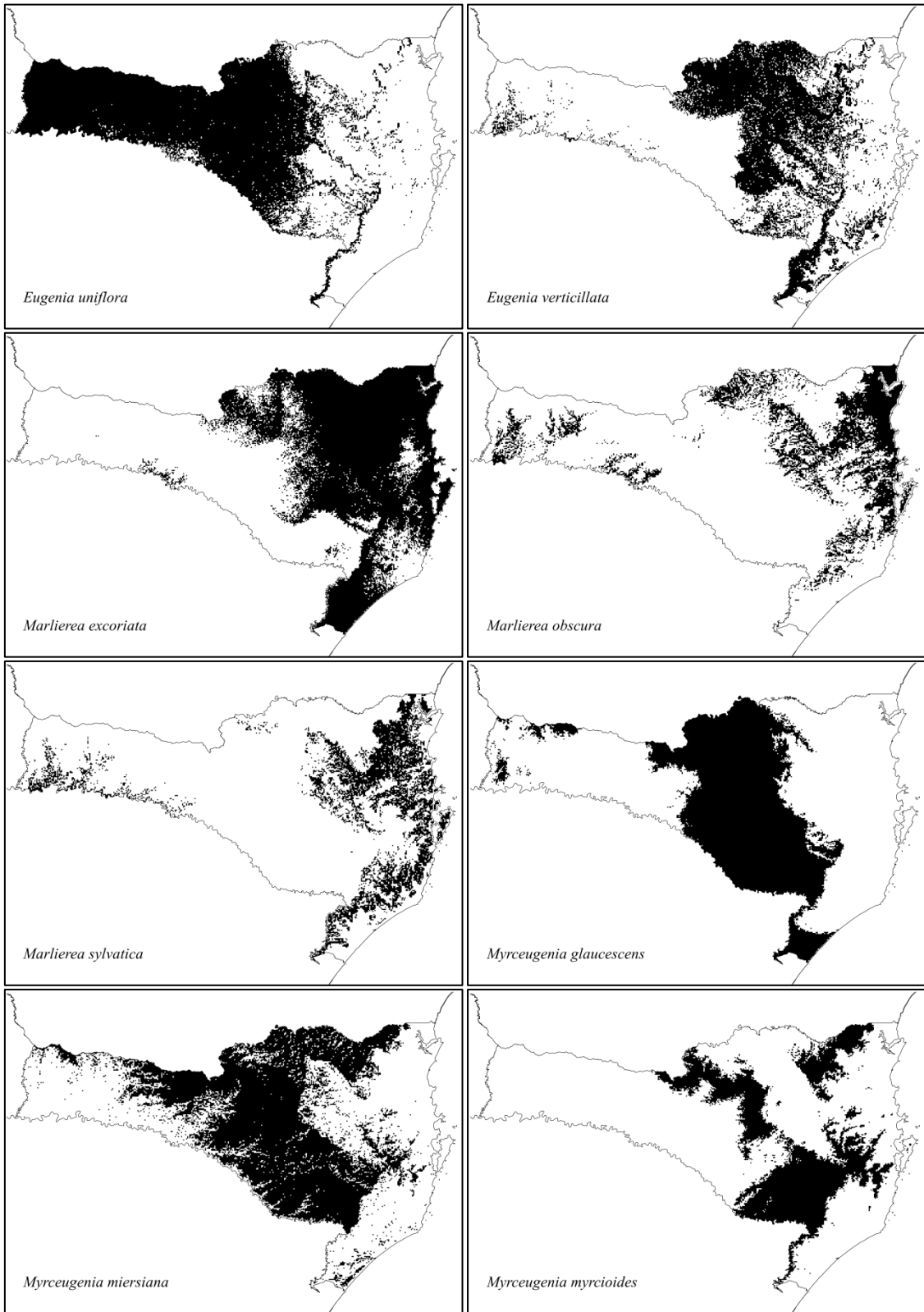


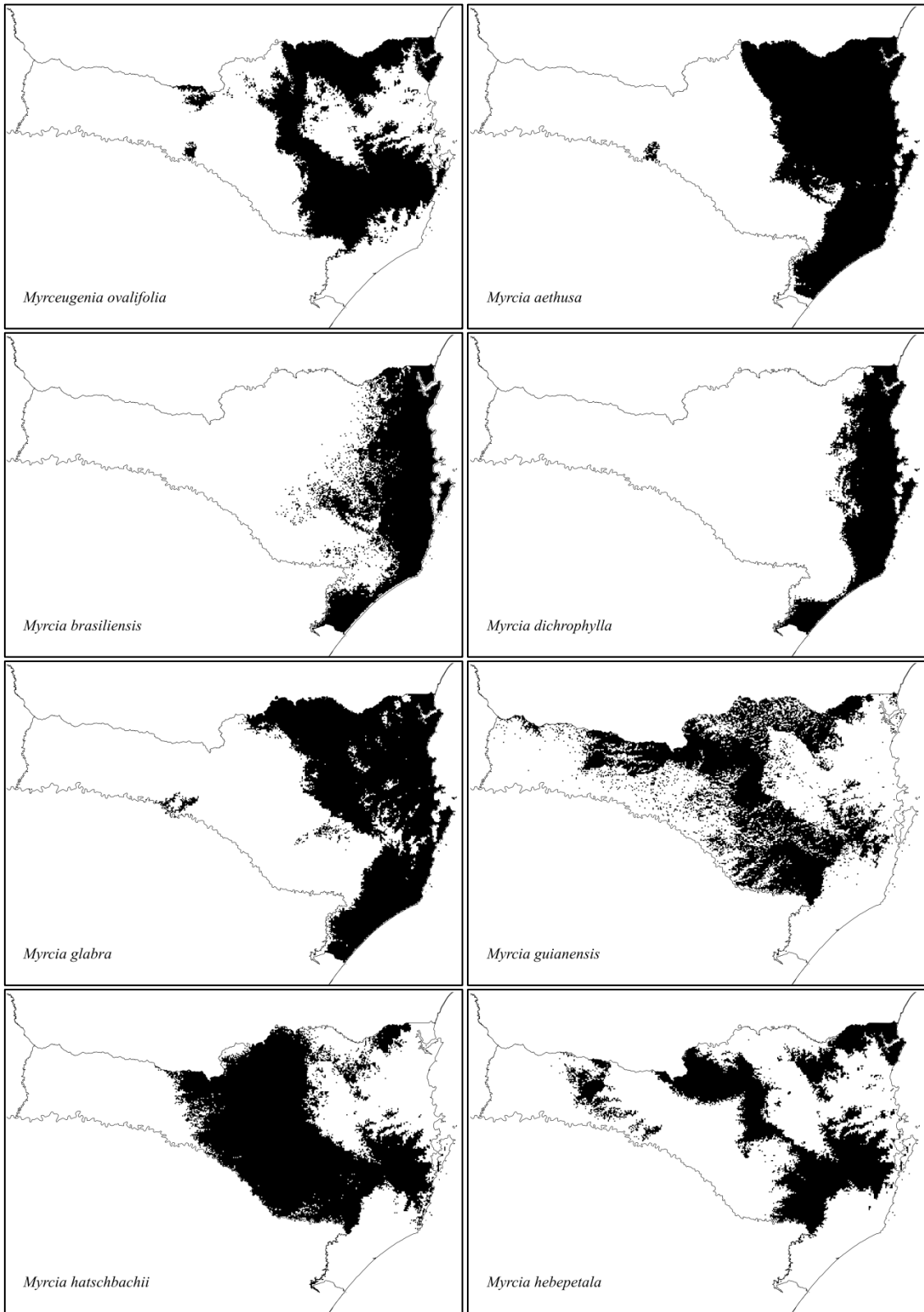


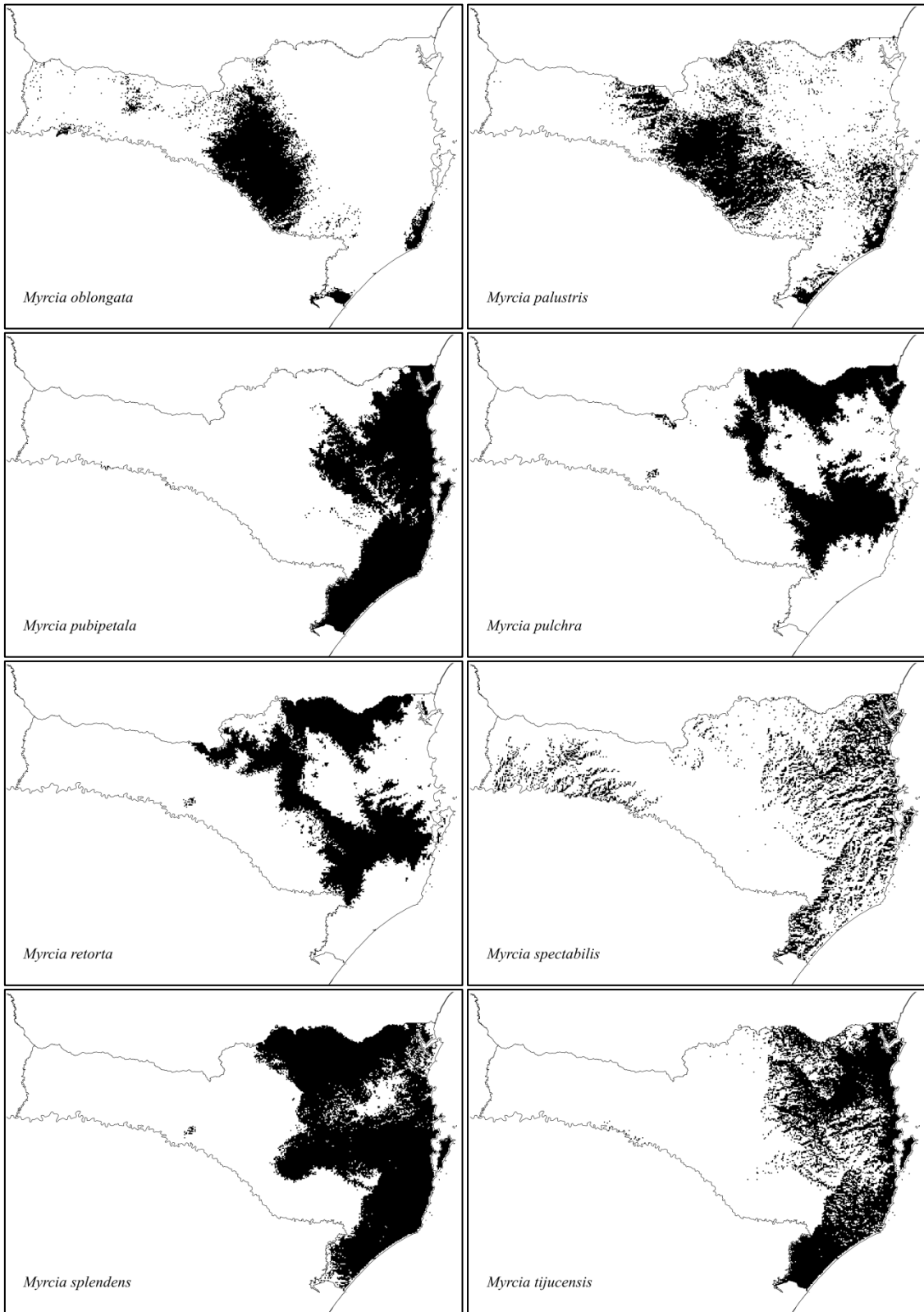


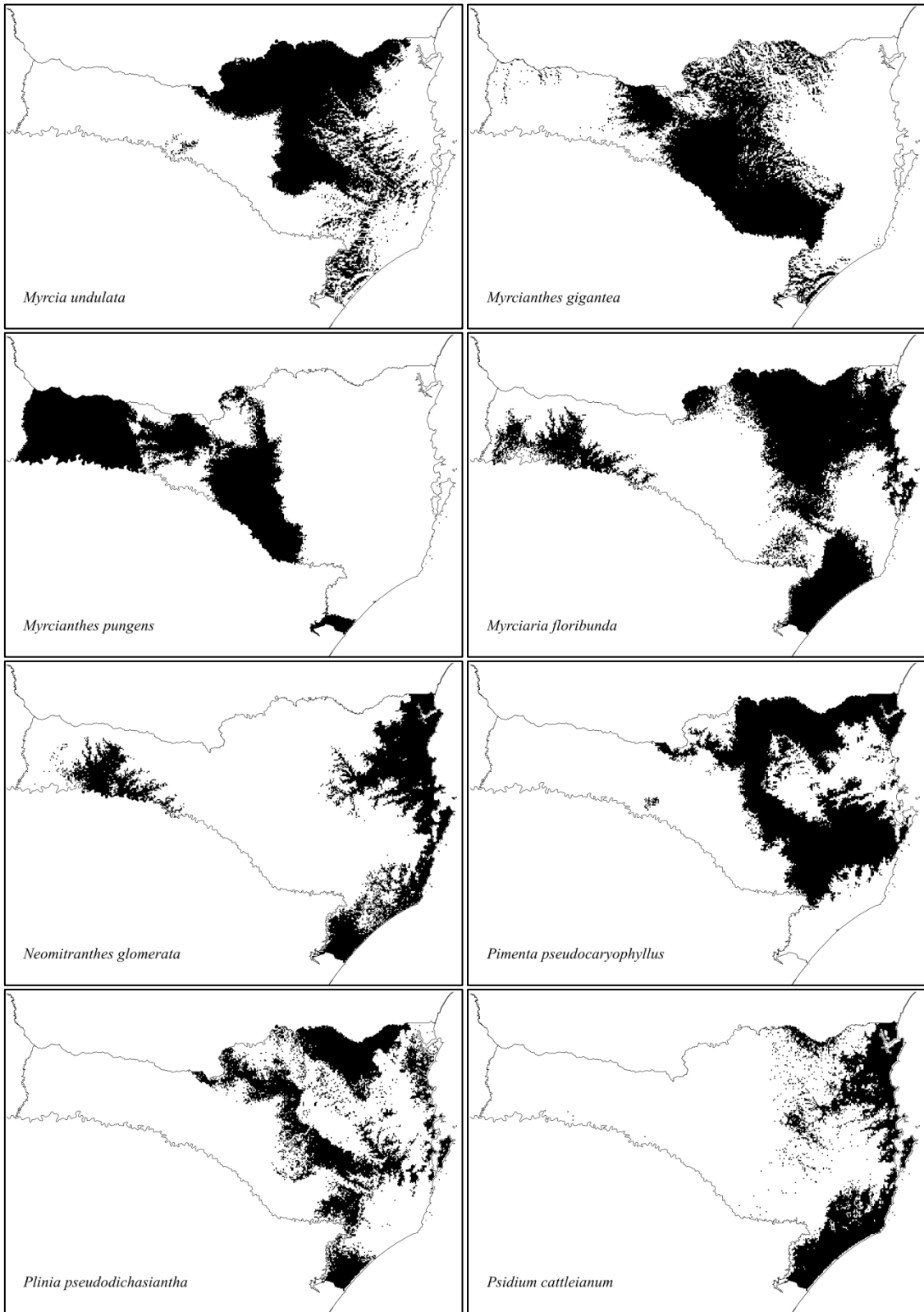












Conclusões gerais

Os SDMs proporcionam uma melhor compreensão da influência das variáveis climáticas sobre a distribuição atual das espécies. Além disso, permitem avaliações sobre a distribuição de espécies, considerando diferentes cenários climáticos. Os nossos resultados mostraram que a inclusão das variáveis que captam as variações ambientais locais, por exemplo o grau de inclinação do relevo, foi relativamente importante para a descrição dos padrões de distribuição das espécies estudadas.

O desafio de gerar modelos ecológica e estatisticamente bem fundamentados, como complemento às poucas informações disponíveis sobre a distribuição das espécies e para dar suporte a outras áreas de pesquisas (ex. monitoramento da biodiversidade, mudanças climáticas, definição de áreas prioritárias para conservação e invasões biológicas), exige uma maior concentração de esforços para o aperfeiçoamento e conhecimento acerca dos SDMs e das medidas de desempenho. As nossas análises demonstraram que a TSS e a AUC são distintamente influenciadas pela área de ocorrência estimada, número de registros das espécies e complexidade dos modelos. Além disso, a ação simultânea ou a interação entre estes fatores sobre o desempenho dos modelos pode conduzir a várias interpretações equivocadas dos SDMs. Dessa forma, nós encorajamos investigações futuras mais específicas e com simulações a respeito da influência desses fatores sobre a TSS e AUC, considerando as diferentes fontes de incertezas e suas possíveis interações, bem como as diversas técnicas de modelagem.

Finalmente, este estudo foi apenas um ponto de partida para outros que, certamente, buscarão elucidar algumas das questões por nós levantadas. Além de novas abordagens buscando esclarecer algumas das incertezas relacionadas aos aspectos metodológicos, nós esperamos fortemente que estudos futuros forneçam respostas para os padrões de distribuição encontrados, em especial aqueles relacionados à retenção de nicho por espécies congêneres. Nós assumimos que a distribuição das espécies estava em equilíbrio com as condições climáticas atuais, assim recomendamos a avaliação dessas distribuições frente a novos cenários climáticos, considerando as mudanças previstas. Por outro lado, estimulamos os estudos de cunho

conservacionista, que promovam o desenvolvimento de políticas públicas concretas para o manejo e conservação adequados da biodiversidade. A área de ocorrência estimada para cada espécie abre a possibilidade de avaliar o quanto dessa se encontra protegida em unidades de conservação permanentes, incluindo a definição de áreas prioritárias e de estratégias de conservação para essas espécies da Floresta Atlântica.

Referências gerais

- Aguilar R, Quesada M, Ashworth L, Herrerias-Diego Y, Lobo J (2008) Genetic consequences of habitat fragmentation in plant populations: susceptible signals in plant traits and methodological approaches. *Molecular Ecology* 17:5177-5188.
- Allouche O, Tsoar A, Kadmon R (2006) Assessing the accuracy of species distribution models: prevalence, kappa and the true skill statistic (TSS). *Journal of Applied Ecology* 43:1223-1232.
- Anderson RP, Lew D, Peterson AT (2003) Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling* 162:211-232.
- Araújo MB, Williams PH (2000) Selecting areas for species persistence using occurrence data *Biological Conservation*. 96: 331-345.
- Barbosa AM, Real R, Vargas JM (2009) Transferability of environmental favourability models in geographic space: the case of the Iberian desman (*Galemys pyrenaicus*) in Portugal and Spain. *Ecological Modelling* 220:747-754.
- Barbosa FG, Pillar VDP, Palmer AR, Melo AS (2012) Predicting the current distribution and potential spread of the exotic grass *Eragrostis plana* Nees in South America and identifying a bioclimatic niche shift during invasion. *Austral Ecology*. Doi:10.1111/j.1442-9993.2012.02399.
- Beaumont LJ, Hughes L, Poulsen M (2005) Predicting species distributions: use of climatic parameters in BIOCLIM and its impact on predictions of species' current and future distributions. *Ecological Modelling* 186:250-69.

- Chapin III FS, Zavaleta ES, Eviner VT, Naylor RL, Vitousek PM, Reynolds HL, Hooper DU, Lavorel S, Sala OE, Hobbie SE, Mack MC, Díaz S (2000) Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405:234-242.
- Chazal J, Rounsevell MDA (2009) Land-use and climate change within assessments of biodiversity change: A review *Global Environmental Change*. 19:306-315.
- Davis MB, Shaw RG (2001) Range shifts and adaptive responses to quaternary climate change *Science* 292:673-679.
- Dormann CF, Elith E, Bacher S, Buchmann C, Carl G, Carré G, Marquéz JRG, Gruber B, Lafourcade B, Leitão PJ, Münkemüller T, McClean C, Osborne PE, Reineking B, Schröder B, Skidmore AK, Zurell D, Lautenbach S (2012) Collinearity: a review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography* 35:001-020.
- Dupin M, Reynaud P, Jarošík V, Baker R, Brunel S, Eyre D, Pergl J, Makowski D (2011) Effects of the training dataset characteristics on the performance of nine species distribution models: application to *Diabrotica virgifera virgifera*. *PLoS ONE* 6:1-11.
- Elith J et al. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29:129-151.
- Elith J, Leathwick JR (2009) Species Distribution Models: ecological explanation and prediction across space and time. *Annual Review Ecology Evolution and Systematics* 40:677-697.
- Faleiro FV, Machado RB, Loyola RD (2013) Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biological Conservation* 158:248-257.
- Fielding AH, Bell JF (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24:38-49.
- Franklin J (2009) *Mapping Species Distributions: spatial inference and prediction*. Cambridge University, Cambridge.
- Gitay H et al. (2001) *Ecosystems and Their Goods and Services*. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate

- Change. In: McCarthy JJ, Canziani OF, Leary NA, Dokken DJ, White KS (Eds) Cambridge University Press, Cambridge, UK. p.237-342.
- Graham CH, Ferrier S, Huettman F, Moritz C, Peterson AT (2004) New developments in museum-based informatics and applications in biodiversity analysis. *Trends in Ecology and Evolution* 19:497-503.
- Grau HR, Aide TM, Zimmerman JK, Thomlinson RT, Helmer E, Zou X (2003) The ecological consequences of socioeconomic and land-use changes in postagriculture Puerto Rico. *Bioscience* 53:1159-1168.
- Guisan A, Zimmermann NE (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135:147-186.
- Guisan A, Thuiller W (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* 8:993-1009.
- Guisan A, Theurillat JP, Kienast F (1998) Predicting the potential distribution of plant species in an alpine environment. *Journal of Vegetation Science* 9:65-74.
- Heikkinen RK, Luoto M, Araújo MB, Virkkala R, Thuiller W, Sykes MT (2006) Methods and uncertainties in bioclimatic envelope modelling under climate change. *Progress in Physical Geography* 30:751-777.
- Hernandez PA, Graham CH, Master LL, Albert DL (2006) The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. *Ecography* 29:773-785.
- Honnay O, Verheyen K, Butaye J, Jacquemyn H, Bossuyt B, Hermy M (2002) Possible effects of habitat fragmentation and climate change on the range of forest plant species. *Ecology Letters* 5:525-530.
- Hortal J, Lobo JM, Jiménez-Valverde A (2012) Basic questions in biogeography and the (lack of) simplicity of species distributions: putting species distribution models in the right place. *Natureza e Conservação* 10:108-118.

- Jiménez-Valverde A (2012) Insights into the area under the receiver operating characteristic curve (AUC) as a discrimination measure in species distribution modeling. *Global Ecology and Biogeography* 21:498-507.
- Jiménez-Valverde A, Lobo JM, Hortal J (2009) The effect of prevalence and its interaction with sample size on the reliability of species distribution models. *Community Ecology* 10:196-205.
- Kamino LHY, De Marco Jr P, Rangel TF, Amaral S, Siqueira MF, De Giovanni R, Stehmann JR, Hortal J (2012) The application of species distribution models in the megadiverse Neotropics poses a renewed set of research questions. *Frontiers of Biogeography* 4:7-10.
- Klein RM (1978) Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina. Herbário Barbosa Rodrigues, Itajaí.
- Kujala H, Moilanen A, Araújo MB, Cabeza M (2013) Conservation Planning with Uncertain Climate Change Projections. *PLoS ONE*. Doi:10.1371/journal.pone.0053315.
- Laurance WF, Nascimento HEM, Laurance SG, Andrade AC, Fearnside FM, Ribeiro JEL, Capretz RL (2006) Rain forest fragmentation and the proliferation of successional trees. *Ecology* 87:469-482.
- Lavergne S, Mouquet N, Thuiller W, Ronce O (2010) Biodiversity and climate change: Integrating evolutionary and ecological responses of species and communities *Annual Review Ecology Evolution and Systematics* 41:321-350.
- Lobo JM, Jiménez-Valverde A, Real R (2008) AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17:145-151.
- Loyola RD, Lemes P, Nabout JC, Trindade-Filho J, Sagnori MD, Dobrovolski R, Diniz-Filho JAF (2013) A straightforward conceptual approach for evaluating spatial conservation priorities under climate change. *Biodiversity and Conservation* 22:483-495.
- Magrin G, García CG, Choque DC, Giménez JC, Moreno AR, Nagy GJ, Nobre C, Villamizar A (2007) Latin America Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the

- Intergovernmental Panel on Climate Change. In: Parry ML, Canziani OF, Palutikof JP, van der Linden PJ, Hanson CE (Eds). Cambridge University Press, Cambridge, UK. p.581-615
- Marini MÂ, Barbet-Massin M, Lopes LE, Jiguet F (2010) Predicting the occurrence of rare Brazilian birds with species distribution models. *Journal of Ornithology* 151:857-866.
- Marmion M, Parviainen M, Luoto M, Heikkinen RK, Thuiller W (2009) Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modeling. *Diversity and Distributions* 15:59-69.
- McCarty JP (2001) Ecological consequences of recent climate change. *Conservation Biology* 15:320-331.
- McPherson JM, Jetz W, Rogers DJ (2004) The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artefact? *Journal of Applied Ecology* 41:811-823.
- Metzger JP (2000) Tree functional group richness and landscape structure in Brazilian tropical fragmented landscape. *Ecological Applications* 10:1147-1161.
- Mori SA, Boom BM, Carvalino AM, Santos TS (1983) Ecological importance of Myrtaceae in an eastern Brazilian Wet Forest. *Biotropica* 15:68-70.
- Murray JV, Low Choy S, Mcalpine CA, Possingham HP, Goldizen AW (2009) Evaluating model transferability for a threatened species to adjacent areas: Implications for rock-wallaby conservation. *Austral Ecology* 36:76-89.
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, Fonseca GAB, Kent J (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853-858.
- Newbold T, Reader T, Zalat S, El-Gabbas A, Gilbert F (2009) Effect of characteristics of butterfly species on the accuracy of distribution models in an arid environment. *Biodiversity and Conservation* 18:3629-3641.
- Oliveira-Filho AT, Fontes MA (2000) Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. *Biotropica* 32:793-810.
- Parmesan C (2006) Ecological and evolutionary responses to recent climate change. *Annual Review Ecology Evolution and Systematics* 37: 637-69.

- Parmesan C, Yohe G (2003) A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature* 421:37-42.
- Pearce J, Ferrier S (2000) An evaluation of alternative algorithms for fitting species distribution models using logistic regression. *Ecological Modelling* 128:127-147.
- Phillips OL et. al. (2009) Drought sensitivity of the Amazon Rainforest *Science* 323:1344-1347.
- Pütz S, Groeneveld J, Alves LF, Metzger JP, Huth A (2011) Fragmentation drives tropical forest fragments to early successional states: A modelling study for Brazilian Atlantic Forests. *Ecological Modelling* 222:1986-1997.
- Rodríguez-Soto C, Monroy-Vilchis O, Maiorano L, Boitani L, Faller JC, Briones MA, Núñez R, Rosas-Rosas O, Ceballos G, Falcucci A (2011) Predicting potential distribution of the jaguar (*Panthera onca*) in Mexico: identification of priority areas for conservation. *Diversity and Distributions* 17:350-361.
- Rupprecht F, Oldeland J, Finckh M (2011) Modelling potential distribution of the threatened tree species *Juniperus oxycedrus*: how to evaluate the predictions of different modelling approaches? *Journal of Vegetation Science* 22:647-659.
- Sala OE et al (2000) Global biodiversity scenarios for the year 2100 *Science* 287:1770-1774.
- Segurado P, Araújo MB (2004) An evaluation of methods for modeling species distributions. *Journal of Biogeography* 31:1555-1568.
- Shaver GR, Canadell J, Chapin III FS, Gurevitch J, Harte J, Henry G, Ineson P, Jonasson S, Melillo J, Pitelka L, Rustad L (2000) Global warming and terrestrial ecosystems: A conceptual framework for analysis. *BioScience* 50:871-882.
- Silva JMC, Tabarelli M (2000) Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature* 404:72-74.
- Sloan LC (2006) A framework for regional modeling of past climates. *Theoretical Applied Climatology* 86:271-279.
- Stockwell DRB, Peterson AT (2002) Effects of sample size on accuracy of species distribution models. *Ecological Modelling* 148:1-13.

- Tabarelli M, Silva JMC, Gascon C (2004) Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity and Conservation* 13:1419-1425.
- Tabarelli M, Gascon C (2005) Lessons from fragmentation research: Improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology* 19:734-739.
- Thuiller W, Araújo MB, Lavorel S (2003) Generalized models vs. classification tree analysis: predicting spatial distributions of plant species at different scales. *Journal of Vegetation Science* 14:669-680.
- Thuiller W, Richardson DM, Pysek P, Midgley GF, Hughes GO, Rouget M (2005) Niche-based modelling as a tool for predicting the risk of alien plant invasions at a global scale. *Global Change Biology* 11:2234-2250.
- Thuiller W, Lavergne S, Roquet C, Boulangeat I, Lafourcade B, Araújo MB (2011) Consequences of climate change on the tree of life in Europe. *Nature* 470:531-434.
- Turner IM (1996) Species loss in fragments of tropical rain forest: a review of the evidence. *Journal of Applied Ecology* 33:200-209.
- Van der Putten WH, Macel M, Visser ME (2010) Predicting species distribution and abundance responses to climate change: why it is essential to include biotic interactions across trophic levels. *Phil Trans R Soc B* 365:2025-2034.
- Vibrans AC, Sevegnani L, Lingner DV, Gasper AL, Sabbagh S (2010) Inventário florístico florestal de Santa Catarina (IFFSC): aspectos metodológicos e operacionais. *Pesquisa Florestal Brasileira* 30:291-302.
- Walther GR, Post E, Convey P, Menzel A, Parmesan C, Beebee TJC, Fromentin JM, Hoegh-Guldberg O, Bairlein F (2002) Ecological responses to recent climate change. *Science* 416:389-395.
- Wiens JJ, Graham CH (2005) Niche conservatism: Integrating evolution, ecology and conservation biology. *Annual Review Ecology Evolution and Systematics* 36:519-539.
- Williams JN, Seo C, Thorne J, Nelson JK, Erwin S, O'Brien JM, Schwartz MW (2009) Using species distribution models to predict new occurrences for rare plants. *Diversity and Distributions* 15:565-576.

- Wilson CD, Roberts D (2011) Modelling distributional trends to inform conservation strategies for an endangered species. *Diversity and Distributions* 17:182-189.
- Wright SJ, Muller-Landau HE, Schipper J (2009) The future of tropical species on a warmer planet. *Conservation Biology* 23:1418-1426.
- Young A, Boyle T, Brown T (1996) The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Tree* 11:413-418.