

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO**

**Características de história de vida de árvores do  
Cerrado direcionando o futuro e a adaptação aos  
impactos das mudanças climáticas**

**Lara Gomes Côrtes**

**Goiânia, GO**

**Junho de 2013**

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS**  
**INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA E EVOLUÇÃO**

**Características de história de vida de árvores do  
Cerrado direcionando o futuro e a adaptação aos  
impactos das mudanças climáticas**

**Lara Gomes Côrtes**

**Orientador: Paulo De Marco Júnior**

**Co-orientador: Marcus Vinicius Cianciaruso**

Tese submetida à Universidade Federal de Goiás,  
como parte das exigências do Programa de Pós-  
graduação em Ecologia e Evolução para obtenção do  
título de Doutor em Ecologia e Evolução.

**Goiânia, GO**

**Junho de 2013**

## **AGRADECIMENTOS**

À Deus por ter me ajudado a manter a serenidade e perseverança em dias difíceis;

Ao meu orientador pelo aprendizado, pelo otimismo, pela alegria constante, pelo exemplo de pessoa e profissional;

Ao meu co-orientador pela disponibilidade em solucionar importantes dúvidas metodológicas e pelas boas críticas e sugestões;

Aos professores do programa de pós-graduação pela oportunidade de aprender com grandes ecólogos;

Aos meus amigos da pós-graduação pelos inúmeros ensinamentos e pelo carinho com que me explicaram tantas coisas;

Aos meus pais por tantas batalhas para me garantir uma boa educação e pelo cuidado constante com a minha felicidade;

Ao meu marido pela paciência, compreensão e por me trazer tranquilidade e alegria todos os dias;

À minha família pelo aprendizado de convivência em grupo, pelos valores de honestidade e humildade;

Ao Jalapão pela imersão inesquecível de realidade nos desafios de conservação da biodiversidade do Cerrado;

Aos meus amigos do Jalapão pelo aprendizado conjunto, pelas angústias e sonhos compartilhados;

Aos meus amigos de infância pela cumplicidade e boas risadas mesmo que com pouco convívio;

Aos colegas do ICMBio-sede que me proporcionaram a chance de atuar na minha área de formação e com os quais tenho aprendido muito;

## SUMÁRIO

RESUMO.....	1
ABSTRACT.....	3
INTRODUÇÃO GERAL.....	4
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	7
CAPÍTULO 1.....	11
CARACTERÍSTICAS DE HISTÓRIA DE VIDA PREDIZEM O TAMANHO DA ÁREA DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁRVORES COMUNS NO CERRADO.....	11
RESUMO.....	11
INTRODUÇÃO.....	12
MATERIAL E MÉTODOS.....	16
RESULTADOS.....	23
DISCUSSÃO.....	29
CONCLUSÕES.....	33
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	34
MATERIAL SUPLEMENTAR 1.....	44
MATERIAL SUPLEMENTAR 2.....	51
MATERIAL SUPLEMENTAR 3.....	62
MATERIAL SUPLEMENTAR 4.....	70
MATERIAL SUPLEMENTAR 5.....	72
CAPÍTULO 2.....	88
MUDANÇAS CLIMÁTICAS E A DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ÁRVORES DO CERRADO.....	88
RESUMO.....	88
INTRODUÇÃO.....	88
MATERIAL E MÉTODOS.....	91
RESULTADOS.....	99
DISCUSSÃO.....	107
CONCLUSÃO.....	111
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	112
MATERIAL SUPLEMENTAR 1.....	122
MATERIAL SUPLEMENTAR 2.....	125
MATERIAL SUPLEMENTAR 3.....	127
CAPÍTULO 3.....	130

CONSERVAÇÃO PARA ALÉM DA CRIAÇÃO DE ÁREAS PROTEGIDAS: COMPLEMENTANDO A CAPACIDADE DE ADAPTAÇÃO ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS COM PRIORIZAÇÃO ESPACIAL DE RESTAURAÇÃO .....	130
RESUMO .....	130
INTRODUÇÃO .....	130
MATERIAL E MÉTODOS .....	133
RESULTADOS .....	142
DISCUSSÃO .....	149
CONCLUSÃO .....	155
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	155
MATERIAL SUPLEMENTAR 1 .....	164
MATERIAL SUPLEMENTAR 2 .....	165
MATERIAL SUPLEMENTAR 3 .....	165

## RESUMO

A velocidade das mudanças climáticas atuais traz desafios sem precedentes para a conservação da biodiversidade. Como as condições ambientais são fatores importantes na determinação da distribuição geográfica das espécies, estas últimas devem mudar suas áreas de distribuição com as alterações no clima, rearranjando comunidades com perdas e ganhos de espécies. Objetivando-se identificar vulnerabilidades e propor ações proativas de conservação que possam facilitar a adaptação das espécies às mudanças climáticas foi feita uma abordagem com modelos de distribuição de espécie, uma ferramenta essencial para prever a área de distribuição potencial de espécies em diversos cenários climáticos. Um entendimento importante neste cenário de mudanças é a compreensão de quais características de história de vida podem tornar as espécies mais susceptíveis às alterações no clima e isso pode ser possível se tais características estiverem relacionadas a condições ambientais específicas, definindo a amplitude de nicho ecológico das espécies, bem como as respectivas áreas de distribuição geográfica. Buscou-se identificar se características simples de história de vida de árvores com ocorrência no Cerrado poderiam estar relacionadas ao tamanho de nicho e da área de distribuição, sendo que as espécies com características associadas a uma menor área de distribuição e pequena amplitude de nicho estariam mais predispostas à extinção devido às mudanças climáticas. Constatou-se que as espécies sempreverdes generalistas apresentam menores distribuições potenciais e as de cerrado *lato sensu* possuem menores amplitudes latitudinais e a altura das espécies está relacionada com a área de distribuição de espécies de cerrado *lato sensu*. Ainda tentando identificar potenciais impactos sobre a biodiversidade e o funcionamento dos ecossistemas, pressupondo as condições ambientais como filtro seletivo de espécies com características de história de vida que garantam um maior desempenho em um novo clima, foi testado se as mudanças climáticas reduzem a diversidade funcional de comunidades de sub-bacias do Cerrado. Houve uma grande redução na riqueza de espécies, mas um aumento na diversidade funcional, uma vez que a maioria das comunidades perdeu espécies redundantes funcionalmente, mas que podem funcionar como um seguro contra a perda de funções ecossistêmicas. Assim, as comunidades do futuro estarão mais vulneráveis a outras perturbações, como a perda e fragmentação de habitat. Neste contexto, ações proativas que possam aumentar a conectividade dos ecossistemas serão essenciais para a conservação da biodiversidade frente às mudanças climáticas. Assim, foi proposto um planejamento sistemático de restauração complementar à criação de áreas protegidas e que, simultaneamente,

selecionou áreas de menor conflito socioeconômico e de maior estabilidade climática. A restauração deve ser entendida como uma importante ação de conservação proativa frente às mudanças climáticas em ecossistemas cada vez mais fragmentados como o Cerrado brasileiro.

## **ABSTRACT**

The speed of climate change nowadays brings unprecedented challenges to biodiversity conservation. As environmental conditions are important factors in determining the geographical distribution of species, the latter should change their distribution with changes in climate, rearranging communities with gains and losses of species. Aiming to identify vulnerabilities and propose proactive conservation to increase the adaptation of species to climate change we did an approach with species distribution models, an essential tool to predict the species potential distribution in different climatic scenarios. An important understanding in this changing scenario is the knowledge of what life history traits may make species more susceptible to changes in climate and then, may be possible, if such characteristics are related to specific environmental conditions, defining the ecological niche breadth of species as well as their geographic distribution. We sought to identify whether simple life history traits of trees occurring in the Cerrado could be related to the size of the niche and distribution area, and if the species with characteristics associated with a small area distribution and restrict niche breadth would be more predisposed to extinction due to climate change. It was found that the evergreen generalist species have lower potential distributions, evergreen species from broad sense cerrado have smaller latitudinal ranges and height proved to be related to the geographic distribution of broad sense cerrado species. Still trying to identify potential impacts on biodiversity and ecosystem function, assuming the environmental conditions as selective filter of species with life history traits that guarantee a higher performance in a new climate, it was tested if climate change reduces the functional diversity of communities in sub-basins of the Cerrado. There was a large reduction in richness, but an increase in functional diversity, since most communities lost species functionally redundant, but which can act as an insurance against loss of ecosystem functions. Thus, the future communities will be more vulnerable to other disturbances, such as habitat loss and fragmentation. In this context, proactive a that can increase the connectivity of ecosystems will be essential for the biodiversity conservation to climate change. Thus, we propose a systematic planning of restoration to complement the establishment of protected areas and, simultaneously, selected areas of lower socioeconomic conflict and climate stability. The restoration should be understood as an important proactive conservation action in a changing world that is full of increasingly fragmented ecosystems as the Brazilian Cerrado.



## INTRODUÇÃO GERAL

As condições ambientais são fatores importantes na determinação da distribuição das espécies principalmente em escalas espaciais de menor resolução (Soberón & Peterson, 2005; Soberón, 2007). Estes fatores definem o nicho das espécies no espaço ecológico de maneira similar ao conceito moderno de nicho fundamental (Hutchinson, 1957; Soberón & Nakamura, 2009), que consiste de um hipervolume multidimensional abstrato cujos eixos abrangem as condições que permitem a sobrevivência e reprodução da espécie. A teoria de nicho ecológico é o referencial teórico primordial para realizar modelagens de distribuição de espécies, que correlacionam as condições ambientais e os registros de ocorrência conhecidos das espécies, extrapolando para áreas onde há adequabilidade ambiental similar (Guisan & Zimmermann 2000; Soberón & Peterson, 2005). Assim, considerando o nicho como um atributo da espécie e sua dualidade com reciprocidade parcial entre o espaço multidimensional e o espaço físico (Colwell & Rangel, 2009), o nicho potencial determinado no espaço ecológico pelos modelos de distribuição de espécies (Jackson & Overpeck, 2000; Soberón & Nakamura, 2009) é reprojetoado no espaço geográfico, resultando na área de distribuição potencial de uma determinada espécie.

Pressupondo que a distribuição das espécies é definida ao menos em parte pelo clima, ainda que este seja um sistema dinâmico, tanto a taxa como a magnitude das mudanças climáticas estimadas para as próximas décadas representam um desafio sem precedentes para a biota (Jackson & Overpeck, 2000), podendo induzir mudanças nas áreas de distribuição das espécies, na composição das comunidades, na abundância relativa das espécies e até mesmo levando à extinção de populações e espécies (Walther, 2003; Thomas *et al.*, 2004; Parmesan, 2006; Thuiller *et al.*, 2006). Com o intuito de prever estes impactos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade, geralmente se infere que ocorre o processo de conservação de nicho, que é caracterizado pela tendência das espécies manterem seu nicho fundamental ao longo do tempo (Peterson *et al.*, 1999; Wiens & Graham, 2005). Desta forma, adota-se o pressuposto de que as tolerâncias das espécies aos fatores ambientais são conservadas no espaço temporal das projeções realizadas (Araújo & Peterson, 2012). Isso é reforçado por evidências de que as espécies mudam sua distribuição acompanhando as alterações no clima (Walther *et al.*, 2005), bem como devido ao curto intervalo temporal das modelagens para o clima futuro (Peterson, 2011). As modelagens de distribuição de espécies que lidam com as mudanças climáticas

também pressupõem que as espécies estão em equilíbrio com o clima (Araújo & Pearson, 2005), ou seja, que elas ocorrem em todas as áreas com condições ambientais adequadas (Hutchinson, 1957), embora devido a restrições de dispersão e interações bióticas as espécies possam estar ausentes de determinadas regiões (Soberón & Peterson, 2005; De Marco *et al.*, 2008). Apesar desta limitação, as plantas parecem ser um grupo próximo do equilíbrio com o clima e as respostas das mesmas às mudanças climáticas devem ser previstas de maneira adequada (Araújo & Pearson, 2005).

Entretanto, é plausível que espécies de maior amplitude de nicho acompanhem mais facilmente as mudanças nas condições ambientais, uma vez que é mais provável que haja disponibilidade de sítios com uma combinação de condições adequadas para a sobrevivência destas espécies (Jackson & Overpeck, 2000). Espécies que possuem pequena amplitude de nicho devem ser especialistas em recursos e limitadas a condições ambientais pouco comuns, exibindo, assim, distribuições geográficas restritas (Thuiller *et al.*, 2005). Adicionalmente, estas espécies de pequena distribuição estariam mais vulneráveis à extinção devido às mudanças climáticas (Thomas *et al.*, 2004; Schwartz *et al.*, 2006). Neste contexto, como as condições ambientais e as interações competitivas também exercem pressão seletiva sobre as características de história de vida das espécies, selecionando atributos que trazem vantagens adaptativas e refletem em melhor desempenho (Keddy, 1992; Westoby *et al.*, 2002), as características de história de vida de espécies de pequena e ampla distribuição poderiam diferir (Kolb *et al.*, 2006). Assim, a extinção de espécies com áreas de distribuição restritas poderia significar também a perda de características de história de vida específicas, que podem determinar funções particulares dos ecossistemas e serviços ecossistêmicos relacionados (Díaz *et al.*, 2007). Foi com esta preocupação, considerando as condições ambientais predominantes em cada fitofisionomia do Cerrado, que foi testado no primeiro capítulo da tese se havia relação significativa entre o tamanho da área de distribuição de árvores e algumas características de história de vida associadas a *trade-offs* essenciais de aquisição e conservação de recursos. Desta forma, objetivou-se identificar se haviam características funcionais que predispunham as espécies à extinção.

Além disso, apesar de ser comum na literatura a constatação de alterações nas áreas de distribuição de plantas devido às mudanças climáticas (ex. Parmesan, 2006; Kelly & Goulden, 2008), poucos estudos avaliaram se mudanças na composição de plantas de comunidades resultavam em menor diversidade funcional (Thuiller *et al.*, 2006; Gallagher *et al.*, 2013). Entretanto, esse entendimento de como o ganho e a perda

de espécies com características distintas pode trazer consequências para a funcionalidade dos ecossistemas é essencial para uma melhor compreensão dos impactos das mudanças climáticas sobre a biodiversidade e sobre serviços ecossistêmicos (Wardle *et al.*, 2011). Uma predição possível é que condições ambientais atuem como filtro seletivo de características que garantem melhor desempenho no novo clima e removam as espécies que não possuem atributos que garantam a persistência sob este conjunto particular de condições climáticas (Keddy, 1992). Assim, pressupondo que as condições ambientais atuariam como um filtro seletivo forte seria esperado que as mudanças climáticas reduzissem a diversidade funcional das comunidades. Contudo, foram encontrados resultados diversos e, mesmo com a perda de espécies, pode não existir redução de diversidade funcional (Thuiller *et al.*, 2006; Gallagher *et al.*, 2013). Como esta questão do efeito da perda de espécies sobre a diversidade funcional parece fundamental para o entendimento de como as alterações no clima induzidas pelo homem podem afetar o funcionamento dos ecossistemas (Chapin III, 2000), tentando conciliar a disponibilidade de dados e a relevância ecológica de características simples de história de vida de árvores do Cerrado, fez-se um estudo similar ao recentemente publicado por Gallagher *et al.* (2013), que consiste no segundo capítulo da tese. Porém, foi incluída no cálculo da diversidade funcional uma estimativa de abundância das espécies, a partir da estratégia de utilização de unidades de planejamento naturais – bacias hidrográficas – como delimitadoras de comunidades. Desta forma, espera-se inclusive que seja mais fácil planejar ações de conservação que permitam aumentar a adaptação das espécies às mudanças climáticas.

Por outro lado, os deslocamentos nas áreas de distribuição das espécies, comuns em mudanças climáticas do passado em que as espécies acompanharam as alterações no clima com taxas de dispersão e/ou migração rápidas (Clark *et al.*, 1998; Jackson & Overpeck, 2000), podem não ser viáveis em paisagens altamente fragmentadas por atividades agrícolas (Opdam & Wasche, 2004; Carvalho *et al.*, 2009). Neste contexto, talvez seja importante priorizar a conservação de áreas que permanecem adequadas para uma maior parte das espécies no futuro (Ashcroft, 2010; Loyola *et al.* 2012; Terribile *et al.*, 2012). Além disso, as incertezas quanto à perda de espécies e o caráter irreversível das extinções exigem metodologias mais enérgicas para mitigar as mudanças na biodiversidade devido às alterações no clima (Chapin III, 2000). Neste sentido, diversos estudos tem indicado a necessidade de se aumentar a conectividade dos ecossistemas diante das mudanças climáticas, uma vez que populações podem se tornar isoladas no

futuro (Opdam & Wasche, 2004; Vos *et al.*, 2008). Assim, em um cenário de mudanças dinâmicas nas comunidades, a restauração pode ser vista também como uma ação de conservação proativa frente as mudanças climáticas, podendo permitir uma maior conectividade das paisagens, facilitando os deslocamentos potenciais das espécies induzidos pelo clima e, conseqüentemente, aumentando a resiliência dos ecossistemas (Millar *et al.*, 2007; Heller & Zavaleta, 2009).

Diante do exposto, no terceiro capítulo foi defendida a realização de uma priorização espacial de conservação e de restauração de áreas antropizadas como medida que pode garantir aumento de conectividade e permitir maior adaptação das espécies diante das mudanças climáticas. A proposta sugerida é que a restauração seja planejada de maneira complementar à criação de áreas protegidas, em áreas de menor custo socioeconômico, maior diversidade funcional potencial no futuro, bem como sejam áreas de maior estabilidade climática. Adicionalmente, a restauração está pactuada internacionalmente como uma ação de mitigação dos impactos das mudanças climáticas, caracterizando o objetivo XV do Plano Estratégico de Nagoya 2011-2020, que ficou conhecido como metas de Aichi. Desta forma, a meta de Aichi de 15% de restauração de áreas degradadas não deve ser esquecida e é essencial para a conservação de ecossistemas altamente fragmentados como o Cerrado brasileiro frente às mudanças climáticas. De qualquer forma, a obtenção da conectividade planejada só será possível perante negociações entre proprietários de terras e o governo, provavelmente mediante incentivos fiscais, mas podendo ser facilitada com a utilização de árvores de uso econômico potencial que foram o foco do presente estudo. Portanto, a tese como um todo busca fazer predições e antever impactos das mudanças climáticas sobre árvores do Cerrado, identificando regiões prioritárias e, por último, foi proposto um planejamento de conservação proativo.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

Araújo, M.B. & Pearson, R.G. (2005) Equilibrium of species' distributions with climate. *Ecography*, **28**, 693-695.

Araújo, M. & Peterson, A. (2012) Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, **93**, 1527–1539.

Ashcroft, M.B. (2010) Identifying refugia from climate change. *Journal of Biogeography*, **37**, 1407-1413.

- Carvalho, F.M.V., Marco, P.D. & Ferreira, L.G. (2009) The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*, **142**, 392-403.
- Chapin III, F., Zavaleta, E., Eviner, V., Naylor, R., Vitousek, P., Reynolds, H., Hooper, D., Lavorel, S., Sala, O., Hobbie, S., Mack, M. & Díaz, S. (2000) Consequences of changing biodiversity. *Nature*, **405**, 234–242.
- Clark, J.S., Fastie, C., Hurtt, G., Jackson, S.T., Johnson, C., King, G.A., Lewis, M., Lynch, J., Pacala, S. & Prentice, C. (1998) Reid’s paradox of rapid plant migration. *BioScience*, **48**, 13–24.
- Colwell, R.K. & Rangel, T.F. (2009) Hutchinson’s duality: The once and future niche. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **106**, 19651–19658.
- De Marco, P., Diniz-Filho, J.A.F. & Bini, L.M. (2008) Spatial analysis improves species distribution modelling during range expansion. *Biology Letters*, **4**, 577–580.
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K. & Robson, T. (2007) Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **104**, 20684–20689.
- Gallagher, R.V. (2013) Species loss and gain in communities under future climate change: consequences for functional diversity. *Ecography*, **36**, 531–540.
- Guisan, A. & Zimmermann, N.E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling*, **135**, 147-186.
- Hutchinson, G.E. (1957) Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposium of Quantitative Biology*, **22**, 415-427.
- Heller, N.E. & Zavaleta, E.S. (2009) Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, **142**, 14-32.
- Jackson, S.T. & Overpeck, J.T. (2000) Responses of Plant Populations and Communities to Environmental Changes of the Late Quaternary. *Paleobiology*, **26**, 194-220.
- Keddy, P. (1992) Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, **3**, 157-164.

- Kelly, A. & Goulden, M. (2008) Rapid shifts in plant distribution with recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **105**, 11823–11826.
- Kolb, A., Barsch, F. & Diekmann, M. (2006) Determinants of local abundance and range size in forest vascular plants. *Global Ecology and Biogeography*, **15**, 237–247.
- Loyola, R., Lemes, P., Faleiro, F., Trindade-Filho, J. & Machado, R. (2012) Severe loss of suitable climatic conditions for marsupial species in Brazil: challenges and opportunities for conservation. *PloS one*, **7**, e46257.
- Millar, C., Stephenson, N. & Stephens, S. (2007) Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications*, **17**, 2145-2151.
- Opdam, P. & Wascher, D. (2004) Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation*, **117**, 285-297.
- Parmesan, C. (2006) Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics.*, **37**, 637–669.
- Peterson, A.T., Soberón, J. & Sánchez-Cordero, V. (1999) Conservatism of Ecological Niches in Evolutionary Time. *Science*, **285**, 1265-1267.
- Peterson, A.T. (2011) Ecological niche conservatism: a time-structured review of evidence. *Journal of Biogeography*, **38**, 817–827.
- Schwartz, M., Iverson, L., Prasad, A., Matthews, S. & O'Connor, R. (2006) Predicting extinctions as a result of climate change. *Ecology*, **87**, 1611–1615.
- Soberón, J. & Peterson, A.T. (2005) Interpretation of models of fundamental ecological niches and species' distributional areas. *Biodiversity Informatics*, **2**, 1-10.
- Soberón, J. (2007) Grinnellian and Eltonian niches and geographic distributions of species. *Ecology Letters*, **10**, 1115–1123.
- Soberón, J. & Nakamura, M. (2009) Niches and distributional areas: concepts, methods, and assumptions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **106**, 19644–19650.
- Terribile, L.C., Lima-Ribeiro, M.S., Araújo, M.B., Bizão, N., Collevatti, R.G., Dobrovolski, R., Franco, A.A., Guilhaumon, F., Lima, J.S., Murakami, D.M., Nabout,

- J.C., Oliveira, G., Oliveira, L.K., Rabelo, S.G., Rangel, T.F., Simon, L.M., Soares, T.N., Telles, M.P.C., Diniz-Filho, J.A.F et al. (2012) Areas of climate stability of species ranges in the Brazilian Cerrado: disentangling uncertainties through time. *Natureza & Conservação*, **10**, 152-159.
- Thomas, C., Cameron, A., Green, R., Bakkenes, M., Beaumont, L., Collingham, Y., Erasmus, B., De Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., Van Jaarsveld, A., Midgley, G., Miles, L., Ortega-Huerta, M., Peterson, A., Phillips, O. & Williams, S. (2004) Extinction risk from climate change. *Nature*, **427**, 145–148.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Araújo, M. (2005) Niche properties and geographical extent as predictors of species sensitivity to climate change. *Global Ecology and Biogeography*, **14**, 347–357.
- Thuiller, W., Lavorel, S., Sykes, M.T. & Araujo, M.B. (2006) Using niche-based modelling to assess the impact of climate change on tree functional diversity in Europe. *Diversity and Distributions*, **12**, 49-60.
- Vos, C., Verboom, J., Opdam, P. & Ter Braak, C. (2001) Toward ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist*, **157**, 24–41.
- Wardle, D., Bardgett, R., Callaway, R. & Van der Putten, W. (2011) Terrestrial ecosystem responses to species gains and losses. *Science*, **332**, 1273–1277.
- Walther, G. (2003) Plants in a warmer world. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, **6**, 169–185.
- Walther, G-R., Berger, S. & Sykes, M.T. (2005) An ecological ‘footprint’ of climate change. *Proceedings of The Royal Society B*, **272**, 1427–1432.
- Westoby, M., Falster, D.S., Moles, A.T., Vesk, P.A. & Wright, I.J. (2002) Plant Ecological Strategies: Some Leading Dimensions of Variation Between Species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **33**, 125-159.
- Wiens, J.J. & Graham, C.H. (2005) Niche Conservatism: Integrating Evolution, Ecology, and Conservation Biology. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **36**, 519-539.

## CAPÍTULO 1

### CARACTERÍSTICAS DE HISTÓRIA DE VIDA PREDIZEM O TAMANHO DA ÁREA DE DISTRIBUIÇÃO DE ÁRVORES COMUNS NO CERRADO

#### RESUMO

Uma das características que determina a raridade e que aumenta o risco de extinção de uma espécie é ter uma pequena área de distribuição. Isso torna importante avaliar se as características das espécies que estão associadas à morfologia e à fisiologia dos organismos também podem afetar as relações ecológicas como o tamanho da distribuição e do nicho. A paisagem vegetacional típica do bioma Cerrado consiste de uma savana com estrutura variável, com grande complexidade fisionômica e funcional, podendo diferir os *trade-offs* e as características de história de vida que podem trazer vantagens adaptativas em cada grupo fisionômico. Buscou-se testar se espécies de áreas sombreadas úmidas ou de áreas mais ricas em nutrientes com estresse hídrico no bioma possuem menor área de distribuição do que espécies de áreas abertas e se determinados valores de características de história de vida como deciduidade foliar, altura da planta, tamanho da folha, massa da semente e densidade da madeira podem trazer vantagens adaptativas entre as espécies do mesmo grupo fisionômico, determinando maiores áreas de distribuição. Foram compilados os registros de ocorrência no Brasil e as características de história de vida de 387 espécies de árvores que ocorrem no Cerrado. A área de distribuição de cada espécie no bioma foi estimada utilizando-se diferentes metodologias, como tamanho de nicho, distribuição potencial e amplitude latitudinal. O efeito das características de história de vida contínuas foi avaliado por meio de regressão simples de cada uma com as métricas de área de distribuição. O efeito da deciduidade foliar nas variáveis dependentes foi avaliado por meio de ANOVA de um fator. A estrutura filogenética dos dados foi controlada por meio de regressões com autovetores filogenéticos. As espécies de vegetação ciliar e de matas secas possuem menores áreas de distribuição devido a menor disponibilidade de áreas com condições ambientais adequadas para a ocorrência destas espécies. O tamanho da área de distribuição de espécies exclusivas de cerrado *lato sensu* é similar a de espécies generalistas. Quando controlado o efeito da fitofisionomia, as espécies sempreverdes generalistas apresentam menores distribuições potenciais e as de cerrado *lato sensu* possuem menores amplitudes latitudinais. A altura das espécies demonstrou ser uma variável importante para determinar a área de distribuição de espécies de cerrado *lato sensu*, obtendo ainda relações significativas fracas para as espécies generalistas. As relações com o tamanho da folha, com a massa da semente e com a densidade da madeira, de maneira geral, não foram significativas. A disponibilidade de nicho parece ser o principal fator determinante da raridade das espécies de árvores no Cerrado. A conservação de espécies raras deve ser baseada na estabilidade de habitats de ocorrência dessas espécies mais vulneráveis, reforçando restrições ao desmatamento de áreas de preservação permanente.

**Palavras-chave:** modelagem, nicho, fitofisionomias



## INTRODUÇÃO

Extinções são raramente aleatórias e compreender as características que tornam algumas espécies mais vulneráveis traz subsídios para ações de conservação proativas (Silva & Tabarelli, 2000; Murray *et al.*, 2002). Uma das características que determina a raridade e que aumenta o risco de extinção de uma espécie é ter uma pequena área de distribuição geográfica (Gaston, 1994; Schwartz *et al.*, 2006). As condições abióticas, as interações entre espécies e as restrições à dispersão são os três conjuntos de fatores determinantes da distribuição geográfica das espécies, sendo que a predominância de cada um pode depender da escala com que esses processos são avaliados (Soberón & Peterson, 2005; Soberón, 2007).

Considerando o conceito de nicho ecológico (Hutchinson, 1957), o conjunto de condições ambientais e recursos deve definir os locais de ocorrência de uma determinada espécie. Assim, espera-se que espécies de nicho ecológico restrito tenham também pequena distribuição geográfica, e, portanto, sejam especialistas em recursos ou tenham limites fisiológicos restritos a determinadas condições ambientais (Brown, 1995). Por outro lado, espécies que conseguem tolerar as condições ambientais e adquirir recursos suficientes para terem altas densidades localmente, também devem ser capazes de ocorrer em grandes áreas, podendo ter distribuições geográficas mais amplas (Brown, 1984). Isso significa pressupor que a distribuição das espécies pode refletir a resposta das populações a condições locais, podendo haver convergências entre predições baseadas na amplitude do nicho ecológico das espécies e no tamanho da distribuição potencial estimada por modelos climáticos (Thuiller *et al.*, 2005).

Em grandes escalas, fatores abióticos podem impor limites à disponibilidade de recursos, podendo determinar a distribuição de formas de vida em plantas (Ordoñez *et al.*, 2009) e, assim, moldando os biomas com características funcionais específicas (Reu *et al.*, 2011). Além disso, condições ambientais como a temperatura e a precipitação estão relacionadas com características foliares que afetam o funcionamento de comunidades em menores escalas (Ordoñez *et al.*, 2009; Geng *et al.*, 2012). Desta forma, por meio da compreensão de como características de história de vida das espécies estão relacionadas com o ambiente, torna-se possível testar se os atributos das espécies que estão associados à morfologia e à fisiologia dos organismos também podem afetar atributos evolutivos como o tamanho da área de distribuição geográfica (Kolb *et al.*, 2006; Swenson & Weiser, 2010). Estas características de história de vida conhecidas como características funcionais

são propriedades mensuráveis dos organismos individuais que podem influenciar fortemente o desempenho dos mesmos (McGill *et al.*, 2006) e, conseqüentemente, sofrem pressões evolutivas ao longo do tempo, sendo os *trade-offs* essenciais nesta evolução com recursos limitados (Westoby *et al.*, 2002).

Em ambientes com elevado estresse, como habitat sombreado ou com baixa fertilidade, há a seleção predominante de características que garantam uma maior habilidade de sobrevivência em detrimento de elevadas taxas de crescimento (Grime, 1977). Espécies sempreverdes seriam mais comuns em ecossistemas com deficiência nutricional, uma vez que o aumento na longevidade das folhas pode evitar a perda de nutrientes (Grime, 1977; Aerts, 1995). Por outro lado, secas sazonais podem favorecer espécies decíduas, ainda mais se a perda das folhas coincidir com a época da seca (Givnish, 2002). Espécies decíduas também são favorecidas em ecossistemas que ocorrem condições extremas como incêndios que impõem a mortalidade das folhas na estação da seca, bem como em solos mais ricos em cátions (Givnish, 2002). Assim, espécies sempreverdes e decíduas parecem caracterizar um *trade-off* comum em plantas, determinado por um conjunto de atributos que permite a conservação de recursos e outro que facilita uma rápida obtenção de recursos (Díaz *et al.*, 2004).

As espécies sempreverdes frequentemente possuem maior tolerância à sombra (Givnish, 2002) e há um padrão positivo consistente entre tamanho da semente e ambientes sombreados (Leishman *et al.*, 2000), sendo que as reservas parecem essenciais para a sobrevivência da semente nestas circunstâncias. Adicionalmente, plantas de ambientes sombreados devem apresentar uma maior densidade da madeira (van Gelder *et al.*, 2006), pois esta característica está relacionada ao transporte seguro de água e a menor mortalidade (Chave *et al.*, 2009), ainda que isso possa ocasionar um menor investimento em biomassa para o crescimento em diâmetro basal (Enquist *et al.*, 1999). A competição por luz em ambientes sombreados também parece favorecer espécies mais altas (Moles *et al.*, 2009)

Em fitofisionomias mais abertas, onde não há grande atenuação da luz solar, a altura das plantas é menor (Moles *et al.*, 2009). Em áreas abertas as espécies apresentam densidade da madeira menor (van Gelder *et al.*, 2006), o que garante uma maior eficiência no transporte da água e um crescimento mais rápido (Enquist *et al.*, 1999; Chave *et al.*, 2009). Além disso, sementes pequenas, geralmente dispersas pelo vento, são menos sensíveis à dessecação, favorecendo o estabelecimento em áreas abertas no início da estação chuvosa em ecossistemas que apresentam forte sazonalidade (Vieira & Scariot,

2006), podendo reforçar que espécies de áreas abertas têm sementes mais leves (Thompson & Hodkinson, 1998).

Em relação às características foliares, não só a incidência solar, mas também a disponibilidade de água parece determinante na definição do tamanho das mesmas. Folhas menores parecem trazer a vantagem de menor sobreaquecimento somente sob forte incidência de luz solar em locais onde há pouco suprimento de água, uma vez que os custos de produção de folhas grandes são menores e a transpiração pode ser efetiva na perda de calor (Parkhurst & Loucks, 1972; Sarmiento *et al.*, 1985)

Assim, como parecem existir características de história de vida que trazem vantagens adaptativas em determinados ambientes, estas características devem diferir entre espécies de área de distribuição restrita e táxons mais comuns. O tamanho da distribuição geográfica de plantas vasculares de florestas decíduas parece estar positivamente relacionado com a altura e com o peso da semente (Kolb *et al.*, 2006), mas não foi constatada nenhuma relação entre tamanho da distribuição e características das folhas de espécies de campos chineses (Geng *et al.*, 2012). Adicionalmente, espécies de florestas africanas mais comuns parecem ocorrer em áreas mais abertas e espécies de menor distribuição estão restritas a locais mais úmidos, com maior disponibilidade de água (Holmgren & Poorter, 2007). Por outro lado, estudos de síntese demonstraram que ainda não há características chave que possam separar espécies de plantas raras das comuns (Bevill & Louda, 1999; Murray *et al.*, 2002), podendo indicar que *trade-offs* possam ser determinados por fatores espacialmente específicos.

A paisagem vegetacional típica do bioma Cerrado consiste de uma savana com estrutura muito variável, em interflúvios bem drenados, com matas de galeria ou outras vegetações úmidas ao longo de cursos de água (Oliveira-Filho & Ratter, 2002). Atualmente, é amplamente aceito que o clima, o fogo e o solo interagem fortemente nos efeitos sobre a vegetação do bioma Cerrado (Oliveira-Filho & Ratter, 2002). A região do Cerrado tem uma grande diversidade climática devido a sua grande amplitude latitudinal e altitudinal (Motta *et al.*, 2002). O fogo, por sua vez, tende a aumentar a mortalidade e a reduzir o tamanho e o estabelecimento das plantas (Hoffmann & Moreira, 2002). Em relação ao solo, há um predomínio de latossolos que são pobres em nutrientes, especialmente fósforo e cálcio (Motta *et al.*, 2002) e a água é comumente abundante em maiores profundidades (Goodland & Ferri, 1979).

A vegetação do Cerrado apresenta grande complexidade fisionômica e funcional (Batalha, 2011), podendo diferir os *trade-offs* e as características de história de vida que

podem trazer vantagens adaptativas em cada grupo fisionômico (Figura 1). A vegetação ciliar do Cerrado possui ligação direta com espécies de florestas tropicais úmidas, caracterizando ambientes sombreados, sendo muitas espécies compartilhadas e dependentes de elevada umidade no solo (Oliveira-Filho & Ratter, 1995). Encraves de mata seca no Cerrado possuem composição de espécies similar à Caatinga arbórea, que é uma floresta seca típica, cujas árvores estão sob controle ambiental fortemente associado à disponibilidade de água e quantidade de nutrientes (Pennington *et al.*, 2009; Santos *et al.*, 2012). Por outro lado o cerrado *lato sensu* é constituído por fitofisionomias tipicamente savânicas ou campestres, caracterizadas por carência generalizada de nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, e a vegetação geralmente apresenta evidências de queimadas (Ribeiro & Walter, 2008). Por fim, espécies generalistas, que ocorrem em mais de um grupo fitofisionômico, devem estar sujeitas a *trade-offs* mais similares aos das espécies de cerrado *lato sensu*, uma vez que as fitofisionomias abertas são predominantes no bioma Cerrado (Sano *et al.*, 2010).

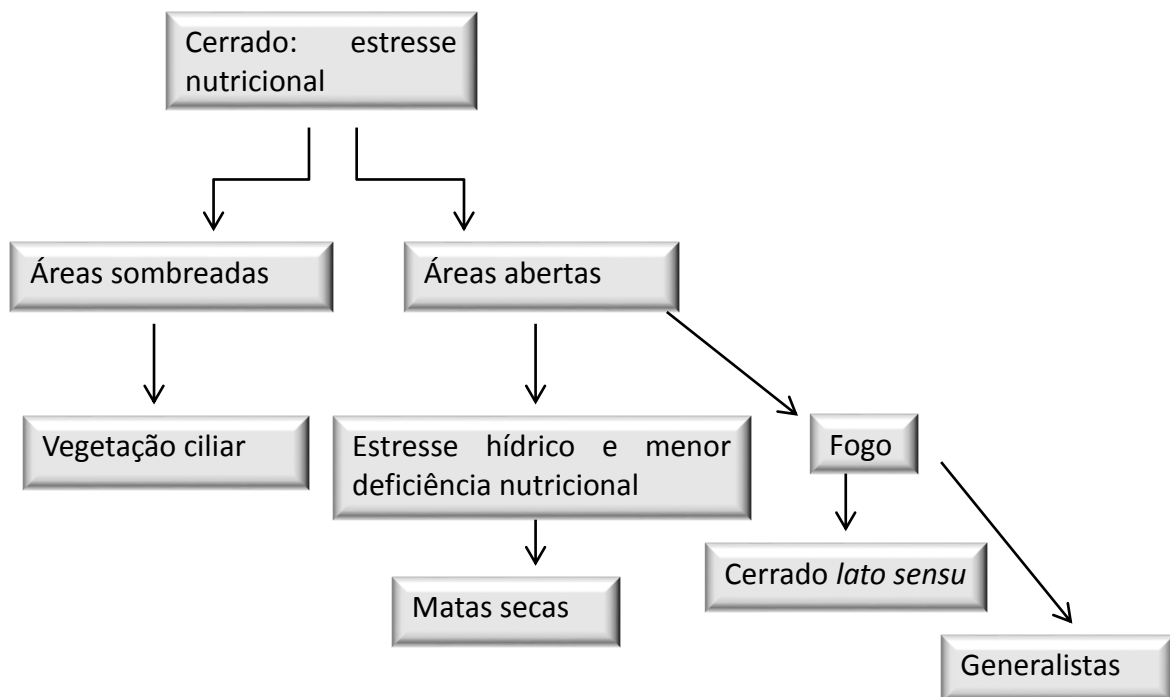


Figura 1. Fatores que devem definir *trade-offs* em cada grupo fitofisionômico estudado, selecionando características de história de vida específicas.

Portanto, conforme as relações ecológicas expostas, determinadas características de história de vida parecem trazer maior valor adaptativo para algumas espécies, podendo

refletir em maior área de distribuição. Desta forma, buscou-se testar (i) se espécies de áreas sombreadas úmidas ou mais ricas em nutrientes com estresse hídrico no bioma possuem menor área de distribuição e (ii) se determinadas características de história de vida como deciduidade foliar, altura da planta, tamanho da folha, massa da semente e densidade da madeira podem trazer vantagens adaptativas entre as espécies do mesmo grupo fisionômico, determinando maiores áreas de distribuição (Tabela 1).

Tabela 1. Predições esperadas para as características de história de vida das espécies de maior área de distribuição no Cerrado para cada grupo de fitofisionomíco.

<b>Características / Grupo</b>	<b>Vegetação ciliar</b>	<b>Matas secas</b>	<b>Cerrado lato sensu</b>	<b>Generalistas</b>
<b>Tamanho da folha</b>	Grande <sup>8</sup>	Pequeno <sup>8</sup>	Grande <sup>8</sup>	Grande <sup>8</sup>
<b>Altura</b>	Alta <sup>6</sup>	Alta <sup>6</sup>	Baixa <sup>6</sup>	Baixa <sup>6</sup>
<b>Peso da semente</b>	Pesada <sup>1,7</sup>	Leve <sup>2</sup>	Leve <sup>2,7</sup>	Leve <sup>2,7</sup>
<b>Densidade da madeira</b>	Alta <sup>5</sup>	Baixa <sup>5</sup>	Baixa <sup>5</sup>	Baixa <sup>5</sup>
<b>Deciduidade</b>	Sempreverde <sup>3,4</sup>	Decídua/ Semidecídua <sup>3</sup>	Decídua/ Semidecídua <sup>3</sup>	Decídua/ Semidecídua <sup>3</sup>

Referências: Leishman *et al.*, 2000<sup>1</sup>; Vieira & Scariot, 2006<sup>2</sup>; Givnish, 2002<sup>3</sup>; Grime, 1977<sup>4</sup>; van Gelder *et al.*, 2006<sup>5</sup>; Moles *et al.*, 2009<sup>6</sup>; Thompson & Hodkinson, 1998<sup>7</sup>; Sarmiento *et al.*, 1985<sup>8</sup>.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Coleta de dados

Foi utilizado um conjunto de registros de ocorrência e características de história de vida de 387 espécies de árvores do Cerrado, representando aproximadamente 25% das árvores deste bioma (Sano *et al.*, 2008). As espécies estudadas abrangem 202 gêneros e 63 famílias, sendo as famílias Fabaceae (86 espécies e 45 gêneros), Myrtaceae (22 espécies e 11 gêneros) e Lauraceae (21 espécies e seis gêneros) as que apresentaram um maior número de espécies estudadas (Material Suplementar 1).

### *Crítérios de seleção de espécies*

Nas savanas do mundo todo, os recursos provenientes de árvores estão ameaçados devido à expansão da agricultura, sobreexploração e produção de carvão (Tabuti *et al.*,

2009). A principal ameaça à conservação do Cerrado brasileiro é o desmatamento para o desenvolvimento de atividades agropecuárias (Klink & Machado, 2005), que pode afetar, de maneira não específica, diversas espécies. No entanto, algumas árvores do Cerrado também sofrem pressão de desmate devido ao uso como carvão em indústrias de aço e como lenha localmente (Ratter *et al.*, 1997; Silva *et al.*, 2006). A utilização como lenha e carvão é o uso mais comum das espécies do Cerrado, sendo subproduto da limpeza do terreno para agricultura e pecuária (Felfili *et al.*, 2004a). Algumas árvores ainda são extraídas para a utilização da madeira, por exemplo, para a confecção de cercas de propriedades (Silva *et al.*, 2006). Além do mais, estes tipos de exploração de árvores do Cerrado são comuns também por populações rurais de baixa renda, que são os grupos de pessoas que dependem mais diretamente dos serviços ecossistêmicos prestados pela biodiversidade (Díaz *et al.*, 2006).

Neste contexto, é importante compreender, dentro de um conjunto de espécies de uso econômico potencial, se a raridade de algumas também está associada a características de história de vida específicas, podendo representar, potencialmente, a perda de funções ecossistêmica. Este conhecimento pode auxiliar na tomada de decisões de conservação e manejo para espécies mais vulneráveis. Adicionalmente, espécies de interesse madeireiro geralmente trazem a vantagem de terem sido mais amplamente inventariadas, possuindo maior disponibilidade e confiabilidade de informações de distribuição e de características (Maharjan *et al.*, 2011).

Assim, foram selecionadas espécies de uso econômico potencial para utilização como carvão, lenha ou madeireira (Material suplementar 1), ainda que local (Rizzini, 1978; Almeida *et al.*, 1998; Carvalho, 2003; Felfili *et al.*, 2004a; Silva Júnior 2005; Carvalho, 2006; Carvalho, 2008; Lorenzi, 2008; Lorenzi, 2009a; Lorenzi, 2009b; Silva Junior & Pereira, 2009; Carvalho, 2010) e que possuíam ocorrência confirmada para o Cerrado (Sano *et al.*, 2008). Dentre estas espécies, apenas as que possuíam hábito predominante como "árvore" foram selecionadas. As espécies com dúvidas de identificação ou de hábito foram desconsideradas. Além disso, o banco de dados foi construído apenas até o nível de espécie, sendo as variações intraespecíficas ignoradas.

#### *Características de história de vida*

De acordo com as hipóteses listadas, compilou-se valores de altura máxima da planta (m), comprimento da folha (cm), densidade da madeira ( $\text{g/cm}^3$ ), massa da semente (mg) e deciduidade foliar (três categorias) (Material suplementar 2). O valor das

características funcionais estudadas foi determinado por meio de informações constantes em diversos livros especializados (Rizzini, 1978; Almeida, *et al.*, 1998; Carvalho, 2003; Durigan *et al.*, 2004; Silva Júnior, 2005; Carvalho, 2006; Carvalho, 2008; Carvalho, 2010; Lorenzi, 2008; Lorenzi, 2009a; Lorenzi, 2009b; Silva Junior & Pereira, 2009). Quando mais de uma referência trazia um valor distinto para uma determinada característica, foi utilizada a média destes valores.

O comprimento das folhas compostas foi calculado de acordo com o tamanho médio dos folíolos multiplicado pela quantidade média de folíolos. Na classificação da deciduidade foliar considerou-se o comportamento mais comum entre as referências consultadas. Foram obtidas informações de altura máxima para 96% das espécies estudadas (n=370); de tamanho da folha para 97% (n=376); de massa da semente para 95% (n=368); de densidade para 76% (n=293); e de deciduidade foliar para 98% (n=381).

#### *Registros de ocorrência*

Foi feita uma coleta de dados de registros de ocorrência a partir de informações de bases de dados online ([www.splink.cria.org.br](http://www.splink.cria.org.br); [www.florescer.unb.br](http://www.florescer.unb.br)) que permitem baixar dados de registros de espécies catalogados em diversos herbários nacionais e internacionais conceituados, bem como a disponibilização de registros específicos para o Cerrado (região Centro-Oeste). Quando havia apenas a referência ao município de ocorrência da espécie, os registros foram georreferenciados de acordo com o IBGE, utilizando-se uma ferramenta disponível no Google Earth. Utilizou-se ainda um conjunto de registros de ocorrência georreferenciados de publicações, sendo constituído por 329 localidades em fitofisionomias típicas de Cerrado (como são muitos registros, a lista extensa de referências não foi apresentada aqui, mas pode ser disponibilizada caso seja demandada) e um Maxent com registros de ocorrência de espécies para 106 localidades florestais na América do Sul (Oliveira-Filho & Ratter, 1994).

Os registros de ocorrência foram compilados apenas para o Brasil e, necessariamente, a espécie precisava ter ao menos três registros no Cerrado, além de constar na lista de espécies deste bioma (Sano *et al.*, 2008). Todas as espécies utilizadas possuíam ao menos dez registros únicos no Brasil na resolução de 10 minutos (aproximadamente 18 km) das variáveis utilizadas. Nesta resolução, o número de registros de ocorrência no Brasil obtidos para as espécies estudadas foi de 10 até 737 registros, totalizando-se 60944 (Material Suplementar 3).

### *Grupos fitofisionômicos*

As espécies foram divididas em grupos fitofisionômicos de acordo com as fitofisionomias de ocorrências das mesmas. Esta informação foi obtida a partir de bibliografia específica de vegetação do Cerrado (Sano *et al.*, 2008). Na classificação das espécies, as principais fitofisionomias arbóreas do Cerrado foram consideradas: mata ciliar, mata de galeria, campo sujo, cerrado *sensu stricto* (ralo a denso) e matas secas. A fitofisionomia cerradão, também característica de cerrado arboreo, não foi considerada por não ter espécies exclusivas (ou seja, as espécies estudadas, independente da categoria, também podem ocorrer nesta formação). Portanto, de acordo com a ocorrência nestas formações, as espécies foram classificadas em quatro categorias: 1) vegetação ciliar (n=98), exclusivas de mata ciliar e mata de galeria; 2) matas secas (n=22), exclusivas de matas secas decíduais ou semidecíduais; 3) cerrado *lato sensu* (n=47), exclusivas de fitofisionomias abertas, de campo sujo até cerrado *stricto sensu* denso; 4) generalistas (n=220), quando ocorriam em duas ou mais categorias entre estes grupos considerados.

### **Área de distribuição no Cerrado**

A área de distribuição de cada espécie no Cerrado foi estimada utilizando-se diferentes metodologias, como tamanho de nicho, distribuição potencial e amplitude latitudinal, objetivando-se maior robustez nos resultados obtidos, bem como abordando tanto o espaço ecológico como o geográfico.

### *Tamanho do nicho*

A amplitude do nicho de cada espécie foi estimada considerando um importante componente que são as condições climáticas, principalmente em estudos de maior escala (Soberón, 2007). Com o intuito de estimar o tamanho do nicho das espécies estudadas, foi utilizado um índice de marginalidade (OMI) que mede a distância entre a média das condições utilizadas pela espécie (centróide da espécie) e a média das condições da área amostrada (origem do espaço ecológico) (Dolédec *et al.*, 2000). O tamanho do nicho de cada espécie foi estimado por meio do índice de tolerância, que é uma medida da amplitude do nicho de cada espécie de acordo com as variáveis utilizadas (Dolédec *et al.*, 2000). Já o índice de marginalidade pode ser entendido como uma medida de disponibilidade de nicho na região amostrada, sendo que valores maiores deste índice indicam menor disponibilidade de nicho. Nestas análises de estimativa de tamanho de nicho e de marginalidade, foram utilizados apenas os conjuntos de registros de



ocorrências para o Cerrado, uma vez que as predições ecológicas estavam restritas a este bioma. As predições apresentadas são referentes ao tamanho do nicho e, portanto, o índice de marginalidade foi calculado apenas para possibilitar uma melhor compreensão entre os resultados do espaço ecológico (tamanho do nicho estimado pelo índice de tolerância) e os do espaço geográfico (distribuição potencial e amplitude latitudinal). Como os valores destes índices são dependentes do conjunto de espécies utilizado, eles foram calculados também para cada grupo fitofisionômico.

Os índices de tolerância e de marginalidade foram calculados no programa R versão 2.11.1, com a utilização dos pacotes *ade4*, *picante* e *gtools* (R Development Core Team, 2010). Este método de análise multivariada traz a vantagem de que todas as unidades amostrais tem o mesmo peso na análise, independente do número de espécies, sendo também robusto a diferentes respostas das espécies ao ambiente (lineares ou unimodais) (Dolédec *et al.*, 2000).

#### *Distribuição potencial de espécies*

Foi utilizado o programa Maxent (Phillips *et al.*, 2006) para estimar a distribuição potencial das espécies estudadas. O Maxent prediz uma distribuição potencial baseando-se no princípio de que esta distribuição deve ser condizente com tudo que é conhecido para a espécie (inferido através das condições ambientais dos pontos de ocorrência), mas devendo evitar limitações infundadas (Phillips *et al.*, 2006). Desta forma, o Maxent encontra a distribuição com máxima entropia, que é próxima da distribuição uniforme, mas que é restringida pelas informações das condições ambientais dos registros de ocorrência disponíveis (Phillips *et al.*, 2006).

De maneira geral, os parâmetros utilizados foram os padronizados pelo programa, mas foi selecionada a opção "random seeds" e alterado o número máximo de iterações para 1000. Adicionalmente, como o Maxent parece ser influenciado por vieses de amostragem (Phillips, 2008), há a recomendação recente de se utilizar um menor conjunto de funções de ajuste aos modelos para reduzir o sobreajuste aos dados (Elith *et al.*, 2011). Assim, como é sugerido o uso de métodos de modelagem mais simples quando os vieses de amostragem nos dados é desconhecido (Phillips, 2008), foram selecionadas apenas as funções linear e quadrática do Maxent, com o intuito de reduzir possíveis efeitos de viés de amostragem nos modelos preditos.

Objetivando-se calcular o tamanho da distribuição potencial das espécies, é necessária a escolha de um limiar que transforme as predições contínuas em modelos

binários. A escolha de limiares é baseada na redução de erros de comissão e de omissão. Baixas taxas de comissão e de omissão significam elevadas especificidade e sensibilidade, respectivamente. Utilizou-se o limiar que maximiza a soma da sensibilidade com a especificidade (*Maximum training sensitivity plus specificity*).

Os modelos foram avaliados por meio da área sob a curva ROC (AUC), que fornece uma medida da acurácia geral do modelo, a qual é independente de um limiar particular. Os valores de AUC variam entre 0 e 1, sendo que um valor de 0,5 indica uma acurácia do modelo não sendo melhor que um modelo aleatório e um valor de 1 significa um perfeito ajuste do modelo (Fielding & Bell, 1997). Somente os modelos com AUC superior a 0.7 foram utilizados

Na modelagem foram utilizadas 19 variáveis de precipitação e temperatura (<http://www.worldclim.org.br>, Hijmans *et al.*, 2005), com resolução de dez minutos: temperatura média anual, média da amplitude da temperatura diurna, isothermalidade, sazonalidade da temperatura, temperatura máxima no período mais quente, temperatura mínima no período mais frio, amplitude anual da temperatura, temperatura média do trimestre mais úmido, temperatura média do trimestre mais seco, temperatura média do trimestre mais quente, temperatura média do trimestre mais frio, precipitação anual, precipitação no período mais úmido, precipitação no período mais seco, sazonalidade da precipitação, precipitação no trimestre mais úmido, precipitação no trimestre mais seco, precipitação no trimestre mais quente, precipitação no trimestre mais frio. Além destas 19 variáveis climáticas, foram utilizadas mais duas de relevo, a altitude e a inclinação (<http://edcdaac.usgs.gov/gtopo30/hydro/>).

Com este conjunto de vinte e uma variáveis, foi feita uma Análise de Componentes Principais (PCA). A PCA foi realizada com o intuito de evitar a colinearidade entre as variáveis e extrair o máximo da variação ambiental existente nas variáveis climáticas. Foram utilizados nas modelagens e no OMI os oito primeiros autovetores, os quais explicaram mais de 97% da variação dos dados e, individualmente, todos com porcentagem de explicação maior que 1% (Material suplementar 4).

#### *Amplitude latitudinal*

A amplitude latitudinal é comumente utilizada como uma variável substituta ao tamanho da distribuição geográfica das espécies (Edwards & Westoby, 1996; Lozada *et al.*, 2008; ). A amplitude latitudinal de cada espécie foi calculada por meio da latitude de ocorrência da espécie no Cerrado mais ao norte subtraída pela latitude mais ao sul. Assim,

a amplitude latitudinal de cada espécie é caracterizada por valores sempre positivos e é restrita ao Cerrado.

### **Análises estatísticas**

Com intuito de avaliar o efeito das características contínuas utilizadas, foi feita a regressão simples de cada uma (variável preditora) com a tolerância, a marginalidade, o tamanho da distribuição potencial e a amplitude latitudinal (variáveis resposta). Quando necessário, as variáveis foram transformadas ( $\log_{10}$  ou  $\log_{10}(x+1)$ ) antes da análise para melhorar a normalidade e a homocedasticidade. O efeito da deciduidade foliar nas variáveis dependentes foi avaliado por meio de ANOVA de um fator e, quando o conjunto de dados não obedecia aos pressupostos, foram feitas análises por aleatorização (10000) no programa MATLAB. Foram realizadas comparações planejadas de acordo com a hierarquia das relações apresentadas (Figura 1).

A existência de padrão filogenético, entendido como a correlação da variação do tamanho da distribuição com a estrutura filogenética dos dados, que poderia afetar a independência das unidades amostrais, foi avaliada por meio de análises de I de Moran realizadas no programa SAM versão 4.0 (Rangel *et al.*, 2010). Todas as variáveis, tanto predictoras como respostas, foram avaliadas quando obtidas relações significativas. Quando encontrado sinal filogenético significativo e alto (acima de 0.2) foi feita uma análise de regressão por autovetores filogenéticos (PVR) (Diniz-Filho *et al.*, 1998). Nesta análise, faz-se uma PCoA com a matriz de distância patrística e são gerados autovetores filogenéticos. A PCoA foi calculada no programa R versão 2.11.1, com os pacotes *vegan*, *labdsv* e *mass* (R Development Core Team, 2010). Os autovetores significativos foram selecionados por meio do modelo de *broken stick* e, então, foram usados em uma regressão múltipla com a variável na qual se queria testar a existência de sinal filogenético. A estrutura filogenética dos resíduos de cada regressão múltipla foi avaliada novamente por meio do I de Moran (Material suplementar 5) e, posteriormente, caso tenham reduzido o sinal filogenético da variável de interesse, os resíduos foram utilizados nas análises estatísticas, pois estes possuem a parte da variação que não é explicada pela estrutura filogenética dos dados (Diniz-Filho *et al.*, 1998).

Entretanto, a filogenia utilizada tinha apenas resolução até o nível de família (Davies *et al.*, 2004), com a classificação das espécies dentro de cada família atualizada (The APG, 2009) e, devido a esta limitação, algumas variáveis continuaram com sinal filogenético alto (Material suplementar 5). Na construção da filogenia foi utilizado o

programa Mesquite versão 2.74 e a matriz patrística consistiu na quantidade de nós entre as espécies estudadas.

## RESULTADOS

A tolerância ambiental no Cerrado de cada espécie estudada variou de zero (para espécies com poucos registros) a 51.829 (Figura 2A e Tabela 2), considerando o conjunto total de espécies (n=387), predominando espécies de pequena amplitude de nicho. O índice de marginalidade para as espécies no Cerrado ficou entre zero e 28.219 (Figura 2B e Tabela 2), com o predomínio de espécies com pequena marginalidade no bioma (valores negativos) e, portanto, comuns no Cerrado.

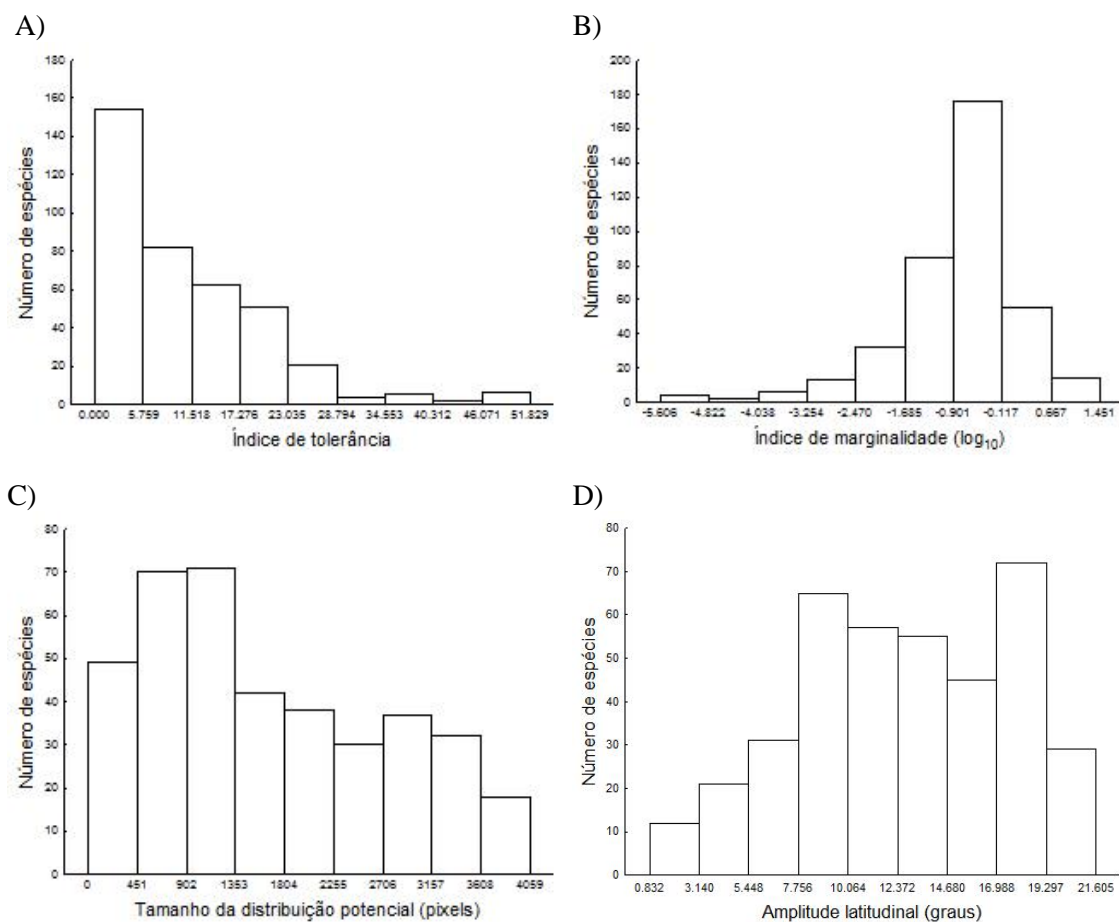


Figura 2. Número de espécies por intervalo de índice de tolerância (A), por intervalo de índice de marginalidade (B), por intervalo de tamanho de distribuição potencial (C) e por intervalo de amplitude latitudinal (D).

De acordo com o método de modelagem e limiar escolhido, a espécie *Symphonia globulifera* não teve a distribuição potencial predita para o Cerrado, a qual tinha cinco

registros de ocorrência para este bioma. Assim, o tamanho da distribuição potencial das espécies para o Cerrado variou de zero pixel até 4059 pixels (Figura 2C e Tabela 2), sendo possível constatar que há um predomínio de espécies de pequena distribuição. A amplitude latitudinal variou de 0.832 graus até 21.605 graus, havendo um predomínio de espécies com valores de amplitude latitudinal médios (Figura 2D e Tabela 2). A frequência de espécies em cada classe de amplitude latitudinal se aproxima de uma distribuição normal. Além disso, de maneira geral, há uma grande variação nos valores das características de história de vida testadas (Tabela 2).

Tabela 2. Caracterização das variáveis respostas e das características de história de vida utilizadas. n, número de espécies; CV, coeficiente de variação.

Variáveis	N	Média	Mínimo	Máximo	Desvio padrão	CV (%)
Índice de tolerância	387	10,501	<0,001	51,829	10,156	96,715
Índice de marginalidade	387	0,878	<0,001	28,219	2,845	324,031
Distribuição potencial (pixels)	387	1657,948	0,000	4059,000	1084,645	65,421
Amplitude latitudinal (graus)	387	12,546	0,832	21,605	4,933	39,329
Altura máxima (m) <sup>1</sup>	370	17,681	5,000	50,000	8,316	47,034
Tamanho da folha (cm) <sup>2</sup>	376	81,186	1,500	2850,000	266,623	328,410
Densidade (g/cm <sup>3</sup> )	293	0,730	0,120	1,230	0,191	26,164
Massa da semente (mg)	368	802,297	0,028	18181,820	2096,446	261,305

1 As espécies não são exclusivas de Cerrado podendo existir espécies florestais altas.

2 O tamanho da folha consiste do número de folíolos multiplicado pelo tamanho dos folíolos, podendo ainda haver espécies que este valor foi multiplicado pelo número de pinas.

Constatou-se também que, conforme a primeira hipótese proposta, as espécies associadas a áreas sombreadas úmidas, categorizadas como vegetação ciliar, ou associadas a áreas mais ricas em nutrientes com estresse hídrico, agrupadas como matas secas, possuem menores áreas de distribuição (Figura 3). A vegetação ciliar possui menores áreas de distribuição devido a menor disponibilidade de áreas com condições ambientais adequadas para a ocorrência das espécies (Tabela 3). Por outro lado, as espécies de matas secas possuem áreas de distribuição menores que as de outras espécies de áreas abertas tanto devido a menor amplitude de nicho como também devido a menor disponibilidade do mesmo no bioma (Tabela 3). No entanto, o tamanho da área de distribuição de espécies exclusivas de cerrado *lato sensu* é similar a de espécies generalistas (Tabela 3).

Tabela 3. Valores de F, P e tamanho do efeito (diferença entre as médias dos grupos comparados) para a ANOVA de um fator testando se a área de distribuição das espécies no Cerrado é dependente do grupo fitofisionômico. As comparações planejadas foram feitas conforme fatores ecológicos postulados como possíveis determinantes de *trade-offs* de cada grupo.

Variável dependente	Vegetação ciliar vs outras			Matas secas vs Cerrado lato sensu e Generalistas			Cerrado lato sensu vs Generalistas				
	F	P	Tamanho do efeito	F	P	Tamanho do efeito	F	P	Tamanho do efeito	F	P
Índice de tolerância*	3,850	0,011	0,668	0,494	0,625	6,676	2,917	0,004	-1,126	0,698	0,490
Índice de marginalidade de (log <sub>10</sub> )	6,014	<0,001	0,283	4,489	0,035	0,587	6,753	0,010	-0,158	0,982	0,322
Distribuição potencial (log <sub>10</sub> )	8,147	<0,001	-0,155	7,441	0,007	-0,263	7,479	0,007	0,066	0,963	0,327
Amplitude latitudinal	7,697	<0,001	-0,972	2,254	0,134	-3,940	12,925	<0,001	0,645	0,697	0,404

\*Efeito avaliado por meio de aleatorizações.

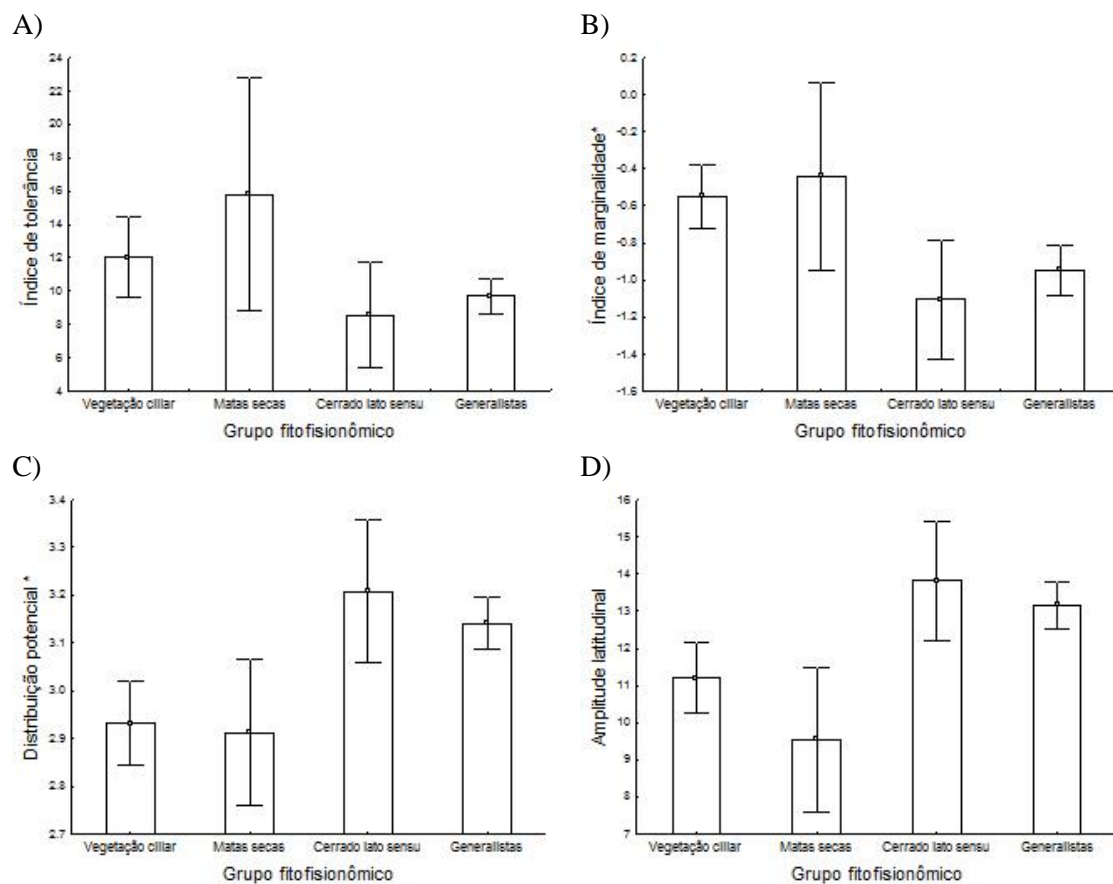


Figura 3. Média e intervalo de confiança para os valores das variáveis dependentes A) índice de tolerância; B) índice de marginalidade; C) distribuição potencial e D) amplitude latitudinal. \* Indica que foram feitas transformações (log<sub>10</sub>).

Além disso, ao controlar os grupos fitofisionômicos, observou-se que o efeito da deciduidade foliar na área de distribuição das espécies é quase inexistente, com exceção das espécies sempreverdes de cerrado *lato sensu* que possuem menores amplitudes latitudinais e das espécies sempreverdes generalistas que apresentam menores distribuições potenciais e amplitudes latitudinais (Tabela 4).

Tabela 4. Valores de F, P e tamanho do efeito (diferença entre as médias dos grupos comparados) para a ANOVA de um fator testando se a área de distribuição das espécies no Cerrado é dependente da deciduidade. As comparações planejadas foram feitas conforme fatores ecológicos postulados como possíveis determinantes de *trade-offs* de cada grupo. \* Indica que o efeito foi avaliado por meio de aleatorizações.

Variável dependente	Grupo fitofisionômico	F	P	Sempreverde vs decídua e semidecídua		
				Tamanho do efeito	F	P
Índice de tolerância	Vegetação ciliar	0,032	0,968	-	-	-
	Matas secas	0,144	0,867	-	-	-
	Cerrado <i>lato sensu</i> *	0,049	0,955	-	-	-
	Generalistas	1,003	0,368	-	-	-
Índice de marginalidade	Vegetação ciliar	0,554	0,577	-	-	-
	Matas secas	1,797	0,193	-	-	-
	Cerrado <i>lato sensu</i>	1,315	0,279	-	-	-
	Generalistas	0,421	0,657	-	-	-
Distribuição potencial	Vegetação ciliar	2,302	0,106	-	-	-
	Matas secas	0,295	0,748	-	-	-
	Cerrado <i>lato sensu</i>	0,478	0,623	-	-	-
	Generalistas	10,620	<0,001	-595,677	13,127	<0,001
Amplitude latitudinal	Vegetação ciliar	0,138	0,871	-	-	-
	Matas secas	0,112	0,895	-	-	-
	Cerrado <i>lato sensu</i>	3,943	0,027	-4,026	4,648	0,037
	Generalistas	3,421	0,034	-1,860	6,022	0,015

A altura das espécies teve relações negativas significativas com o tamanho da área de distribuição de espécies de cerrado *lato sensu*, obtendo ainda relações significativas fracas para as espécies generalistas. Em ambos os grupos, espécies mais altas apresentaram maior amplitude nicho, maior marginalidade e menores distribuições potenciais e amplitudes latitudinais (Tabela 5). As relações com o tamanho da folha, de maneira geral, não foram significativas, excetuando-se apenas que espécies generalistas

com folhas maiores têm uma maior amplitude latitudinal no Cerrado (Tabela 6), conforme hipótese proposta.

Tabela 5. Relações encontradas entre a variável independente altura e cada uma das variáveis resposta estudadas para cada grupo fitofisionômico. Valores de  $R^2$  em negrito indicam valores de  $p < 0,05$  e em negrito e itálico são valores de  $p < 0,01$ .

Variável independente	Variável dependente	Grupo fitofisionômico	Inclinação	$R^2$	N
Altura	Índice de Tolerância	Vegetação Ciliar	-0,132	0,009	92
		Matas secas	-0,093	0,006	22
		Cerrado <i>lato sensu</i>	15,993	<b>0,091</b>	45
		Generalistas	8,051	<b>0,049</b>	211
	Índice de Marginalidade	Vegetação Ciliar	-0,010	0,007	92
		Matas secas	-0,085	0,006	22
		Cerrado <i>lato sensu</i>	0,049	<b>0,087</b>	45
		Generalistas	1,037	<b>0,053</b>	211
	Distribuição potencial	Vegetação Ciliar	-1,316	0,000	92
		Matas secas	-1,516	0,000	22
		Cerrado <i>lato sensu</i>	-70,525	<b>0,179</b>	45
		Generalistas	-697,879	<b>0,020</b>	211
Amplitude latitudinal	Vegetação Ciliar	-0,026	0,002	92	
	Matas secas	-0,013	0,001	22	
	Cerrado <i>lato sensu</i>	-0,285	<b>0,150</b>	45	
	Generalistas	-2,199	0,010	211	

Tabela 6. Relações entre a variável independente tamanho da folha e cada uma das variáveis resposta estudadas para cada grupo fitofisionômico. Valores de  $R^2$  em negrito indicam valores de  $p < 0,05$ .

Variável independente	Variável dependente	Grupo fitofisionômico	Inclinação	$R^2$	N
<i>Tamanho da folha</i>	Índice de Tolerância	Vegetação Ciliar	1,892	0,006	96
		Matas secas	0,789	0,002	20
		Cerrado <i>lato sensu</i>	0,037	0,002	46
		Generalistas	-0,637	0,002	214
	Índice de Marginalidade	Vegetação Ciliar	-0,187	0,008	96
		Matas secas	0,157	0,007	20
		Cerrado <i>lato sensu</i>	0,044	0,001	46
		Generalistas	0,007	0,000	214
	Distribuição potencial	Vegetação Ciliar	-5,596	0,000	96
		Matas secas	0,207	0,121	20
		Cerrado <i>lato sensu</i>	-301,383	0,024	46
		Generalistas	301,655	<b>0,024</b>	214
<i>Amplitude latitudinal</i>	Vegetação Ciliar	0,182	0,000	96	
	Matas secas	2,784	0,136	20	
	Cerrado <i>lato sensu</i>	-0,428	0,002	46	
	Generalistas	1,483	<b>0,024</b>	214	

As variáveis em itálico significam que os resíduos da análise de PVR foram usados quando reduziram a estrutura filogenética das variáveis de interesse em relações significativas.

Por outro lado, espécies generalistas com sementes mais pesadas apresentaram maiores distribuições potenciais e amplitudes de nicho, ao contrário da hipótese inicial



(Tabela 7). Entretanto, estes resultados significativos para as relações da amplitude latitudinal com o tamanho da folha e com a massa da semente devem ser considerados com cautela, uma vez que o sinal filogenético permaneceu alto nas primeiras classes (Material suplementar 5). Adicionalmente, não foi encontrado nenhum resultado significativo nas relações com a densidade da madeira (Tabela 8).

Tabela 7. Relações entre a variável independente peso da semente e cada uma das variáveis resposta estudadas para cada grupo fitofisionômico. Valores de  $R^2$  em negrito indicam valores de  $p < 0.05$  e em negrito e itálico são valores de  $p < 0.01$ .

Variável independente	Variável dependente	Grupo fitofisionômico	Inclinação	$R^2$	N
<i>Massa da semente</i>	Índice de Tolerância	Vegetação Ciliar	1,449	0,021	90
		Matas secas	-0,561	0,002	22
		Cerrado <i>lato sensu</i>	-0,110	0,038	45
		Generalistas	-0,011	0,007	211
	Índice de Marginalidade	Vegetação Ciliar	0,130	0,019	90
		Matas secas	0,464	0,155	22
		Cerrado <i>lato sensu</i>	-0,110	0,006	45
		Generalistas	-0,079	0,006	211
	Distribuição potencial	Vegetação Ciliar	-122,329	0,028	90
		Matas secas	0,024	0,004	22
		Cerrado <i>lato sensu</i>	-177,241	0,016	45
		Generalistas	158,953	<b>0,023</b>	211
<i>Amplitude latitudinal</i>	Vegetação Ciliar	0,262	0,004	90	
	Matas secas	-0,696	0,022	22	
	Cerrado <i>lato sensu</i>	-0,346	0,003	45	
	Generalistas	0,906	<b>0,032</b>	211	

As variáveis em itálico significam que os resíduos da análise de PVR foram usados quando reduziram a estrutura filogenética das variáveis de interesse em relações significativas.

Tabela 8. Relações encontradas entre a variável independente densidade da madeira e cada uma das variáveis resposta estudadas para cada grupo fitofisionômico. Valores de  $R^2$  em negrito indicam valores de  $p < 0,05$ .

Variável independente	Variável dependente	Grupo fitofisionômico	Inclinação	$R^2$	N
Densidade da madeira	Índice de Tolerância	Vegetação Ciliar	3,379	0,004	76
		Matas secas	10,179	0,070	17
		Cerrado <i>lato sensu</i>	0,173	0,003	35
		Generalistas	-3,498	0,007	165
	Índice de Marginalidade	Vegetação Ciliar	0,054	0,000	76
		Matas secas	-0,359	0,007	17
		Cerrado <i>lato sensu</i>	0,139	0,000	35
		Generalistas	-0,145	0,001	165
	Distribuição potencial	Vegetação Ciliar	-22,224	0,000	76
		Matas secas	-0,436	0,115	17
		Cerrado <i>lato sensu</i>	-1388,020	0,035	35
		Generalistas	258,283	0,002	165
<i>Amplitude latitudinal</i>	Vegetação Ciliar	4,133	0,032	76	
	Matas secas	0,211	0,000	17	
	Cerrado <i>lato sensu</i>	-1,544	0,002	35	
	Generalistas	1,383	0,003	165	

## DISCUSSÃO

As espécies exclusivas de vegetação ciliar do Cerrado apresentaram as menores áreas de distribuição geográfica, sendo que estas espécies prestam serviços ecossistêmicos fundamentais como a manutenção hidrológica dos ecossistemas e proteção do solo contra erosões (Wantzen, 2006). Entretanto, as formações vegetais ciliares são fortemente ameaçadas pela dinâmica de uso e ocupação do solo, sendo sua degradação uma consequência da expansão desordenada das fronteiras agrícolas (Rodrigues & Gandolfi, 2000). Adicionalmente, estas espécies apresentaram uma menor disponibilidade de condições ambientais adequadas para sua ocorrência no bioma, uma vez que tiveram índices de marginalidade maiores. Neste contexto, a conservação de espécies raras deve ser baseada na estabilidade de habitats de ocorrência dessas espécies mais vulneráveis (Geng *et al.*, 2012), reforçando restrições ao desmatamento de áreas de preservação permanente.

Além disso, as espécies de matas secas, que constituem outra fitofisionomia bastante ameaçada no Cerrado (Scariot & Sevilha, 2005), também apresentaram áreas de distribuição menores do que espécies de cerrado *lato sensu* e generalistas. Constatou-se também que, apesar de apresentarem elevada amplitude de nicho, podendo indicar uma maior variedade de condições ambientais adequadas para a ocorrência das espécies deste grupo, estas espécies possuem elevada marginalidade no bioma, ou seja, as condições ambientais em que ocorrem são escassas no Cerrado. Isso reforça o padrão também encontrado para as espécies de vegetação ciliar em que a disponibilidade de nicho seria o principal fator determinante da raridade das espécies de árvores neste bioma.

Conforme hipótese inicial, as espécies sempreverdes generalistas apresentaram menores distribuições potenciais e amplitudes latitudinais e as de cerrado *lato sensu* tiveram apenas amplitudes latitudinais mais restritas. Entretanto, isso contraria a idéia de que espécies sempreverdes teriam vantagens em condições em que elementos nutricionais estão disponíveis de maneira escassa por terem menores perdas de nutrientes (Aerts, 1995). Nesse sentido, apesar da conhecida deficiência nutricional dos solos do Cerrado (Goodland & Ferri, 1979), os custos e benefícios das características funcionais parecem vigorar em um contexto de ambiente competitivo (Westoby & Wright, 2006).

As espécies sempreverdes de menor distribuição geográfica no Cerrado devem ter características que reduzem a capacidade de sobrevivência e aquisição de recursos, como taxas de crescimento mais lentas e baixas taxas fotossintéticas (Aerts, 1995; Franco *et al.*, 2005). Além disso, as espécies decíduas devem ser menos prejudicadas pelos incêndios

recorrentes no Cerrado, que coincidem com a época de perda das folhas, evitando a mortalidade das mesmas na estação seca (Givnish, 2002). Adicionalmente, espécies decíduas devem levar vantagens na aquisição de água do solo uma vez que possuem raízes mais profundas (Jackson *et al.*, 1999; Damascos *et al.*, 2005; Durigan *et al.*, 2012).

Como as espécies sempreverdes não ocorrem em habitats mais distintos do que os das espécies decíduas, conforme demonstrado pela análise de marginalidade, podem existir limitações em relação à dispersão que possam explicar a menor distribuição geográfica das primeiras. Diferenças encontradas no tamanho da distribuição geográfica em plantas foram associadas a divergências no modo de dispersão ao invés de se relacionar diretamente à massa de sementes (Edwards & Westoby, 1996). Nesse sentido, ainda são necessários estudos para avaliar se espécies sempreverdes de ocorrência no Cerrado teriam modos de dispersão específicos, que possam limitar a capacidade de dispersão das mesmas e, conseqüentemente, restringindo a área de distribuição.

Constatou-se também que espécies de cerrado *lato sensu* e generalistas com menor altura possuem maior área de distribuição, provavelmente, por possuírem maior disponibilidade de nicho, ainda que tenham menor tamanho de nicho. Assim, espécies mais baixas ocorrem em locais com condições ambientais muito comuns no Cerrado. Este resultado significativo encontrado para as relações com a altura das árvores pode indicar que esta característica está relacionada com a biomassa subterrânea. A razão entre biomassa da raiz e biomassa aérea parece diminuir significativamente com o aumento da altura da planta (Mokany *et al.*, 2006). Assim, sugere-se que a significância obtida para a variável altura pode estar relacionada com o investimento em tecidos subterrâneos, ainda mais em biomas como o Cerrado que os tecidos abaixo do solo representam mais de 70% da fitomassa (Castro & Kauffman, 1998). Além disso, a razão entre biomassa da raiz e biomassa aérea é maior em áreas abertas de cerrado, principalmente para as espécies decíduas (Durigan *et al.*, 2012). Por outro lado, as espécies mais altas devem indicar a presença marginal no cerrado *lato sensu* de espécies florestais de ampla distribuição. Deste modo, árvores do bioma Amazônia, que são reconhecidamente mais altas (Moles *et al.*, 2009), devem apresentar uma pequena distribuição nas fitofisionomias deste grupo, sendo isso uma possível explicação para o resultado encontrado.

A maioria das relações testadas tendo o tamanho da folha como variável preditora não foi significativa, excetuando-se que espécies generalistas de maior amplitude latitudinal e maior área de distribuição potencial possuem maior tamanho da folha, conforme hipótese proposta. Outros estudos também indicam que o efeito do clima sobre

as características foliares é fraco (Wright *et al.*, 2004) ou inexistente (Geng *et al.*, 2012), só havendo distinção nas características foliares de espécies com diferentes tamanhos de distribuição quando fatores edáficos são considerados conjuntamente (Geng *et al.*, 2012).

Entretanto, as espécies generalistas de maior área de distribuição potencial e amplitude latitudinal apresentaram folhas maiores, corroborando a idéia de que os custos de produção de folhas maiores são mais baixos, podendo favorecer esta característica caso a transpiração seja suficiente para reduzir a temperatura das folhas (Parkhurst & Loucks, 1972; Sarmiento *et al.*, 1985). Como no Cerrado a água é comumente abundante em maiores profundidades, a restrição da transpiração é rara mesmo no período da seca (Goodland & Ferri, 1979) e, assim, as espécies generalistas de folhas grandes devem ganhar vantagens na aquisição de carbono.

Apesar das árvores de savana apresentarem sementes com algumas características que evitam o fogo como germinar somente no início da chuva (Sarmiento *et al.*, 1985; Oliveira *et al.*, 2008), a sobrevivência dos indivíduos à queimadas é positivamente relacionada com a massa da semente (Hoffmann, 2000). Essa habilidade de sobreviver a queimadas parece essencial para as espécies generalistas, pois espécies com sementes mais pesadas apresentaram maior área de distribuição potencial e maior amplitude latitudinal, ao contrário da hipótese proposta. Desta forma, ainda que possa haver vantagens de colonização e estabelecimento de sementes mais leves, geralmente dispersas pelo vento em áreas abertas (Thompson & Hodkinson, 1998; Vieira & Scariot, 2006), o fogo frequente em fitofisionomias abertas do Cerrado deve representar uma forte pressão seletiva. Por outro lado, outros Maxents também não encontraram relação direta entre a massa da semente e o tamanho da distribuição (Thompson *et al.*, 1999; Lavergne *et al.*, 2004).

Apesar da densidade da madeira estar relacionada positivamente com características do xilema que garantem maior tolerância à seca (Choat *et al.*, 2005; Fu *et al.*, 2012), também está relacionada negativamente com a eficiência no transporte de água e com a capacidade de armazená-la (Bucci *et al.*, 2004). Como nenhuma relação com a densidade da madeira foi significativa, sugere-se que podem não ser comuns falhas no potencial de água do xilema, que parecem estar associadas a espécies de raízes superficiais (Bucci *et al.*, 2004; Westoby & Wright, 2006). Por outro lado, as espécies que absorvem água de regiões mais superficiais do solo no Cerrado são predominantemente sempreverdes (Goldstein *et al.*, 2008) e mais comumente encontradas

em vegetação ciliar. Assim, como foi controlado o efeito da fitofisionomia nas análises realizadas neste estudo, as relações com a densidade da madeira podem ter sido perdidas.

De maneira geral, mesmo sendo não significativa a maioria das relações entre o tamanho do nicho e das áreas de distribuição com a altura, o tamanho da folha, a densidade da madeira e a massa da semente, observou-se que a variação nestas características é bastante ampla. Isso pode representar a existência de uma grande diversidade de estratégias ecológicas, as quais, por sua vez, são selecionadas devido a diferentes *trade-offs* (Westoby *et al.*, 2002).

A falta de relação entre características funcionais e tamanho da distribuição pode refletir também o padrão encontrado em comunidades de plantas do Cerrado, onde há sobreposição na ocorrência de espécies entre diferentes sítios de amostragem, porém com um tamanho populacional diferenciado em cada local, sendo uma alta diversidade beta encontrada principalmente devido à abundância das espécies (Felfili *et al.*, 2004b). Isso pode indicar que a abundância das espécies dentro de fragmentos de habitat pode estar relacionada com as características funcionais das mesmas, mas não deve haver relações positivas entre a abundância e o tamanho da distribuição das espécies (Kolb *et al.*, 2006). Nesse sentido, as características funcionais podem ser importantes para a caracterização das comunidades em escala local, mas menos importantes na paisagem e no bioma (Geng *et al.*, 2012). Desta forma, a mensuração de impactos na diversidade funcional do Cerrado parece diretamente dependente da utilização de métricas que considerem também a abundância das espécies.

Outra limitação é a falta de descrição completa das dimensões dos nichos ecológicos das espécies estudadas, pois foram utilizadas apenas variáveis ambientais e registros de ocorrência restritos para o Brasil. Entretanto, outros estudos também encontraram relações fracas entre variáveis ambientais e características de história de vida das espécies (Wright *et al.*, 2005; Moles *et al.*, 2009) e a limitação em relação aos registros de ocorrência também é comum na literatura (Thuiller *et al.*, 2005; Geng *et al.*, 2012), sendo que as espécies de borda poderiam influenciar nos padrões encontrados. Por outro lado, os padrões regionais na distribuição das espécies parecem ser representativos dos padrões continentais, coincidindo as espécies de maior distribuição (Gregory & Blackburn, 1998).

Adicionalmente, o presente estudo utilizou apenas espécies de uso econômico potencial para madeira ou carvão e lenha, ainda que somente local e este conjunto de espécies pode não ser representativo das árvores realmente raras no Cerrado. No entanto,

as espécies estudadas apresentam maior disponibilidade de informação e a melhor compreensão do tamanho da distribuição geográfica das mesmas poderá auxiliar na tomada de decisões de conservação e manejo destes recursos vegetais tão importantes para indústrias como para pequenos agricultores, permitindo a manutenção do funcionamento dos ecossistemas.

## CONCLUSÕES

As árvores de vegetação ciliar e de matas secas possuem menores áreas de distribuição potencial e de amplitude latitudinal principalmente por haver menor disponibilidade de condições ambientais adequadas para suas ocorrências, indicando que estas fitofisionomias devem ser importantes para a conservação de árvores raras do Cerrado. Por outro lado, ao se controlar as fitofisionomias, observou-se que as relações das características de história de vida com o tamanho das áreas de distribuição geográfica e com o tamanho de nicho são inexistentes para a maioria dos grupos fitofisionômicos estudados. Isso pode indicar que outras características de história de vida devem influenciar na determinação de espécies raras e comuns dentro dos grupos.

As espécies sempreverdes generalistas apresentaram menores distribuições potenciais e amplitudes latitudinais e as de cerrado *lato sensu* tiveram apenas amplitudes latitudinais mais restritas. Assim, as espécies decíduas devem possuir vantagens adaptativas tanto em relação aos incêndios recorrentes no Cerrado, como também na aquisição de água e nutrientes do solo.

As árvores mais altas de cerrado *lato sensu* e generalistas são também as de menor distribuição geográfica, apesar de apresentarem maior tolerância ecológica. No entanto, espécies mais baixas ocorrem em locais com condições ambientais mais comuns no Cerrado. Este resultado significativo encontrado para as relações com a altura das árvores também pode indicar que esta característica está relacionada com a biomassa subterrânea, que normalmente é elevada no Cerrado.

Os resultados encontrados indicam que se por um lado o maior número de relações não significativas entre as áreas de distribuição e tamanho de nicho com as características analisadas de história de vida das espécies pode garantir maior resistência funcional do Cerrado frente às mudanças climáticas globais, por outro pode indicar também que a complexidade fisionômica do Cerrado traz consigo a necessidade de se considerar a abundância das espécies em qualquer mensuração de alterações na diversidade funcional.

Portanto, apesar de terem sido encontradas diferenças significativas na área de distribuição geográfica e disponibilidade de nicho de espécies pertencentes a grupos fitofisionômicos distintos, as relações destas variáveis com as características de história de vida dentro dos grupos apresentaram, de maneira geral, apenas relações fracas ou inexistentes, demonstrando a necessidade de aumentar a disponibilidade de informações sobre outras características funcionais, como aspectos das raízes e mecanismos foliares de economia de água em árvores do Cerrado. Assim, esse tipo de informação poderá reduzir incertezas quanto a fragilidades funcionais e auxiliar na decisão de políticas de conservação.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aerts, R. (1995) The advantages of being evergreen. *Trends in Ecology and Evolution*, **10**, 402-407.
- Almeida, S.P., Proença, C.E.B., Sano, S.M. & Ribeiro, J.F. (1998) *Cerrado espécies vegetais úteis*. Embrapa, Planaltina. 464 p.
- Batalha, M.A. (2011) O cerrado não é um bioma. *Biota Neotropica*, **11**, 000-000.
- Bevill, R.L. & Louda, S.M. (1999) Comparisons of related rare and common species in the study of plant rarity. *Conservation Biology*, **13**, 493-498.
- Brown, J.H. (1984) On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, **124**, 255-279.
- Brown, J.H. (1995) *Macroecology*. Univ. Chicago Press, Chicago. 270p.
- Bucci, S.J., Goldstein, G., Meinzer, F.C., Scholz, F.G., Franco, A.C. & Bustamante, M. (2004) Functional convergence in hydraulic architecture and water relations of tropical savanna trees: from leaf to whole plant. *Tree Physiology*, **24**, 891-899.
- Carvalho, P.E.R. (2003) *Espécies arbóreas brasileiras v.1*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília. Embrapa Florestas, Colombo. 1039p.
- Carvalho, P.E.R. (2006). *Espécies arbóreas brasileiras v.2*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília. Embrapa Florestas, Colombo. 627p.

- Carvalho, P.E.R. (2008). *Espécies arbóreas brasileiras v. 3*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília; Embrapa Florestas, Colombo. 593p.
- Carvalho, P.E.R. (2010). *Espécies arbóreas brasileiras v. 4*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília; Embrapa Florestas, Colombo. 593p
- Castro, E.A. & Kauffman, B. (1998) Ecosystem structure in the Brazilian Cerrado: a vegetation gradient of aboveground biomass, root mass and consumption by fire. *Journal of Tropical Ecology*, **14**, 263-283.
- Chapin III, F.S., Schulze, E. & Mooney, H.A. (1990) The ecology and economics of storage in plants. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **21**, 423-444.
- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S.L., Swenson, N.G. & Zanne, A.E. (2009) Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, **12**, 351-366.
- Choat, B., Ball, M.C., Luy, J.G. & Holtum, J.A.M. (2005) Hydraulic architecture of deciduous and evergreen dry rainforest tree species from north-eastern Australia. *Trees*, **19**, 305-311.
- Damascos, M.A., Prado, C.H.B.A. & Ronquim, C.C. (2005) Bud composition, branching patterns and leaf phenology in Cerrado woody species. *Annals of Botany*, **96**, 1075-1084.
- Davies, T.J., Barraclough, T.J., Chase, M.W., Soltis, P.S., Soltis, D.E., & Savolainen, V. (2004) Darwin's abominable mystery: Insights from a supertree of the angiosperms. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, **101**, 1904-1909.
- Díaz, S., Hodgson, J.G., Thompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J.H.C., Jalili, A., Montserrat-Martí, G., Grime, J.P., Zarrinkamar, F., Asri, Y., Band, S.R., Basconcelo, S., Castro-Díez, P., Funes, G., Hamzehee, B., Khoshnevi, M., Pérez-Harguindeguy, N., Pérez-Rontomé, M.C., Shirvany, F.A., Vendramini, F., Yazdani, S., Abbas-Azimi, R., Bogaard, A., Boustani, S., Charles, M., Dehghan, M., de Torres-Espuny, L., Falczuk, V., Guerrero-Campo, J., Hynd, A., Jones, G., Kowsary, E., Kazemi-Saeed, F., Maestro-Martínez, M., Romo-Díez, A., Shaw, S., Siavash, B., Villar-Salvador, P., Zak, M.R. (2004) The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science*, **15**, 295-304.



Díaz, S., Fargione, J., Chapin, F.S. & Tilman, D. (2006) Biodiversity loss threatens human well-being. *Plos Biology*, **4**, e277.

Diniz-Filho, J.A.F., Santana, C.E.R. & Bini, L.M. (1998) An eigenvector method for estimating phylogenetic inertia. *Evolution*, **52**, 1247-1262.

Durigan, G., Baitello, J.B., Franco, G.A.D.C. & Siqueira, M.F. (2004) *Plantas do Cerrado Paulista: imagens de uma paisagem ameaçada*. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo. 475p.

Durigan, G., Melo, A.C.G. & Brewer, J.S. The root to shoot ratio of trees from open- and closed-canopy cerrado in south-eastern Brazil. *Plant Ecology and Diversity*, **5**, 333-343.

Edwards, W. & Westoby, M. (1996) Reserve mass and dispersal investment in relation to geographic range of plant species: phylogenetically independent contrasts. *Journal of Biogeography*, **23**, 329-338.

Elith, J., Graham, C. H., Anderson, R. P., Dudík, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R. J., Huettmann, F., Leathwick, J. R., Lehmann, A., Li, J., Lohmann, L. G., Loiselle, B. A., Manion, G., Moritz, C., Nakamura, M., Nakazawa, Y., Overton, J. M., Peterson, A. T., Phillips, S. J., Richardson, K., Scachetti-Pereira, R., Schapire, R. E., Soberon, J., Williams, S., Wisz, M. S. & Zimmermann, N. E. (2006) Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography*, **29**, 129-151.

Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E. & Yates, C.J. (2011) A statistical explanation of Maxent for ecologists. *Diversity and Distributions*, **17**, 43-57.

Enquist, B.J., West, G.B., Charnov, E.L. & Brown, J.H. Allometric scaling of production and life-history variation in vascular plants. *Nature*, **401**, 907-911.

Felfili, J.M., Ribeiro, J.F., Borges-Filho, H.C. & Vale, A.T. (2004a) Potencial econômico da biodiversidade do Cerrado: estágio atual e possibilidades de manejo sustentável dos recursos da flora. *Cerrado: ecologia e caracterização* (ed. por L.M.S. Aguiar & A.J.A. Camargo), 177-220. Embrapa Cerrados, Planaltina; Embrapa Informação Tecnológica, Brasília.

- Felfili, J.M., Silva Júnior, M.C., Sevilha, A.C., Fagg, C.W., Walter, B.M.T., Nogueira, P.E. & Rezende, A.V. (2004b) Diversity, floristic and structural patterns of cerrado vegetation in Central Brazil. *Plant Ecology*, **175**, 37-46.
- Fielding, A.H. & Bell, J.F. (1997) A review of methods for assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, **24**, 38-49.
- Franco, A. C., Bustamante, M., Caldas, L.S., Goldstein, G., Meinzer, F.C., Kozovits, A.R., Rundel-Vera, P. & Coradin, T.R. (2005) Leaf functional traits of Neotropical savanna trees in relation to seasonal water deficit. *Trees*, **19**, 326-335.
- Fu, P., Jiang, Y., Wang, A., Brodribb, T.J., Zhang, J., Zhu, S., Cao, K. (2012) Stem hydraulic traits and leaf water-stress tolerance are co-ordinated with the leaf phenology of angiosperm trees in an Asian tropical dry karst forest. *Annals of Botany*, **110**, 189-199.
- Gaston, K.J. (1994) *Rarity*, Chapman & Hall, London. 205p.
- Geng, Y., Wang, Z., Liang, C., Fang, J., Baumann, F., Kuhn, P., Scholten, T. & He, J. (2012) Effect of geographical range size on plant functional traits and the relationships between plant, soil and climate in Chinese grasslands. *Global Ecology and Biogeography*, **21**, 416-427.
- Goodland, R. & Ferri, M.G. (1979) *Ecologia do Cerrado*, Itatiaia, Belo Horizonte; Universidade de São Paulo, São Paulo. 193p.
- Gregory, R.D. & Blackburn T.M. (1998) Macroecological patterns in British breeding birds: covariation of species' geographical range sizes at differing spatial scales. *Ecography*, **21**, 527-534.
- Grime, J.P. (1977) Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, **111**, 1169-1194.
- Givnish, T.J. (2002) Adaptive significance of evergreen vs. deciduous leaves: solving the triple paradox. *Silva Fennica*, **36**, 703- 743.

- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, **25**, 1965-1978.
- Hoffmann, W.A. (2000) Post-establishment seedling success in the Brazilian Cerrado: A comparison of savanna and forest species'. *Biotropica*, **32**, 62-69.
- Hoffmann, W.A. & Moreira, A.G. (2002) The role of fire in population dynamics of woody plants. *The Cerrados of Brazil* (ed. por P.S. Oliveira & R.J. Marquis), pp. 159-177. Columbia University Press, New York.
- Holmgren, M. & Poorter, L. (2007) Does a ruderal strategy dominate the endemic flora of the West African forests? *Journal of Biogeography*, **34**, 1100-1111.
- Hutchinson, G.E. (1957) Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium of Quantitative Biology*, **22**, 415-427.
- Jackson, P.C., Meinzer, F.C., Bustamante, M., Goldstein, G., Franco, A., Rundel, P.W., Caldas, L., Iglar, E. & Causin, F. (1999) Partitioning of soil water among tree species in a Brazilian Cerrado ecosystem. *Tree Physiology*, **19**, 717-724.
- Klink, C.A. & Machado, R.B. (2005) Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, **19**, 707-713.
- Kolb, A., Barsch, F. & Diekmann, M. (2006) Determinants of local abundance and range size in forest vascular plants. *Global Ecology and Biogeography*, **15**, 237-247.
- Lavergne, S. Thompson, J.D., Garnier, E. & Debussche (2004) The biology and ecology of narrow endemic and widespread plants: a comparative study of trait variation in 20 congeneric pairs. *Oikos*, **107**, 505-518.
- Leishman, M.R., Wright, I.J., Moles, A.T. & Westoby, M. (2000) The evolutionary ecology of seed size. *Seeds - the ecology of regeneration in plant communities* (ed. por M. Fenner), pp. 31-57. CAB International.
- Lorenzi, H. (2008) *Árvore brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil v.1*. Instituto Plantarum, Nova Odessa. 384p.

- Lorenzi, H. (2009a) *Árvore brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil v. 2*. Instituto Plantarum, Nova Odessa. 384p.
- Lorenzi, H. (2009b) *Árvore brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil v.3*. Instituto Plantarum, Nova Odessa. 384p.
- Lozada, T. (2008) Geographical range size of tropical plants influences their response to anthropogenic activities. *Diversity and Distributions*, **14**, 59-68.
- Maharjan, S.K., Poorter, L., Holmgren, M., Bongers, F., Wieringa, J.J., Hawthorne, W.D. (2011). Plant functional traits and the distribution of west african rain forest trees along the rainfall gradient. *Biotropica*, **43**, 552-561.
- McGill, B.J., Enquist, B.J., Weiher, E. & Westoby, M. (2006) Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, **21**, 178-185.
- McKinney, M.L. (1997) Extinction vulnerability and selectivity: Combining Ecological and Paleontological Views. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **28**, 495-516.
- Mokany, K., Raison, J., Prokushkin, A.S. (2006) Critical analysis of root:shoot ratios in terrestrial biomes. *Global Change Biology*, **12**, 84-96.
- Moles, A.T., Warton, D.I., Warman, L., Swenson, N.G., Laffan, S.W., Zanne, A.E., Pitman, A., Hemmings, F.A. & Leishman, M.R. (2009) Global patterns in plant height. *Journal of Ecology*, **97**, 923-932.
- Motta, P.E.F., Curi, N. & Franzmeier, D.P. (2002) Relation of soils and geomorphic surfaces in the Brazilian Cerrado. *The Cerrados of Brazil* (ed. por P.S. Oliveira & R.J. Marquis), pp. 13-32. Columbia University Press, New York.
- Murray, B.R., Thrall, P.H., Gill, A.M. & Nicotra, A.B. (2002) How plant life-history and ecological traits relate to species rarity and commonness at varying spatial scales. *Austral Ecology*, **27**, 291-310.
- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. (1994) Database: woody flora of 106 forest areas of eastern tropical South America. *Occasional Monographs from the Royal Botanic Garden Edinburgh*. Edinburgh, Scotland.

- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. (1995) A study of the origin of the central Brazilian forests by the analysis of plant species distribution patterns. *Edinb. J. Bot.*, **52**, 141-194.
- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. (2002) Vegetation Physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome. *The Cerrados of Brazil* (ed. por P.S. Oliveira & R.J. Marquis), pp. 91-120. Columbia University Press, New York.
- Ordoñez, J.C., van Bodegom, P.M., Witte, J.M., Wright, I.J., Reich, P.B. & Aerts, R. (2009) A global study of relationships between leaf traits, climate and soil measures of nutrient fertility. *Global Ecology and Biogeography*, **18**, 137-149.
- Parkhurst, D.F. & Loucks, O.L. Optimal Leaf size in relation to environment. *Journal of Ecology*, **60**, 505-537.
- Pennington, R.T., Lavin, M. & Oliveira-Filho, A. (2009) Woody plant diversity, evolution and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, **40**, 437-457.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., & Schapire, R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, **190**, 231-259.
- Phillips, S.J. (2008) Transferability, sample selection bias and background data in presence-only modelling: a response to Peterson et al. 2007. *Ecography*, **31**, 272-278.
- R Development Core Team (2010) *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Rangel, T.F., Diniz-Filho, J.A.F. & Bini, L.M. (2010) SAM: a comprehensive application for spatial analysis in macroecology. *Ecography*, **33**, 46-50.
- Ratter, J.A., Ribeiro, J.F., Bridgewater, S. (1997) The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany*, **80**, 223-230.
- Reu, B., Proulx, R., Bohn, K., Dyke, J.G., Kleidon, A., Pavlick, R. & Schmidlein, S. (2011). The role of climate and plant functional trade-offs in shaping global biome and biodiversity patterns. *Global Ecology and Biogeography*, **20**, 570-581.

- Ribeiro, J.F. & Walter, B. M. T. (2008) As Principais Fitofisionomias do Bioma Cerrado. *Cerrado Ecologia e Flora Vol 1*. (ed. por S.M. Sano, S.P. Almeida & J.F. Ribeiro), pp. 153-212. Embrapa Cerrados, Brasília. 406p.
- Rizzini, C.T. (1978) *Árvores e madeiras úteis do Brasil: manual de dendrologia brasileira*. Edgard Blucher, São Paulo. 104p.
- Rodrigues, R. R. & Gandolfi, S. (2000) Conceitos, tendências e ações para recuperação de florestas ciliares. *Matas Ciliares: conservação e recuperação* (ed. por R.R. Rodrigues & H.F. Leitão Filho), pp. 235-248. USP, São Paulo.
- Sano, S.M., Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (2008) *Cerrado Ecologia e Flora Volume 2*. Embrapa, Brasília. 1279p.
- Sano, E.E., Rosa, R., Brito, J.L.S. & Ferreira, L.G. (2010) Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, **166**, 113-124.
- Santos R.M., Oliveira-Filho, A.T., Eisenlohr, P.V. Queiroz, L.P., Cardoso, D.B.O.S. & Rodal, M.J.N. (2012) *Ecology and Evolution*, **2**, 409-428.
- Sarmiento, G., Goldstein, G. & Meinzer, F. (1985) Adaptive strategies of woody species in neotropical savannas. *Biological Reviews.*, **60**, 315-355.
- Scariot, A. & Sevilha, A.C. (2005) Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais decíduais no Cerrado. *Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação* (org. por A. Scariot & J.C. Sousa-Silva), pp. 167-178. Ministério do Meio Ambiente, Brasília.
- Schwartz, M.W., Iverson, L.R., Prasad, A.M., Matthews, S.N., & O'Connor, R.J. (2006) Predicting extinctions as a result of climate change. *Ecology*, **87**, 1611-1615.
- Silva, J.M.C. & Tabarelli, M. (2000) Tree species impoverishment and the future flora of the Atlantic forest of northeast Brazil. *Nature*, **404**, 72-74.
- Silva, J.F., Fariñas, M.R., Felfili, J.M. & Klink, C.A. (2006) Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography*, **33**, 536-548.

Silva Júnior, M.C. (2005) *100 Árvores do Cerrado*. Rede de sementes do Cerrado, Brasília. 278p.

Silva Junior, M.C. & Pereira, B.A.S. (2009). *+100 Árvores do Cerrado*. Rede de sementes do Cerrado, Brasília. 288p.

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

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

Swenson, N.G. & Weiser, M.D. Plant geography upon the basis of functional traits: an example from eastern North American trees. *Ecology*, **91**, 2234-2241.

Tabuti, J.R.S., Ticktin, T., Arinaitwe, M.Z. & Muwanika, V.B. (2009) Community attitudes and preferences towards woody species: implications for conservation in Nawaikoke, Uganda. *Oryx*, **43**, 393-402.

The angiosperm phylogeny group (2009) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. *Botanical Journal of the Linnean Society*, **161**, 105-121.

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

Thompson, K. & Hodkinson, D.J. (1998) Seed mass, habitat and life history: a re-analysis of Salisbury (1942,1974). *New Phytologist*, **138**, 163-167.

Thompson, K., Gaston, K.J. & Band, S.R. (1999) Range size, dispersal and niche breadth in the herbaceous flora of central England. *Journal of Ecology*, **87**, 150-155.

van Gelder, H.A., Poorter, L., Sterck, F.J. (2006) Wood mechanics, allometry and life-history variation in a tropical rain forest tree community. *New Phytologist*, **171**, 367-378.

Vieira, D.L.M. & Scariot, A. (2006) Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. *Restoration Ecology*, **14**, 11-20.

Wantzen, K. M.; Siqueira, A.; Cunha, C. N.; & De Sá, M. F. P. (2006) Stream-valley systems of the Brazilian Cerrado: impact assessment and conservation scheme. *Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst.*, **16**, 713-732.

Westoby, M., Falster, D.S., Moles, A.T., Vesk, P.A. & Wright, I.J. (2002) Plant Ecological Strategies: some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **33**, 125-159.

Westoby, M. & Wright, I. J. (2006) Land-plant ecology on the basis of functional traits. *Trends in Ecology and Evolution*, **21**, 261-268.

Wright, I.J., Reich, P.B., Westoby, M., Ackerly, D.D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender-Bares, J., Chapin, T., Cornelissen, J.H.C., Diemer, M., Flexas, J., Garnier, E., Groom, P.K., Gulias, J., Hikosaka, K., Lamont, B.B., Lee, T., Lee, W., Lusk, C., Midgley, J.J., Navas, M., Niinemets, U., Oleksyn, J., Osada, N., Poorter, H., Poot, P., Prior, L., Pyankov, V.I., Roumet, C., Thomas, S.C., Tjoelker, M.G., Veneklaas, E.J. & Villar, R. (2004) The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, **428**, 821-827.

Wright, I.J., Reich, P.B, Cornelissen, J.H.C., Falster, D.S., Groom, P.K., Hikosaka, K., Lee, W., Lusk, C.H., Niinemets, U., Oleksyn, J., Osada, N., Poorter, H., Warton, D.I., Westoby, M. (2005) Modulation of leaf economic traits and trait relationships by climate. *Global Ecology and Biogeography*, **14**, 411-421.



## MATERIAL SUPLEMENTAR 1

Tabela 1. Espécies estudadas divididas em gênero e família com suas respectivas utilidades para carvão/lenha e/ou madeira<sup>1</sup>.

<b>Espécie</b>	<b>Gênero</b>	<b>Família</b>	<b>Carvão/ lenha</b>	<b>Madeira</b>
<i>Anacardium occidentale</i>	Anacardium	Anacardiaceae		X
<i>Astronium fraxinifolium</i>	Astronium	Anacardiaceae		X
<i>Astronium graveolens</i>	Astronium	Anacardiaceae	X	X
<i>Lithrea molleoides</i>	Lithrea	Anacardiaceae	X	X
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	Myracrodruon	Anacardiaceae	X	X
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	Schinopsis	Anacardiaceae		X
<i>Schinus terebinthifolius</i>	Schinus	Anacardiaceae	X	X
<i>Spondias mombin</i>	Spondias	Anacardiaceae	X	X
<i>Spondias tuberosa</i>	Spondias	Anacardiaceae	X	X
<i>Tapirira guianensis</i>	Tapirira	Anacardiaceae	X	X
<i>Tapirira obtusa</i>	Tapirira	Anacardiaceae		X
<i>Annona cacans</i>	Annona	Annonaceae		X
<i>Annona crassiflora</i>	Annona	Annonaceae		X
<i>Bocageopsis mattogrossensis</i>	Bocageopsis	Annonaceae		X
<i>Cardiopetalum calophyllum</i>	Cardiopetalum	Annonaceae	X	X
<i>Duguetia lanceolata</i>	Duguetia	Annonaceae		X
<i>Guatteria sellowiana</i>	Guatteria	Annonaceae		X
<i>Rollinia leptopetala</i>	Rollinia	Annonaceae	X	
<i>Xylopia aromática</i>	Xylopia	Annonaceae		X
<i>Xylopia brasiliensis</i>	Xylopia	Annonaceae		X
<i>Xylopia emarginata</i>	Xylopia	Annonaceae	X	X
<i>Xylopia frutescens</i>	Xylopia	Annonaceae	X	X
<i>Xylopia sericea</i>	Xylopia	Annonaceae		X
<i>Aspidosperma cilindrocarpon</i>	Aspidosperma	Apocynaceae		X
<i>Aspidosperma discolor</i>	Aspidosperma	Apocynaceae		X
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	Aspidosperma	Apocynaceae	X	X
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	Aspidosperma	Apocynaceae	X	X
<i>Aspidosperma pyriformium</i>	Aspidosperma	Apocynaceae	X	X
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	Aspidosperma	Apocynaceae		X
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	Aspidosperma	Apocynaceae		X
<i>Aspidosperma subincanum</i>	Aspidosperma	Apocynaceae		X
<i>Aspidosperma tomentosum</i>	Aspidosperma	Apocynaceae	X	X
<i>Hancornia speciosa</i>	Hancornia	Apocynaceae	X	X
<i>Himatanthus drasticus</i>	Himatanthus	Apocynaceae	X	
<i>Himatanthus obovatus</i>	Himatanthus	Apocynaceae	X	X
<i>Ilex affinis</i>	Ilex	Aquifoliaceae		X
<i>Ilex cerasifolia</i>	Ilex	Aquifoliaceae	X	X
<i>Ilex theezans</i>	Ilex	Aquifoliaceae		X
<i>Dendropanax cuneatus</i>	Dendropanax	Araliaceae		X
<i>Schefflera macrocarpa</i>	Schefflera	Araliaceae	X	X
<i>Schefflera morototonii</i>	Schefflera	Araliaceae		X
<i>Gochnatia polymorpha</i>	Gochnatia	Asteraceae	X	X
<i>Piptocarpha axillaris</i>	Piptocarpha	Asteraceae	X	X
<i>Piptocarpha macropoda</i>	Piptocarpha	Asteraceae		X
<i>Cybistax antisiphilitica</i>	Cybistax	Bignoniaceae		X
<i>Jacaranda brasiliiana</i>	Jacaranda	Bignoniaceae	X	
<i>Jacaranda copaia</i>	Jacaranda	Bignoniaceae		X
<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	Jacaranda	Bignoniaceae		X
<i>Jacaranda macranta</i>	Jacaranda	Bignoniaceae		X
<i>Jacaranda micranta</i>	Jacaranda	Bignoniaceae	X	X
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	Sparattosperma	Bignoniaceae		X
<i>Tabebuia alba</i>	Tabebuia	Bignoniaceae	X	X

<i>Tabebuia aurea</i>	Tabebuia	Bignoniaceae		X
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	Tabebuia	Bignoniaceae	X	X
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	Tabebuia	Bignoniaceae	X	X
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Tabebuia	Bignoniaceae	X	X
<i>Tabebuia ochracea</i>	Tabebuia	Bignoniaceae		X
<i>Tabebuia roseo-alba</i>	Tabebuia	Bignoniaceae		X
<i>Tabebuia serratifolia</i>	Tabebuia	Bignoniaceae		X
<i>Tabebuia umbellata</i>	Tabebuia	Bignoniaceae		X
<i>Tabebuia vellosi</i>	Tabebuia	Bignoniaceae		X
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	Zeyheria	Bignoniaceae	X	X
<i>Cochlospermum orinocense</i>	Cochlospermum	Bixaceae	X	
<i>Cordia ecalyculata</i>	Cordia	Boraginaceae		X
<i>Cordia glabrata</i>	Cordia	Boraginaceae		X
<i>Cordia sellowiana</i>	Cordia	Boraginaceae	X	X
<i>Cordia trichotoma</i>	Cordia	Boraginaceae		X
<i>Commiphora leptophloeos</i>	Commiphora	Burseraceae	X	X
<i>Protium heptaphyllum</i>	Protium	Burseraceae	X	X
<i>Protium spruceanum</i>	Protium	Burseraceae		X
<i>Callophylum brasiliensis</i>	Callophylum	Calophyllaceae		X
<i>Kielmeyera coriácea</i>	Kielmeyera	Calophyllaceae	X	X
<i>Kielmeyera lathrophyton</i>	Kielmeyera	Calophyllaceae	X	X
<i>Trema micranta</i>	Trema	Cannabaceae	X	
<i>Caryocar brasiliense</i>	Caryocar	Caryocaraceae	X	X
<i>Caryocar coriaceum</i>	Caryocar	Caryocaraceae		X
<i>Plenckia populnea</i>	Plenckia	Celastraceae		X
<i>Couepia grandiflora</i>	Couepia	Chrysobalanaceae		X
<i>Exellodendron cordatum</i>	Exellodendron	Chrysobalanaceae	X	X
<i>Hirtella ciliata</i>	Hirtella	Chrysobalanaceae	X	X
<i>Hirtella glandulosa</i>	Hirtella	Chrysobalanaceae		X
<i>Hirtella hebeclada</i>	Hirtella	Chrysobalanaceae		X
<i>Hirtella martiana</i>	Hirtella	Chrysobalanaceae		X
<i>Licania apetala</i>	Licania	Chrysobalanaceae		X
<i>Licania humilis</i>	Licania	Chrysobalanaceae	X	
<i>Licania kunthiana</i>	Licania	Chrysobalanaceae		X
<i>Clethra scabra</i>	Clethra	Clethraceae	X	X
<i>Clusia criuva</i>	Clusia	Clusiaceae	X	
<i>Garcinia gardneriana</i>	Garcinia	Clusiaceae		X
<i>Platonia insignis</i>	Platonia	Clusiaceae		X
<i>Symphonia globulifera</i>	Symphonia	Clusiaceae	X	X
<i>Buchenavia tomentosa</i>	Buchenavia	Combretaceae	X	X
<i>Terminalia argentea</i>	Terminalia	Combretaceae	X	X
<i>Terminalia fagifolia</i>	Terminalia	Combretaceae	X	X
<i>Terminalia glabrescens</i>	Terminalia	Combretaceae		X
<i>Terminalia lucida</i>	Terminalia	Combretaceae		X
<i>Terminalia triflora</i>	Terminalia	Combretaceae		X
<i>Lamanonia ternata</i>	Lamanonia	Cunoniaceae	X	X
<i>Tapura amazônica</i>	Tapura	Dichapetalaceae	X	X
<i>Curatella americana</i>	Curatella	Dilleniaceae		X
<i>Diospyros hispida</i>	Diospyros	Ebenaceae	X	
<i>Diospyros inconstans</i>	Diospyros	Ebenaceae	X	X
<i>Sloanea monosperma</i>	Sloanea	Elaeocarpaceae	X	X
<i>Alchornea glandulosa</i>	Alchornea	Euphorbiaceae	X	X
<i>Alchornea triplinervia</i>	Alchornea	Euphorbiaceae	X	X
<i>Croton floribundus</i>	Croton	Euphorbiaceae		X
<i>Croton piptocalyx</i>	Croton	Euphorbiaceae		X
<i>Croton urucurana</i>	Croton	Euphorbiaceae		X
<i>Maprounea guianensis</i>	Maprounea	Euphorbiaceae	X	X
<i>Pera glabrata</i>	Pera	Euphorbiaceae		X
<i>Acacia polyphylla</i>	Acacia	Fabaceae	X	X
<i>Acosmium dasycarpum</i>	Acosmium	Fabaceae	X	

<i>Acosmium subelegans</i>	Acosmium	Fabaceae		X
<i>Albizia inundata</i>	Albizia	Fabaceae	X	X
<i>Albizia niopoides</i>	Albizia	Fabaceae	X	
<i>Albizia polycephala</i>	Albizia	Fabaceae	X	X
<i>Amburana cearenses</i>	Amburana	Fabaceae	X	X
<i>Anadenanthera colubrina</i>	Anadenanthera	Fabaceae	X	X
<i>Anadenanthera peregrina</i>	Anadenanthera	Fabaceae	X	X
<i>Andira anthelmia</i>	Andira	Fabaceae	X	X
<i>Andira cuyabensis</i>	Andira	Fabaceae	X	X
<i>Andira fraxinifolia</i>	Andira	Fabaceae	X	X
<i>Andira inermis</i>	Andira	Fabaceae		X
<i>Apuleia leiocarpa</i>	Apuleia	Fabaceae	X	X
<i>Bowdichia virgilioides</i>	Bowdichia	Fabaceae	X	X
<i>Caesalpinia férrea</i>	Caesalpinia	Fabaceae	X	X
<i>Cassia ferrugínea</i>	Cassia	Fabaceae		X
<i>Centrolobium sclerophyllum</i>	Centrolobium	Fabaceae		X
<i>Centrolobium tomentosum</i>	Centrolobium	Fabaceae	X	X
<i>Clitoria fairchildiana</i>	Clitoria	Fabaceae		X
<i>Copaifera langsdorffi</i>	Copaifera	Fabaceae	X	X
<i>Dalbergia miscolobium</i>	Dalbergia	Fabaceae	X	X
<i>Dalbergia villosa</i>	Dalbergia	Fabaceae		X
<i>Dimorphandra gardneriana</i>	Dimorphandra	Fabaceae		X
<i>Dimorphandra mollis</i>	Dimorphandra	Fabaceae		X
<i>Dipteryx alata</i>	Dipteryx	Fabaceae	X	X
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	Enterolobium	Fabaceae	X	X
<i>Enterolobium gummiferum</i>	Enterolobium	Fabaceae	X	X
<i>Enterolobium schomburgkii</i>	Enterolobium	Fabaceae		X
<i>Erythrina crista-galli</i>	Erythrina	Fabaceae	X	X
<i>Erythrina falcata</i>	Erythrina	Fabaceae		X
<i>Erythrina verna</i>	Erythrina	Fabaceae		X
<i>Hymenaea courbaril</i>	Hymenaea	Fabaceae		X
<i>Hymenaea martiana</i>	Hymenaea	Fabaceae		X
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	Hymenaea	Fabaceae	X	X
<i>Inga alba</i>	Inga	Fabaceae	X	X
<i>Inga cylindrica</i>	Inga	Fabaceae	X	X
<i>Inga edulis</i>	Inga	Fabaceae	X	X
<i>Inga laurina</i>	Inga	Fabaceae	X	X
<i>Inga marginata</i>	Inga	Fabaceae	X	X
<i>Inga nobilis</i>	Inga	Fabaceae	X	
<i>Inga sessilis</i>	Inga	Fabaceae	X	X
<i>Inga vera</i>	Inga	Fabaceae		X
<i>Leucochloron incuriale</i>	Leucochloron	Fabaceae		X
<i>Lonchocarpus araripensis</i>	Lonchocarpus	Fabaceae	X	X
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	Lonchocarpus	Fabaceae		X
<i>Lonchocarpus guilleminianus</i>	Lonchocarpus	Fabaceae	X	X
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>	Lonchocarpus	Fabaceae	X	X
<i>Lonchocarpus sericeus</i>	Lonchocarpus	Fabaceae	X	X
<i>Luetzelburgia auriculata</i>	Luetzelburgia	Fabaceae		X
<i>Machaerium acutifolium</i>	Machaerium	Fabaceae		X
<i>Machaerium brasiliense</i>	Machaerium	Fabaceae	X	X
<i>Machaerium hirtum</i>	Machaerium	Fabaceae	X	X
<i>Machaerium nyctitans</i>	Machaerium	Fabaceae	X	X
<i>Machaerium opacum</i>	Machaerium	Fabaceae	X	X
<i>Machaerium scleroxylon</i>	Machaerium	Fabaceae	X	X
<i>Machaerium vestitum</i>	Machaerium	Fabaceae	X	X
<i>Machaerium villosum</i>	Machaerium	Fabaceae		X
<i>Melanoxylon braúna</i>	Melanoxylon	Fabaceae		X
<i>Myroxylon peruiferum</i>	Myroxylon	Fabaceae	X	X

<i>Ormosia arborea</i>	Ormosia	Fabaceae	X	X
<i>Ormosia fastigiata</i>	Ormosia	Fabaceae		X
<i>Parapiptadenia rigida</i>	Parapiptadenia	Fabaceae	X	X
<i>Parkia platycephala</i>	Parkia	Fabaceae	X	X
<i>Peltogyne confertiflora</i>	Peltogyne	Fabaceae		X
<i>Peltophorum dubium</i>	Peltophorum	Fabaceae	X	X
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Piptadenia	Fabaceae	X	X
<i>Piptadenia viridiflora</i>	Piptadenia	Fabaceae		X
<i>Plathymenia reticulata</i>	Plathymenia	Fabaceae	X	X
<i>Platycyamus regnellii</i>	Platycyamus	Fabaceae		X
<i>Platymiscium floribundum</i>	Platymiscium	Fabaceae		X
<i>Platymiscium pubescens</i>	Platymiscium	Fabaceae		X
<i>Platypodium elegans</i>	Platypodium	Fabaceae		X
<i>Pterocarpus rohrii</i>	Pterocarpus	Fabaceae	X	X
<i>Pterodon emarginatus</i>	Pterodon	Fabaceae		X
<i>Pterodon pubescens</i>	Pterodon	Fabaceae	X	X
<i>Pterogyne nitens</i>	Pterogyne	Fabaceae	X	X
<i>Samanea tubulosa</i>	Samanea	Fabaceae	X	X
<i>Sclerolobium aureum</i>	Sclerobium	Fabaceae		X
<i>Sclerolobium paniculatum</i>	Sclerobium	Fabaceae	X	X
<i>Senna macranthera</i>	Senna	Fabaceae	X	X
<i>Senna multijuga</i>	Senna	Fabaceae	X	X
<i>Senna spectabilis</i>	Senna	Fabaceae	X	X
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	Stryphnodendron	Fabaceae	X	X
<i>Swartzia acutifolia</i>	Swartzia	Fabaceae		X
<i>Vatairea macrocarpa</i>	Vatairea	Fabaceae	X	X
<i>Humiria balsamifera</i>	Humiria	Humiriaceae		X
<i>Emmotum nitens</i>	Emmotum	Icacinaceae	X	X
<i>Aegiphylla integrifolia</i>	Aegiphilla	Lamiaceae		X
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	Cryptocarya	Lauraceae	X	X
<i>Endlicheria paniculata</i>	Endlicheria	Lauraceae	X	X
<i>Mezilaurus crassiramea</i>	Mezilaurus	Lauraceae		X
<i>Nectandra cissiflora</i>	Nectandra	Lauraceae		X
<i>Nectandra grandiflora</i>	Nectandra	Lauraceae		X
<i>Nectandra lanceolata</i>	Nectandra	Lauraceae	X	X
<i>Nectandra megapotamica</i>	Nectandra	Lauraceae	X	X
<i>Nectandra nitidula</i>	Nectandra	Lauraceae		X
<i>Nectandra oppositifolia</i>	Nectandra	Lauraceae		X
<i>Nectandra reticulata</i>	Nectandra	Lauraceae		X
<i>Ocotea acyphylla</i>	Ocotea	Lauraceae		X
<i>Ocotea corymbosa</i>	Ocotea	Lauraceae	X	X
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	Ocotea	Lauraceae		X
<i>Ocotea elegans</i>	Ocotea	Lauraceae		X
<i>Ocotea odorifera</i>	Ocotea	Lauraceae	X	X
<i>Ocotea pretiosa</i>	Ocotea	Lauraceae		X
<i>Ocotea puberula</i>	Ocotea	Lauraceae		X
<i>Ocotea pulchella</i>	Ocotea	Lauraceae		X
<i>Ocotea spixiana</i>	Ocotea	Lauraceae		X
<i>Ocotea velutina</i>	Ocotea	Lauraceae		X
<i>Persea pyrifolia</i>	Persea	Lauraceae	X	X
<i>Cariniana estrellensis</i>	Cariniana	Lecythydaceae		X
<i>Cariniana legalis</i>	Cariniana	Lecythydaceae		X
<i>Cariniana rubra</i>	Cariniana	Lecythydaceae	X	X
<i>Lecythis pisonis</i>	Cariniana	Lecythydaceae	X	X
<i>Eschweilera ovata</i>	Eschweilera	Lecythydaceae		X
<i>Gustavia augusta</i>	Gustavia	Lecythydaceae		X
<i>Lecythis lanceolata</i>	Lecythis	Lecythydaceae		X
<i>Strychnos pseudoquina</i>	Strychnos	Loganiaceae	X	X
<i>Lafoensia densiflora</i>	Lafoensia	Lythraceae		X
<i>Lafoensia pacari</i>	Lafoensia	Lythraceae	X	X

<i>Physocalymma scaberrimum</i>	Physocalymma	Lythraceae		X
<i>Talauma ovata</i>	Talauma	Magnoliaceae		X
<i>Byrsonima coccolobifolia</i>	Byrsonima	Malpighiaceae	X	
<i>Byrsonima lancifolia</i>	Byrsonima	Malpighiaceae	X	X
<i>Byrsonima laxiflora</i>	Byrsonima	Malpighiaceae	X	X
<i>Byrsonima sericea</i>	Byrsonima	Malpighiaceae	X	X
<i>Byrsonima verbascifolia</i>	Byrsonima	Malpighiaceae	X	X
<i>Apeiba tibourbou</i>	Apeiba	Malvaceae		X
<i>Cavanillesia arborea</i>	Cavanillesia	Malvaceae		X
<i>Ceiba pubiflora</i>	Ceiba	Malvaceae		X
<i>Ceiba samauma</i>	Ceiba	Malvaceae		X
<i>Ceiba speciosa</i>	Ceiba	Malvaceae		X
<i>Eriotheca candolleana</i>	Eriotheca	Malvaceae		X
<i>Eriotheca pubescens</i>	Eriotheca	Malvaceae		X
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Guazuma	Malvaceae	X	X
<i>Luehea candicans</i>	Luehea	Malvaceae	X	X
<i>Luehea divaricata</i>	Luehea	Malvaceae		X
<i>Luehea grandiflora</i>	Luehea	Malvaceae		X
<i>Luehea paniculata</i>	Luehea	Malvaceae		X
<i>Pseudobombax longiflorum</i>	Pseudobombax	Malvaceae		X
<i>Pseudobombax tomentosum</i>	Pseudobombax	Malvaceae		X
<i>Sterculia striata</i>	Sterculia	Malvaceae		X
<i>Bellucia grossularioides</i>	Bellucia	Melastomataceae	X	X
<i>Mouriri glazioviana</i>	Mouriri	Melastomataceae	X	X
<i>Mouriri guianensis</i>	Mouriri	Melastomataceae	X	
<i>Mouriri pusa</i>	Mouriri	Melastomataceae	X	
<i>Tibouchina candolleana</i>	Tibouchina	Melastomataceae	X	X
<i>Tibouchina sellowiana</i>	Tibouchina	Melastomataceae	X	X
<i>Cabralea canjerana</i>	Cabralea	Meliaceae	X	X
<i>Cedrela fissilis</i>	Cedrela	Meliaceae	X	X
<i>Cedrela odorata</i>	Cedrela	Meliaceae		X
<i>Guarea guidonia</i>	Guarea	Meliaceae		X
<i>Guarea kunthiana</i>	Guarea	Meliaceae		X
<i>Trichilia clausenii</i>	Trichilia	Meliaceae		X
<i>Trichilia hirta</i>	Trichilia	Meliaceae		X
<i>Trichilia pallida</i>	Trichilia	Meliaceae		X
<i>Brosimum rubescens</i>	Brosimum	Moraceae		X
<i>Ficus adhatodifolia</i>	Ficus	Moraceae		X
<i>Ficus calyptroceras</i>	Ficus	Moraceae		X
<i>Ficus enormis</i>	Ficus	Moraceae		X
<i>Ficus gardneriana</i>	Ficus	Moraceae		X
<i>Ficus glabra</i>	Ficus	Moraceae		X
<i>Ficus gomelleira</i>	Ficus	Moraceae		X
<i>Ficus guaraníca</i>	Ficus	Moraceae		X
<i>Ficus luschnathiana</i>	Ficus	Moraceae		X
<i>Ficus obtusiuscula</i>	Ficus	Moraceae		X
<i>Ficus pertusa</i>	Ficus	Moraceae		X
<i>Virola sebifera</i>	Virola	Myristicaceae		X
<i>Virola surinamensis</i>	Virola	Myristicaceae		X
<i>Virola urbaniana</i>	Virola	Myristicaceae		X
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	Blepharocalyx	Myrtaceae	X	X
<i>Calycorectes acutatus</i>	Calycorectes	Myrtaceae	X	X
<i>Calyptranthes clusiaefolia</i>	Calyptranthes	Myrtaceae	X	X
<i>Calyptranthes concinna</i>	Calyptranthes	Myrtaceae	X	X
<i>Campomanesia eugenioides</i>	Campomanesia	Myrtaceae	X	X
<i>Campomanesia guaviroba</i>	Campomanesia	Myrtaceae		X
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	Campomanesia	Myrtaceae	X	X
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	Campomanesia	Myrtaceae	X	X
<i>Eugenia dysenterica</i>	Eugenia	Myrtaceae	X	X
<i>Eugenia involucrata</i>	Eugenia	Myrtaceae	X	X

<i>Eugenia uruguayensis</i>	Eugenia	Myrtaceae	X	X
<i>Gomidesia affinis</i>	Gomidesia	Myrtaceae	X	X
<i>Gomidesia lindeniana</i>	Gomidesia	Myrtaceae	X	X
<i>Myrcia crassifolia</i>	Myrcia	Myrtaceae	X	X
<i>Myrcia rostrata</i>	Myrcia	Myrtaceae	X	X
<i>Myrcia tomentosa</i>	Myrcia	Myrtaceae	X	X
<i>Myrciaria floribunda</i>	Myrciaria	Myrtaceae	X	X
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	Pimenta	Myrtaceae	X	X
<i>Psidium cattleianum</i>	Psidium	Myrtaceae	X	X
<i>Psidium longipetiolatum</i>	Psidium	Myrtaceae	X	X
<i>Psidium sartorianum</i>	Psidium	Myrtaceae	X	X
<i>Siphoneugena densiflora</i>	Siphoneugena	Myrtaceae	X	X
<i>Guapira graciliflora</i>	Guapira	Nyctaginaceae	X	X
<i>Pisonia ambigua</i>	Pisonia	Nyctaginaceae	X	X
<i>Ouratea castaneifolia</i>	Ouratea	Ochnaceae	X	
<i>Ouratea spectabilis</i>	Ouratea	Ochnaceae	X	X
<i>Heisteria silvianii</i>	Heisteria	Olacaceae	X	X
<i>Agonandra brasiliensis</i>	Agonandra	Opiliaceae		X
<i>Agonandra excelsa</i>	Agonandra	Opiliaceae	X	
<i>Ternstroemia brasiliensis</i>	Ternstroemia	Pentaphylacaceae	X	X
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	Hieronyma	Phyllanthaceae	X	X
<i>Richeria grandis</i>	Richeria	Phyllanthaceae		X
<i>Gallesia integrifolia</i>	Gallesia	Phytolaccaceae		X
<i>Triplaris americana</i>	Triplaris	Polygonaceae		X
<i>Triplaris gardneriana</i>	Triplaris	Polygonaceae	X	X
<i>Euplassa incana</i>	Euplassa	Proteaceae		X
<i>Roupala brasiliensis</i>	Roupala	Proteaceae	X	X
<i>Roupala montana</i>	Roupala	Proteaceae	X	X
<i>Colubrina glandulosa</i>	Colubrina	Rhamnaceae	X	X
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>	Rhamnidium	Rhamnaceae	X	X
<i>Prunus brasiliensis</i>	Prunus	Rosaceae	X	X
<i>Prunus sellowii</i>	Prunus	Rosaceae		X
<i>Amaioua guianensis</i>	Amaioua	Rubiaceae	X	X
<i>Calycophyllum multiflorum</i>	Calycophyllum	Rubiaceae		X
<i>Calycophyllum spruceanum</i>	Calycophyllum	Rubiaceae		X
<i>Coutarea hexandra</i>	Coutarea	Rubiaceae	X	X
<i>Faramea hyacinthina</i>	Faramea	Rubiaceae		X
<i>Genipa americana</i>	Genipa	Rubiaceae		X
<i>Guettarda pohliana</i>	Guettarda	Rubiaceae	X	
<i>Guettarda viburnoides</i>	Guettarda	Rubiaceae	X	X
<i>Ixora brevifolia</i>	Ixora	Rubiaceae	X	X
<i>Psychotria carthagenensis</i>	Psychotria	Rubiaceae		X
<i>Simira sampaioana</i>	Simira	Rubiaceae		X
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	Esenbeckia	Rutaceae	X	X
<i>Galipea jasminiflora</i>	Galipea	Rutaceae	X	X
<i>Heliotta apiculata</i>	Heliotta	Rutaceae	X	X
<i>Pilocarpus pennatifolius</i>	Pilocarpus	Rutaceae	X	
<i>Zanthoxylum monogynum</i>	Zanthoxylum	Rutaceae	X	X
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Zanthoxylum	Rutaceae	X	X
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	Zanthoxylum	Rutaceae		X
<i>Casearia gossypiosperma</i>	Casearia	Salicaceae		X
<i>Casearia lasiophylla</i>	Casearia	Salicaceae	X	X
<i>Casearia rupestres</i>	Casearia	Salicaceae	X	X
<i>Prockia crucis</i>	Prockia	Salicaceae	X	
<i>Allophylus edulis</i>	Allophylus	Sapindaceae	X	X
<i>Allophylus sericeus</i>	Allophylus	Sapindaceae	X	
<i>Cupania vernalis</i>	Cupania	Sapindaceae	X	X
<i>Dilodendron bipinnatum</i>	Dilodendron	Sapindaceae	X	
<i>Magonia pubescens</i>	Magonia	Sapindaceae	X	X
<i>Matayba elaeagnoides</i>	Matayba	Sapindaceae	X	X

<i>Matayba guianensis</i>	Matayba	Sapindaceae		X
<i>Sapindus saponária</i>	Sapindus	Sapindaceae		X
<i>Talisia esculenta</i>	Talisia	Sapindaceae		X
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	Chrysophyllum	Sapotaceae	X	X
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	Chrysophyllum	Sapotaceae	X	X
<i>Pouteria gardneri</i>	Pouteria	Sapotaceae		X
<i>Pouteria gardneriana</i>	Pouteria	Sapotaceae		X
<i>Pouteria macrophylla</i>	Pouteria	Sapotaceae		X
<i>Pouteria ramiflora</i>	Pouteria	Sapotaceae	X	X
<i>Pouteria torta</i>	Pouteria	Sapotaceae	X	X
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	Sideroxylon	Sapotaceae		X
<i>Simarouba amara</i>	Simarouba	Simaroubaceae	X	X
<i>Simarouba versicolor</i>	Simarouba	Simaroubaceae		X
<i>Styrax pohlii</i>	Styrax	Styracaceae		X
<i>Symplocos lanceolata</i>	Symplocos	Symplocaceae	X	
<i>Symplocos mosenii</i>	Symplocos	Symplocaceae		X
<i>Symplocos nitens</i>	Symplocos	Symplocaceae		X
<i>Symplocos uniflora</i>	Symplocos	Symplocaceae	X	
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	Daphnopsis	Thymelaeaceae	X	
<i>Cecropia pachystachya</i>	Cecropia	Urticaceae	X	X
<i>Cecropia glaziovi</i>	Cecropia	Urticaceae		X
<i>Callisthene fasciculata</i>	Callisthene	Vochysiaceae	X	X
<i>Callisthene major</i>	Callisthene	Vochysiaceae	X	X
<i>Callisthene minor</i>	Callisthene	Vochysiaceae	X	X
<i>Qualea dichotoma</i>	Qualea	Vochysiaceae		X
<i>Qualea grandiflora</i>	Qualea	Vochysiaceae		X
<i>Qualea multiflora</i>	Qualea	Vochysiaceae	X	X
<i>Qualea parviflora</i>	Qualea	Vochysiaceae	X	X
<i>Salvertia convallariodora</i>	Salvertia	Vochysiaceae		X
<i>Vochysia cinnamomea</i>	Vochysia	Vochysiaceae	X	X
<i>Vochysia divergens</i>	Vochysia	Vochysiaceae	X	X
<i>Vochysia elliptica</i>	Vochysia	Vochysiaceae		X
<i>Vochysia haenkeana</i>	Vochysia	Vochysiaceae	X	X
<i>Vochysia pyramidalis</i>	Vochysia	Vochysiaceae		X
<i>Vochysia thyrsoides</i>	Vochysia	Vochysiaceae	X	X
<i>Vochysia tucanorum</i>	Vochysia	Vochysiaceae	X	X
<i>Drimys brasiliensis</i>	Drimys	Winteraceae	X	X

1. As espécies *Ceiba samauma*, *Centrolobium sclerophyllum*, *Eugenia uruguayensis*, *Euplassa incana* não foram utilizadas nos capítulos 2 e 3.

## MATERIAL SUPLEMENTAR 2

Tabela 1. Características funcionais compiladas para cada espécie estudada<sup>1</sup>. Na coluna grupo fitofisionômico, '1' indica vegetação ciliar, '2' indica cerrado lato sensu, '3' indica mata seca e '4' indica espécies generalistas. Na coluna de deciduidade foliar, '0' indica decídua, '1' sempreverde e '2' semidecídua.

<i>Espécie</i>	Grupo	Altura máxima (m)	Comprimento da folha (cm)	Massa da semente (mg)	Densidade (g/cm <sup>3</sup> )	Deciduidade de foliar
<i>Acacia polyphylla</i>	4	15,000		104,167	0,765	2
<i>Acosmium dasycarpum</i>	4		25,000			
<i>Acosmium subelegans</i>	4	7,000	42,750	14,493		2
<i>Aegiphylla integrifolia</i>	4		24,000	24,038	0,680	0
<i>Agonandra brasiliensis</i>	4	13,000	7,250	2409,639	0,898	0
<i>Agonandra excelsa</i>	4	10,000	6,000	1666,667		2
<i>Albizia inundata</i>	1	8,000	247,500	1123,596	0,650	0
<i>Albizia niopoides</i>	4	28,500	735,000	27,550	0,750	2
<i>Albizia polycephala</i>	4	19,500	809,875	38,050	0,640	2
<i>Alchornea glandulosa</i>	4	25,000	13,500	51,282	0,448	1
<i>Alchornea triplinervia</i>	1	32,500	9,375	38,138	0,500	2
<i>Allophylus edulis</i>	4	20,000	21,750	26,909	0,670	2
<i>Allophylus sericeus</i>	4	6,000	30,000	158,730	0,640	0
<i>Amaioua guianensis</i>	4	12,000	14,000	8,000	0,670	1
<i>Amburana cearensis</i>	3	30,000	16,500	680,389	0,588	0
<i>Anacardium occidentale</i>	4	20,000	11,000	4166,667	0,420	0
<i>Anadenanthera colubrina</i>	4	22,500	2850,000	101,017	0,950	2
<i>Anadenanthera peregrina</i>	4	27,333	1430,000	87,789	0,958	2
<i>Andira anthelmia</i>	4	21,500	81,375	16666,667	0,980	2
<i>Andira cuyabensis</i>	4	6,000	31,500	8695,652		0
<i>Andira fraxinifolia</i>	4	15,000	60,500	14285,714	0,920	1
<i>Andira inermis</i>	1	20,000	84,000	13513,514	0,780	1
<i>Annona cacans</i>	4	25,000	12,000	259,777	0,550	2
<i>Annona crassiflora</i>	4	8,000	8,000	666,667	0,560	0
<i>Apeiba tibourbou</i>	4	21,667	22,083	7,819	0,220	2
<i>Apuleia leiocarpa</i>	1	31,667	45,139	83,421	0,853	0
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	4	16,000	9,000	138,889	0,660	0
<i>Aspidosperma discolor</i>	1	25,000	6,500	166,667		2
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	4	18,000	20,000	1269,841	0,790	0
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	4	40,000	8,250	174,603	0,773	1
<i>Aspidosperma pyriformis</i>	4	8,500	5,875	229,417	0,820	0



<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	3	30,000	14,250	476,190	0,710	2
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	4	20,000	8,000	163,934		1
<i>Aspidosperma subincanum</i>	4	20,000	15,000	283,094	0,820	0
<i>Aspidosperma tomentosum</i>	4	8,000	24,167	476,190	0,820	2
<i>Astronium fraxinifolium</i>	4	16,333	20,000	28,169	1,010	0
<i>Astronium graveolens</i>	4	27,500	70,438	49,057	0,970	0
<i>Bellucia grossularioides</i>	1	9,000	25,000		0,640	1
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	4	20,000	5,417	17,056	0,788	1
<i>Bocageopsis mattogrossensis</i>	4	16,000	8,000	149,254	0,510	2
<i>Bowdichia virgilioides</i>	4	15,333	80,667	202,295	0,940	0
<i>Brosimum rubescens</i>	4	30,000	7,500		0,910	1
<i>Buchenavia tomentosa</i>	4	12,000	17,000	2666,667		2
<i>Byrsonima coccolobifolia</i>	2	6,000	9,500	105,263	0,620	0
<i>Byrsonima lancifolia</i>	4	15,000	9,500	454,545	0,660	1
<i>Byrsonima laxiflora</i>	4		12,000			0
<i>Byrsonima sericea</i>	4	16,000	10,000	153,846	0,763	2
<i>Byrsonima verbascifolia</i>	4	5,500	18,750	404,762	0,750	2
<i>Cabrlea canjerana</i>	4	32,500	228,917	497,875	0,685	0
<i>Caesalpinia ferrea</i>	1	12,500		318,376	1,205	1
<i>Callisthene fasciculata</i>	4	18,000	9,500	81,967	0,760	0
<i>Callisthene major</i>	2	16,000	2,750	588,235	0,750	2
<i>Callisthene minor</i>	4	18,000	1,500	357,143		2
<i>Callophylum brasiliensis</i>	1	28,333	10,800	1170,869	0,645	1
<i>Calycophyllum multiflorum</i>	4	25,000	6,500	0,182	0,860	0
<i>Calycophyllum spruceanum</i>	2	30,000	13,000	0,150	0,780	1
<i>Calycorectes acutatus</i>	1	14,000	9,000	4166,667	0,760	2
<i>Calyptranthes clusiaefolia</i>	4	8,000	12,000	72,993	0,720	2
<i>Calyptranthes concinna</i>	4	8,000	6,375	56,497	0,770	1
<i>Campomanesia eugeniioides</i>	4	7,000	3,500	41,667	0,840	0
<i>Campomanesia guaviroba</i>	1	16,000	8,750	91,676	0,810	2
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	2	17,500	10,500	48,634	0,610	2
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	4	22,500	7,375	56,319	0,860	0

<i>Cardiopetalum calophyllum</i>	4	6,000	13,250	71,429	0,790	2
<i>Cariniana estrellensis</i>	4	45,000	9,167	42,058	0,760	2
<i>Cariniana legalis</i>	4	50,000	6,000	31,250	0,553	2
<i>Cariniana rubra</i>	4	18,000	12,500	74,074	0,680	2
<i>Caryocar brasiliense</i>	2	10,500	47,438	5897,884	0,880	2
<i>Caryocar coriaceum</i>	2	15,000	22,500	5263,158	0,760	2
<i>Casearia gossypiosperma</i>	4	25,000	9,500	1,000		0
<i>Casearia lasiophylla</i>	4	8,000	11,500			0
<i>Casearia rupestris</i>	4	7,000	9,500	555,556		2
<i>Cassia ferruginea</i>	4	17,500	56,313	101,389	0,500	0
<i>Cavanillesia arborea</i>	3	30,000	13,000	4000,000	0,120	0
<i>Cecropia glaziovi</i>	1	17,000	42,500	0,500	0,410	1
<i>Cecropia pachystachya</i>	4	18,500	27,500	1,339	0,370	1
<i>Cedrela fissilis</i>	4	35,000	536,750	37,792	0,545	0
<i>Cedrela odorata</i>	1	33,333	144,667	28,757	0,588	0
<i>Ceiba pubiflora</i>	4	25,000		200,000	0,530	0
<i>Ceiba samauma</i>	4	25,000	63,000	333,333	0,830	0
<i>Ceiba speciosa</i>	4	30,000	61,813	136,357	0,280	0
<i>Centrolobium sclerophyllum</i>	2	30,000	96,000	9090,909	0,800	2
<i>Centrolobium tomentosum</i>	4	25,167	157,500	11212,121	0,743	0
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	4	22,500	12,500	322,850	0,710	2
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	4	10,000	5,000	181,818	0,780	2
<i>Clethra scabra</i>	4	19,000	11,667	0,250	0,553	2
<i>Clitoria fairchildiana</i>	2	12,000	51,000	555,556		0
<i>Clusia criuva</i>	1	12,000	8,000	240,964	0,600	1
<i>Cochlospermum orinocense</i>	4	28,000	90,000	32,573		0
<i>Colubrina glandulosa</i>	1	20,000	13,000	22,515	0,910	2
<i>Commiphora leptophloeos</i>	3	10,500	15,000	188,679	0,430	0
<i>Copaifera langsdorffi</i>	4	28,333	43,120	494,513	0,748	2
<i>Cordia ecalyculata</i>	1	16,000	11,000	185,185		1
<i>Cordia glabrata</i>	4	18,000	10,000	26,316		0
<i>Cordia sellowiana</i>	4	14,000	14,750	313,397		2
<i>Cordia trichotoma</i>	4	30,000	10,500	29,387	0,693	0
<i>Couepia grandiflora</i>	4	8,000	12,500	9090,909		0
<i>Coutarea hexandra</i>	4	5,000	6,750	0,333		2
<i>Croton floribundus</i>	4	17,500	10,000	36,747	0,575	2
<i>Croton piptocalyx</i>	4	20,000	27,500	51,546		2
<i>Croton urucurana</i>	1	14,000	13,500	8,333	0,830	0
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	1	30,000	13,500	1851,852	0,573	1
<i>Cupania vernalis</i>	4	23,500	147,778	269,833	0,682	2

<i>Curatella</i>						
<i>americana</i>	2	10,000	14,333	17,301	0,600	2
<i>Cybistax</i>						
<i>antisiphilitica</i>	2	20,000	85,000	49,383	0,590	0
<i>Dalbergia</i>						
<i>miscolobium</i>	2	14,000	40,270	208,019	0,810	2
<i>Dalbergia villosa</i>	4	12,000	28,875	35,714		2
<i>Daphnopsis</i>						
<i>fasciculata</i>	1	8,000	17,500	48,077	0,470	1
<i>Dendropanax</i>						
<i>cuneatus</i>	1	14,000	18,000	5,459		2
<i>Dilodendron</i>						
<i>bipinnatum</i>	3	10,000	84,500	446,429		2
<i>Dimorphandra</i>						
<i>gardneriana</i>	2	18,000	897,000	322,581	0,800	
<i>Dimorphandra</i>						
<i>mollis</i>	2	14,000	421,200	257,086		0
<i>Diospyros hispida</i>	4	7,000	16,667	954,545	0,620	0
<i>Diospyros</i>						
<i>inconstans</i>	4	9,000	6,000	421,941	0,830	1
<i>Dipteryx alata</i>	4	20,000	88,270	1245,455	1,083	1
<i>Drimys brasiliensis</i>	1	17,500	8,000	4,226	0,550	1
<i>Duguetia</i>						
<i>lanceolata</i>	4	20,000	10,000	625,000	0,920	1
<i>Emmotum nitens</i>	4	10,000	12,500	1666,667	0,878	1
<i>Endlicheria</i>						
<i>paniculata</i>	1	10,000	15,750	1298,701	0,580	1
<i>Enterolobium</i>						
<i>contortisiliquum</i>	4	37,500	234,813	205,556	0,513	0
<i>Enterolobium</i>						
<i>gummiferum</i>	2	6,000	105,000	532,880	0,610	0
<i>Enterolobium</i>						
<i>schomburgkii</i>	2	30,000	1155,000	625,000	0,790	0
<i>Eriotheca</i>						
<i>candolleana</i>	1	25,000	61,250	52,632	0,440	2
<i>Eriotheca</i>						
<i>pubescens</i>	4	10,000	59,000	165,536		2
<i>Erythrina crista-</i>						
<i>galli</i>	4	15,000	23,500	310,150	0,295	0
<i>Erythrina falcata</i>	4	32,500	41,250	209,119	0,308	0
<i>Erythrina verna</i>	4	25,000	28,500	206,186		0
<i>Eschweilera ovata</i>	1	28,000	9,500	1996,047	1,030	1
<i>Esenbeckia</i>						
<i>leiocarpa</i>	3	30,000	12,500	92,632	0,953	2
<i>Eugenia</i>						
<i>dysenterica</i>	4	8,000	6,250	625,000	0,820	0
<i>Eugenia</i>						
<i>involucrata</i>	4	15,000	7,250	133,333	0,940	2
<i>Eugenia</i>						
<i>uruguayensis</i>	1	7,000	6,500	312,500		0
<i>Euplassa incana</i>	4	12,000		4000,000		1
<i>Exellodendron</i>						
<i>cordatum</i>	2	6,000	6,500	128,205	1,010	1
<i>Faramea</i>						
<i>hyacinthina</i>	4		13,000		0,960	1
<i>Ficus adhatodifolia</i>	4	22,000	18,500	0,200	0,580	2
<i>Ficus</i>						
<i>calyptroceras</i>	3	12,000	10,000	0,182	0,520	2
<i>Ficus enormis</i>	1	22,000	13,000	0,200	0,400	1
<i>Ficus gardneriana</i>	4	16,000	15,500	0,200	0,650	1

<i>Ficus glabra</i>	4	30,000	13,000	0,200	0,530	0
<i>Ficus gomelleira</i>	4	18,000	16,500	0,200	0,480	2
<i>Ficus guaranitica</i>	1	20,000	15,000	0,333		1
<i>Ficus</i>						
<i>luschnathiana</i>	1	26,000	13,500	0,208	0,420	0
<i>Ficus obtusiuscula</i>	1	22,000	11,000	0,286	0,590	2
<i>Ficus pertusa</i>	4	6,000	8,500	0,200	0,630	2
<i>Galipea</i>						
<i>jasminiflora</i>	1	6,000	25,000	31,250		1
<i>Gallesia</i>						
<i>integrifolia</i>	1	30,000	13,750	75,089	0,640	1
<i>Garcinia</i>						
<i>gardneriana</i>	1	7,000	8,500	3225,806	0,870	1
<i>Genipa americana</i>	1	14,500	25,500	70,028	0,680	2
<i>Gochnatia</i>						
<i>polymorpha</i>	4	11,500	13,333	0,477	0,723	2
<i>Gomidesia affinis</i>	4	5,000	8,000	1282,051	0,780	2
<i>Gomidesia</i>						
<i>lindeniana</i>	1	6,000	14,000	55,556		1
<i>Guapira</i>						
<i>graciliflora</i>	4	5,000	8,500	142,857		1
<i>Guarea guidonia</i>	1	20,000	184,000	384,615	0,760	1
<i>Guarea kunthiana</i>	4	25,000	160,000	1324,503	0,820	1
<i>Guatteria</i>						
<i>sellowiana</i>	1		9,500	4166,667	0,485	2
<i>Guazuma ulmifolia</i>	4	23,000	11,500	5,653	0,590	2
<i>Guettarda pohliana</i>	1	7,000	6,250	526,316	1,090	2
<i>Guettarda</i>						
<i>viburnoides</i>	2	7,000	12,833	416,667	0,730	2
<i>Gustavia augusta</i>	1	10,000	20,000	1149,425		1
<i>Hancornia</i>						
<i>speciosa</i>	2	7,000	8,833	105,263		2
<i>Heisteria silvianii</i>	1	15,000	8,500	555,556	0,890	1
<i>Helietta apiculata</i>	3	21,500	15,500	17,997	0,923	1
<i>Hieronyma</i>						
<i>alchorneoides</i>	1	28,750	14,500	20,833	0,730	2
<i>Himatanthus</i>						
<i>drasticus</i>	2		12,000	31,746		0
<i>Himatanthus</i>						
<i>obovatus</i>	2	5,000	13,750	63,291	0,730	0
<i>Hirtella ciliata</i>	4	12,000	4,750	121,951	0,820	2
<i>Hirtella glandulosa</i>	1	20,000	18,500	105,263	0,930	2
<i>Hirtella hebeclada</i>	1	15,000	11,000	512,821	0,720	1
<i>Hirtella martiana</i>	1		12,500		0,970	2
<i>Humiria</i>						
<i>balsamifera</i>	1	25,000	10,500	153,846	0,950	1
<i>Hymenaea</i>						
<i>courbaril</i>	1	20,000	21,333	3656,566	1,020	2
<i>Hymenaea</i>						
<i>martiana</i>	4	18,000	12,000	3846,154	0,950	1
<i>Hymenaea</i>						
<i>stigonocarpa</i>	2	9,500	31,625	3562,500	0,900	0
<i>Ilex affinis</i>	4	8,000	10,333	43,860	0,510	1
<i>Ilex cerasifolia</i>	4	5,500	7,000	8,696	0,650	0
<i>Ilex theezans</i>	4	19,000	9,250	7,143	0,600	1
<i>Inga alba</i>	1	10,000	71,750			
<i>Inga cylindrica</i>	4	18,000	60,000	2083,333	0,480	2
<i>Inga edulis</i>	1	25,000	105,000	1769,912	0,760	2
<i>Inga laurina</i>	1	20,000	37,500	1886,792	0,710	1
<i>Inga marginata</i>	1	15,000	51,250	1470,588		2

<i>Inga nobilis</i>	1		160,000				2
<i>Inga sessilis</i>	1	22,500	145,250	1236,111	0,465		2
<i>Inga vera</i>	1	17,500	14,000	1315,789	0,628		2
<i>Ixora brevifolia</i>	4	8,000	9,000	30,303	0,880		1
<i>Jacaranda</i>							
<i>brasiliana</i>	4	10,000	1344,000	28,571	0,650		0
<i>Jacaranda copaia</i>	1	30,000		5,947	0,368		2
<i>Jacaranda</i>							
<i>cuspidifolia</i>	4	10,000		30,303			0
<i>Jacaranda</i>							
<i>macranta</i>	4	12,000		6,897			0
<i>Jacaranda</i>							
<i>micranta</i>	1	27,500	1122,000	8,980	0,580		0
<i>Kielmeyera</i>							
<i>coriácea</i>	4	6,000	14,000	55,556			2
<i>Kielmeyera</i>							
<i>lathrophyton</i>	4	14,000	14,000	34,483	0,670		1
<i>Lafoensia</i>							
<i>densiflora</i>	4		15,000	25,641			0
<i>Lafoensia pacari</i>	2	21,500	11,875	26,025	0,802		0
<i>Lamanonia ternata</i>	4	23,000	31,875	0,667	0,720		2
<i>Lecythis lanceolata</i>	4	28,000	6,000	3703,704	1,010		0
<i>Lecythis pisonis</i>	1	36,667	11,833	5176,893	0,903		0
<i>Leucochloron</i>							
<i>incuriale</i>	4	25,000	712,250	78,740			1
<i>Licania apetala</i>	1		14,000	4166,667	0,630		1
<i>Licania humilis</i>	2	6,000	7,000	416,667	0,510		1
<i>Licania kunthiana</i>	1	25,000	5,750	333,333	0,990		1
<i>Lithrea molleoides</i>	4	12,000	34,167	39,835			2
<i>Lonchocarpus</i>							
<i>araripensis</i>	3	7,000	36,000	204,082	0,850		0
<i>Lonchocarpus</i>							
<i>cultratus</i>	1	18,000	42,000	163,934			2
<i>Lonchocarpus</i>							
<i>guilleminianus</i>	1	25,000	64,000	165,289	0,720		2
<i>Lonchocarpus</i>							
<i>muehlbergianus</i>	4	27,500	83,125	764,368	0,740		0
<i>Lonchocarpus</i>							
<i>sericeus</i>	3	20,000	63,000	384,615			1
<i>Luehea candicans</i>	4	14,000	8,917	5,814			2
<i>Luehea divaricata</i>	4	21,000	9,417	4,224	0,635		0
<i>Luehea grandiflora</i>	4	17,000	15,250	6,098			2
<i>Luehea paniculata</i>	4	11,000	8,500	3,571			0
<i>Luetzelburgia</i>							
<i>auriculata</i>	2	10,000	56,000	307,692	0,980		0
<i>Machaerium</i>							
<i>acutifolium</i>	4	6,000	92,250	345,238	1,120		2
<i>Machaerium</i>							
<i>brasiliense</i>	4	18,500	52,772	136,986	0,660		2
<i>Machaerium</i>							
<i>hirtum</i>	4	12,000	85,500	526,316	0,660		2
<i>Machaerium</i>							
<i>nyctitans</i>	4	22,000	55,000	192,308	0,950		2
<i>Machaerium</i>							
<i>opacum</i>	2	8,000	71,500	400,000	0,800		2
<i>Machaerium</i>							
<i>scleroxylon</i>	4	27,500	45,111	236,111	0,888		2
<i>Machaerium</i>							
<i>vestitum</i>	1	14,000	60,000	322,581			2

<i>Machaerium villosum</i>	4	21,000	132,500	373,230	0,850	2
<i>Magonia pubescens</i>	4	11,667	77,625	2035,395	0,840	0
<i>Maprounea guianensis</i>	4	12,000	6,333	125,000	0,720	2
<i>Matayba elaeagnoides</i>	4	17,000	60,208	211,317	0,830	2
<i>Matayba guianensis</i>	4	24,000	93,333	331,439	0,845	2
<i>Melanoxylon braúna</i>	2	25,000	131,292	80,769	1,040	2
<i>Mezilaurus crassiramea</i>	4	12,000	12,000	2500,000	0,760	2
<i>Mouriri glazioviana</i>	4	12,000	12,000	277,778	0,780	2
<i>Mouriri guianensis</i>	1	9,000	6,000	161,290	1,100	1
<i>Mouriri pusa</i>	2	8,000		208,333		0
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	4	28,333	54,625	18,056	1,148	0
<i>Myrcia crassifolia</i>	4	6,000	4,500	163,934		1
<i>Myrcia rostrata</i>	4	9,250	6,167	250,000	0,870	2
<i>Myrcia tomentosa</i>	4	12,000	9,250	270,270	0,820	0
<i>Myrciaria floribunda</i>	4	14,000	6,500	60,606	0,890	2
<i>Myroxylon peruiiferum</i>	1	30,500	86,250	634,254	0,955	0
<i>Nectandra cissiflora</i>	4	32,500	19,375	1333,333	0,590	2
<i>Nectandra grandiflora</i>	1	17,500	12,500	1466,866	0,610	1
<i>Nectandra lanceolata</i>	1	25,000	15,333	787,982	0,700	2
<i>Nectandra megapotamica</i>	4	25,000	10,667	346,939	0,750	1
<i>Nectandra nitidula</i>	1	8,000	9,000	208,333	0,770	1
<i>Nectandra oppositifolia</i>	1	20,000	12,000	769,231	0,540	1
<i>Nectandra reticulata</i>	1	30,000	27,500			
<i>Ocotea acyphylla</i>	1	25,000	12,500			1
<i>Ocotea corymbosa</i>	4	25,000	8,625	253,968		2
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	4	13,000	7,500	555,556		1
<i>Ocotea elegans</i>	1	8,000	5,000	555,556	0,620	1
<i>Ocotea odorifera</i>	1	26,500	10,250	833,333	0,755	1
<i>Ocotea pretiosa</i>	1	25,000	9,000			
<i>Ocotea puberula</i>	4	25,000	11,500	127,210	0,445	2
<i>Ocotea pulchella</i>	4	25,000	5,625	149,880	0,650	2
<i>Ocotea spixiana</i>	4	16,000	12,750	606,061	0,660	1
<i>Ocotea velutina</i>	4	25,000	11,250	344,828		2
<i>Ormosia arborea</i>	1	20,000	146,667	982,143	0,700	2
<i>Ormosia fastigiata</i>	4	20,000	106,000			
<i>Ouratea castaneifolia</i>	4	14,000	18,500	56,180		1
<i>Ouratea spectabilis</i>	2	5,000	10,250	1111,111	0,640	0
<i>Parapiptadenia rigida</i>	1	32,500	472,500	27,879	0,863	2
<i>Parkia platycephala</i>	4	18,000	2808,000	476,190	0,760	2

<i>Peltogyne confertiflora</i>	4	20,000	15,000	833,333	0,950	0
<i>Peltophorum dubium</i>	3	32,500	1255,800	58,056	0,758	0
<i>Pera glabrata</i>	4	10,000	10,500	19,608		1
<i>Persea wildenovii</i>	4	25,000	15,000	161,290	0,680	1
<i>Physocalymma scaberrimum</i>	4	16,667	7,667	1,000	0,874	0
<i>Pilocarpus pennatifolius</i>	3	9,000	135,000	34,483	1,050	2
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	4	10,000	7,500	111,111	1,000	2
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	4	25,000		59,028	0,758	2
<i>Piptadenia viridiflora</i>	2	18,000	650,000	32,258	0,990	0
<i>Piptocarpha axillaris</i>	4	17,500	13,750	3,580	0,445	2
<i>Piptocarpha macropoda</i>	4		17,000			2
<i>Pisonia ambigua</i>	4	18,000	14,000	147,059	0,410	1
<i>Plathymenia reticulata</i>	2	17,333	365,039	42,303	0,542	0
<i>Platonia insignis</i>	2	30,000	11,000	18181,818	0,830	1
<i>Platycyamus regnellii</i>	1	22,000	36,000	500,000	0,810	0
<i>Platymiscium floribundum</i>	1	21,000	54,000	714,286	0,890	1
<i>Platymiscium pubescens</i>	2	15,000	45,000	357,143		0
<i>Platypodium elegans</i>	4	16,000	71,188	1198,801	0,797	2
<i>Plenckia populnea</i>	4	10,000	9,000	95,238		0
<i>Pouteria gardneri</i>	4	14,000	8,500	250,000	0,930	0
<i>Pouteria gardneriana</i>	1	15,000	16,750	303,030		0
<i>Pouteria macrophylla</i>	4	25,000	14,000	2083,333	0,910	2
<i>Pouteria ramiflora</i>	4	19,000	10,500	1508,327		2
<i>Pouteria torta</i>	4	24,500	16,750	3030,303	0,770	2
<i>Prockia crucis</i>	1	5,000	8,250	0,667	0,660	2
<i>Protium heptaphyllum</i>	4	20,000	57,375	214,927	0,740	1
<i>Protium spruceanum</i>	1	14,000	38,278	104,167	0,560	2
<i>Prunus brasiliensis</i>	4	25,000	9,000	229,911	0,840	1
<i>Prunus sellowii</i>	1	15,000	11,000	200,000	0,920	2
<i>Pseudobombax longiflorum</i>	4	15,000	191,667	116,959	0,390	0
<i>Pseudobombax tomentosum</i>	4	10,000	238,500	47,848	0,390	0
<i>Psidium cattleyanum</i>	1	6,000	7,500	15,385	1,120	2
<i>Psidium longipetiolatum</i>	4	28,000	7,000	41,322	0,830	1
<i>Psidium sartorianum</i>	4	16,000	4,000	357,143		1
<i>Psychotria carthagenensis</i>	1	12,000	11,000	19,231	0,700	1

<i>Pterocarpus rohrii</i>	4	32,000	80,625	457,317	0,550	1
<i>Pterodon</i>						
<i>emarginatus</i>	2	15,500	87,194	1293,860	0,872	0
<i>Pterodon</i>						
<i>pubescens</i>	4	15,000	77,000		0,750	0
<i>Pterogyne nitens</i>	4	26,667	68,028	157,513	0,778	2
<i>Qualea dichotoma</i>	4	18,000	10,250	104,218		0
<i>Qualea grandiflora</i>	2	24,000	15,200	177,588	0,880	0
<i>Qualea multiflora</i>	4	6,000	7,750	74,627	0,770	0
<i>Qualea parviflora</i>	2	10,000	7,833	41,057		0
<i>Rhamnidium</i>						
<i>elaecarpum</i>	4	16,000	6,500	143,306		0
<i>Richeria grandis</i>	1		16,000		0,400	1
<i>Rollinia</i>						
<i>leptopetala</i>	1	8,000	6,000	105,263		0
<i>Roupala</i>						
<i>brasiliensis</i>	4	28,333	13,333	15,200	0,985	2
<i>Roupala montana</i>	2	12,000	12,500	20,000	0,930	2
<i>Salvertia</i>						
<i>convallariodora</i>	2	18,000	23,833	133,333		0
<i>Samanea tubulosa</i>	3	23,000	234,000	516,667	0,610	0
<i>Sapindus</i>						
<i>saponária</i>	4	10,000	70,000	534,759		2
<i>Schefflera</i>						
<i>macrocarpa</i>	2	8,000	107,656	6,111	0,760	1
<i>Schefflera</i>						
<i>morototonii</i>	4	30,000	249,375	14,205	0,620	1
<i>Schinopsis</i>						
<i>brasiliensis</i>	3	12,000	45,500	151,515	1,230	0
<i>Schinus</i>						
<i>terebinthifolius</i>	4	12,500	42,500	25,062	0,800	1
<i>Sclerolobium</i>						
<i>aureum</i>	4	13,000	76,781	148,810	0,745	1
<i>Sclerolobium</i>						
<i>paniculatum</i>	4	16,667	100,700	133,587	0,788	1
<i>Senna macranthera</i>	4	11,500	32,000	43,116	0,500	2
<i>Senna multijuga</i>	1	15,000	103,500	12,004	0,480	0
<i>Senna spectabilis</i>	4	9,000	90,000	36,232		0
<i>Sideroxylon</i>						
<i>obtusifolium</i>	3	18,000	4,000	500,000	0,930	2
<i>Simarouba amara</i>	4	25,000	129,167	293,916	0,416	2
<i>Simarouba</i>						
<i>versicolor</i>	4	11,500	83,111	1515,152	0,487	2
<i>Simira sampaioana</i>	3	9,000	12,000	47,619		0
<i>Siphoneugena</i>						
<i>densiflora</i>	1	12,000	12,000	212,058	0,850	2
<i>Sloanea</i>						
<i>monosperma</i>	1	30,000	5,000	205,593	0,825	1
<i>Sparattosperma</i>						
<i>leucanthum</i>	1	14,000	62,500	5,373	0,570	2
<i>Spondias mombin</i>	4	27,500	96,000	3921,569	0,435	2
<i>Spondias tuberosa</i>	3	7,500		2469,684		0
<i>Sterculia striata</i>	4	21,333	23,500	2333,333	0,500	0
<i>Strychnos</i>						
<i>pseudoquina</i>	2	9,000	8,250	500,000		1
<i>Stryphnodendron</i>						
<i>adstringens</i>	2	5,000	475,313	404,930	1,190	0
<i>Styrax pohlii</i>	4	12,000	8,750	598,802		1
<i>Swartzia acutifolia</i>	3	12,000	68,250	3448,276	0,810	2



<i>Symphonia globulifera</i>	1	35,000	10,250	4444,444	0,700	2
<i>Symplocos lanceolata</i>	4	5,000	5,875	222,222	0,520	2
<i>Symplocos mosenii</i>	4		12,000			2
<i>Symplocos nitens</i>	1	12,000	12,250	2150,000		2
<i>Symplocos uniflora</i>	4	6,000	4,750	263,158		0
<i>Tabebuia alba</i>	4	30,000	72,000	10,855	0,900	0
<i>Tabebuia aurea</i>	4	20,000	88,413	148,893	0,763	0
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	4	22,500	33,750	10,764	1,050	0
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	1	22,167	57,000	43,058	0,985	0
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	4	36,667	71,250	68,366	0,980	0
<i>Tabebuia ochracea</i>	2	14,000	31,250	13,889	1,010	0
<i>Tabebuia roseo-alba</i>	4	16,000	31,500	14,085		0
<i>Tabebuia serratifolia</i>	4	22,500	57,500	45,063	1,080	0
<i>Tabebuia umbellata</i>	1	15,000	37,500	18,622		0
<i>Tabebuia vellosi</i>	4	25,000	60,000	65,789	0,990	0
<i>Talauma ovata</i>	1	30,000	23,750	223,090	0,463	1
<i>Talisia esculenta</i>	4	12,000	70,000	7142,857	1,100	2
<i>Tapirira guianensis</i>	4	19,333	87,750	47,916	0,608	1
<i>Tapirira obtusa</i>	4	12,000	70,000	196,078		1
<i>Tapura amazonica</i>	1		12,000	833,333	0,870	2
<i>Terminalia argentea</i>	4	19,000	11,750	357,143	0,800	0
<i>Terminalia fagifolia</i>	4	10,000	7,000	44,466	1,000	2
<i>Terminalia glabrescens</i>	4		13,000	357,143	0,750	0
<i>Terminalia lucida</i>	2	25,000	8,000	250,000		0
<i>Terminalia triflora</i>	1	12,000	5,500	17,422		0
<i>Ternstroemia brasiliensis</i>	2	7,000	9,000	104,167	0,470	2
<i>Tibouchina candolleana</i>	1	6,000	8,500	0,200	0,610	2
<i>Tibouchina sellowiana</i>	4	10,000	5,250	0,028	0,625	1
<i>Trema micrantha</i>	4	20,000	9,500	5,370	0,385	2
<i>Trichilia clausenii</i>	4	12,000	28,500	161,290		2
<i>Trichilia hirta</i>	3	14,000		48,309		2
<i>Trichilia pallida</i>	1	25,000	72,500	71,429	0,740	2
<i>Triplaris americana</i>	2	20,000	25,000			1
<i>Triplaris gardneriana</i>	3	7,000	13,000	58,824	0,630	0
<i>Vatairea macrocarpa</i>	4	10,000	47,500	1428,571	0,880	0
<i>Virola sebifera</i>	4	25,500	26,700	606,618	0,630	2
<i>Virola surinamensis</i>	4	35,000	15,000	1333,333	0,480	1
<i>Virola urbaniana</i>	1	35,000	20,000	588,235	0,410	1
<i>Vochysia cinnamomea</i>	4	7,000	13,500	285,714	0,750	0
<i>Vochysia divergens</i>	4	18,000	10,000	51,282	0,660	1
<i>Vochysia elliptica</i>	2		8,000			1

<i>Vochysia haenkeana</i>	3	20,000	13,000	40,000	0,600	2
<i>Vochysia pyramidalis</i>	4		19,000	192,308		1
<i>Vochysia thyrsoidea</i>	2	11,000	13,250	156,250	0,570	1
<i>Vochysia tucanorum</i>	4	16,000	9,875	25,126	0,400	1
<i>Xylopia aromatica</i>	4	9,667	10,700	71,984	0,650	2
<i>Xylopia brasiliensis</i>	1	30,000	6,250	72,993	0,700	1
<i>Xylopia emarginata</i>	1	20,000	5,000	78,125		1
<i>Xylopia frutescens</i>	2	8,000	8,500	47,619	0,620	1
<i>Xylopia sericea</i>	4	13,000	9,000	66,667		1
<i>Zanthoxylum monogynum</i>	3	20,000	36,000	58,824	0,900	1
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	4	17,500	98,750	13,353	0,733	2
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	4	18,000	100,000	24,876		0
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	4	29,000	78,083	73,333	0,775	2

2. As espécies *Ceiba samauma*, *Centrolobium sclerophyllum*, *Eugenia uruguayensis*, *Euplassa incana* não foram utilizadas nos capítulos 2 e 3.

### MATERIAL SUPLEMENTAR 3

Tabela 1. Quantidade de registros de ocorrência, valor do AUC, tamanho da distribuição potencial modelada e amplitude latitudinal para cada espécie estudada.

<b>Espécie</b>	<b>Número de registros no Brasil</b>	<b>Número de registros no Cerrado</b>	<b>AUC</b>	<b>Tamanho da distribuição no Cerrado (pixels)</b>	<b>Amplitude latitudinal (graus)</b>
<i>Acacia polyphylla</i>	429	147	0,802	2028	20,825
<i>Acosmium dasycarpum</i>	288	242	0,854	3106	17,339
<i>Acosmium subelegans</i>	167	119	0,925	2019	14,067
<i>Aegiphylla integrifolia</i>	31	10	0,921	1374	7,317
<i>Agonandra brasiliensis</i>	217	146	0,800	3058	19,014
<i>Agonandra excelsa</i>	35	8	0,899	501	13,715
<i>Albizia inundata</i>	44	5	0,909	236	16,016
<i>Albizia niopoides</i>	89	46	0,885	2940	18,324
<i>Albizia polycephala</i>	160	12	0,910	957	8,631
<i>Alchornea glandulosa</i>	129	38	0,950	928	10,345
<i>Alchornea triplinervia</i>	283	43	0,913	1151	8,843
<i>Allophylus edulis</i>	27	11	0,920	1464	5,725
<i>Allophylus sericeus</i>	78	36	0,894	2126	13,478
<i>Amaioua guianensis</i>	193	55	0,747	570	13,696
<i>Amburana cearensis</i>	145	23	0,901	1049	9,017
<i>Anacardium occidentale</i>	349	191	0,782	997	17,09
<i>Anadenanthera colubrina</i>	541	135	0,842	2084	19,651
<i>Anadenanthera peregrina</i>	252	143	0,877	2606	18,993
<i>Andira anthelmia</i>	80	20	0,951	1059	10,71
<i>Andira cuyabensis</i>	86	79	0,893	1988	14,658
<i>Andira fraxinifolia</i>	193	28	0,924	587	9,095
<i>Andira inermis</i>	52	14	0,753	810	6,921
<i>Annona cacans</i>	99	33	0,956	1173	7,343
<i>Annona crassiflora</i>	185	172	0,868	3082	17,218
<i>Apeiba tibourbou</i>	198	85	0,735	1792	16,554
<i>Apuleia leiocarpa</i>	225	84	0,743	2092	19,42
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	131	70	0,917	2074	13,833
<i>Aspidosperma discolor</i>	74	28	0,761	1172	15,436
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	197	173	0,855	3393	16,127
<i>Aspidosperma polyneuron</i>	129	28	0,925	1115	9,73
<i>Aspidosperma pyriformium</i>	270	44	0,925	1029	8,527
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	31	8	0,968	336	7,414
<i>Aspidosperma spruceanum</i>	56	16	0,815	516	14,987
<i>Aspidosperma subincanum</i>	168	126	0,850	3342	17,521
<i>Aspidosperma tomentosum</i>	326	264	0,853	3584	17,218
<i>Astronium fraxinifolium</i>	301	230	0,836	3258	18,04
<i>Astronium graveolens</i>	125	43	0,923	1004	12,338
<i>Bellucia grossularioides</i>	79	8	0,806	171	11,324
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	224	80	0,918	1080	5,346
<i>Bocageopsis mattogrossensis</i>	14	7	0,963	858	13,801
<i>Bowdichia virgilioides</i>	505	298	0,775	3891	21,051

<i>Brosimum rubescens</i>	44	6	0,749	302	12,017
<i>Buchenavia tomentosa</i>	151	124	0,852	2670	14,567
<i>Byrsonima coccolobifolia</i>	380	282	0,809	3327	21,501
<i>Byrsonima lancifolia</i>	53	45	0,905	2040	18,539
<i>Byrsonima laxiflora</i>	104	72	0,878	3766	15,576
<i>Byrsonima sericea</i>	267	58	0,863	752	17,673
<i>Byrsonima verbascifolia</i>	369	260	0,805	3697	18,139
<i>Cabralea canjerana</i>	281	71	0,930	1192	10,992
<i>Caesalpinia ferrea</i>	275	25	0,880	129	19,485
<i>Callisthene fasciculata</i>	206	148	0,844	3002	17,555
<i>Callisthene major</i>	112	102	0,912	2515	12,381
<i>Callisthene minor</i>	49	22	0,883	2554	17,41
<i>Callophyllum brasiliensis</i>	202	85	0,771	2381	17,067
<i>Calycophyllum multiflorum</i>	16	9	0,977	676	2,359
<i>Calycophyllum spruceanum</i>	34	7	0,823	1257	6,867
<i>Calycorectes acutatus</i>	15	5	0,984	447	3,261
<i>Calyptanthes clusiaefolia</i>	41	23	0,970	383	9,227
<i>Calyptanthes concinna</i>	174	47	0,954	447	8,036
<i>Campomanesia eugenioides</i>	121	42	0,864	1056	12,368
<i>Campomanesia guaviroba</i>	173	30	0,940	970	8,729
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	162	25	0,930	1263	10,112
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	236	39	0,930	860	8,843
<i>Cardiopetalum calophyllum</i>	101	83	0,894	2280	10,484
<i>Cariniana estrellensis</i>	173	69	0,917	2088	10,128
<i>Cariniana legalis</i>	57	10	0,947	955	6,53
<i>Cariniana rubra</i>	32	27	0,899	1765	11,221
<i>Caryocar brasiliense</i>	325	266	0,856	3520	17,476
<i>Caryocar coriaceum</i>	80	68	0,927	1310	11,306
<i>Casearia gossypiosperma</i>	125	43	0,937	1008	8,909
<i>Casearia lasiophylla</i>	102	24	0,929	260	20,054
<i>Casearia rupestris</i>	60	52	0,909	3149	11,033
<i>Cassia ferruginea</i>	150	34	0,879	1512	19,078
<i>Cavanillesia arborea</i>	25	10	0,934	1491	2,162
<i>Cecropia glaziovi</i>	60	6	0,948	468	6,718
<i>Cecropia pachystachya</i>	325	154	0,844	3049	17,443
<i>Cedrela fissilis</i>	278	93	0,861	1352	19,279
<i>Cedrela odorata</i>	130	40	0,782	1364	15,331
<i>Ceiba pubiflora</i>	36	16	0,929	2764	10,032
<i>Ceiba samauma</i>	10	3	0,852	1715	8,65
<i>Ceiba speciosa</i>	71	18	0,910	2285	13,424
<i>Centrolobium sclerophyllum</i>	11	3	0,956	406	2,538
<i>Centrolobium tomentosum</i>	99	32	0,948	1171	12,421
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	223	45	0,915	1637	8,73
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	266	117	0,897	2584	0,832
<i>Clethra scabra</i>	242	33	0,959	573	8,843
<i>Clitoria fairchildiana</i>	37	9	0,873	332	13,869
<i>Clusia criuva</i>	152	38	0,961	488	13,936

<i>Cochlospermum</i>					
<i>orinocense</i>	29	4	0,749	1244	3,668
<i>Colubrina glandulosa</i>	128	22	0,877	967	8,59
<i>Commiphora</i>					
<i>leptophloeos</i>	157	24	0,934	714	7,183
<i>Copaifera langsdorffi</i>	551	335	0,818	3683	21,605
<i>Cordia ecalyculata</i>	163	22	0,941	762	5,396
<i>Cordia glabrata</i>	120	75	0,858	2563	12,554
<i>Cordia sellowiana</i>	202	78	0,878	1142	16,55
<i>Cordia trichotoma</i>	405	104	0,843	3289	16,95
<i>Couepia grandiflora</i>	205	180	0,856	3625	18,139
<i>Coutarea hexandra</i>	324	60	0,841	1104	18,939
<i>Croton floribundus</i>	248	72	0,941	840	5,591
<i>Croton piptocalyx</i>	27	9	0,977	546	2,84
<i>Croton urucurana</i>	231	115	0,901	1978	15,53
<i>Cryptocarya</i>					
<i>aschersoniana</i>	132	25	0,958	585	8,843
<i>Cupania vernalis</i>	321	111	0,900	1804	17,663
<i>Curatella americana</i>	388	267	0,774	2920	18,129
<i>Cybistax antisiphilitica</i>	229	139	0,833	3653	20,309
<i>Dalbergia miscolobium</i>	247	174	0,874	3237	17,88
<i>Dalbergia villosa</i>	37	7	0,982	296	5,825
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	92	18	0,971	323	8,843
<i>Dendropanax cuneatus</i>	153	71	0,928	2252	14,202
<i>Dilodendron bipinnatum</i>	117	95	0,888	3326	12,017
<i>Dimorphandra</i>					
<i>gardneriana</i>	85	55	0,900	1692	15,994
<i>Dimorphandra mollis</i>	371	336	0,853	3251	17,873
<i>Diospyros hispida</i>	286	241	0,828	3634	17,88
<i>Diospyros inconstans</i>	79	14	0,900	831	16,091
<i>Dipteryx alata</i>	252	200	0,849	2609	19,46
<i>Drimys brasiliensis</i>	182	33	0,965	494	10,377
<i>Duguetia lanceolata</i>	25	21	0,980	1545	6,817
<i>Emmotum nitens</i>	337	250	0,813	2844	13,502
<i>Endlicheria paniculata</i>	354	79	0,914	684	11,693
<i>Enterolobium</i>					
<i>contortisiliquum</i>	224	82	0,836	3760	16,977
<i>Enterolobium</i>					
<i>gummiferum</i>	177	160	0,879	2727	17,008
<i>Enterolobium</i>					
<i>schomburgkii</i>	53	6	0,745	8	6,54
<i>Eriotheca candolleana</i>	35	22	0,900	1921	10,417
<i>Eriotheca pubescens</i>	74	73	0,927	3257	10,825
<i>Erythrina crista-galli</i>	84	18	0,922	1342	10,889
<i>Erythrina falcata</i>	106	13	0,943	436	18,69
<i>Erythrina verna</i>	32	12	0,910	2449	7,8
<i>Eschweilera ovata</i>	125	12	0,905	111	11,44
<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	60	17	0,928	834	8,958
<i>Eugenia dysenterica</i>	173	160	0,901	2196	16,845
<i>Eugenia involucrata</i>	162	42	0,931	1287	10,719
<i>Eugenia uruguayensis</i>	43	3	0,965	28	10,345
<i>Euplassa incana</i>	10	3	0,981	622	2,861
<i>Exellodendron cordatum</i>	20	20	0,968	880	8,281
<i>Faramea hyacinthina</i>	19	4	0,962	266	8,648
<i>Ficus adhatodifolia</i>	59	14	0,921	2040	9,55
<i>Ficus calyptroceras</i>	29	12	0,919	298	8,744
<i>Ficus enormis</i>	116	24	0,926	840	10,697
<i>Ficus gardneriana</i>	13	6	0,861	1357	8,121
<i>Ficus glabra</i>	26	5	0,923	243	7,235
<i>Ficus gomelleira</i>	91	10	0,803	2167	8,968

<i>Ficus guaranitica</i>	125	51	0,946	1817	12,397
<i>Ficus luschnathiana</i>	134	10	0,962	550	6,933
<i>Ficus obtusiuscula</i>	76	40	0,832	3257	8,655
<i>Ficus pertusa</i>	94	34	0,767	1255	14,27
<i>Galipea jasminiflora</i>	48	25	0,949	1977	9,525
<i>Gallesia integrifolia</i>	94	19	0,922	1676	11,526
<i>Garcinia gardneriana</i>	83	8	0,935	1013	12,633
<i>Genipa americana</i>	65	49	0,851	2046	15,299
<i>Gochnatia polymorpha</i>	254	76	0,939	850	8,843
<i>Gomidesia affinis</i>	75	8	0,975	259	7,687
<i>Gomidesia lindeniana</i>	54	41	0,927	2242	14,795
<i>Guapira graciliflora</i>	100	71	0,846	3076	14,033
<i>Guarea guidonia</i>	304	119	0,810	2328	17,5
<i>Guarea kunthiana</i>	212	72	0,792	2470	13,529
<i>Guatteria sellowiana</i>	57	28	0,968	983	6,483
<i>Guazuma ulmifolia</i>	473	232	0,789	3105	20,198
<i>Guettarda pohliana</i>	49	49	0,947	2291	11,037
<i>Guettarda viburnoides</i>	378	228	0,813	3108	19,344
<i>Gustavia augusta</i>	99	7	0,828	2	12,387
<i>Hancornia speciosa</i>	344	247	0,779	4059	20,133
<i>Heisteria silvianii</i>	66	3	0,979	351	7,475
<i>Helietta apiculata</i>	120	34	0,962	528	3,636
<i>Hieronyma alchorneoides</i>	104	23	0,886	1018	11,434
<i>Himatanthus drasticus</i>	122	56	0,873	1418	15,462
<i>Himatanthus obovatus</i>	329	278	0,815	3827	17,08
<i>Hirtella ciliata</i>	138	70	0,873	921	12,936
<i>Hirtella glandulosa</i>	220	155	0,789	3204	17,014
<i>Hirtella hebeclada</i>	92	11	0,973	600	10,69
<i>Hirtella martiana</i>	30	21	0,959	833	3,402
<i>Humiria balsamifera</i>	229	47	0,707	361	14,311
<i>Hymenaea courbaril</i>	394	158	0,755	3088	21,087
<i>Hymenaea martiana</i>	116	57	0,861	2451	17,451
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	412	329	0,825	3507	18,267
<i>Ilex affinis</i>	125	83	0,882	3538	17,594
<i>Ilex cerasifolia</i>	30	14	0,981	629	7,767
<i>Ilex theezans</i>	150	8	0,966	352	10,345
<i>Inga alba</i>	81	18	0,775	1028	12,167
<i>Inga cylindrica</i>	45	15	0,843	3044	8,793
<i>Inga edulis</i>	156	18	0,798	953	19,683
<i>Inga laurina</i>	218	66	0,783	1274	19,691
<i>Inga marginata</i>	390	67	0,847	969	19,004
<i>Inga nobilis</i>	88	20	0,750	614	4,498
<i>Inga sessilis</i>	149	10	0,970	368	5,424
<i>Inga vera</i>	373	121	0,816	3504	19,42
<i>Ixora brevifolia</i>	39	24	0,935	949	9,947
<i>Jacaranda brasiliana</i>	152	117	0,868	2454	16,717
<i>Jacaranda copaia</i>	90	5	0,761	524	5,083
<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	111	78	0,873	3101	18,55
<i>Jacaranda macrantha</i>	37	10	0,969	996	8,33
<i>Jacaranda micrantha</i>	80	13	0,968	366	5,493
<i>Kielmeyera coriacea</i>	171	153	0,854	3541	16,545
<i>Kielmeyera lathrophyton</i>	50	46	0,933	1268	12,433
<i>Lafoensia densiflora</i>	26	8	0,841	2637	8,655
<i>Lafoensia pacari</i>	394	296	0,834	3494	19,416
<i>Lamanonia ternata</i>	169	60	0,947	1048	10,335
<i>Lecythis lanceolata</i>	21	3	0,976	524	3,743
<i>Lecythis pisonis</i>	111	12	0,832	286	19,225
<i>Leucochloron incuriale</i>	47	6	0,982	240	8,183
<i>Licania apetala</i>	111	44	0,719	1496	9,229
<i>Licania humilis</i>	133	110	0,873	3732	16,1

<i>Licania kunthiana</i>	96	37	0,722	1517	9,513
<i>Lithrea molleoides</i>	59	42	0,962	1738	8,122
<i>Lonchocarpus</i>					
<i>araripensis</i>	66	9	0,940	807	12,734
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	113	27	0,931	1206	10,698
<i>Lonchocarpus</i>					
<i>guilleminianus</i>	50	10	0,958	1019	7,641
<i>Lonchocarpus</i>					
<i>muehlbergianus</i>	77	13	0,955	920	10,853
<i>Lonchocarpus sericeus</i>	131	29	0,891	494	16,666
<i>Luehea candicans</i>	129	73	0,876	3450	16,43
<i>Luehea divaricata</i>	269	98	0,894	2092	12,778
<i>Luehea grandiflora</i>	196	117	0,910	2896	17,28
<i>Luehea paniculata</i>	161	108	0,819	2937	17,553
<i>Luetzelburgia auriculata</i>	108	15	0,936	350	9,399
<i>Machaerium acutifolium</i>	407	284	0,813	3628	19,796
<i>Machaerium brasiliense</i>	126	60	0,940	1515	10,491
<i>Machaerium hirtum</i>	239	56	0,868	1520	18,746
<i>Machaerium nyctitans</i>	158	25	0,951	479	13,453
<i>Machaerium opacum</i>	173	159	0,923	1980	13,879
<i>Machaerium scleroxylon</i>	67	26	0,903	1671	12,437
<i>Machaerium vestitum</i>	50	13	0,955	788	1,601
<i>Machaerium villosum</i>	148	67	0,945	1197	13,547
<i>Magonia pubescens</i>	240	196	0,856	2475	19,206
<i>Maprounea guianensis</i>	320	155	0,668	1478	18,981
<i>Matayba elaeagnoides</i>	231	65	0,916	792	14,093
<i>Matayba guianensis</i>	305	174	0,753	3060	17,433
<i>Melanoxylon brauna</i>	53	3	0,910	1010	6,158
<i>Mezilaurus crassiramea</i>	34	27	0,940	1572	6,483
<i>Mouriri glazioviana</i>	25	18	0,949	921	12,841
<i>Mouriri guianensis</i>	40	9	0,859	687	13,492
<i>Mouriri pusa</i>	96	76	0,844	1692	14,641
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	308	134	0,866	2280	15,9
<i>Myrcia crassifolia</i>	23	6	0,972	1096	2,049
<i>Myrcia rostrata</i>	321	120	0,875	1691	17,326
<i>Myrcia tomentosa</i>	351	194	0,860	3082	19,109
<i>Myrciaria floribunda</i>	237	53	0,801	1232	14,214
<i>Myroxylon peruiferum</i>	86	30	0,941	1371	7,883
<i>Nectandra cissiflora</i>	69	35	0,866	2767	8,772
<i>Nectandra grandiflora</i>	130	24	0,956	499	11,112
<i>Nectandra lanceolata</i>	185	27	0,952	428	17,169
<i>Nectandra megapotamica</i>	279	54	0,945	712	9,695
<i>Nectandra nitidula</i>	73	12	0,961	519	10,149
<i>Nectandra oppositifolia</i>	198	24	0,956	875	8,47
<i>Nectandra reticulata</i>	40	5	0,926	863	6,001
<i>Ocotea acyphylla</i>	101	14	0,821	345	11,219
<i>Ocotea corymbosa</i>	211	99	0,950	1075	10,345
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	151	26	0,917	1244	11,098
<i>Ocotea elegans</i>	115	7	0,961	501	8,649
<i>Ocotea odorifera</i>	123	18	0,961	559	3,345
<i>Ocotea pretiosa</i>	21	3	0,967	650	1,161
<i>Ocotea puberula</i>	253	23	0,929	382	9,056
<i>Ocotea pulchella</i>	265	81	0,948	658	10,721
<i>Ocotea spixiana</i>	68	46	0,952	1465	7,85
<i>Ocotea velutina</i>	87	43	0,961	1483	4,571
<i>Ormosia arborea</i>	111	40	0,928	1145	10,113
<i>Ormosia fastigiata</i>	56	29	0,843	3102	11,434
<i>Ouratea castaneifolia</i>	146	109	0,854	2934	13,451
<i>Ouratea spectabilis</i>	164	128	0,882	3637	15,093
<i>Parapiptadenia rigida</i>	163	20	0,958	526	8,73

<i>Parkia platycephala</i>	86	55	0,918	804	12,033
<i>Peltogyne confertiflora</i>	101	77	0,859	1940	14,777
<i>Peltophorum dubium</i>	239	66	0,901	1312	13,726
<i>Pera glabrata</i>	378	126	0,894	1122	14,089
<i>Persea pyrifolia</i>	82	33	0,979	355	5,306
<i>Physocalymma</i>					
<i>scaberrimum</i>	125	85	0,868	1255	9,719
<i>Pilocarpus pennatifolius</i>	101	10	0,962	605	5,591
<i>Pimenta</i>					
<i>pseudocaryophyllus</i>	105	15	0,969	606	8,73
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	201	53	0,911	1150	12,643
<i>Piptadenia viridiflora</i>	95	15	0,941	821	4,452
<i>Piptocarpha axillaris</i>	153	18	0,973	221	5,566
<i>Piptocarpha macropoda</i>	101	31	0,956	963	9,948
<i>Pisonia ambigua</i>	51	8	0,971	432	4,009
<i>Plathymenia reticulata</i>	370	263	0,788	3644	20,629
<i>Platonia insignis</i>	23	10	0,882	264	5,426
<i>Platycyamus regnellii</i>	75	25	0,954	1964	9,298
<i>Platymiscium</i>					
<i>floribundum</i>	165	33	0,904	1169	8,274
<i>Platymiscium pubescens</i>	20	12	0,920	2443	8,68
<i>Platypodium elegans</i>	413	237	0,857	3425	20,938
<i>Plenckia populnea</i>	153	117	0,922	2830	13,346
<i>Pouteria gardneri</i>	75	34	0,820	1984	15,81
<i>Pouteria gardneriana</i>	34	4	0,885	662	7,905
<i>Pouteria macrophylla</i>	48	9	0,755	71	11,667
<i>Pouteria ramiflora</i>	436	319	0,795	3929	18,911
<i>Pouteria torta</i>	215	149	0,808	3304	17,962
<i>Prockia crucis</i>	191	49	0,887	1900	19,109
<i>Protium heptaphyllum</i>	476	225	0,733	1397	19,001
<i>Protium spruceanum</i>	124	63	0,802	2093	13,019
<i>Prunus brasiliensis</i>	66	24	0,925	915	10,793
<i>Prunus sellowii</i>	129	33	0,940	849	10,379
<i>Pseudobombax</i>					
<i>longiflorum</i>	173	144	0,846	3474	15,6
<i>Pseudobombax</i>					
<i>tomentosum</i>	90	75	0,882	2789	13,05
<i>Psidium cattleianum</i>	111	10	0,960	360	8,73
<i>Psidium longipetiolatum</i>	22	4	0,973	217	3,321
<i>Psidium sartorianum</i>	60	28	0,843	2693	17,722
<i>Psychotria</i>					
<i>carthagenensis</i>	496	148	0,823	2256	20,119
<i>Pterocarpus rohrii</i>	113	16	0,799	491	18,992
<i>Pterodon emarginatus</i>	241	205	0,866	2997	17,76
<i>Pterodon pubescens</i>	148	119	0,905	3542	13,066
<i>Pterogyne nitens</i>	182	54	0,901	2053	10,646
<i>Qualea dichotoma</i>	120	81	0,932	2421	14,545
<i>Qualea grandiflora</i>	485	395	0,823	3377	19,021
<i>Qualea multiflora</i>	344	296	0,862	3150	17,418
<i>Qualea parviflora</i>	428	337	0,819	3801	21,36
<i>Rhamnidium</i>					
<i>elaecarpum</i>	190	124	0,895	2950	12,65
<i>Richeria grandis</i>	107	60	0,795	1688	14,814
<i>Rollinia leptopetala</i>	120	10	0,950	907	5,165
<i>Roupala brasiliensis</i>	116	33	0,930	903	11,693
<i>Roupala montana</i>	435	265	0,806	3268	17,676
<i>Salvertia convallariodora</i>	250	224	0,870	2243	17,216
<i>Samanea tubulosa</i>	54	19	0,854	1155	17,064
<i>Sapindus saponaria</i>	122	20	0,813	1699	18,58
<i>Schefflera macrocarpa</i>	120	79	0,920	2556	8,99



<i>Schefflera morototonii</i>	32	10	0,780	2716	12,25
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	150	27	0,947	620	9,382
<i>Schinus terebinthifolius</i>	279	24	0,937	576	9,259
<i>Sclerolobium aureum</i>	201	180	0,859	3543	16,412
<i>Sclerolobium paniculatum</i>	288	226	0,829	2982	19,299
<i>Senna macranthera</i>	484	78	0,878	1328	19,643
<i>Senna multijuga</i>	305	73	0,838	1051	20,198
<i>Senna spectabilis</i>	260	53	0,886	2292	18,021
<i>Sideroxylon obtusifolium</i>	108	6	0,941	100	7,595
<i>Simarouba amara</i>	210	58	0,750	741	14,032
<i>Simarouba versicolor</i>	247	182	0,824	2946	16,967
<i>Simira sampaioana</i>	28	7	0,956	886	7,528
<i>Siphoneugena densiflora</i>	58	34	0,947	754	9,403
<i>Sloanea monosperma</i>	108	11	0,918	965	16,241
<i>Sparattosperma leucanthum</i>	83	6	0,902	1450	6,254
<i>Spondias mombin</i>	107	27	0,791	1018	15,94
<i>Spondias tuberosa</i>	165	11	0,936	412	8,42
<i>Sterculia striata</i>	123	86	0,845	3116	16,63
<i>Strychnos pseudoquina</i>	188	175	0,878	3152	17,802
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	192	147	0,880	2215	17,858
<i>Styrax pohlii</i>	73	44	0,941	797	12,475
<i>Swartzia acutifolia</i>	35	3	0,938	826	2,117
<i>Symphonia globulifera</i>	135	5	0,805	0	7,872
<i>Symplocos lanceolata</i>	48	26	0,956	650	10,743
<i>Symplocos mosenii</i>	15	11	0,962	1359	15,477
<i>Symplocos nitens</i>	80	57	0,900	2660	11,443
<i>Symplocos uniflora</i>	58	6	0,977	98	2,293
<i>Tabebuia alba</i>	55	5	0,951	368	19,016
<i>Tabebuia aurea</i>	371	265	0,785	3718	20,509
<i>Tabebuia chrysotricha</i>	105	24	0,917	1146	12,729
<i>Tabebuia heptaphylla</i>	81	27	0,913	1731	10,587
<i>Tabebuia impetiginosa</i>	239	92	0,812	2935	15,703
<i>Tabebuia ochracea</i>	396	280	0,834	3576	18,831
<i>Tabebuia roseo-alba</i>	113	71	0,827	2995	16,92
<i>Tabebuia serratifolia</i>	209	96	0,740	2683	17,383
<i>Tabebuia umbellata</i>	40	14	0,926	1529	9,633
<i>Tabebuia vellosi</i>	29	9	0,983	838	3,722
<i>Talauma ovata</i>	93	52	0,942	1445	10,119
<i>Talisia esculenta</i>	97	30	0,837	1069	17,33
<i>Tapirira guianensis</i>	737	332	0,753	1817	19,791
<i>Tapirira obtusa</i>	107	31	0,892	661	10,578
<i>Tapura amazonica</i>	85	56	0,786	1195	12,934
<i>Terminalia argentea</i>	282	229	0,849	3179	17,297
<i>Terminalia fagifolia</i>	155	109	0,902	2368	15,188
<i>Terminalia glabrescens</i>	157	102	0,880	2434	16,579
<i>Terminalia lucida</i>	24	11	0,834	104	8,737
<i>Terminalia triflora</i>	40	19	0,979	598	3,829
<i>Ternstroemia brasiliensis</i>	56	5	0,963	286	2,118
<i>Tibouchina candolleana</i>	60	39	0,957	2116	13,667
<i>Tibouchina sellowiana</i>	97	5	0,983	218	5,709
<i>Trema micrantha</i>	480	112	0,791	1916	19,941
<i>Trichilia clausenii</i>	77	16	0,930	862	10,496
<i>Trichilia hirta</i>	135	37	0,887	2156	15,764
<i>Trichilia pallida</i>	292	107	0,870	1340	14,683
<i>Triplaris americana</i>	47	12	0,846	2754	13,771
<i>Triplaris gardneriana</i>	143	56	0,892	1563	13,387
<i>Vatairea macrocarpa</i>	251	206	0,831	3353	17,505

<i>Virola sebifera</i>	319	181	0,740	1885	15,415
<i>Virola surinamensis</i>	60	4	0,798	1	3,375
<i>Virola urbaniana</i>	15	14	0,929	2237	10,548
<i>Vochysia cinnamomea</i>	84	81	0,846	3625	15,467
<i>Vochysia divergens</i>	45	28	0,936	861	12,119
<i>Vochysia elliptica</i>	104	93	0,957	1544	10,131
<i>Vochysia haenkeana</i>	78	59	0,857	3269	14,1
<i>Vochysia pyramidalis</i>	99	71	0,911	1481	12,606
<i>Vochysia thyrsoidea</i>	88	50	0,922	2490	9,182
<i>Vochysia tucanorum</i>	297	179	0,929	1926	14,854
<i>Xylopia aromatica</i>	498	365	0,790	3193	17,374
<i>Xylopia brasiliensis</i>	82	26	0,938	778	9,679
<i>Xylopia emarginata</i>	74	54	0,802	2183	15,277
<i>Xylopia frutescens</i>	75	12	0,800	1362	6,725
<i>Xylopia sericea</i>	127	58	0,844	1563	15,681
<i>Zanthoxylum monogynum</i>	34	11	0,922	950	6,997
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	501	155	0,834	1933	19,09
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	167	107	0,878	3384	17,925
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	139	46	0,904	1606	17,645

#### MATERIAL SUPLEMENTAR 4

Tabela 1. Listagem das variáveis utilizadas na PCA e autovetores selecionados para inclusão posterior na modelagem de distribuição potencial.

Variáveis	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8
Altitude	0,235	0,063	-0,120	0,381	0,202	-0,206	0,287	0,096
Temperatura média anual	-0,293	0,141	0,023	-0,102	0,119	0,045	-0,009	0,010
Média da amplitude da temperatura diurna	-0,272	0,134	0,103	-0,262	0,007	0,146	-0,085	0,163
Isotermalidade	-0,298	0,125	-0,009	-0,001	0,115	0,013	0,063	-0,124
Sazonalidade da temperatura	-0,192	-0,281	-0,345	0,005	-0,070	0,055	-0,008	-0,195
Temperatura máxima no período mais quente	-0,213	-0,072	-0,437	0,216	-0,228	0,013	-0,157	0,025
Temperatura mínima no período mais frio	-0,064	-0,428	0,063	-0,136	0,131	0,057	0,279	0,010
Amplitude anual da temperatura	-0,008	0,418	-0,074	0,269	0,010	-0,119	-0,080	0,194
Temperatura média do trimestre mais úmido	-0,215	-0,082	-0,450	0,185	-0,210	0,024	-0,156	-0,032
Temperatura média do trimestre mais seco	-0,067	-0,434	0,048	-0,141	0,117	0,059	0,255	-0,005
Temperatura média do trimestre mais quente	0,078	-0,242	-0,373	-0,192	0,541	-0,079	-0,359	0,108
Temperatura média do trimestre mais frio	-0,196	-0,241	0,048	0,158	-0,385	0,090	0,172	0,641
Precipitação anual	0,145	0,246	-0,406	-0,189	0,119	0,053	0,487	0,156
Precipitação no período mais úmido	-0,262	-0,028	0,032	0,236	0,331	-0,177	0,342	0,212
Precipitação no período mais seco	0,270	-0,094	0,096	-0,230	-0,188	0,106	-0,181	0,358
Sazonalidade da precipitação	-0,203	0,255	-0,127	-0,341	-0,105	0,242	0,220	-0,072
Precipitação no trimestre mais úmido	-0,301	0,012	0,172	0,061	0,060	-0,005	-0,032	-0,060
Precipitação no trimestre mais seco	0,243	0,139	-0,285	-0,279	-0,136	0,152	0,171	0,030
Precipitação no trimestre mais quente	-0,247	0,163	-0,007	-0,168	0,319	0,032	-0,248	0,426
Precipitação no trimestre mais frio	-0,294	0,086	0,073	-0,022	-0,046	0,042	0,145	-0,244
Inclinação	0,117	0,007	0,040	0,389	0,252	0,875	-0,035	-0,020

Tabela 2. Porcentagem de explicação de cada autovetor utilizado nas análises posteriores.

<b>Autovetores</b>	<b>Porcentagem de explicação</b>
V1	48,622
V2	21,690
V3	9,242
V4	6,406
V5	3,891
V6	3,735
V7	2,226
V8	1,383
Total	97,195

## MATERIAL SUPLEMENTAR 5

Nas relações significativas, a estrutura filogenética das variáveis foi avaliada por meio de I de Moran, no programa SAM, versão 4.0, com 10 classes, distâncias iguais e 1000 permutações. Quando encontrados valores de I de Moran significativos e acima de 0.2 (Tabelas 4, 6, 8, 10, 11,13), foi feita uma análise de regressão por autovetores filogenéticos (PVR). Assim, fez-se regressão dos autovetores filogenéticos com as variáveis de interesse e, novamente, verificou-se a estrutura filogenética das mesmas (Tabelas 18 até 23). Quando houve redução do sinal filogenético, os resíduos da regressão com os autovetores filogenéticos foram utilizados nas análises. No entanto, devido a filogenia utilizada estar limitada ao nível de família, algumas variáveis continuaram com a estrutura filogenética elevada nas primeiras classes de distância (Tabelas 18, 20 e 21) e, portanto, os resultados que envolvem as relações entre estas variáveis (amplitude latitudinal com tamanho da folha e com peso da semente, considerando nos três casos as espécies generalistas) devem ser vistos com cautela.

Tabela 1. Valores de I de Moran encontrados para a variável Índice de Tolerância, considerando o conjunto total de espécies (n=387).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	0,068	0,454
2	3,3	-0,077	0,243
3	5,5	0,017	0,742
4	7,7	0,031	0,364
5	9,9	0,025	0,254
6	12,1	-0,008	0,662
7	14,3	0,012	0,282
8	16,5	-0,020	0,054
9	18,7	-0,006	0,264
10	20,9	<0,001	0,563

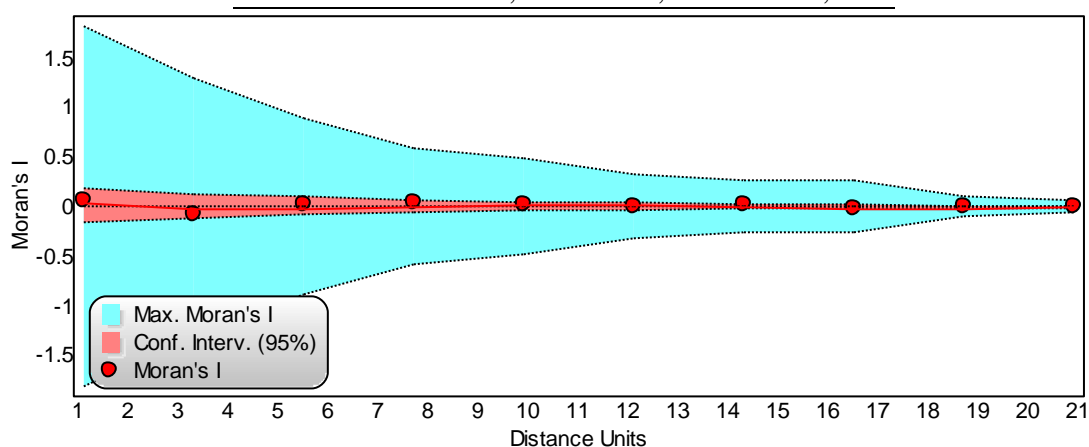


Figura 1. Valores de I de Moran encontrados para a variável Índice de Tolerância, considerando o conjunto total de espécies (n=387).

Tabela 2. Valores de I de Moran encontrados para a variável Índice de Marginalidade (com transformação  $\log_{10}$ ), considerando o conjunto total de espécies (n=387).

Classe	Centroide	Moran's I	P
1	1,1	0,105	0,218
2	3,3	-0,020	0,748
3	5,5	-0,066	0,143
4	7,7	-0,001	0,966
5	9,9	0,015	0,484
6	12,1	-0,029	0,110
7	14,3	0,010	0,401
8	16,5	0,003	0,712
9	18,7	-0,004	0,369
10	20,9	-0,003	0,257

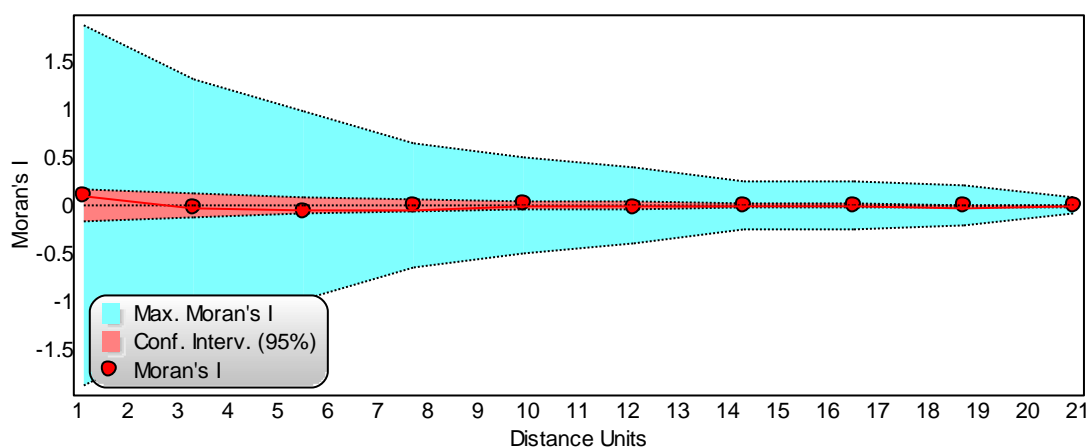


Figura 2. Valores de I de Moran encontrados para a variável Índice de Marginalidade, considerando o conjunto total de espécies (n=387).

Tabela 3. Valores de I de Moran encontrados para a variável distribuição potencial (com transformação  $\log_{10}$ ), considerando o conjunto total de espécies (n=387).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	0,112	0,197
2	3,3	0,104	0,090
3	5,5	0,020	0,619
4	7,7	-0,007	0,832
5	9,9	0,037	0,122
6	12,1	-0,002	0,904
7	14,3	0,011	0,342
8	16,5	-0,004	0,616
9	18,7	-0,001	0,706
10	20,9	-0,009	0,068

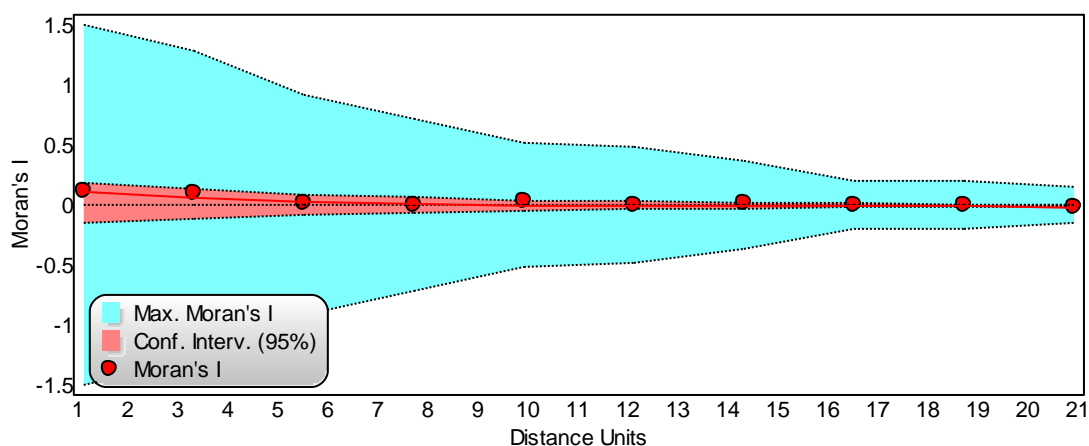


Figura 3. Valores de I de Moran encontrados para a variável distribuição potencial, considerando o conjunto total de espécies (n=387).

Tabela 4. Valores de I de Moran encontrados para a variável amplitude latitudinal, considerando o conjunto total de espécies (n=387).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	<b>0,290</b>	<b>0,003</b>
2	3,3	-0,026	0,685
3	5,5	<b>0,112</b>	<b>0,018</b>
4	7,7	<b>0,076</b>	<b>0,028</b>
5	9,9	<b>0,080</b>	<b>0,003</b>
6	12,1	<0,001	1,000
7	14,3	<b>0,067</b>	<b>0,002</b>
8	16,5	0,001	0,848
9	18,7	-0,007	0,196
10	20,9	<b>-0,022</b>	<b>0,006</b>

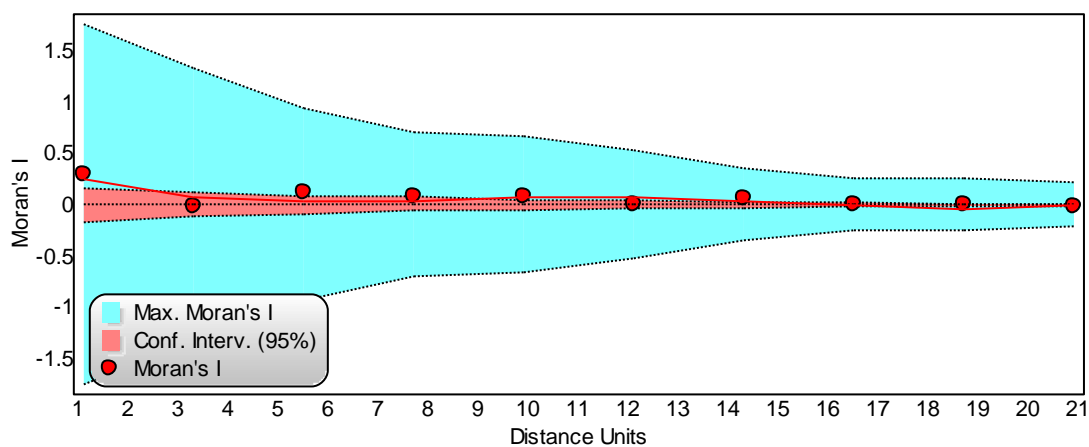


Figura 4. Valores de I de Moran encontrados para a variável amplitude latitudinal, considerando o conjunto total de espécies (n=387).

Tabela 5. Valores de I de Moran encontrados para a variável distribuição potencial, considerando o conjunto de espécies generalistas (n=220).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	0,154	0,306
2	3,3	-0,070	0,512
3	5,5	0,119	0,138
4	7,7	<b>0,129</b>	<b>0,025</b>
5	9,9	0,062	0,125
6	12,1	<b>-0,139</b>	<b>0,001</b>
7	14,3	0,034	0,108
8	16,5	-0,010	0,473
9	18,7	0,009	0,337
10	20,9	<b>-0,015</b>	<b>0,068</b>

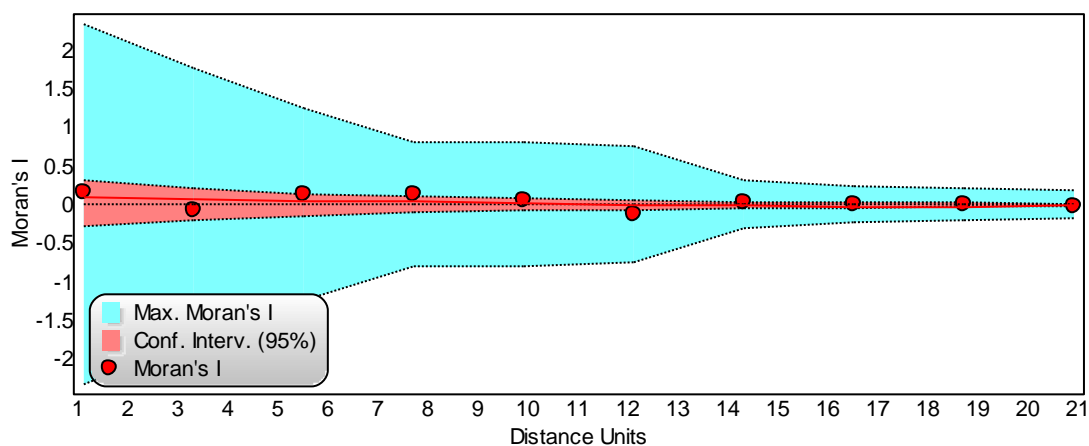


Figura 5. Valores de I de Moran encontrados para a variável distribuição potencial, considerando o conjunto de espécies generalistas (n=220).

Tabela 6. Valores de I de Moran encontrados para a variável amplitude latitudinal, considerando o conjunto de espécies generalistas (n=220).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	<b>0,498</b>	<b>0,002</b>
2	3,3	0,059	0,623
3	5,5	0,132	0,083
4	7,7	0,024	0,693
5	9,9	<b>0,096</b>	<b>0,021</b>
6	12,1	0,004	0,898
7	14,3	<b>0,075</b>	<b>0,005</b>
8	16,5	0,006	0,649
9	18,7	0,021	0,064
10	20,9	<b>-0,046</b>	<b>0,004</b>



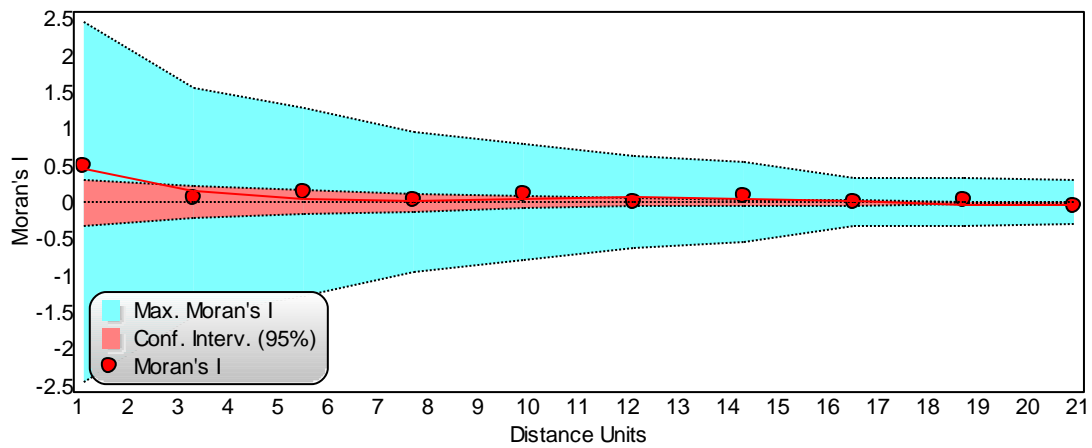


Figura 6. Valores de I de Moran encontrados para a variável amplitude latitudinal, considerando o conjunto de espécies generalistas (n=220).

Tabela 7. Valores de I de Moran encontrados para a variável Índice de Tolerância, considerando o conjunto de espécies generalistas (n=220).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	-0,115	0,453
2	3,3	-0,163	0,158
3	5,5	-0,007	0,930
4	7,7	0,025	0,672
5	9,9	0,010	0,808
6	12,1	0,019	0,537
7	14,3	0,024	0,212
8	16,5	0,017	0,297
9	18,7	0,008	0,357
10	20,9	<b>-0,023</b>	<b>0,026</b>

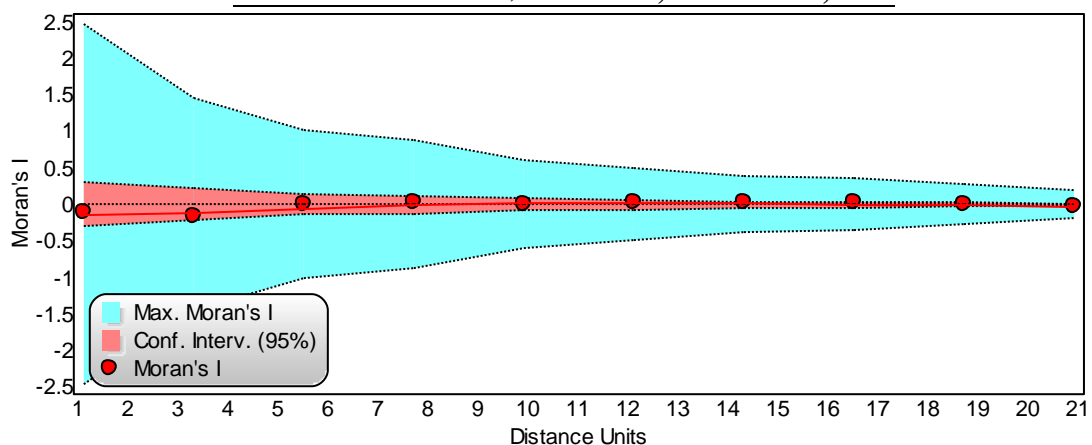


Figura 7. Valores de I de Moran encontrados para a variável Índice de Tolerância, considerando o conjunto de espécies generalistas (n=220).

Tabela 8. Valores de I de Moran encontrados para a variável Índice de Marginalidade (com transformação  $\log_{10}$ ), considerando o conjunto de espécies generalistas (n=220).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	<b>0,302</b>	<b>0,035</b>
2	3,3	-0,152	0,134
3	5,5	0,015	0,868
4	7,7	-0,016	0,749
5	9,9	0,028	0,486
6	12,1	-0,014	0,633
7	14,3	0,024	0,222
8	16,5	0,008	0,589
9	18,7	-0,013	0,203
10	20,9	-0,008	0,168

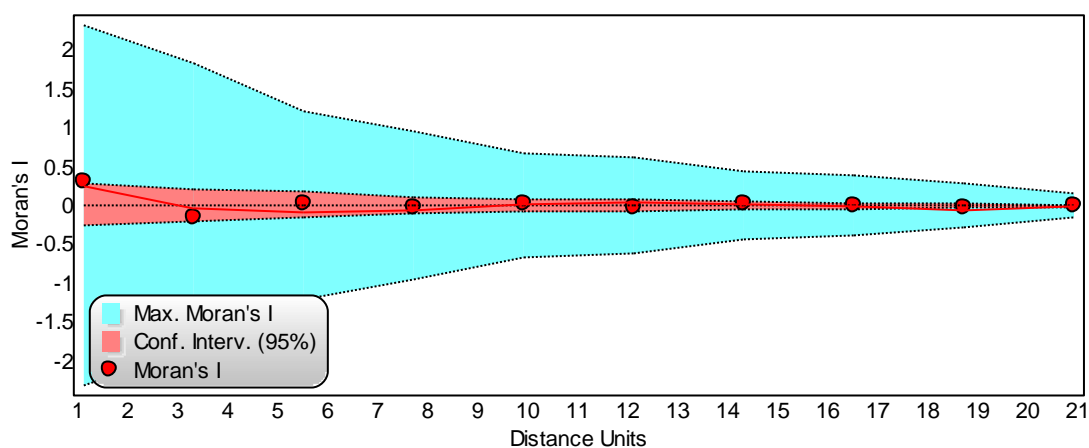


Figura 8. Valores de I de Moran encontrados para a variável Índice de Marginalidade, considerando o conjunto de espécies generalistas (n=220).

Tabela 9. Valores de I de Moran encontrados para a variável altura (com transformação  $\log_{10}$ ), considerando o conjunto de espécies generalistas (n=211).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	0,185	0,259
2	3,3	0,078	0,488
3	5,5	-0,020	0,795
4	7,7	-0,027	0,694
5	9,9	0,053	0,239
6	12,1	0,016	0,632
7	14,3	-0,028	0,191
8	16,5	-0,029	0,115
9	18,7	-0,006	0,488
10	20,9	<0,001	0,948

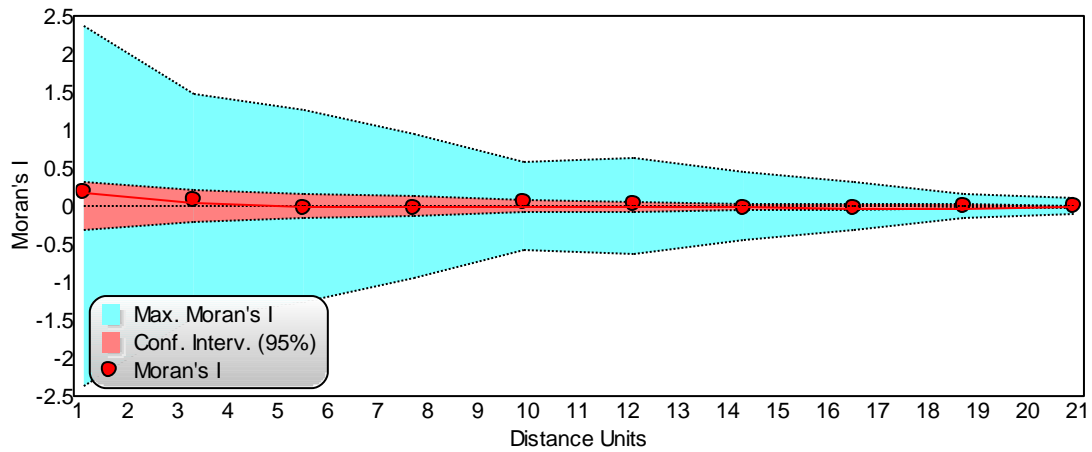


Figura 9. Valores de I de Moran encontrados para a variável altura, considerando o conjunto de espécies generalistas (n=211).

Tabela 10. Valores de I de Moran encontrados para a variável peso da semente (com transformação  $\log_{10}$ ), considerando o conjunto de espécies generalistas (n=211).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	<b>0,501</b>	<b>0,002</b>
2	3,3	<b>0,454</b>	<b>0,002</b>
3	5,5	<b>0,321</b>	<b>0,001</b>
4	7,7	<b>0,254</b>	<b>0,001</b>
5	9,9	<b>0,228</b>	<b>0,001</b>
6	12,1	<b>0,148</b>	<b>0,001</b>
7	14,3	0,036	0,101
8	16,5	0,021	0,225
9	18,7	<b>-0,110</b>	<b>0,001</b>
10	20,9	<0,001	0,936

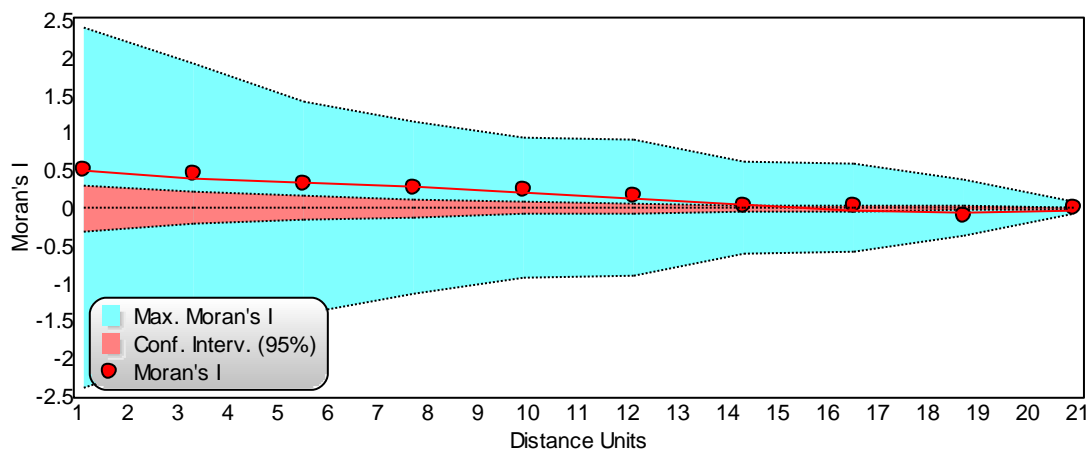


Figura 10. Valores de I de Moran encontrados para a variável peso da semente (com transformação  $\log_{10}$ ), considerando o conjunto de espécies generalistas (n=211).

Tabela 11. Valores de I de Moran encontrados para a variável tamanho da folha (com transformação  $\log_{10}$ ), considerando o conjunto de espécies generalistas (n=214).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	<b>0,792</b>	<b>0,001</b>
2	3,3	<b>0,526</b>	<b>0,001</b>
3	5,5	<b>0,662</b>	<b>0,001</b>
4	7,7	<b>0,260</b>	<b>0,001</b>
5	9,9	<b>0,258</b>	<b>0,001</b>
6	12,1	<b>0,208</b>	<b>0,001</b>
7	14,3	<b>0,250</b>	<b>0,001</b>
8	16,5	-0,103	0,002
9	18,7	0,010	0,287
10	20,9	-0,088	0,001

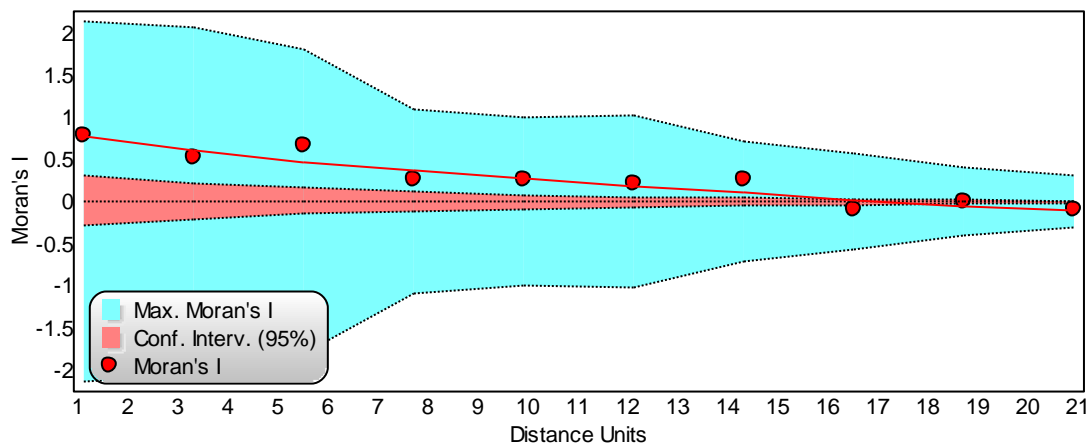


Figura 11. Valores de I de Moran encontrados para a variável peso da semente (com transformação  $\log_{10}$ ), considerando o conjunto de espécies generalistas (n=214).

Tabela 12. Valores de I de Moran encontrados para a variável Índice de tolerância, considerando o conjunto de espécies de cerrado *lato sensu* (n=47).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	0,077	0,766
2	3,3	-0,138	0,601
3	5,5	-0,219	0,350
4	7,7	0,030	0,868
5	9,9	-0,247	0,170
6	12,1	-0,026	0,826
7	14,3	0,012	0,860
8	16,5	-0,092	0,161
9	18,7	-0,016	0,653
10	20,9	<0,001	0,972

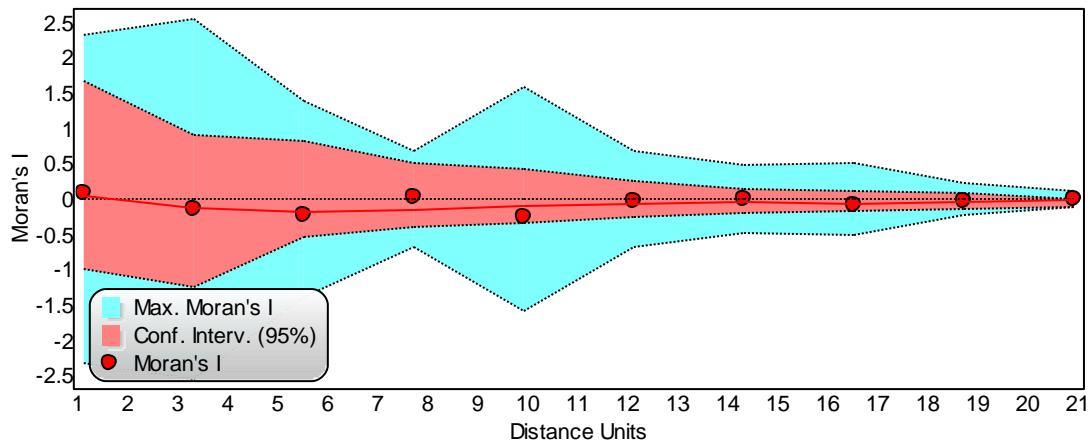


Figura 12. Valores de I de Moran encontrados para a variável índice de tolerância, considerando o conjunto de espécies de cerrado *lato sensu* (n=47).

Tabela 13. Valores de I de Moran encontrados para a variável índice de marginalidade (com transformação  $\log_{10}$ ), considerando o conjunto de espécies de cerrado *lato sensu* (n=47).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	0,043	0,922
2	3,3	0,236	0,664
3	5,5	0,342	0,254
<b>4</b>	<b>7,7</b>	<b>-0,570</b>	<b>0,019</b>
5	9,9	0,163	0,395
6	12,1	-0,022	0,862
7	14,3	-0,03	0,674
8	16,5	-0,066	0,307
9	18,7	-0,032	0,432
10	20,9	<0,001	0,980

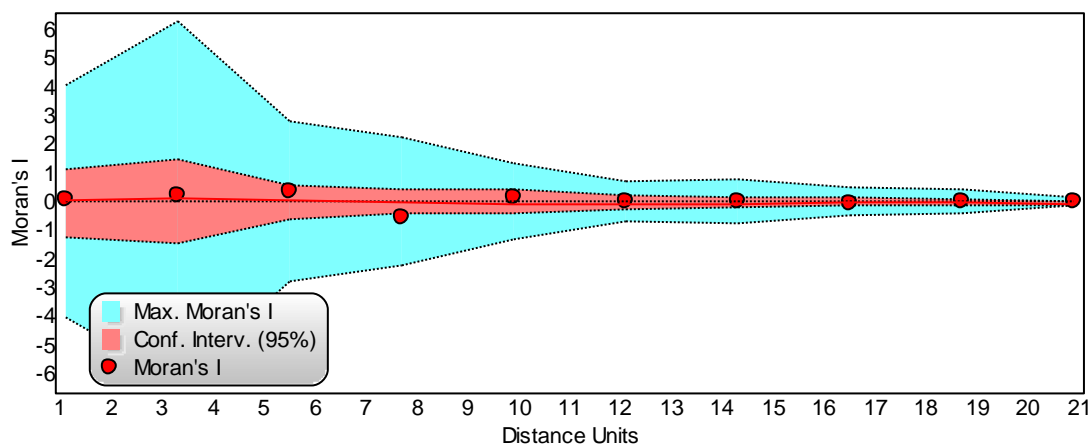


Figura 13. Valores de I de Moran encontrados para a variável índice de marginalidade (com transformação  $\log_{10}$ ), considerando o conjunto de espécies de cerrado *lato sensu* (n=47).

Tabela 14. Valores de I de Moran encontrados para a variável distribuição potencial, considerando o conjunto de espécies de cerrado *lato sensu* (n=47).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	-0,405	0,494
2	3,3	-0,434	0,531
3	5,5	0,155	0,627
4	7,7	-0,458	0,051
5	9,9	0,217	0,301
6	12,1	0,108	0,359
7	14,3	-0,061	0,397
8	16,5	0,070	0,283
9	18,7	-0,053	0,253
10	20,9	-0,032	0,258

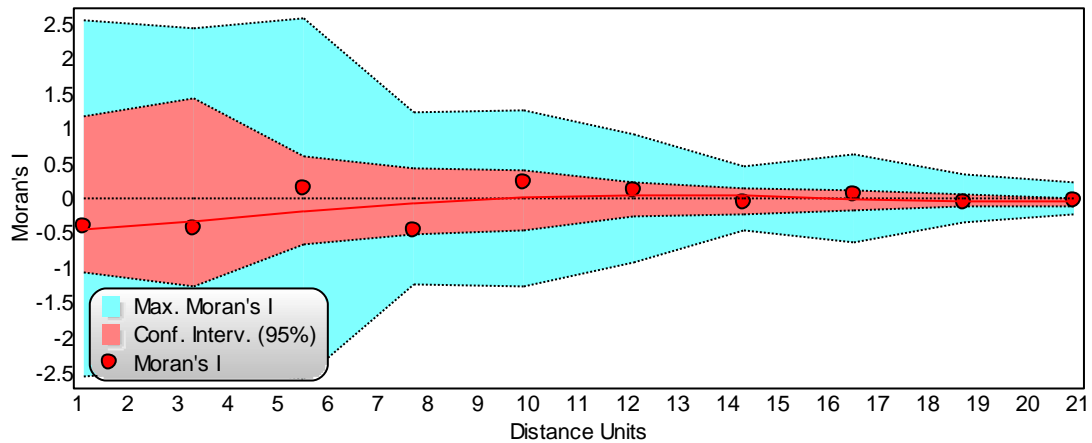


Figura 14. Valores de I de Moran encontrados para a variável distribuição potencial, considerando o conjunto de espécies de cerrado *lato sensu* (n=47).

Tabela 15. Valores de I de Moran encontrados para a variável amplitude latitudinal, considerando o conjunto de espécies de cerrado *lato sensu* (n=47).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	0,289	0,605
2	3,3	-0,422	0,544
3	5,5	0,151	0,635
4	7,7	-0,392	0,090
5	9,9	0,120	0,525
6	12,1	-0,062	0,603
7	14,3	-0,046	0,525
8	16,5	0,024	0,655
9	18,7	-0,063	0,191
10	20,9	-0,003	0,807

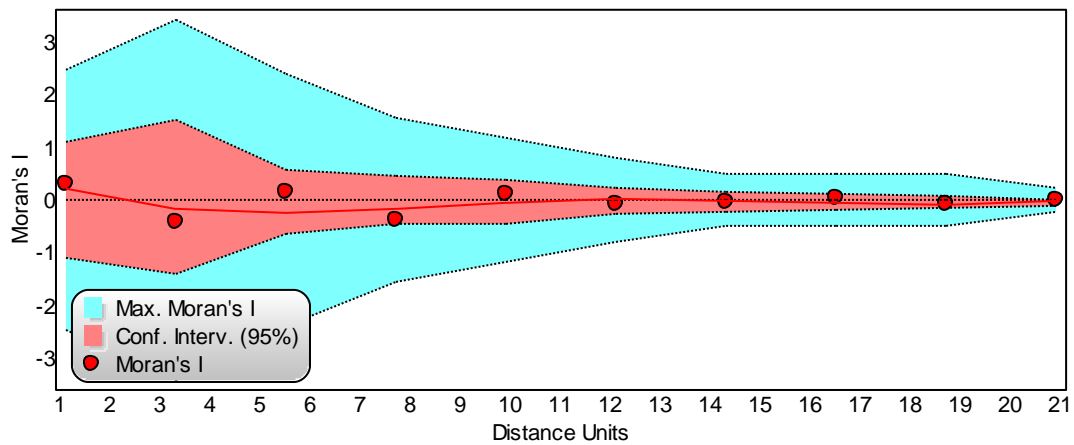


Figura 15. Valores de I de Moran encontrados para a variável amplitude latitudinal, considerando o conjunto de espécies de cerrado *lato sensu* (n=47).

Tabela 16. Valores de I de Moran encontrados para a variável altura, considerando o conjunto de espécies de cerrado *lato sensu* (n=47).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	-0,118	0,817
2	3,3	0,054	0,840
3	5,5	-0,145	0,668
4	7,7	-0,050	0,821
5	9,9	0,019	0,931
6	12,1	-0,194	0,154
7	14,3	0,033	0,654
8	16,5	-0,043	0,524
9	18,7	0,029	0,455
10	20,9	-0,036	0,217

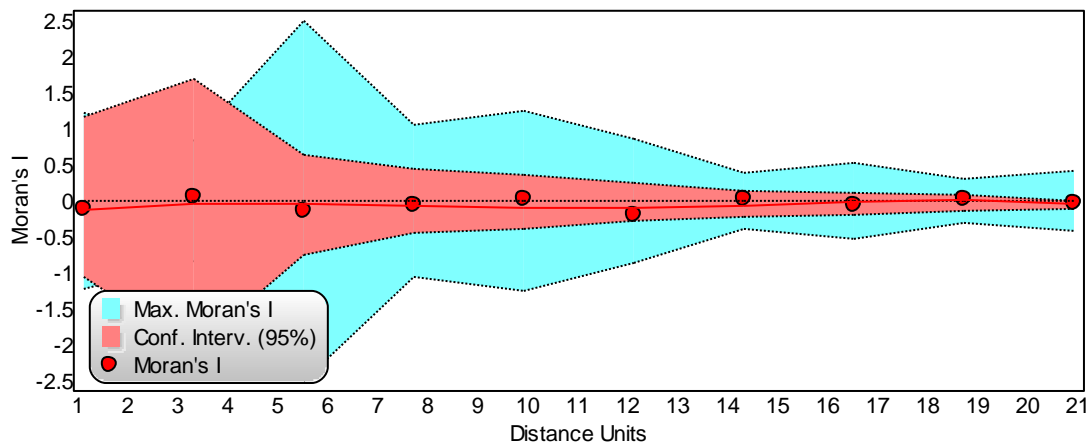


Figura 16. Valores de I de Moran encontrados para a variável altura, considerando o conjunto de espécies de cerrado *lato sensu* (n=47).

Tabela 17. Valores de I de Moran encontrados para a variável altura (com transformação  $\log_{10}$ ), considerando o conjunto de espécies de cerrado *lato sensu* (n=47).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	-0,067	0,899
2	3,3	0,247	0,745
3	5,5	0,050	0,869
4	7,7	0,119	0,596
5	9,9	-0,034	0,869
6	12,1	-0,224	0,112
7	14,3	0,046	0,511
8	16,5	-0,068	0,306
9	18,7	0,025	0,529
10	20,9	-0,035	0,238

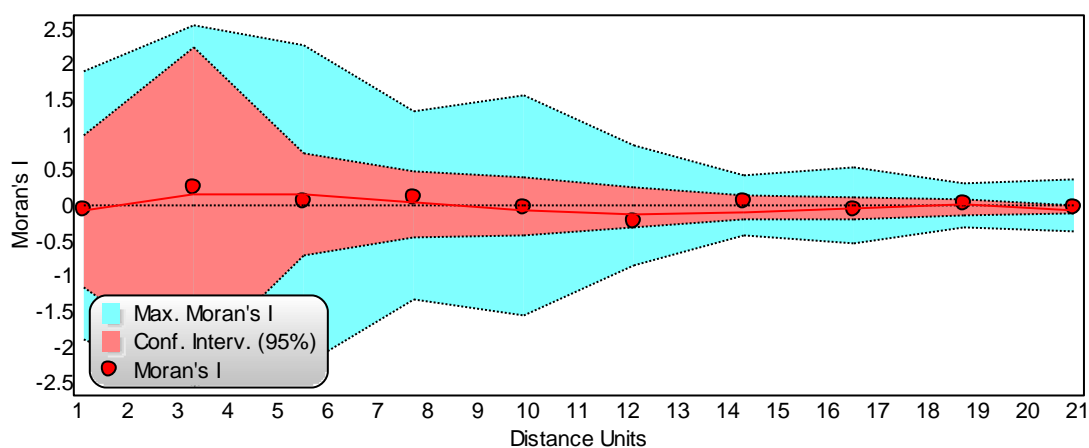


Figura 17. Valores de I de Moran encontrados para a variável altura (com transformação  $\log_{10}$ ), considerando o conjunto de espécies de cerrado *lato sensu* (n=47).

Tabela 18. Valores de I de Moran encontrados para a variável amplitude latitudinal, após regressão com os autovetores filogenéticos, considerando o conjunto total de espécies (n=387).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	0,240	0,005
2	3,3	-0,113	0,062
3	5,5	0,032	0,481
4	7,7	0,006	0,862
5	9,9	-0,001	0,965
6	12,1	-0,069	0,001
7	14,3	-0,002	0,860
8	16,5	<0,001	0,991
9	18,7	<0,001	0,999
10	20,9	<0,001	0,865



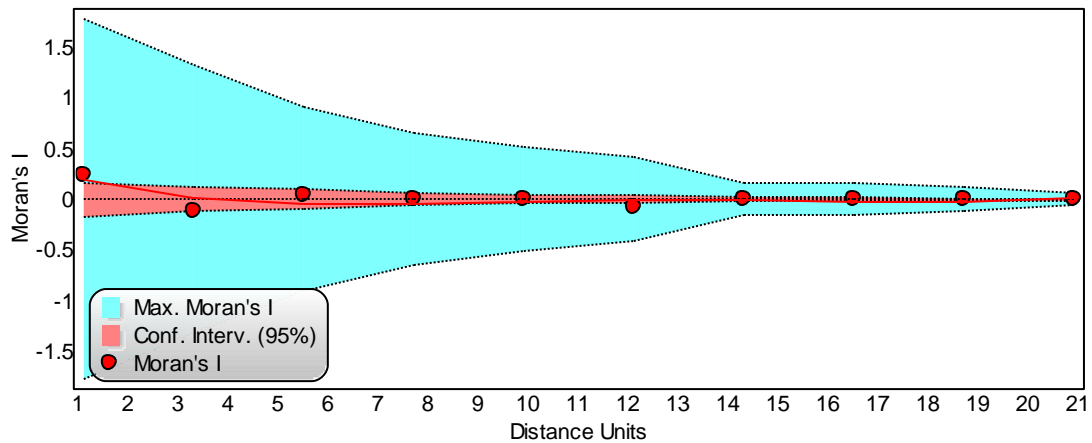


Figura 18. Valores de I de Moran encontrados para a variável amplitude latitudinal, após regressão com os autovetores filogenéticos, considerando o conjunto total de espécies (n=387).

Tabela 19. Valores de I de Moran encontrados para a variável amplitude latitudinal, após regressão com os autovetores filogenéticos, considerando o conjunto de espécies generalistas (n= 214).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	<b>0,396</b>	<b>0,009</b>
2	3,3	-0,027	0,806
3	5,5	0,024	0,751
4	7,7	-0,074	0,201
5	9,9	<0,001	0,983
6	12,1	-0,072	0,028
7	14,3	-0,021	0,301
8	16,5	<0,001	0,975
9	18,7	<0,001	0,966
10	20,9	<0,001	0,932

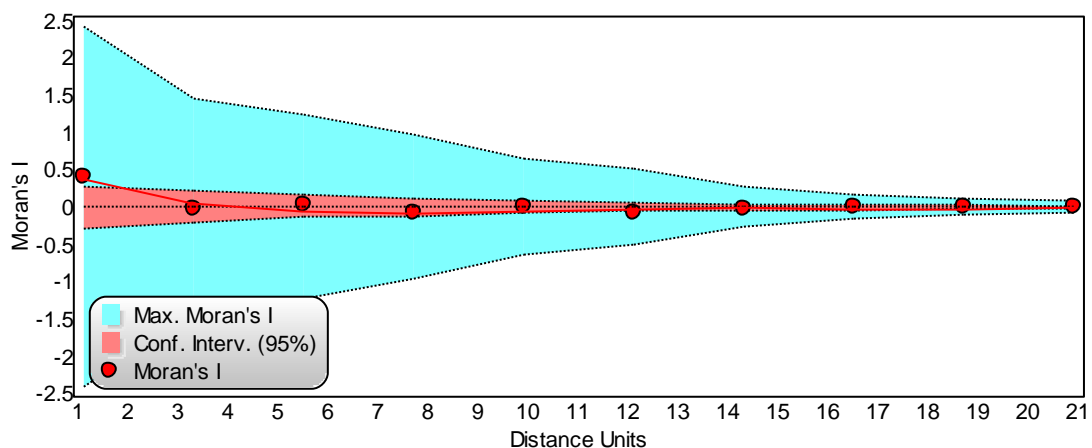


Figura 19. Valores de I de Moran encontrados para a variável amplitude latitudinal, após regressão com os autovetores filogenéticos, considerando o conjunto de espécies generalistas (n= 214).

Tabela 20. Valores de I de Moran encontrados para a variável índice de marginalidade (com transformação  $\log_{10}$ ), após regressão com os autovetores filogenéticos, considerando o conjunto de espécies generalistas (n= 214).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	0,225	0,114
2	3,3	-0,214	0,057
3	5,5	-0,036	0,637
4	7,7	-0,101	0,076
5	9,9	-0,03	0,448
6	12,1	-0,039	0,204
7	14,3	-0,007	0,687
8	16,5	<0,001	0,997
9	18,7	<0,001	0,980
10	20,9	<0,001	0,935

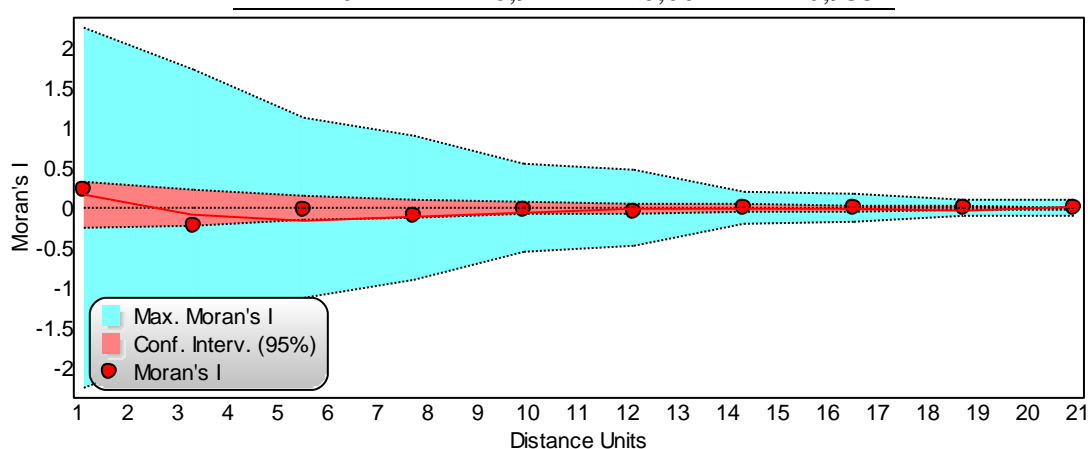


Figura 20. Valores de I de Moran encontrados para a variável índice de marginalidade (com transformação  $\log_{10}$ ), após regressão com os autovetores filogenéticos, considerando o conjunto de espécies generalistas (n= 214).

Tabela 21. Valores de I de Moran encontrados para a variável tamanho da folha (com transformação  $\log_{10}$ ), após regressão com os autovetores filogenéticos, considerando o conjunto de espécies generalistas (n= 214).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	0,679	0,001
2	3,3	0,272	0,019
3	5,5	0,357	0,001
4	7,7	0,097	0,103
5	9,9	-0,020	0,614
6	12,1	-0,186	0,001
7	14,3	-0,036	0,114
8	16,5	<0,001	0,974
9	18,7	<0,001	0,933
10	20,9	<0,001	0,899

Figura 21. Valores de I de Moran encontrados para a variável tamanho da folha (com transformação  $\log_{10}$ ), após regressão com os autovetores filogenéticos, considerando o conjunto de espécies generalistas (n= 214).

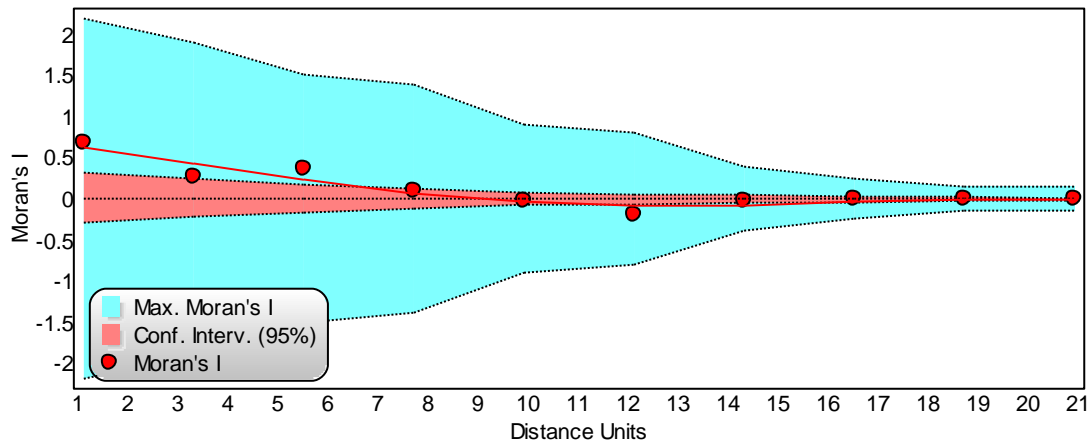


Tabela 22. Valores de I de Moran encontrados para a variável peso da semente (com transformação  $\log_{10}$ ), após regressão com os autovetores filogenéticos, considerando o conjunto de espécies generalistas (n= 214).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	<b>0,451</b>	<b>0,006</b>
2	3,3	<b>0,259</b>	<b>0,018</b>
3	5,5	<b>0,197</b>	<b>0,028</b>
4	7,7	<b>0,144</b>	<b>0,024</b>
5	9,9	-0,041	0,311
6	12,1	-0,047	0,147
7	14,3	-0,083	0,004
8	16,5	-0,001	0,914
9	18,7	<0,001	0,988
10	20,9	<0,001	0,866

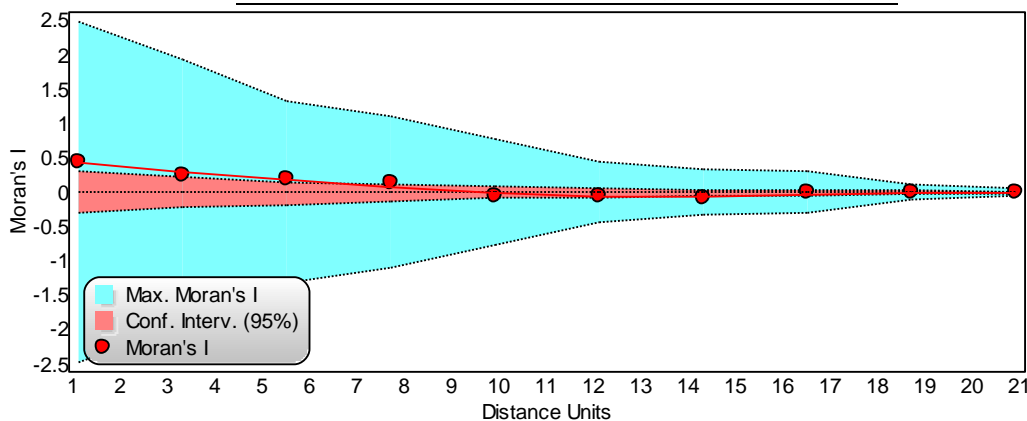


Figura 22. Valores de I de Moran encontrados para a variável peso da semente (com transformação  $\log_{10}$ ), após regressão com os autovetores filogenéticos, considerando o conjunto de espécies generalistas (n= 214).

Tabela 23. Valores de I de Moran encontrados para a variável índice de marginalidade (com transformação  $\log_{10}$ ), após regressão com os autovetores filogenéticos, considerando o conjunto de espécies de cerrado *lato sensu* (n= 47).

Classe	Centróide	Moran's I	P
1	1,1	0,036	0,936
2	3,3	-0,088	0,856
3	5,5	0,429	0,165
4	7,7	<b>-0,668</b>	<b>0,009</b>
5	9,9	0,028	0,889
6	12,1	-0,111	0,347
7	14,3	-0,068	0,368
8	16,5	-0,022	0,684
9	18,7	<0,001	0,997
10	20,9	<0,001	0,963

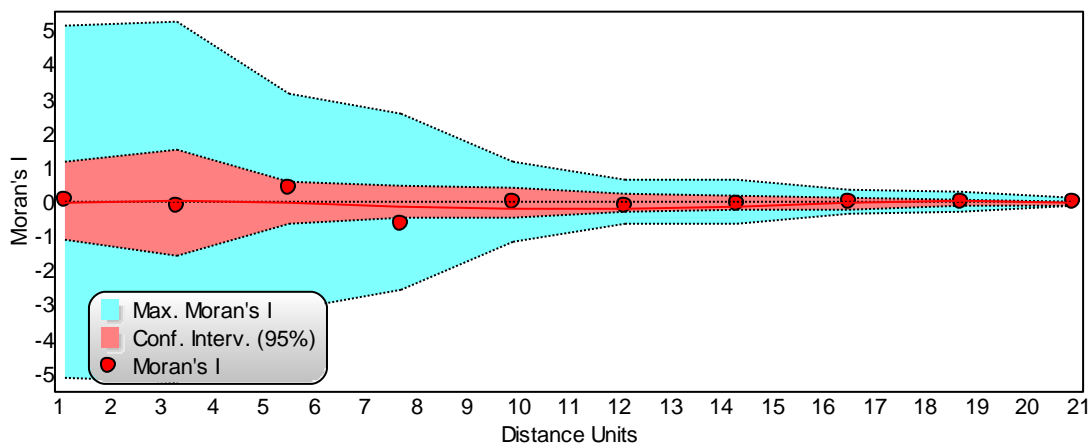


Figura 23. Valores de I de Moran encontrados para a variável índice de marginalidade (com transformação  $\log_{10}$ ), após regressão com os autovetores filogenéticos, considerando o conjunto de espécies de cerrado *lato sensu* (n= 47).

## CAPÍTULO 2

### MUDANÇAS CLIMÁTICAS E A DIVERSIDADE FUNCIONAL DE ÁRVORES DO CERRADO

#### RESUMO

As rápidas mudanças climáticas globais podem modificar a composição das comunidades, podendo ocasionar alterações na diversidade funcional das comunidades. Como as modificações no clima devem promover filtros ambientais, algumas espécies que determinam uma parte específica do espaço funcional podem ser mais vulneráveis, resultando em uma redução não aleatória na diversidade funcional. No presente estudo buscou-se testar se há uma redução na diversidade funcional de árvores do Cerrado devido às mudanças climáticas. A distribuição potencial de 383 espécies de árvores do Cerrado foi estimada por meio de diferentes métodos de modelagem e projetada para o clima futuro. A diversidade funcional estimada para o clima presente e para o futuro foi calculada a partir de características simples de história de vida por meio da distância média entre os pares de espécies preditas para cada sub-bacia hidrográfica. A perda de espécies e de diversidade funcional foi testada por meio de teste t com amostras dependentes. Testou-se também se havia diferença em relação ao acaso. Constatou-se que todas as sub-bacias perderam espécies com as mudanças climáticas e houve uma pequena redução na diversidade funcional quando utilizados dados de frequência de ocorrência das espécies. Entretanto, controlando o efeito da perda de espécies, a diversidade funcional aumenta no futuro. A redução na riqueza de espécies, ainda que possa ter representado um pequeno efeito na diversidade funcional, pode trazer implicações para a estabilidade das comunidades do Cerrado no futuro, uma vez que a perda de espécies redundantes pode significar uma diminuição na segurança da funcionalidade dos ecossistemas. Por fim, os resultados também indicaram que algumas sub-bacias específicas sofrerão impactos diretos das mudanças climáticas, perdendo diversidade funcional devido à perda de espécies pouco redundantes. Neste cenário de mudanças climáticas em que diversas regiões do Cerrado deverão passar por grandes alterações na riqueza e composição de espécies, torna-se essencial aumentar a conectividade, permitindo os deslocamentos de espécies e populações induzidos pelo clima.

**Palavras-chave:** modelagem de distribuição de espécies, riqueza, composição, redundância

#### INTRODUÇÃO

O clima influencia uma grande variedade de processos ecológicos e as rápidas mudanças climáticas globais podem modificar a distribuição e abundância das espécies, bem como a composição das comunidades, podendo levar a alterações na diversidade funcional dos ecossistemas (Walther, 2003; Thuiller *et al.*, 2006; Mouillot *et al.*, 2012). No entanto, uma boa parte do esforço de prever os efeitos dessas mudanças climáticas tem sido dispendido buscando entender as alterações na distribuição das espécies e suas consequências (Walther *et al.*, 2005; Kelly & Goulden, 2008), sendo que as previsões

sugerem um predomínio de deslocamentos em direção aos polos e para maiores altitudes (Walther *et al.*, 2002; Siqueira & Peterson, 2003; Kelly & Goulden, 2008; Woodall *et al.*, 2009). Estas modificações nas áreas de distribuição podem gerar substituição e alta perda de espécies em algumas regiões, podendo resultar em alterações na estrutura das populações e comunidades, uma vez que podem ser substituídas espécies com características funcionais distintas (Thuiller *et al.*, 2006; Treyger & Nowak, 2011).

A vulnerabilidade à extinção devido às mudanças climáticas deve ser maior para espécies de menor distribuição (Thomas *et al.*, 2004; Schwartz *et al.*, 2006), uma vez que as áreas de distribuição futuras preditas geralmente são pouco similares às áreas que estas espécies ocorrem atualmente. Isso pode levar estas espécies à extinção não só pelo pequeno tamanho de distribuição residual como também devido a falhas de dispersão ocasionadas pela perda e fragmentação de habitats (Brodie *et al.*, 2012). Por outro lado, espécies raras e comuns podem apresentar diferenças de vulnerabilidade decorrentes de diferenças intrínsecas em relação às características de história de vida (Kunin & Gaston, 1993). Um exemplo importante em plantas vasculares é a relação positiva entre altura e massa da semente e a área de distribuição (Kolb *et al.*, 2006). Considerando uma dependência entre vulnerabilidade e tamanho da distribuição, seria possível prever, por exemplo, que plantas com sementes mais leves seriam mais sensíveis a mudanças climáticas.

Além disso, como diversas características de história de vida das plantas estão correlacionadas com condições ambientais (Wright *et al.*, 2005; Moles *et al.*, 2009; Ordoñez *et al.*, 2009; Swenson & Weiser, 2010; Laughlin, 2011), limitando a amplitude de ambientes que cada espécie pode conseguir recursos para sobreviver, as mudanças climáticas devem intensificar o efeito de filtros ambientais, favorecendo espécies com características que conferem maior desempenho no novo clima (Keddy, 1992; Díaz *et al.*, 2007). Nesse sentido, as mudanças climáticas implicam no rearranjo de assembleias, alterando a abundância e composição de espécies (Brown *et al.*, 1997; Walther *et al.*, 2003). Adicionalmente, estes distúrbios devem afetar com maior frequência espécies que possuem características específicas do espaço funcional e, portanto, a diversidade funcional deve decrescer de maneira não aleatória (Mouillot *et al.*, 2012; Díaz *et al.*, 2007). Como as espécies possuem diferentes características de história de vida e a contribuição das mesmas para os processos ecossistêmicos não é igual, a alteração em atributos funcionais das comunidades como consequência das mudanças climáticas pode ser bastante preocupante (Díaz *et al.*, 2007).

As mudanças climáticas devem funcionar como um filtro ambiental tanto para características de resposta a distúrbios que indicam quais espécies irão se sobressair em determinadas perturbações ambientais como também para as características de efeito que influenciam diretamente as funções ecossistêmicas. Isso deve ser principalmente válido para características associadas à aquisição e conservação de recursos que podem estar simultaneamente envolvidas nas respostas a distúrbios e nos efeitos sobre ciclos biogeoquímicos (Lavorel & Garnier, 2002). Um exemplo disso seria a maior eficiência de armazenamento e transporte de água em plantas decíduas (Bucci *et al.*, 2004; Choat *et al.*, 2005). As espécies decíduas também podem ser menos vulneráveis a longos períodos seca (Bustamante *et al.*, 2012) que devem se tornar mais longos e frequentes nos trópicos (IPCC, 2007), pois a quantidade de água disponível pode ser insuficiente para as espécies sempreverdes manterem as folhas, uma vez que absorvem água de camadas mais superficiais do solo (Goldstein *et al.*, 2008). Por fim, isso pode alterar a produção de serapilheira e a ciclagem de nutrientes.

Entretanto, ainda são poucos os estudos que avaliaram os impactos das mudanças climáticas sobre a diversidade funcional de plantas, sendo obtidos resultados variáveis (Thuiller *et al.*, 2006; Gallagher *et al.*, 2013). Contudo, estes estudos têm indicado que é fundamental avaliar separadamente o efeito das mudanças climáticas sobre a riqueza de espécies e sobre os padrões funcionais. Isso é imprescindível porque pode haver redução na riqueza de espécies e mesmo assim resultar em ganho de diversidade funcional (Thuiller *et al.*, 2006), bem como pode haver redução no número de espécies sem implicar em perda de diversidade funcional (Gallagher *et al.*, 2013), sendo que em ambos os casos ocorreu somente a perda de espécies redundantes. Além disso, os impactos das mudanças climáticas sobre a diversidade funcional podem variar espacialmente, podendo existir ainda ecossistemas que sofrerão, simultaneamente, reduções na riqueza de espécies e na diversidade funcional, que foi o caso predito para regiões temperadas da Europa que deverão perder árvores decíduas de folhas largas (Thuiller *et al.*, 2006).

Considerando o atual conhecimento sobre mudanças climáticas e seus efeitos sobre as mudanças na composição de espécies, espera-se que haja uma diminuição da diversidade funcional das comunidades de árvores estudadas, tanto devido à redução nas áreas de distribuição de espécies raras como também pela ação do clima como um filtro ambiental que seleciona espécies com características de história de vida similares. Buscou-se discutir ainda as alterações na riqueza e composição de espécies a partir da análise das mudanças nas áreas de distribuição potencial das espécies estudadas. Isso

poderá fornecer subsídios para se detectar impactos antes que ocorra a perda de espécies e funções ecossistêmicas.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Extensão geográfica da área de estudo**

A área de extensão do estudo foi o bioma Cerrado, um dos *Hotspots* de biodiversidade para a conservação mundial, possuindo elevado nível de endemismo de plantas associado a uma grande perda de habitat (Myers *et al.*, 2000). Atualmente, é amplamente aceito que o clima, o fogo e o solo interagem fortemente nos efeitos sobre a vegetação do bioma Cerrado (Oliveira-Filho & Ratter, 2002) que apresenta grande complexidade fisionômica e funcional (Batalha, 2011).

Diferentemente de outros estudos, a unidade espacial para as análises deste estudo foram as sub-bacias hidrográficas, pois caracterizam uma unidade natural para planejar e manejar a conservação terrestre (Magnusson, 2001; Figura 1). Além disso, as bacias hidrográficas são reconhecidas como unidades básicas de ecossistemas por definirem fluxos de materiais e organismos mediados pela água (Moulton & Souza, 2006). Por último, esta abordagem é importante porque as mudanças climáticas não são homogêneas por todo o bioma, podendo provocar alterações diferentes em cada bacia hidrográfica, sendo que a bacia do Parnaíba poderá ter elevado estresse hídrico, enquanto isso não deverá ocorrer em bacias no sul do Cerrado (Palmer *et al.*, 2008).

### **Coleta de dados**

#### *Critérios de seleção de espécies*

Foi utilizado um conjunto de registros de ocorrência e características de história de vida de 383 espécies de árvores do Cerrado, representando cerca de 25% das árvores deste bioma (Sano *et al.*, 2008). As espécies estudadas abrangem 201 gêneros e 63 famílias. As espécies utilizadas tinham potencial de uso econômico, ainda que local, para carvão, lenha e/ou madeira (Rizzini, 1978; Almeida *et al.*, 1998; Carvalho, 2003; Felfili *et al.*, 2004a; Silva Júnior, 2005; Carvalho, 2006; Carvalho, 2008; Lorenzi, 2008; Lorenzi, 2009a; Lorenzi, 2009b; Silva Junior & Pereira, 2009; Carvalho, 2010).



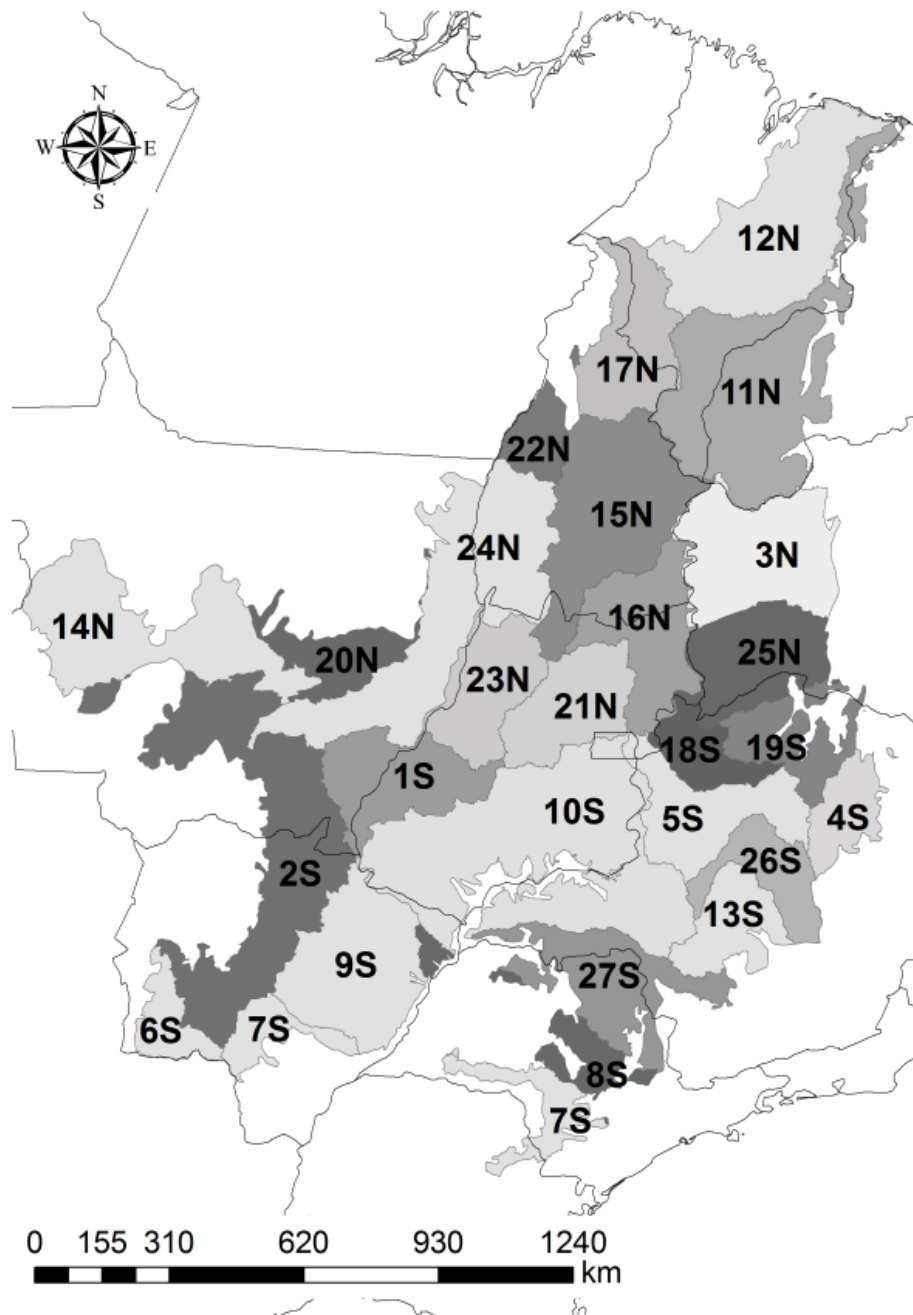


Figura 1. Delimitação das sub-bacias hidrográficas. 1- Alto Araguaia e rio Claro; 2- Alto Paraguai; 3- Grande e outros; 4- Jequitinhonha; 5- Paracatu e outros; 6- Paraguai, Nabileque e outros; 7- Paraná, Paranapanema, Amambaí e outros; 8- Paraná, Tiete e outros; 9- Paraná, Verde, Peixe e outros; 10- Paranaíba; 11-Paranaíba; 12- Pindare, Itapecuru, Mearim e outros; 13- Alto São Francisco, até Três Marias; 14- Tapajós; 15- Tocantins, entre rios Parana e Sono; 16- Tocantins, entre rios Preto e Paraná; 17- Tocantins, entre rios do Sono e Araguaia; 18- Urucuaia; 19- Verde Grande; 20- Xingu e Paru; 21- Alto Tocantins e rio Preto; 22- Araguaia, a jusante da ilha do Bananal; 23- Araguaia, a montante da ilha do Bananal; 24- Araguaia, trecho da ilha do Bananal; 25- Corrente e outros; 26- Das velhas; 27- Grande. S= sul e N= norte, de acordo com a posição da sub-bacia em relação ao centróide do Cerrado.

A principal ameaça à conservação do Cerrado brasileiro é o desmatamento para o desenvolvimento de atividades agropecuárias (Klink & Machado, 2005), que pode afetar, de maneira não específica, diversas espécies. No entanto, algumas árvores do Cerrado também sofrem pressão de desmate devido ao uso como carvão e lenha localmente e para a confecção de cercas de propriedades (Ratter *et al.*, 1997; Silva *et al.*, 2006). Espécies de interesse econômico geralmente trazem a vantagem de terem sido mais amplamente inventariadas, possuindo maior disponibilidade e confiabilidade de informações de distribuição e de características (Maharjan *et al.*, 2011). Além disso, as espécies possuíam ocorrência confirmada para o Cerrado de acordo com Sano *et al.* (2008). Dentre estas espécies, apenas as que possuíam hábito predominante como "árvore" foram selecionadas. As espécies com dúvidas de identificação ou de hábito foram desconsideradas. Além disso, o banco de dados foi construído apenas até o nível de espécie, sendo as variações intraespecíficas ignoradas.

#### *Características de história de vida*

Foram utilizadas características de história de vida facilmente mensuráveis e que foram identificadas como possíveis preditoras da funcionalidade de ecossistemas em outros estudos e relacionadas à dispersão, estabelecimento e persistência de plantas (Díaz *et al.*, 2004; Weiher, *et al.* 1999). Compilou-se valores de altura máxima da planta (m), comprimento da folha (cm), densidade da madeira ( $\text{g/cm}^3$ ), massa da semente (mg) e deciduidade foliar (três categorias) (ver Capítulo 1). O valor das características funcionais estudadas foi determinado por meio de informações advindas de livros especializados (Rizzini, 1978; Almeida *et al.*, 1998; Carvalho, 2003; Durigan *et al.*, 2004; Silva Júnior, 2005; Carvalho, 2006; Carvalho, 2008; Lorenzi, 2008; Lorenzi, 2009a; Lorenzi, 2009b; Silva Junior & Pereira, 2009; Carvalho, 2010). Quando mais de uma referência trazia um valor distinto para uma determinada característica, foi utilizada a média destes valores. O comprimento das folhas compostas foi calculado de acordo com o tamanho médio dos folíolos multiplicado pela quantidade média de folíolos. Na classificação da deciduidade foliar considerou-se o comportamento mais comum entre as referências consultadas. Foram obtidas informações de altura máxima para 96% das espécies estudadas (n=366); de tamanho da folha para 97% (n=373); de massa da semente para 95% (n=364); de densidade para 76% (n=291); e de deciduidade foliar para 98% (n=377).

### *Registros de ocorrência*

Foi feita uma compilação de dados de registros de ocorrência a partir de informações de bases de dados online ([www.splink.cria.org.br](http://www.splink.cria.org.br); [www.florescer.unb.br](http://www.florescer.unb.br)) que permitem baixar registros de ocorrência de espécies catalogados em diversos herbários nacionais e internacionais, bem como a disponibilização de registros específicos para o Cerrado (região Centro-Oeste). Quando havia apenas a referência ao município de ocorrência da espécie, os registros foram georreferenciados de acordo com o IBGE, utilizando-se uma ferramenta disponível no Google Earth. Utilizou-se ainda um conjunto de registros de ocorrência georreferenciados constituído por 329 localidades em fitofisionomias típicas de Cerrado (como são muitos registros, a lista extensa de referências não foi apresentada aqui, mas pode ser disponibilizada caso seja demandada) e um estudo com registros de ocorrência de espécies para 106 localidades florestais na América do Sul (Oliveira-Filho & Ratter, 1994).

Os registros de ocorrência foram compilados apenas para o Brasil e, necessariamente, a espécie precisava ter ao menos três registros no Cerrado, além de constar na lista de espécies deste bioma (Sano *et al.*, 2008). Todas as espécies utilizadas possuíam ao menos dez registros únicos no Brasil na resolução de 10 minutos (aproximadamente 18 km) das variáveis utilizadas. Nesta resolução, o número de registros de ocorrência no Brasil obtidos para as espécies estudadas foi de 10 até 737 registros, totalizando-se 60870.

### **Área de distribuição e frequência de ocorrência das espécies**

#### *Métodos de modelagem de distribuição potencial*

Modelos de distribuição potencial de espécies são ferramentas comuns para avaliar o impacto potencial das mudanças climáticas (Siqueira & Peterson, 2003; Thuiller *et al.*, 2006; Loyola *et al.*, 2012) e usam a associação entre fatores climáticos e ocorrências conhecidas das espécies para definir um conjunto de condições ambientais adequadas para a sobrevivência das espécies (Araújo & Peterson, 2012). Foi utilizado o programa Maxent (Phillips *et al.*, 2006) para estimar a distribuição potencial das espécies estudadas. O Maxent estima a distribuição com máxima entropia sob a restrição imposta pelas informações disponíveis nas condições ambientais dos registros de ocorrência das espécies (Phillips *et al.*, 2006). De maneira geral, os parâmetros utilizados foram os padronizados pelo programa, mas foi selecionada a opção "random seeds" e alterado o

número máximo de iterações para 1000. Adicionalmente, como o Maxent parece ser influenciado pelo tendenciamento de coletas (Phillips, 2008), há a recomendação recente de se utilizar um menor conjunto de funções de ajuste aos modelos para reduzir o sobreajuste aos dados (Elith *et al.*, 2011). Assim, foram selecionadas apenas as funções linear e quadrática do Maxent, pois é sugerido o uso de métodos de modelagem mais simples quando o tendenciamento nos dados é desconhecido (Phillips, 2008).

Foi utilizado também o método SVM (Support Vector Machine), que é um método feito para problemas com duas classes em que existem objetos positivos e negativos, sendo bastante utilizado para classificações de sensoriamento remoto (Guo *et al.*, 2005). O SVM procura encontrar um hiperplano no espaço de variáveis que maximiza a separação entre as duas classes (Guo *et al.*, 2005). O SVM usado foi do tipo c-svc, com parâmetros padrão (kernel radial,  $\gamma = 1/k$ ). Alguns estudos feitos com o SVM discutem que ele poderia ser uma metodologia capaz de generalizar informações para prever modificações na área de distribuição de espécies devido a mudanças climáticas e, como define um ambiente no hiperespaço para a ocorrência das espécies, seria consistente com a teoria de nicho ecológico (Drake *et al.*, 2006).

Outro método empregado foi a distância de Mahalanobis, que é uma metodologia simples, baseada na média e na matriz de co-variância, e ainda possui base teórica na teoria de nicho ecológico (Clark *et al.*, 1998; Farber & Kadmon, 2003). A distância de Mahalanobis é uma medida multivariada da dissimilaridade e representa uma distância padronizada elevada ao quadrado entre um conjunto de variáveis e um vetor ótimo calculado a partir da média das variáveis associadas a todos os registros de ocorrência da espécie (Clark *et al.*, 1998; Farber & Kadmon, 2003). Assim, cada pixel na área de estudo recebe um valor. Este método de modelagem, apesar de simples, também tem sido utilizado em modelagens de distribuição potencial com mudanças climáticas (Preston *et al.*, 2008; Tôrres *et al.*, 2008).

Os métodos de modelagem SVM e Mahalanobis foram rodados a partir do openModeller Desktop, versão 1.1.0. Todos os métodos de modelagem utilizados nesse estudo empregam apenas dados de presença, uma vez que a maioria do nosso conhecimento sobre a distribuição das espécies é baseada apenas em registros de ocorrência. Entretanto, o Maxent e o SVM geram pseudoausências no ajuste dos modelos. Em todos os métodos de modelagem, utilizou-se na transformação das distribuições contínuas em binárias o limiar que corresponde ao ponto da curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*) que tem a menor distância ao eixo superior esquerdo no gráfico

do ROC (sensitividade contra 1-especificidade), o qual foi sugerido como um dos melhores métodos de escolha de limiar (Liu *et al.*, 2005).

#### *Variáveis ambientais*

Na modelagem para o clima atual foram utilizadas 19 variáveis de precipitação e temperatura (<http://www.worldclim.org.br>, Hijmans *et al.*, 2005), com resolução de dez minutos (aproximadamente 18km de aresta): temperatura média anual, média da amplitude da temperatura diurna, isotermalidade, sazonalidade da temperatura, temperatura máxima no período mais quente, temperatura mínima no período mais frio, amplitude anual da temperatura, temperatura média do trimestre mais úmido, temperatura média do trimestre mais seco, temperatura média do trimestre mais quente, temperatura média do trimestre mais frio, precipitação anual, precipitação no período mais úmido, precipitação no período mais seco, sazonalidade da precipitação, precipitação no trimestre mais úmido, precipitação no trimestre mais seco, precipitação no trimestre mais quente, precipitação no trimestre mais frio.

As mesmas variáveis para o clima futuro foram obtidas a partir do Centro Internacional para a Agricultura Tropical (CIAT, <http://ccafs-climate.org>), desenvolvidas pela quarta avaliação do IPCC (AR4) estimadas para o ano de 2080. Foram utilizados quatro modelos climáticos globais de circulação atmosfera-oceano (AOGCMs): CCCMA-CGCM2, CISIRO-MK2, HCCPR-HADCM3, NIES99-SRES.

Com o conjunto de dezenove variáveis para o clima presente, foi feita uma Análise de Componentes Principais (PCA). A PCA foi realizada com o intuito de evitar a colinearidade entre as variáveis e extrair o máximo da variação ambiental existente nas variáveis climáticas. Foram utilizados nas modelagens os oito primeiros autovetores, os quais explicaram mais de 97% da variação dos dados. As combinações lineares dos eixos da PCA foram projetadas para o futuro e utilizadas como variáveis ambientais nas modelagens de distribuição potencial. Tanto a construção das variáveis para a modelagem a partir do PCA quanto a projeção para o futuro foram feitas utilizando programas em MATLAB especialmente produzidos para esse fim.

#### *Cenários*

O cenário de emissões utilizado foi o A2, que é caracterizado por taxas de emissões de dióxido de carbono positivas, alto crescimento demográfico, crescimento econômico médio e mudanças tecnológicas fragmentadas e lentas (IPCC, 2000),

Beaumont *et al.*, 2008). Optou-se por trabalhar com um único cenário porque as emissões de carbono previstas são similares dentro de um intervalo de 80 anos e porque é sugerida a priorização dos mais extremos (Beaumont *et al.*, 2008). Além disso, a maior fonte de incerteza nas previsões de modelos de distribuição frente às mudanças climáticas é proveniente dos métodos de modelagem (Diniz-Filho *et al.*, 2009; Loyola *et al.*, 2012; Lemes & Loyola, 2013), sendo a variação nas previsões devido aos cenários de emissões quase desprezível.

#### *Avaliação dos modelos*

Os modelos foram avaliados através da área sob a curva ROC (AUC), que fornece uma medida da acurácia geral do modelo, a qual é independente de um limiar particular. Os valores de AUC variam entre 0 e 1, sendo que um valor de 0,5 indica uma acurácia do modelo não sendo melhor que um modelo aleatório (Fielding & Bell, 1997). Outra medida da acurácia dos modelos utilizada foi o TSS (*True Skill Statistic*), pois pode ser uma alternativa quando as previsões dos modelos precisam ser transformadas em mapas de presença/ausência (Allouche *et al.*, 2006). Essa medida é correlacionada com o AUC, considera simultaneamente os erros de omissão e comissão e os valores vão de -1 a 1 (Allouche *et al.*, 2006). Somente os modelos com TSS positivos foram utilizados (Diniz-Filho *et al.*, 2009a).

#### *Consenso*

Considerando que, conforme já exposto, os AOGCMs não são as principais fontes de variação nas previsões dos modelos de distribuição, foi feito um consenso dos AOGCM para cada método de modelagem. Os consensos permitem que seja encontrada a congruência nas previsões de diferentes modelos (Araújo & New, 2007). No entanto, como os resultados de cada método de modelagem foram mantidos separados, a maior fonte de variação das previsões de distribuição devido às mudanças climáticas se manteve e foi discutida.

#### *Composição e frequência de ocorrência de espécies*

O presente estudo utilizou o nível de comunidade para as análises realizadas. Trabalhar com modelagem de biodiversidade neste nível traz a vantagem de maior capacidade de detectar padrões e de sintetizar dados complexos (Ferrier & Guisan, 2006). As espécies foram modeladas separadamente, gerando mapas de distribuição individuais

e cada comunidade foi definida como o conjunto de espécies preditas para cada sub-bacia hidrográfica estudada. Desta forma, qualquer comunidade poderia ser construída com esta estratégia, pois permite que ocorram respostas individuais de cada espécie ao ambiente, o que é desejado para predições em relação às mudanças climáticas (Ferrier & Guisan, 2006).

Com o intuito de se reduzir erros na composição de espécies predita para cada sub-bacia, como nesta escala de baixa resolução os erros predominantes são de comissão e para poucas células (Aranda & Lobo, 2011), considerou-se a ocorrência da espécie na sub-bacia somente se ela fosse predita para, no mínimo, 10% da área da sub-bacia. A frequência de ocorrência de cada espécie foi estimada pelo número de células preditas para a ocorrência na sub-bacia.

### **Análises dos dados**

Testou-se por meio de regressão linear se espécies de menor distribuição possuem menor porcentagem de distribuição mantida no futuro para o bioma Cerrado.

A diversidade funcional de cada sub-bacia hidrográfica foi calculada por meio de métricas provenientes de estudos de diversidade filogenética. A matriz de distância utilizada foi calculada através da modificação da distância de Gower, que permite a utilização de dados ausentes e de variáveis qualitativas e quantitativas (Pavoine *et al.*, 2009). Considerando as bacias como comunidades, foi calculada a média da distância funcional entre os pares de espécies (MPD – *Mean Phylogenetic Distance*) que compõem cada comunidade (Webb, 2000). Isso também foi feito considerando a frequência de ocorrência das espécies. Essa métrica de diversidade funcional foi escolhida por permitir comparações entre os resultados com e sem a frequência de ocorrência das espécies e por permitir ser testada em relação a expectativas nulas (Webb, 2000; Kembel *et al.*, 2010). A perda de espécies e de diversidade funcional, considerando o conjunto total de comunidades (sub-bacias), foi testada por meio de teste t com amostras dependentes.

Além disso, testou-se se as espécies que compõem cada comunidade no futuro são mais similares funcionalmente do que seria esperado pelo acaso, comparando a média observada com o que é esperado por um modelo nulo (NRI – *Net Relatedness Index*, Webb, 2000). A aleatorização considerou o conjunto total de espécies, mas mantendo o mesmo número de espécies e a frequência de ocorrência de cada uma na comunidade (independent swap, Gotelli & Entsminger 2001), totalizando 1000 repetições e 5000 iterações. Isso permitiu uma análise da diversidade funcional controlando o efeito da

riqueza de espécies. A estatística Z foi calculada para cada comunidade ((MPDobs – MPDmédia da aleatorização)/desvio padrão da aleatorização), sendo equivalente ao NRI multiplicado por -1. Assim, valores de z positivos indicam comunidades dispersas e valores negativos comunidades agrupadas. Estas análises foram feitas no R (R Development Core Team, 2011), utilizando a função ‘ses.mpd’ do pacote picante (Kembel *et al.*, 2010).

Foi feita a relação 1:1 entre os valores encontrados para o presente e futuro, permitindo descrever a direção das mudanças na diversidade funcional das comunidades estudadas. Desvios para baixo significam comunidades futuras mais agrupadas do que no presente e desvios para cima indicam comunidades mais dispersas. As diferenças na diversidade funcional para o clima atual e clima futuro, controlando o efeito da riqueza de espécies, foram testadas ainda por meio de Teste t com amostras dependentes.

Estas análises foram feitas para cenários de mudança climática com dispersão irrestrita e sem dispersão (ex. Thuiller *et al.*, 2006), sendo este último correspondente à área da distribuição que permanece adequada no futuro para cada espécie.

## RESULTADOS

Os modelos de distribuição potencial de espécies obtiveram bom desempenho ( $AUC_{MAXENT} = 0.891 \pm 0.064$ ,  $TSS_{MAXENT} = 0.742 \pm 0.155$ ;  $AUC_{SVM} = 0.915 \pm 0.045$ ;  $TSS_{SVM} = 0.724 \pm 0.114$ ;  $AUC_{MAHALANOBIS} = 0.791 \pm 0.158$ ,  $TSS_{MAHALANOBIS} = 0.647 \pm 0.154$ ).

As espécies de menor tamanho de distribuição não foram mais afetadas pelas mudanças climáticas (Maxent:  $r^2 = 0.097$ ,  $p < 0.001$ ; SVM:  $r^2 = 0.007$ ,  $p = 0.115$ ; Mahalanobis:  $r^2 = 0.022$ ,  $p = 0.052$ ).

Constatou-se também que todas as sub-bacias perderam espécies com as mudanças climáticas, sendo esta perda bastante similar entre os cenários de dispersão (Tabela 1). Segundo os três métodos de modelagem, observou-se ainda que a maior perda de espécies ocorreu nas sub-bacias do centro-sul e centro-norte (Figura 2). No entanto, estas bacias estão entre as mais ricas do bioma atualmente e as bacias do sudeste permanecem entre as de maior riqueza no futuro (Material Suplementar 1).



Tabela 1. Teste t com amostras dependentes entre a riqueza de espécies atual e a futura. Grau de liberdade igual a 26.

<b>Método</b>	<b>Dispersão</b>	<b>Tamanho do efeito</b>	<b>t</b>	<b>p</b>
Maxent	com	-96,148	14,919	<0,001
	sem	-98,407	15,382	<0,001
SVM	com	-119,519	15,833	<0,001
	sem	-121,000	15,859	<0,001
Mahalanobis	com	-233,037	21,432	<0,001
	sem	-233,630	21,526	<0,001

Em relação à redução esperada na diversidade funcional, apenas de acordo com o método de distância de Mahalanobis há perda de diversidade funcional no futuro para ambos os cenários de dispersão com efeito similar (Tabela 2). Além disso, a redução ocorreu para dados de ocorrência e frequência de ocorrência, sendo o tamanho do efeito maior para a última (Tabela 2). Entretanto, o método de distância de Mahalanobis apresentou muitas bacias com riqueza igual a zero ou um no futuro, o que afeta diretamente a mensuração desta métrica de diversidade funcional (Material Suplementar 1).

Tabela 2. Teste t com amostras dependentes entre a diversidade funcional (MPD) atual e a futura para dados de ocorrência e estimativas de frequência de ocorrência das espécies. Grau de liberdade igual a 26.

<b>Método</b>	<b>Dispersão</b>	<b>Ocorrência</b>			<b>Frequência</b>		
		<b>Tamanho do efeito</b>	<b>t</b>	<b>P</b>	<b>Tamanho do efeito</b>	<b>t</b>	<b>P</b>
Maxent	com	-0,023	1,370	0,182	-0,029	1,578	0,127
	sem	-0,023	1,363	0,185	-0,030	1,620	0,117
SVM	com	0,002	-0,092	0,927	-0,031	1,878	0,072
	sem	0,000	0,020	0,984	-0,032	1,964	0,060
Mahalanobis	com	-0,113	3,107	0,005	-0,140	4,348	<0,001
	sem	-0,117	3,273	0,003	-0,143	4,479	<0,001

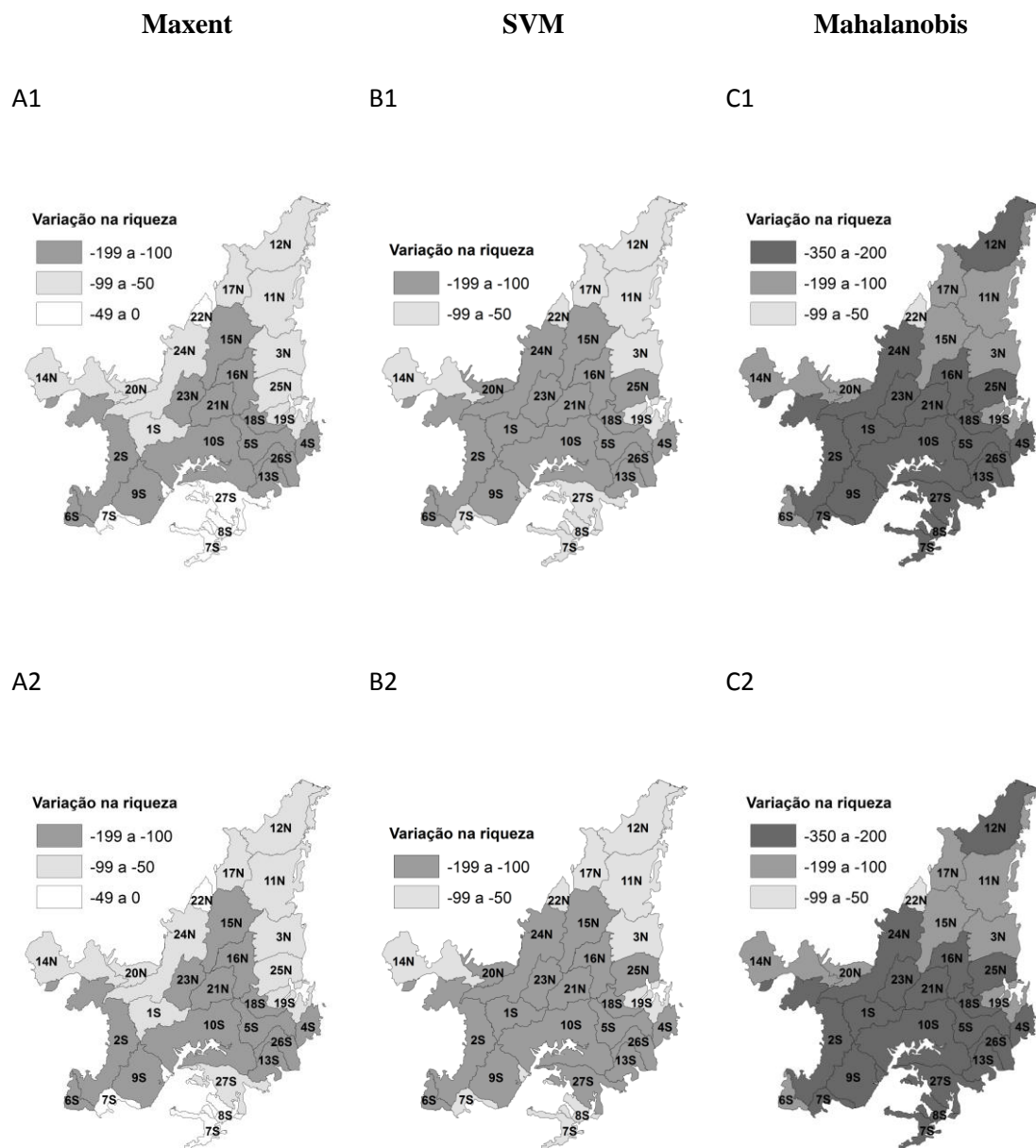


Figura 2. Diferença na riqueza de espécies predita para o clima futuro (2080) e para o clima atual para cada sub-bacia com dispersão irrestrita (A1, B1, C1) e sem dispersão (A2, B2, C2).

Por outro lado, observou-se que, de acordo com os três métodos de modelagem, há um padrão espacial na predição de redução da diversidade funcional do Cerrado, sendo maior nas sub-bacias do sul e centro-norte do bioma para dados de ocorrência das espécies (Figura 3). Considerando os dados de estimativa de frequência de ocorrência das espécies, os três métodos apresentaram redução na diversidade funcional de bacias do centro-norte e do sudoeste do Cerrado (Figura 4).

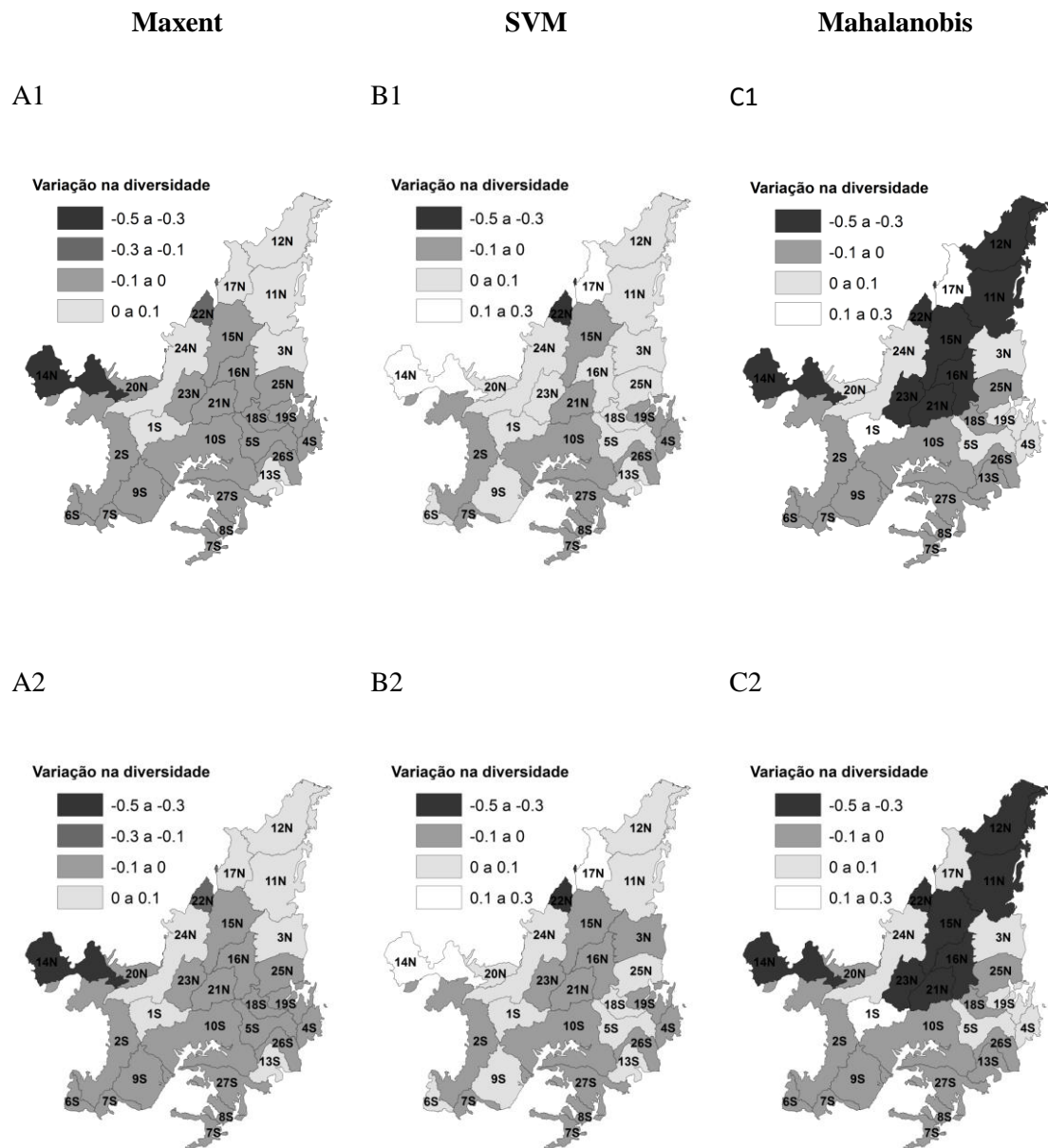


Figura 3. Diferença na diversidade funcional (MPD) predita para o clima futuro (2080) e para o clima atual para cada sub-bacia, com dispersão irrestrita (A1, B1, C1) e sem dispersão (A2, B2, C2) para dados somente de ocorrência das espécies.

Além disso, como segundo os três métodos de modelagem a diversidade funcional (MPD) do Cerrado diminui quando considerados dados de frequência de ocorrência das espécies (Tabela 2), foi feito um teste t de amostra única testando se o tamanho do efeito encontrado seria diferente de zero. Foi constatado um pequeno efeito significativo (Tamanho do efeito = -0.068,  $t = -2.884$ ,  $gl = 5$ ,  $p = 0.034$ ), indicando que as mudanças

climáticas reduzem a diversidade funcional quando utilizados dados de frequência de ocorrência das espécies.

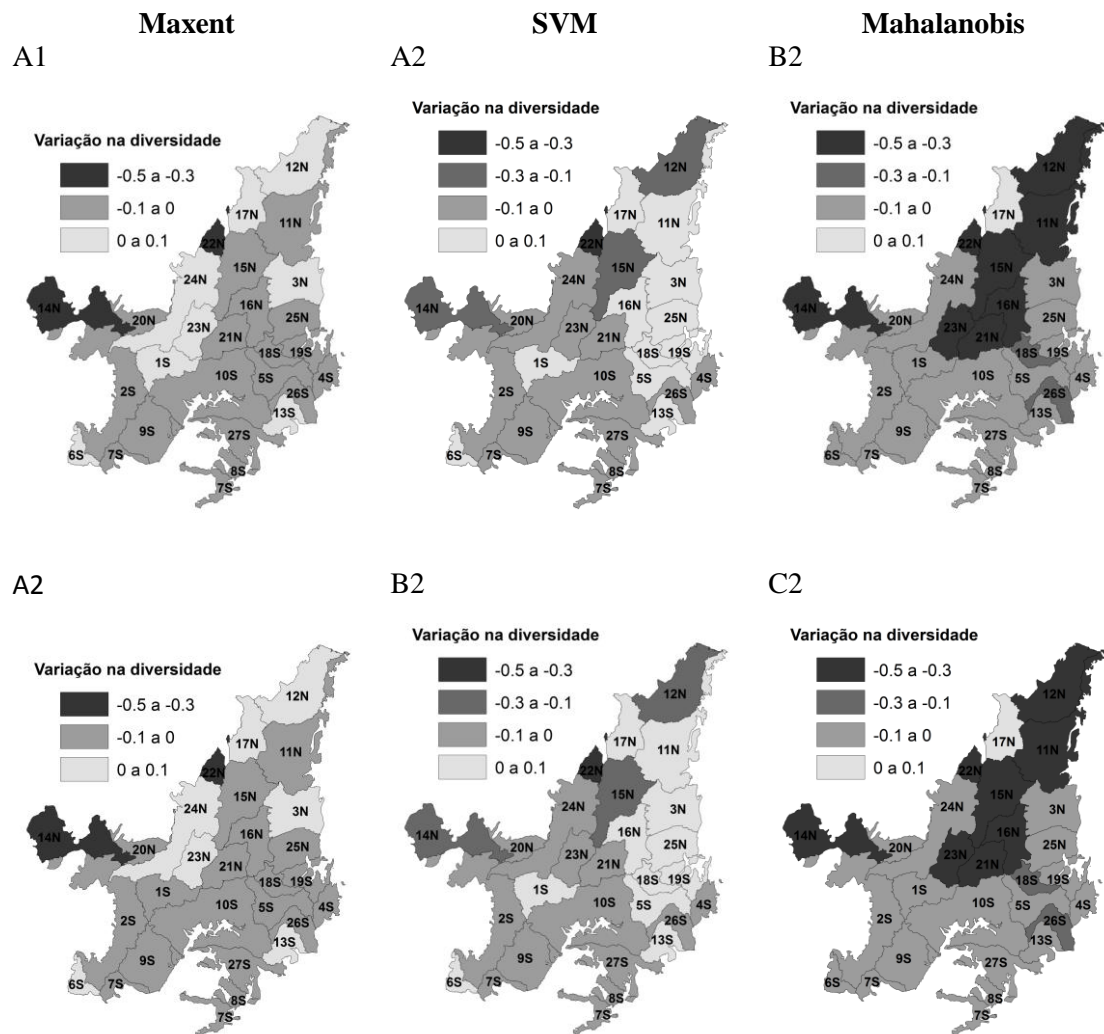


Figura 4. Diferença na diversidade funcional (MPD) predita para o clima futuro (2080) e para o clima atual para cada sub-bacia, com dispersão irrestrita (A1, B1, C1) e sem dispersão (A2, B2, C2) para dados com estimativas de frequência de ocorrência das espécies.

Com o intuito de controlar o efeito da perda de espécies foram feitas análises de diversidade funcional, corrigindo para o número de espécies estimado para o futuro em cada bacia. Estas análises indicaram que a diversidade funcional aumenta no futuro segundo o método de distância de Mahalanobis e SVM para dados de ocorrência e de frequência de espécies para ambos os cenários de dispersão (Tabela 3), mas não foi encontrado efeito das mudanças climáticas sobre a diversidade funcional segundo o método Maxent.

Tabela 3. Teste t com amostras dependentes entre a diversidade funcional (Z) atual e a futura, controlando o efeito da riqueza de espécies. As análises foram feitas para dados de ocorrência e para frequência de ocorrência das espécies.

Método	Dispersão	Ocorrência				Frequência			
		Tamanho do efeito	t	gl	p	Tamanho do efeito	t	gl	p
Maxent	com	-0,173	0,665	25	0,512	0,289	-1,375	25	0,181
	sem	-0,177	0,696	25	0,493	0,273	-1,351	25	0,189
SVM	com	0,568	-2,758	25	0,011	0,794	-5,577	25	<0,001
	sem	0,456	-2,107	25	0,045	0,288	-5,309	25	<0,001
Mahalanobis	com	1,174	-5,255	18	<0,001	0,970	-5,578	18	<0,001
	sem	0,954	-3,867	18	0,001	0,896	-5,155	18	<0,001

Em relação aos dados de ocorrência com e sem dispersão, as relações entre os valores de z para o clima atual e para o clima futuro demonstraram que 41% das sub-bacias foram preditas como mais dispersas funcionalmente no futuro por dois ou mais métodos de modelagem, sendo localizadas no sudoeste (um, dois, seis e nove), sul (cinco, dez, 13 e 27) e noroeste do Cerrado (20, 24 e 27) (Figura 5; Figura 1). Entretanto, estas análises demonstraram também que, mesmo controlando o efeito da redução da riqueza de espécies, 19% das comunidades são mais agrupadas no futuro (sete, 15, 16, 18, 23) segundo dois ou mais métodos de modelagem (Figura 5; Figura 1). Estas comunidades que perderam espécies pouco redundantes estão, predominantemente, em sub-bacias do centro-norte do Cerrado (Figura 1). Nestas análises não houve nenhum consenso entre os métodos de modelagem de quais seriam as comunidades que não teriam alteração na diversidade funcional com as mudanças climáticas.

Em relação à análise de diversidade funcional (Z) com as estimativas de frequência de ocorrência, 63% das comunidades foram preditas como mais dispersas funcionalmente no futuro e a comunidade do extremo norte do Cerrado, correspondente à sub-bacia dos rios Pindaré, Itapecuru, Mearim e outros, como mais agrupada em ambos os cenários de dispersão e para dois ou mais métodos de modelagem (Figura 6). Novamente, não houve consenso em relação às comunidades que não sofrem alteração na diversidade funcional.

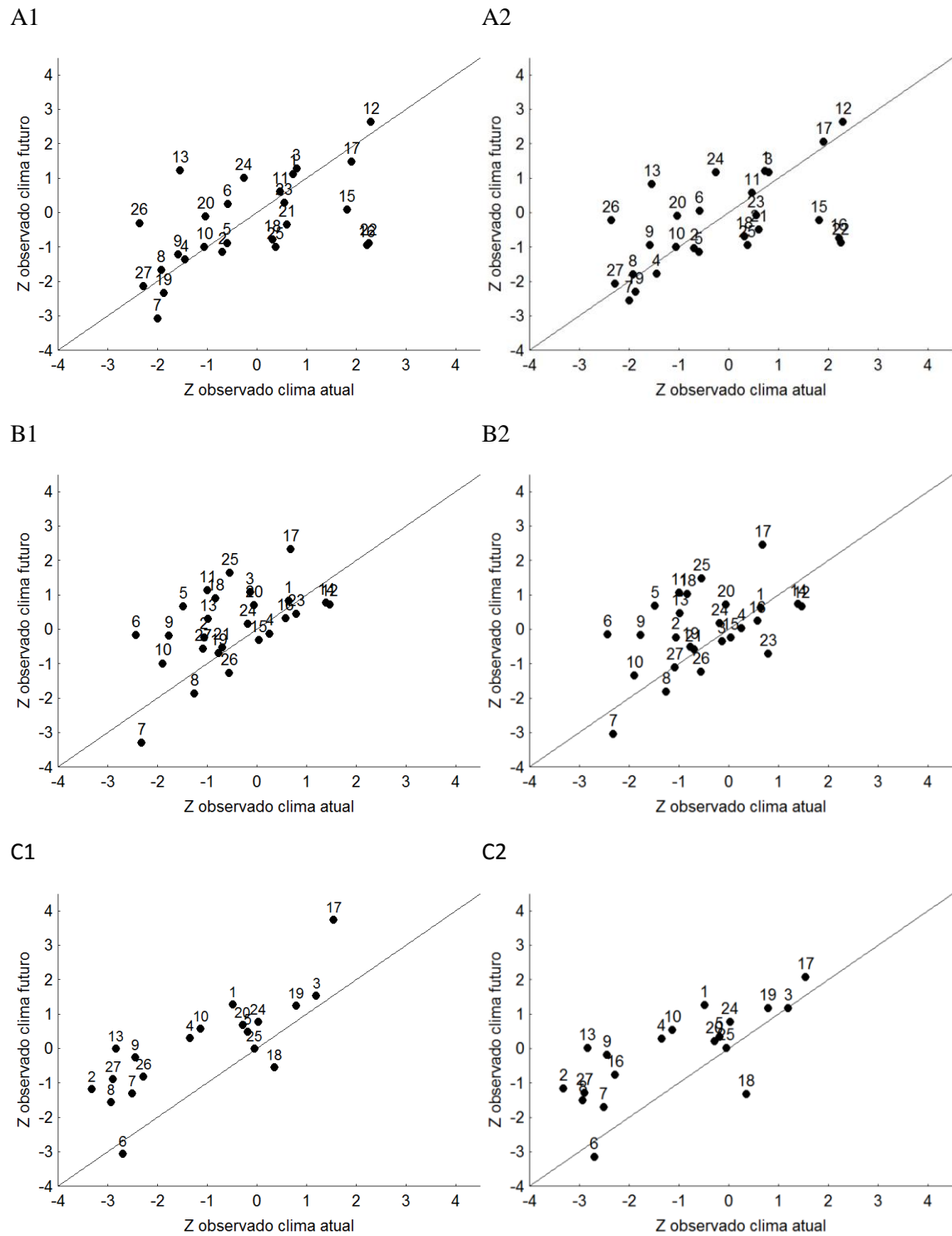


Figura 5. Relação 1:1 entre a diversidade funcional predita para o presente e para o futuro (2080), controlando o efeito da riqueza de espécies. Foram utilizados somente dados de ocorrência com dispersão irrestrita (1) e sem dispersão (2). Maxent (A1 e A2), SVM (B1 e B2) e Mahalanobis (C1 e C2). Desvios para cima indicam comunidades mais dispersas funcionalmente no futuro e para baixo são comunidades mais agrupadas.

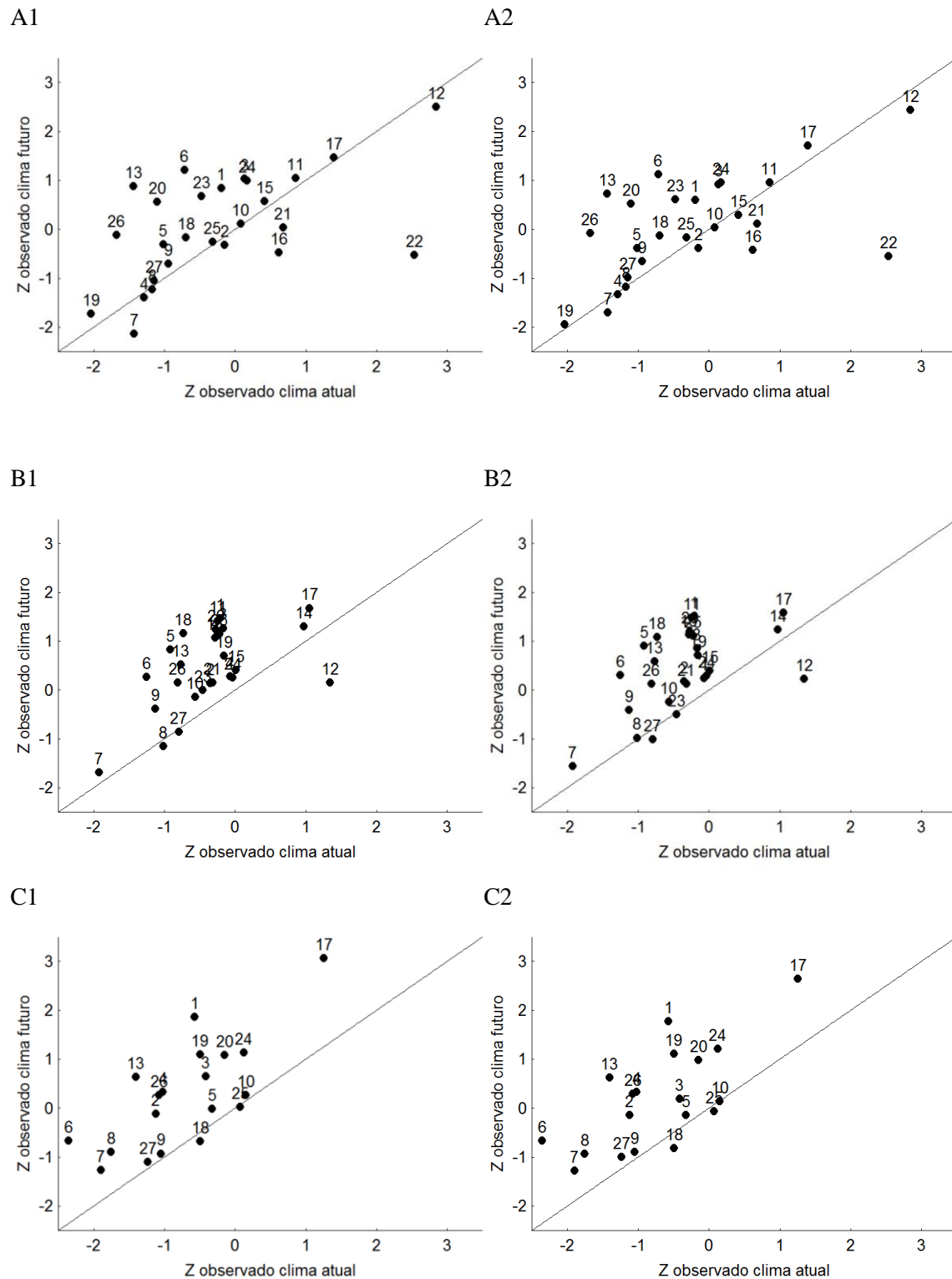


Figura 6. Relação 1:1 entre a diversidade funcional predita para o presente e para o futuro (2080), controlando o efeito da riqueza de espécies. Foram utilizados dados de frequência de ocorrência com dispersão irrestrita (1) e sem dispersão (2). Maxent (A1 e A2), SVM (B1 e B2) e Mahalanobis (C1 e C2). Desvios para cima indicam comunidades mais dispersas funcionalmente no futuro e para baixo são comunidades mais agrupadas.

Adicionalmente, como todos os métodos de modelagem indicaram efeitos positivos na diversidade funcional para dados de frequência de ocorrência quando controlada a riqueza de espécies (Tabela 3), foi feito um teste t de amostra única para testar se o tamanho do efeito encontrado era diferente de zero. Esta análise indicou um efeito significativo (Tamanho do efeito = 0.585,  $t = 4.275$ ,  $gl = 5$ ,  $p = 0.008$ ), demonstrando que há aumento de diversidade funcional no Cerrado quando controlado o efeito da perda de espécies. Além disso, quando considerada a frequência de ocorrência das espécies, as predições de alteração na diversidade funcional foram mais congruentes entre os métodos de modelagem.

Por fim, em ambos os cenários de dispersão e tanto para os dados de ocorrência como para os de frequência, a comunidade da sub-bacia do extremo norte do Cerrado foi predita como significativamente mais dispersa do que seria esperado pelo acaso no clima atual; a comunidade da sub-bacia dos rios Paraná, Paranapanema, Amambaí e outros foi predita como mais agrupada no clima atual e a comunidade da sub-bacia do rio Tocantins entre os rios Sono e Araguaia foi predita como mais dispersa no clima futuro, considerando em todos os casos as predições de dois ou mais métodos de modelagem e diferenças em relação ao acaso (Material suplementar 2).

## **DISCUSSÃO**

As espécies de menor área de distribuição não foram mais afetadas pelas mudanças climáticas, podendo indicar que a vulnerabilidade a estas alterações também deve ser dependente de fatores extrínsecos às espécies que determinam a intensidade de exposição a modificações no clima (Williams *et al.*, 2008). Assim, a susceptibilidade das espécies deve ser parcialmente explicada pela posição coincidente da área da distribuição com padrões espaciais de anomalias climáticas (Broennimann *et al.*, 2006), podendo sugerir que espécies de menor área de distribuição não são, necessariamente, mais vulneráveis aos efeitos das mudanças climáticas (Siqueira & Peterson, 2003).

As diferentes metodologias utilizadas indicaram uma grande diminuição na riqueza de espécies com as mudanças climáticas. Essa redução na riqueza, ainda que possa ter representado um pequeno efeito na diversidade funcional, pode trazer implicações para a estabilidade das comunidades do Cerrado no futuro. Comunidades com menor riqueza de espécies são menos resistentes e apresentam menor resiliência à seca, diminuindo também a chance de se ter espécies que poderão sobreviver às perturbações ambientais (Tilman & Downing, 1994). A maior riqueza de espécies



também pode estar relacionada com um aumento na estabilidade por ser capaz de reduzir a variação na produtividade de assembleias de plantas submetidas a mudanças nas condições ambientais (Steudel *et al.*, 2011). A perda de espécies pode ainda ter um impacto progressivamente maior na funcionalidade dos ecossistemas, uma vez que a probabilidade de um grupo funcional ser extinto de uma determinada comunidade aumenta com a redução do número de espécies (Fonseca & Ganade, 2001).

Entretanto, a menor riqueza de espécies devido às mudanças climáticas significou uma pequena diminuição na diversidade funcional do Cerrado quando a frequência de ocorrência das espécies foi considerada. Isso foi particularmente visualizado para a sub-bacia do Araguaia, a jusante da ilha do Bananal (22N, Material suplementar 1), apesar de não ser uma área com estimativas de grande estresse hídrico no futuro (Palmer *et al.*, 2008). Além disso, esta sub-bacia é uma região de baixa pressão de empreendimentos geradores de energia (Material suplementar 3). Por outro lado, é uma área de redução de umidade e/ou aumento da duração da estação seca (Salazar *et al.*, 2007), podendo ocasionar a perda de espécies compartilhadas com o bioma amazônico devido às mudanças climáticas.

Porém, ao se controlar o efeito da riqueza de espécies, a maioria das comunidades apresentou um espaço funcional mais disperso no futuro do que atualmente, podendo indicar uma grande perda de espécies redundantes. Deste modo, ao contrário da hipótese proposta, os modelos apresentados para as mudanças climáticas não predisseram uma simplificação da estrutura funcional das comunidades de árvores estudadas. Um estudo com árvores da Europa também encontrou um aumento na diversidade funcional em áreas atlânticas devido às mudanças climáticas, mesmo que acompanhada pela redução na riqueza de espécies (Thuiller *et al.*, 2006). Outros estudos com biodiversidade tropical também constataram que comunidades perturbadas tenderam a ser mais dispersas funcionalmente (Hidasi-Neto *et al.*, 2012), indicando que os distúrbios estudados não seriam um filtro suficientemente forte para selecionar espécies com características ecológicas mais similares. Além disso, a perda de espécies redundantes com as mudanças climáticas sem afetar a diversidade funcional foi constatada recentemente para comunidades de plantas da costa da Austrália (Gallagher *et al.*, 2013) sem a utilização de estimativas de abundância na métrica de diversidade funcional. Neste estudo, foi sugerido que as características de história de vida do conjunto de espécies da região eram muito similares porque já haviam sido selecionadas por filtros ambientais fortes e isso deve garantir uma maior resiliência às mudanças climáticas (Gallagher *et al.*, 2013).

Entretanto, se por um lado há aumento de diversidade funcional devido à perda de espécies redundantes com as mudanças climáticas, por outro lado a diminuição na redundância das espécies pode indicar uma redução na segurança da funcionalidade dos ecossistemas no futuro (Naeem, 1998). Neste contexto, mais do que uma repetição de espécies similares ecologicamente, a redundância é um seguro contra a perda de funções quando há extinção de espécies (Walker, 1995; Díaz & Cabido, 2001), o qual pode ser afetado pelas mudanças climáticas. Assim, as alterações no clima devem gastar o seguro contra impactos ambientais, deixando os ecossistemas mais vulneráveis a outras perturbações. Entretanto, como a riqueza de espécies parece enfrentar um maior risco de declínio, este resultado sugere também que ações de conservação que priorizem somente a diversidade de características funcionais devem ser evitadas (Gallagher *et al.*, 2013).

No entanto, os resultados indicaram que algumas sub-bacias deverão ter impactos diretos das mudanças climáticas, reduzindo a diversidade funcional devido à perda de espécies pouco redundantes. Destaca-se entre estas, a sub-bacia do Paraná, Paranapanema, Amambá e outros, que possui densidade muito baixa de remanescentes de vegetação de Cerrado, concentração média de empreendimentos e aptidão agrícola regular (Material suplementar 3). Este cenário é um agravante na perda de espécies e funções ecossistêmicas, pois pode provocar falhas de dispersão ocasionadas pelo impedimento de mudanças na distribuição devido à perda e fragmentação de habitats (Brodie *et al.*, 2012). Contexto similar também pode ser constatado na sub-bacia do Araguaia, a montante da ilha do Bananal (Material suplementar 3). Assim, a conservação efetiva da biodiversidade destas regiões exige ações que ampliem a conectividade, aumentando a resiliência dos ecossistemas (Groves *et al.*, 2012).

Outras sub-bacias que apresentaram comunidades com tendência a um maior agrupamento funcional futuro foram as dos rios Pindaré, Itapecuru, Mearim e outros; a do Tocantins, entre rios Paraná e Sono; e do Tocantins, entre rios Preto e Paraná, que se caracterizam também pela elevada densidade de remanescentes de vegetação e um grande número de unidades de conservação (Material suplementar 3). Este contexto, somado ainda a uma densidade muito baixa de empreendimentos e a solos sem aptidão agrícola, pode permitir dispersões induzidas pelo clima nestas regiões, mitigando os efeitos das mudanças climáticas. Deste modo, é importante direcionar esforços de monitoramento da biodiversidade nestas sub-bacias com o intuito de definir ações de conservação proativas, caso necessário.

Este resultado é intrigante porque, ao contrário do que seria esperado para regiões com alta estabilidade climática histórica (como a região da Serra Geral de Goiás; Werneck *et al.*, 2012), apesar da elevada diversidade funcional no clima atual das comunidades das sub-bacias dos rios Pindaré, Itapecuru, Mearim e outros; do Tocantins, entre rios Paraná e Sono; e do Tocantins, entre rios Preto e Paraná, há uma tendência de redução no espaço funcional das comunidades de árvores destas regiões. Isso reforça a ideia de que a proteção de refúgios climáticos deve ser uma prioridade, mas pode também não ser uma tarefa simples. Nesse sentido, os resultados alertam que a identificação de refúgios baseada somente nas mudanças projetadas nas variáveis ambientais significa assumir que as alterações ecológicas são diretamente relacionadas à intensidade de variação no clima e isso pode desconsiderar outro fator importante que é a própria resposta das espécies que ocorrem em determinada área (Groves *et al.*, 2012). Assim, refúgios também podem existir em áreas em que a biodiversidade é mais robusta a alterações no clima (Terribile *et al.*, 2012).

Além disso, constatou-se que as análises com estimativas de frequência de ocorrência das espécies tiveram maior efeito na diversidade funcional. Isso pode indicar que, mesmo não havendo extinção de espécies com características funcionais singulares na maioria das comunidades estudadas, deverão ocorrer mudanças na frequência de ocorrência das espécies. Alterações na abundância das espécies são preocupantes porque podem antecipar a perda potencial de espécies e funções ecossistêmicas (Mouillot *et al.*, 2012). Modificações na abundância das espécies também podem ser impactantes porque mudam as características de história de vida de espécies comuns e raras nas comunidades, sendo que as primeiras parecem determinar mais fortemente a maioria dos processos biogeoquímicos (Grime, 1998).

É importante lembrar que a redundância é dependente da escala de estudo, sendo as comunidades regionais mais redundantes do que as locais (Fonseca & Ganade, 2001), ainda mais se poucas características funcionais são consideradas. Assim, o aumento na escala de definição das comunidades pode resultar em agrupamento filogenético (González-Caro *et al.*, 2012) e funcional, que poderia ser o caso do presente estudo, uma vez que o resultado mais comum foi a perda de espécies redundantes. Por outro lado, o NRI parece uma métrica robusta a diferentes conjuntos de dados e apresenta padrões de estrutura filogenética similares entre várias escalas de estudo (González-Caro *et al.*, 2012), devendo ocorrer o mesmo para análises de diversidade funcional.

Outra limitação do presente estudo é a manutenção dos limites atuais do bioma Cerrado nas predições de mudanças climáticas, uma vez que estes podem mudar no futuro (Salazar *et al.*, 2007), bem como espécies que ocorrem na borda e que podem passar a ocorrer no Cerrado, podendo alterar a composição e riqueza de espécies predita para cada sub-bacia estudada. De qualquer forma, este parece ser um problema mais grave para conjuntos de dados restritos a espécies endêmicas (Diniz-Filho *et al.*, 2009b), sendo que neste estudo foram utilizadas espécies de árvores comuns no Cerrado, ainda que sejam importantes novos estudos com um maior número de espécies e de diferentes hábitos (por exemplo arbustivas, herbáceas, palmeiras). Além disso, obteve-se resultados muito similares entre os diferentes cenários de migração, podendo indicar que a metodologia utilizada com o intuito de se reduzir erros na composição, ao considerar a ocorrência de uma determinada espécie somente se ela fosse predita para no mínimo 10% da área da sub-bacia, reduziu grandes divergências entre as predições. Por fim, este estudo assumiu que a distribuição das espécies é determinada por fatores climáticos e que as tolerâncias fisiológicas das espécies a estes fatores são conservadas no espaço temporal estudado (Wiens & Graham, 2005; Araújo & Peterson, 2012).

## CONCLUSÃO

As mudanças climáticas devem provocar uma grande perda de espécies de árvores do Cerrado com características de história de vida redundantes, podendo aumentar a diversidade funcional, ainda que isso signifique a perda de um seguro importante contra perturbações. Neste contexto de mudanças climáticas, muitos estudos enfatizam a importância de se priorizar a conservação de áreas estáveis no futuro (Werneck *et al.*, 2012; Loyola *et al.*, 2012). No entanto, constatou-se que não há consenso nas predições sobre sub-bacias que manterão a diversidade funcional de árvores estável no futuro, podendo indicar a existência de grandes desafios de conservação de processos ecológicos no Cerrado, ainda que os efeitos espacialmente explícitos das mudanças climáticas possam ser estimados de maneira antecipada e influenciem em decisões de conservação (Pressey *et al.*, 2007).

De qualquer forma, o risco de extinção de espécies frente às mudanças climáticas é dependente da interação com diversos processos como a perda e fragmentação de habitat (Brook *et al.*, 2008), sendo que o padrão relativo da distribuição da vulnerabilidade ao clima pode variar de acordo com a localização geográfica de condições ambientais e de infraestrutura de cada bacia de drenagem (Soito & Freitas, 2011). Deste modo, é

necessário mitigar os impactos das mudanças climáticas, por exemplo, por meio de ações de restauração que aumentem a conectividade (Pressey *et al.*, 2007), permitindo os deslocamentos induzidos pelo clima de populações e espécies.

Portanto, no cenário de mudanças climáticas em que diversas regiões do Cerrado devem passar por grandes alterações na riqueza e composição de espécies, sendo que algumas poderão sofrer ainda perda de diversidade funcional, torna-se essencial aumentar as áreas com vegetação nativa no bioma e, simultaneamente, o sequestro de carbono. A reposição florestal terá o grande desafio de conciliar a diversidade de características funcionais das espécies utilizadas com o manejo sustentável das mesmas para uso nas propriedades, sendo as espécies de árvores de uso econômico potencial utilizadas neste estudo um bom exercício para esta proposta.

## **REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

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.

Almeida, S.P., Proença, C.E.B., Sano, S.M. & Ribeiro, J.F. (1998) *Cerrado espécies vegetais úteis*. Embrapa, Planaltina.

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

Araújo, M. & New, M. (2006) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in ecology & evolution*, 22, 42-47.

Araújo, M. & Peterson, A. (2012) Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, 93, 1527-1539.

Batalha, M.A. (2011) O cerrado não é um bioma. *Biota Neotropica*, 11, 21-24.

Beaumont, L., Hughes, L. & Pitman, A. (2008) Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important? *Ecology Letters*, 11, 1135-1146.

- Brown, J., Valone, T. & Curtin C. (1997) Reorganization of an arid ecosystem in response to recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 94, 9729-9733.
- Brodie, J., Post, E. & Laurance, W. (2012) Climate change and tropical biodiversity: a new focus. *Trends in Ecology & Evolution*, 27,145-150.
- Broennimann, O., Thuiller, W., Hughes, G., Midgley, G.F., Alkemade, J.M.R. & Guisan, A. (2006) Do geographic distribution, niche property and life form explain plants' vulnerability to global change? *Global Change Biology*, 12, 1079-1093.
- Bucci, S., Goldstein, G. & Meinzer, F. (2004) Functional convergence in hydraulic architecture and water relations of tropical savanna trees: from leaf to whole plant. *Tree Physiology*, 24, 891-99.
- Bustamante, M., Nardoto, G. & Pinto, A. (2012) Potential impacts of climate change on biogeochemical functioning of Cerrado ecosystems. *Brazilian Journal Biology*, 72, 655-671.
- Carvalho, P.E.R. (2003) *Espécies arbóreas brasileiras v.1*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília. Embrapa Florestas, Colombo.
- Carvalho, P.E.R. (2006). *Espécies arbóreas brasileiras v.2*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília. Embrapa Florestas, Colombo.
- Carvalho, P.E.R. (2008). *Espécies arbóreas brasileiras v. 3*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília; Embrapa Florestas, Colombo.
- Carvalho, P.E.R. (2010). *Espécies arbóreas brasileiras v. 4*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília; Embrapa Florestas, Colombo.
- Choat, B., Ball, M.C., Luly, J.G. & Holtum, J.A.M. (2004) Hydraulic architecture of deciduous and evergreen dry rainforest tree species from north-eastern Australia. *Trees*, 19, 305-311.
- Clark, J.D., Hayes, S.G. & Pledger, J.M. (1998) A female black bear denning habitat model using a geographic information system. *Ursus*, 10, 181-185.

Díaz, S., Hodgson, J.G., Thompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J.H.C., Jalili, A., Montserrat-Martí, G., Grime, J.P., Zarrinkamar, F., Asri, Y., Band, S.R., Basconcelo, S., Castro-Díez, P., Funes, G., Hamzehee, B., Khoshnevi, M., Pérez-Harguindeguy, N., Pérez-Rontomé, M.C., Shirvany, F.A., Vendramini, F., Yazdani, S., Abbas-Azimi, R., Bogaard, A., Boustani, S., Charles, M., Dehghan, M., Torres-Espuny, L. de, Falczuk, V., Guerrero-Campo, J., Hynd, A., Jones, G., Kowsary, E., Kazemi-Saeed, F., Maestro-Martínez, M., Romo-Díez, A., Shaw, S., Siavash, B., Villar-Salvador, P. & Zak, M.R. (2004) The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science*, 15, 295-304.

Díaz, S., Lavorel, S., Chapin III, F.S., Tecco, P.A., Gurvich, D.E. & Grigulis, K. (2007) Functional Diversity — at the Crossroads between Ecosystem Functioning and Environmental Filters. *Terrestrial Ecosystems in a Changing World* (ed. por J.G. Canadell, D. Pataki and L. Pitelka) pp. 81-91. The IGBP Series, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M., Rangel, T.F., Loyola, R.D., Hof, C., Nogués-Bravo, D. & Araújo, M.B. (2009a) Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography*, 32, 897-906.

Diniz-Filho, J.A.F., Oliveira, G., Bini, L.M., Nabout, J.C. & Rangel, T.F.L.V.B. (2009b) Conservation Biogeography and climate change in the brazilian cerrado. *Natureza & Conservação*, 7, 100-112.

Drake, J.M., Randin, C. & Guisan, A. (2006) Modelling ecological niches with support vector machines. *Journal of Applied Ecology*, 43, 424-432.

Durigan, G., Baitello, J.B., Franco, G.A.D.C. & Siqueira, M.F. (2004) *Plantas do Cerrado Paulista: imagens de uma paisagem ameaçada*. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo.

Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E. & Yates, C.J. (2011) A statistical explanation of Maxent for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17, 43-57.

Felfili, J.M., Ribeiro, J.F., Borges-Filho, H.C. & Vale, A.T. (2004a) Potencial econômico da biodiversidade do Cerrado: estágio atual e possibilidades de manejo sustentável dos recursos da flora. *Cerrado: ecologia e caracterização* (ed. por L.M.S. Aguiar & A.J.A.

Camargo), pp. 177-220. Embrapa Cerrados, Planaltina; Embrapa Informação Tecnológica, Brasília.

Farber, O. & Kadmon, R. (2003) Assessment of alternative approaches for bioclimatic modeling with special emphasis on the Mahalanobis distance. *Ecological Modelling*, 160, 115–130.

Ferrier, S. & Guisan, A. (2006) Spatial modelling of biodiversity at the community level. *Journal of Applied Ecology*, 43, 393-404.

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

Fonseca, C.R. & Ganade, G. (2001) Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology*, 89, 118–125.

Gallagher, R.V., Hughes, L. & Leishman, M.R. (2013) Species loss and gain in communities under future climate change: consequences for functional diversity. *Ecography*, 36, 531-540.

Goldstein, G., Meinzer, F., Bucci, S., Scholz, F., Franco, A. & Hoffmann, W. (2008) Water economy of Neotropical savanna trees: six paradigms revisited. *Tree physiology*, 28, 395–404.

Gotelli, N. & Entsminger, G. (2001) Swap and fill algorithms in null model analysis: rethinking the knight's tour. *Oecologia*, 129, 281-291.

Grime, J. (1998) Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 86, 902-910.

Groves, C.R., Game, E.T., Anderson, M.G., Cross, M., Enquist, C., Ferdaña, Z., Girvetz, E., Gondor, A., Hall, K.R., Higgins, J., Marshall, R., Popper, K., Schill, S. & Shafer, S.L. (2012) Incorporating climate change into systematic conservation planning. *Biodiversity and Conservation*, 21, 1651-1671.

González-Caro, S., Parra, J., Graham, C., McGuire, J. & Cadena, C. (2012) Sensitivity of metrics of phylogenetic structure to scale, source of data and species pool of hummingbird assemblages along elevational gradients. *PloS one*, 7, e35472.



- Guo, Q., Kelly, M. & Graham, C.H. (2005) Support vector machines for predicting distribution of Sudden Oak Death in California. *Ecological Modelling*, 182, 75-90.
- Hidasi-Neto, J., Barlow, J., Cianciaruso, M.V., Katzhner, T. & Koh, L.P. (2012) Bird functional diversity and wildfires in the Amazon: the role of forest structure. *Animal Conservation*, 15, 407-415.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965-1978.
- IPCC (2000) *Special Report on Emission Scenarios* (ed. por N. Nakicenovic & R. Swart). Cambridge University Press, UK.
- IPCC, 2007. Summary for Policymakers. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. (ed. por S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor, H.L. Miller) Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Keddy, P. (1992) Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 3, 157-164.
- Kelly, A. & Goulden, M. (2008) Rapid shifts in plant distribution with recent climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 11823–11826.
- Kembel, S., Cowan, P., Helmus, M., Cornwell, W., Morlon, H., Ackerly, D., Blomberg, S. & Webb, C. (2010) Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, 26, 1463–1464.
- Klink, C.A. & Machado, R.B. (2005) Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, 19, 707-713.
- Kolb, A., Barsch, F. & Diekmann, M. (2006) Determinants of local abundance and range size in forest vascular plants. *Global Ecology and Biogeography*, 15, 237–247.

- Kunin, W. & Gaston, K. (1993) The biology of rarity: patterns, causes and consequences. *Trends in ecology & evolution*, 8, 298-301.
- Laughlin, D.C., Fulé, P.Z., Huffman, D.W., Crouse, J. & Laliberté, E. (2011) Climatic constraints on trait-based forest assembly. *Journal of Ecology*, 99, 1489–1499.
- Lavorel, S. & Garnier, E. (2002) Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16, 545–556.
- Lemes, P. & Loyola, R. (2012) Accommodating species climate-forced dispersal and uncertainties in spatial conservation planning. *PloS one*, 8, e54323.
- Liu, C., Berry, P.M., Dawson, T.P. & Pearson, R.G. (2005) Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography*, 28, 385-393.
- Lorenzi, H. (2008) *Árvore brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil v.1*. Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- Lorenzi, H. (2009a) *Árvore brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil v. 2*. Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- Lorenzi, H. (2009b) *Árvore brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil*. Instituto Plantarum, Nova Odessa.
- Loyola, R., Lemes, P., Faleiro, F., Trindade-Filho, J. & Machado, R. (2012) Severe loss of suitable climatic conditions for marsupial species in Brazil: challenges and opportunities for conservation. *PloS one*, 7, e46257.
- Magnusson, W. (2001) Catchments as basic units of management in conservation biology courses. *Conservation Biology*, 15,1464–1465.
- Maharjan, S.K., Poorter, L., Holmgren, M., Bongers, F., Wieringa, J.J. & Hawthorne, W.D. (2011). Plant functional traits and the distribution of west african rain forest trees along the rainfall gradient. *Biotropica*, **43**, 552-561.

- Moles, A.T., Warton, D.I., Warman, L., Swenson, N.G., Laffan, S.W., Zanne, A.E., Pitman, A., Hemmings, F.A. & Leishman, M.R. (2009) Global patterns in plant height. *Journal of Ecology*, 97, 923–932.
- Mouillot, D., Graham, N., Villéger, S., Mason, N. & Bellwood, D. (2012) A functional approach reveals community responses to disturbances. *Trends in Ecology & Evolution*, 28, 167-177.
- Moulton, T.P. & Souza, M.L. (2006) Conservação com base em bacias hidrográficas. *Biologia da Conservação: Essências* (ed. por C.F.D. Rocha, H.G. Bergallo, M.V. Sluys, M.A.S., Alves), pp 157-181. RiMa, São Carlos.
- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., da Fonseca, G. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.
- Naeem, S. (1998) Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation Biology*, 12, 39-45.
- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. (1994) Database: woody flora of 106 forest areas of eastern tropical South America. *Occasional Monographs from the Royal Botanic Garden Edinburgh*. Edinburgh, Scotland.
- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. (2002) Vegetation Physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome. *The Cerrados of Brazil*. (ed. por P.S. Oliveira & R.J. Marquis), pp. 91-120. Columbia University Press, New York.
- Ordoñez, J.C., Bodegom, P.M., van Bodegom, P.M., Witte, J-P.M., Wright, I.J., Reich, P.B. & Aerts, R. (2009) A global study of relationships between leaf traits, climate and soil measures of nutrient fertility. *Global Ecology and Biogeography*, 18, 137-149.
- Palmer, M.A., Liermann, C.A.R., Nilsson, C., Flörke, M., Alcamo, J., Lake, P.S. & Bond, N. (2008) Climate change and the world's river basins: anticipating management options. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 81-89.
- Pavoine, S., Vallet, J., Dufour, A.-B., Gachet, S. & Daniel, H. (2009) On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos*, 118, 391-402.

- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259.
- Phillips, S.J. & Dudík, M. (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161-175.
- Preston, K.L., Rotenberry, J.T., Redak, R.A. & Allen, M.F. (2008) Habitat shifts of endangered species under altered climate conditions: importance of biotic interactions. *Global Change Biology*, 14, 2501-2515.
- Ratter, J.A., Ribeiro, J.F. & Bridgewater, S. (1997) The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany*, **80**, 223-230.
- Rizzini, C.T. (1978) *Árvores e madeiras úteis do Brasil: manual de dendrologia brasileira*. Edgard Blucher, São Paulo.
- Silva, J.F., Fariñas, M.R., Felfili, J.M. & Klink, C.A. (2006) Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography*, **33**, 536-548.
- Silva Júnior, M.C. (2005) *100 Árvores do Cerrado*. Rede de sementes do Cerrado, Brasília.
- Silva Junior, M.C. & Pereira, B.A.S. (2009). *+100 Árvores do Cerrado*. Rede de sementes do Cerrado, Brasília.
- Salazar, L.F., Nobre, C.A. & Oyama, M.D. (2007) Climate change consequences on the biome distribution in tropical South America. *Geophysical Research Letters*, 34, L09708.
- Sano, S.M., Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (2008) *Cerrado Ecologia e Flora Volume 2*. Embrapa, Brasília.
- Schwartz, M., Iverson, L., Prasad, A., Matthews, S. & O'Connor, R. (2006) Predicting extinctions as a result of climate change. *Ecology*, 87, 1611-1615.
- Siqueira, M. & Peterson, A.T. (2003) Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. *Biota Neotropica*, 3, 1-14.

Studel, B., Hautier, Y., Hector, A. & Kessler, M. (2011) Diverse marsh plant communities are more consistently productive across a range of different environmental conditions through functional complementarity. *Journal of Applied Ecology*, 48, 1117-1124.

Swenson, N. & Weiser, M. (2010) Plant geography upon the basis of functional traits: an example from eastern North American trees. *Ecology*, 91, 2234-2241.

Terribile, L.C., Lima-Ribeiro, M.S., Araújo, M.B., Bizão, N., Collevatti, R.G., Dobrovolski, R., Franco, A.A., Guilhaumon, F., Lima, J.S., Murakami, D.M., Nabout, J.C., Oliveira, G., Oliveira, L.K., Rabelo, S.G., Rangel, T.F., Simon, L.M., Soares, T.N., Telles, M.P.C., Diniz-Filho, J.A.F et al. (2012) Areas of climate stability of species ranges in the Brazilian Cerrado: disentangling uncertainties through time. *Natureza & Conservação*, 10, 152-159.

Thomas, C., Cameron, A., Green, R., Bakkenes, M., Beaumont, L., Collingham, Y., Erasmus, B., De Siqueira, M., Grainger, A., Hannah, L., Hughes, L., Huntley, B., Van Jaarsveld, A., Midgley, G., Miles, L., Ortega-Huerta, M., Peterson, A., Phillips, O. & Williams, S. (2004) Extinction risk from climate change. *Nature*, 427, 145–148.

Thuiller, W., Lavorel, S., Sykes, M.T. & Araujo, M.B. (2006) Using niche-based modelling to assess the impact of climate change on tree functional diversity in Europe. *Diversity and Distributions*, 12, 49-60.

Tilman, D. & Downing, J. (1994) Biodiversity and stability in grasslands. *Nature*, 367, 363-365.

Tôrres, N.M., De Marco, P., Diniz-Filho, J.A.F. & Silveira, L. (2008) Jaguar distribution in Brazil: Past, Present and Future. *CAT News*, 4, 4-8.

Treyger, A.L. & Nowak, C.A. (2011) Changes in tree sapling composition within powerline corridors appear to be consistent with climatic changes in New York State. *Global Change Biology*, 17, 3439–3452.

Walther, G.-R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T., Fromentin, J.-M., Hoegh-Guldberg, O. & Bairlein, F. (2002) Ecological responses to recent climate change. *Nature*, 416, 389–395.

- Walther, G. (2003) Plants in a warmer world. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 6, 169–185.
- Webb (2000) Exploring the Phylogenetic Structure of Ecological Communities: An Example for Rain Forest Trees. *The American Naturalist*, 156, 145–155.
- Weiher, E., van der Werf, A., Thompson, K., Roderick, M., Garnier, E. & Eriksson, O. (1999) Challenging Theophrastus: A Common Core List of Plant Traits for Functional Ecology, *Journal of Vegetation Science*, 10, 609-620.
- Werneck, F.P., Nogueira, C., Colli, G.R., Sites, J.W. & Costa, G.C. (2012) Climatic stability in the Brazilian Cerrado: implications for biogeographical connections of South American savannas, species richness and conservation in a biodiversity hotspot. *Journal of Biogeography*, 39, 1695-1706.
- Wiens, J.J. & Graham, C.H. (2005) Niche Conservatism: Integrating Evolution, Ecology, and Conservation Biology. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 36, 519-539.
- Williams, S., Shoo, L., Isaac, J., Hoffmann, A. & Langham, G. (2008) Towards an integrated framework for assessing the vulnerability of species to climate change. *PLoS biology*, 6, 2621–6.
- Woodall, C.W., Oswalt, C.M., Westfall, J.A., Perry, C.H., Nelson, M.D. & Finley, A.O. (2009) An indicator of tree migration in forests of the eastern United States. *Forest Ecology and Management*, 257, 1434–1444.
- Wright, I.J., Reich, P.B., Cornelissen, J.H.C., Falster, D.S., Groom, P.K., Hikosaka, K., Lee, W., Lusk, C.H., Niinemets, Ü., Oleksyn, J., Osada, N., Poorter, H., Warton, D.I. & Westoby, M. (2005) Modulation of leaf economic traits and trait relationships by climate. *Global Ecology and Biogeography*, 14, 411–421.

# MATERIAL SUPLEMENTAR 1

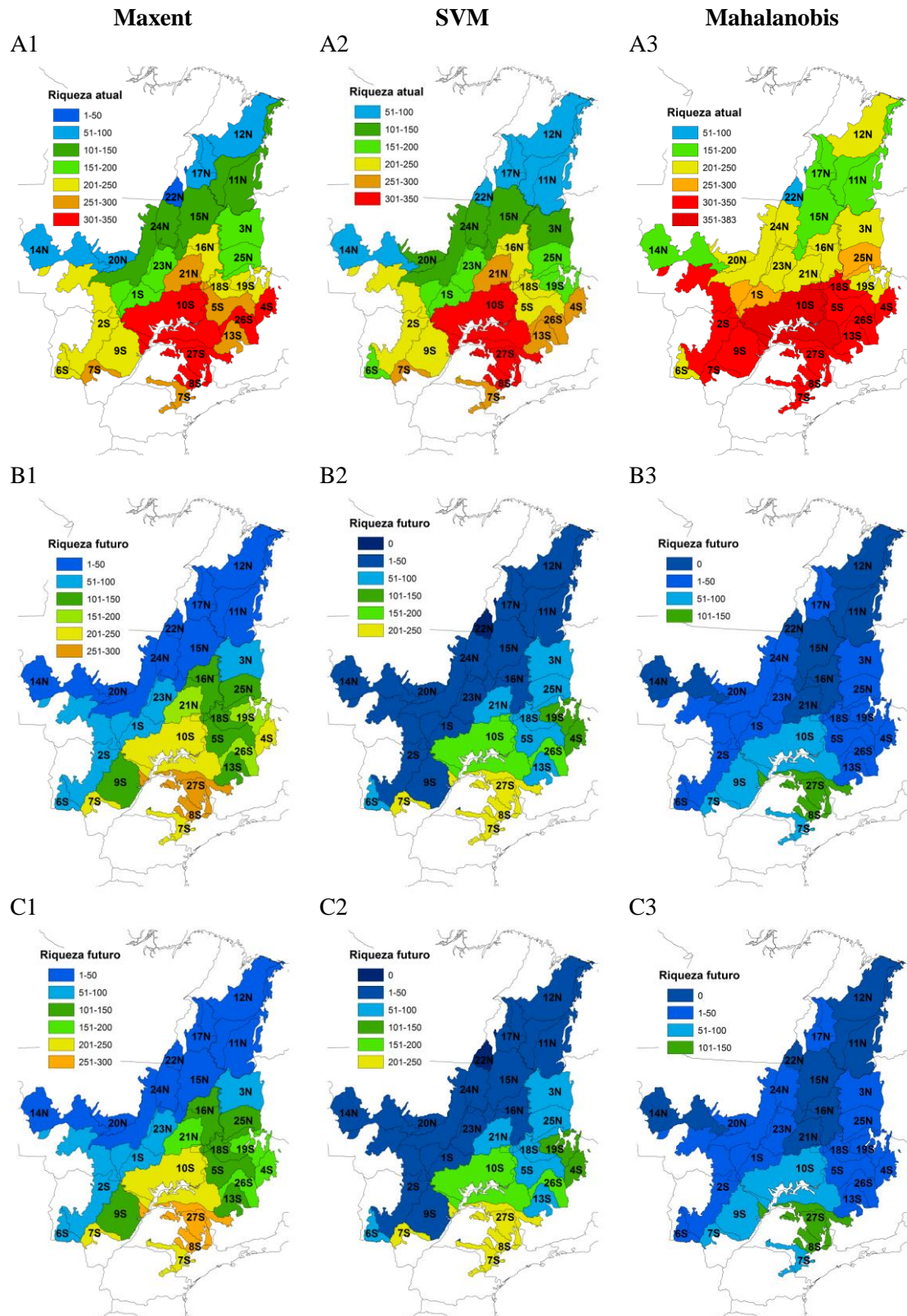


Figura 1. Riqueza de espécies predita por cada método de modelagem para o presente (A1, A2, A3), para o futuro com migração irrestrita (B1, B2, B3) e para o futuro sem migração (C1, C2, C3).

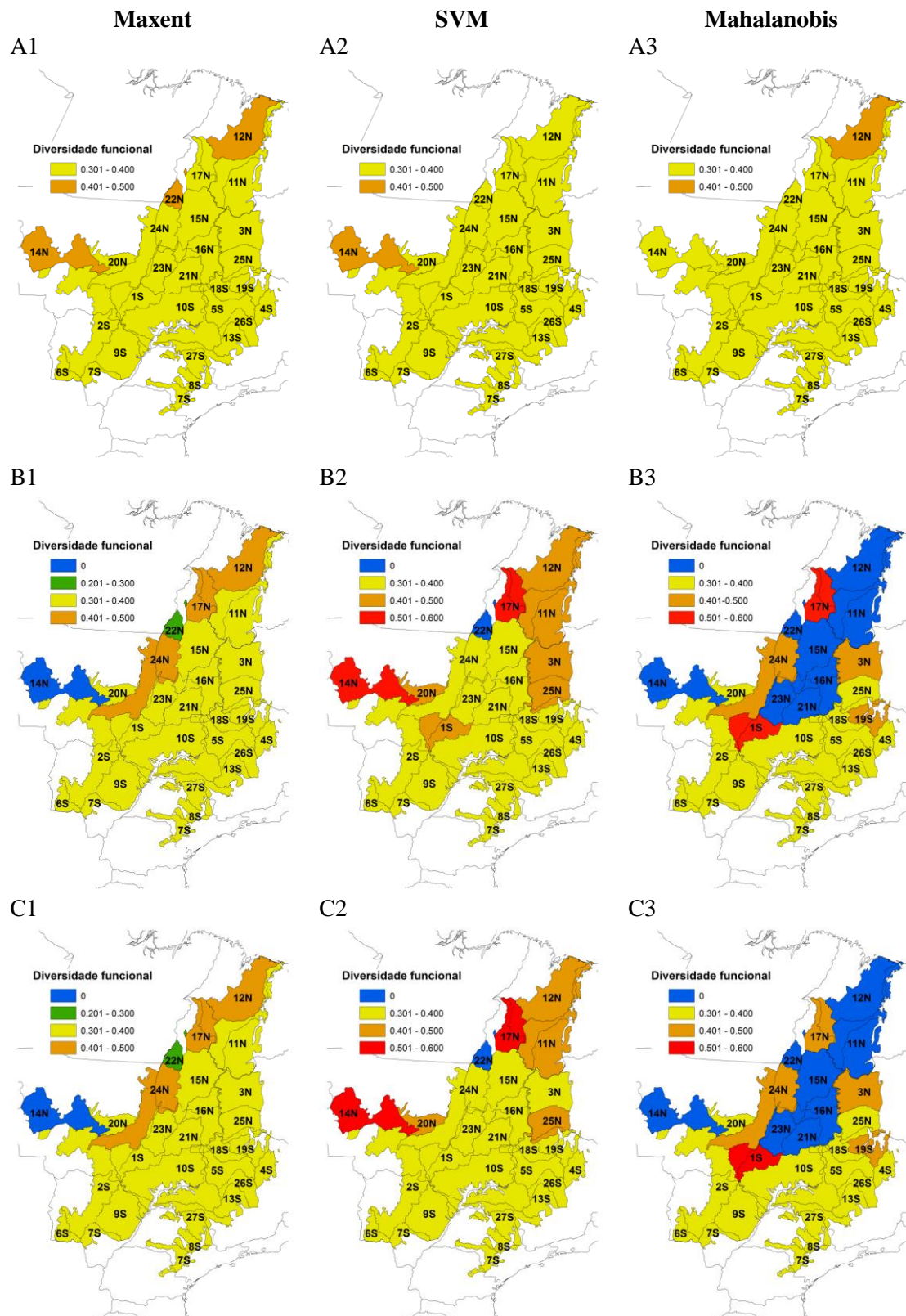


Figura 2. Diversidade funcional (MPD) predita por cada método de modelagem para o presente (A1, A2, A3), para o futuro com migração irrestrita (B1, B2, B3) e para o futuro sem migração (C1, C2, C3). Foram utilizados somente dados de ocorrência das espécies.



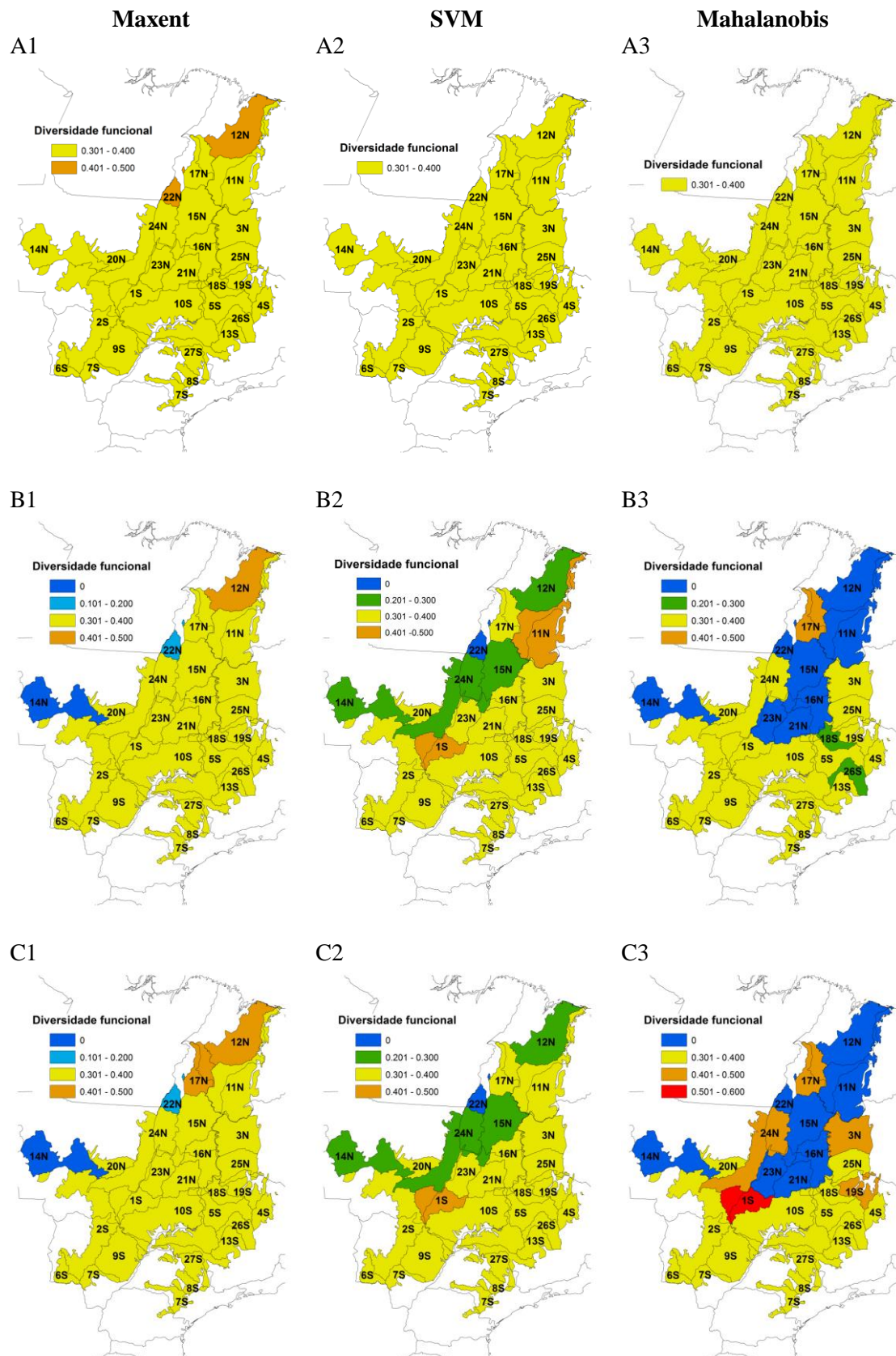


Figura 3. Diversidade funcional (MPD) predita por cada método de modelagem para o presente (A1, A2, A3), para o futuro com migração irrestrita (B1, B2, B3) e para o futuro sem migração (C1, C2, C3). Foram utilizadas estimativas de abundância das espécies.

## MATERIAL SUPLEMENTAR 2

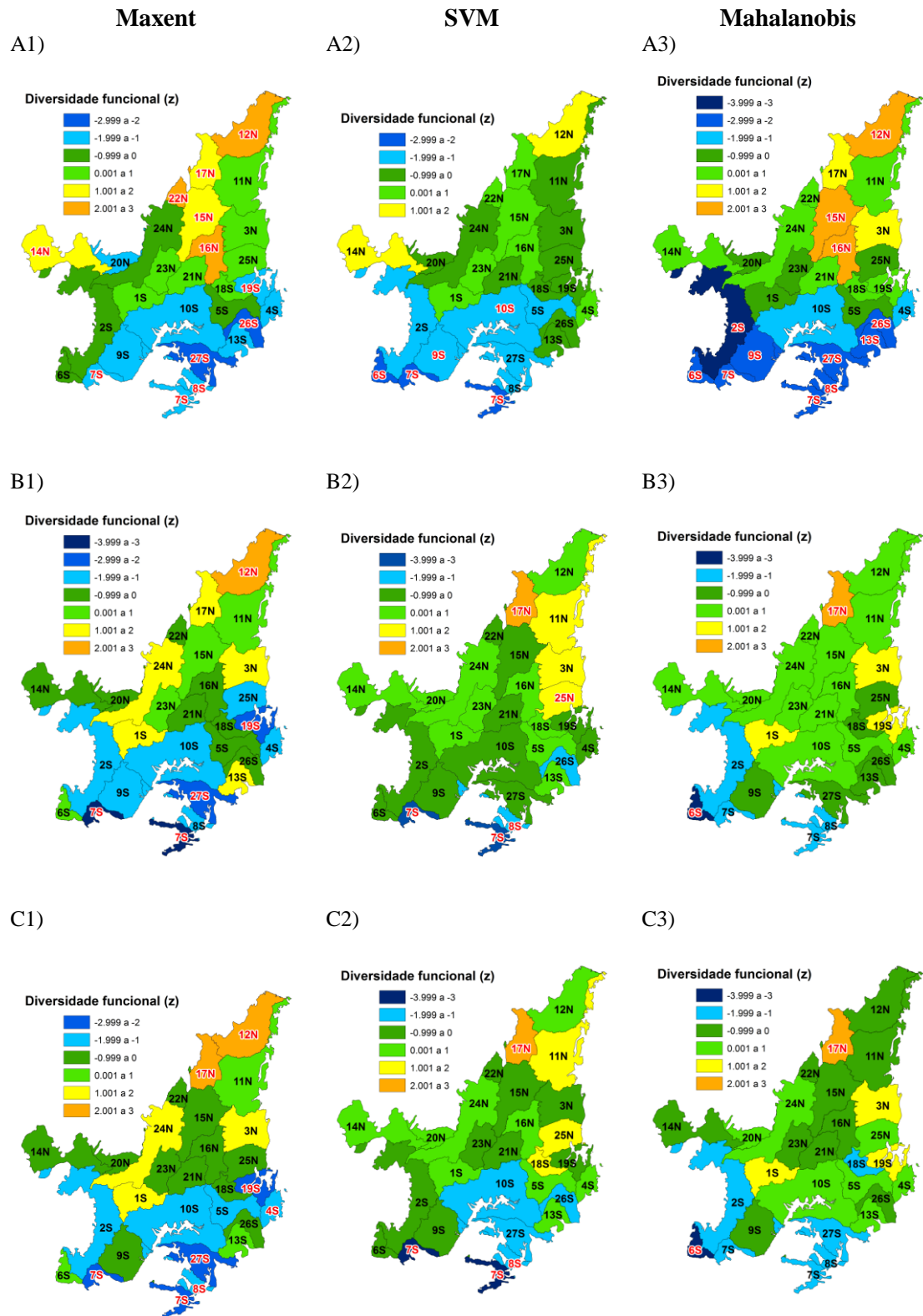


Figura 1. Valores de Z observados para cada sub-bacia. Sub-bacias com a numeração em vermelho possuem comunidades significativamente diferentes do acaso ( $p < 0,05$ ). Atual (A1, A2 e A3); Futuro com migração (B1, B2 e B3); Futuro sem migração (C1, C2 e C3). Foram utilizados dados de ocorrência das espécies.

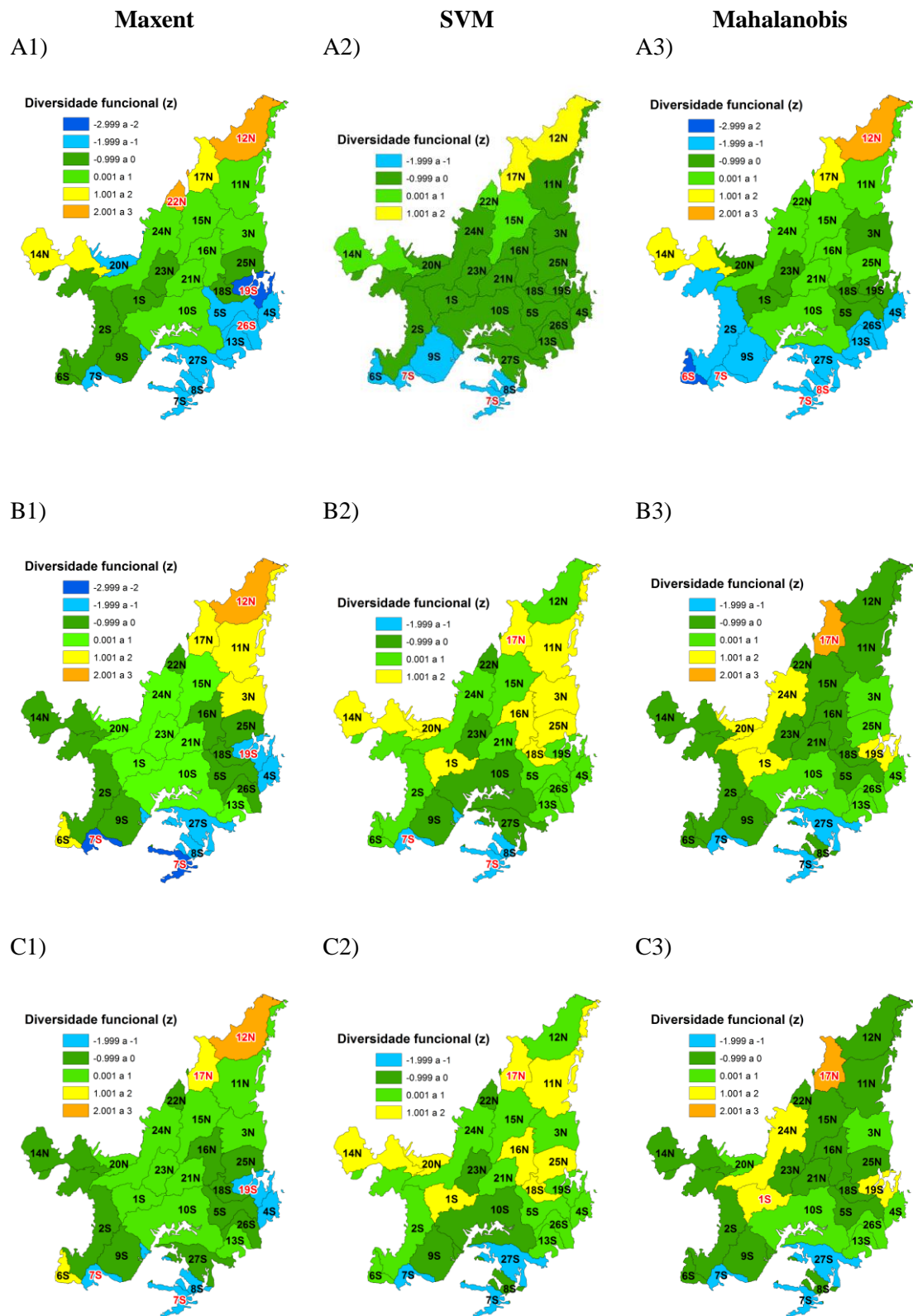


Figura 1. Valores de Z observados para cada sub-bacia. Sub-bacias com a numeração em vermelho possuem comunidades significativamente diferentes do acaso ( $p < 0,05$ ). Atual (A1, A2 e A3); Futuro com migração (B1, B2 e B3); Futuro sem migração (C1, C2 e C3). Foram utilizados dados de frequência de ocorrência das espécies.

### MATERIAL SUPLEMENTAR 3

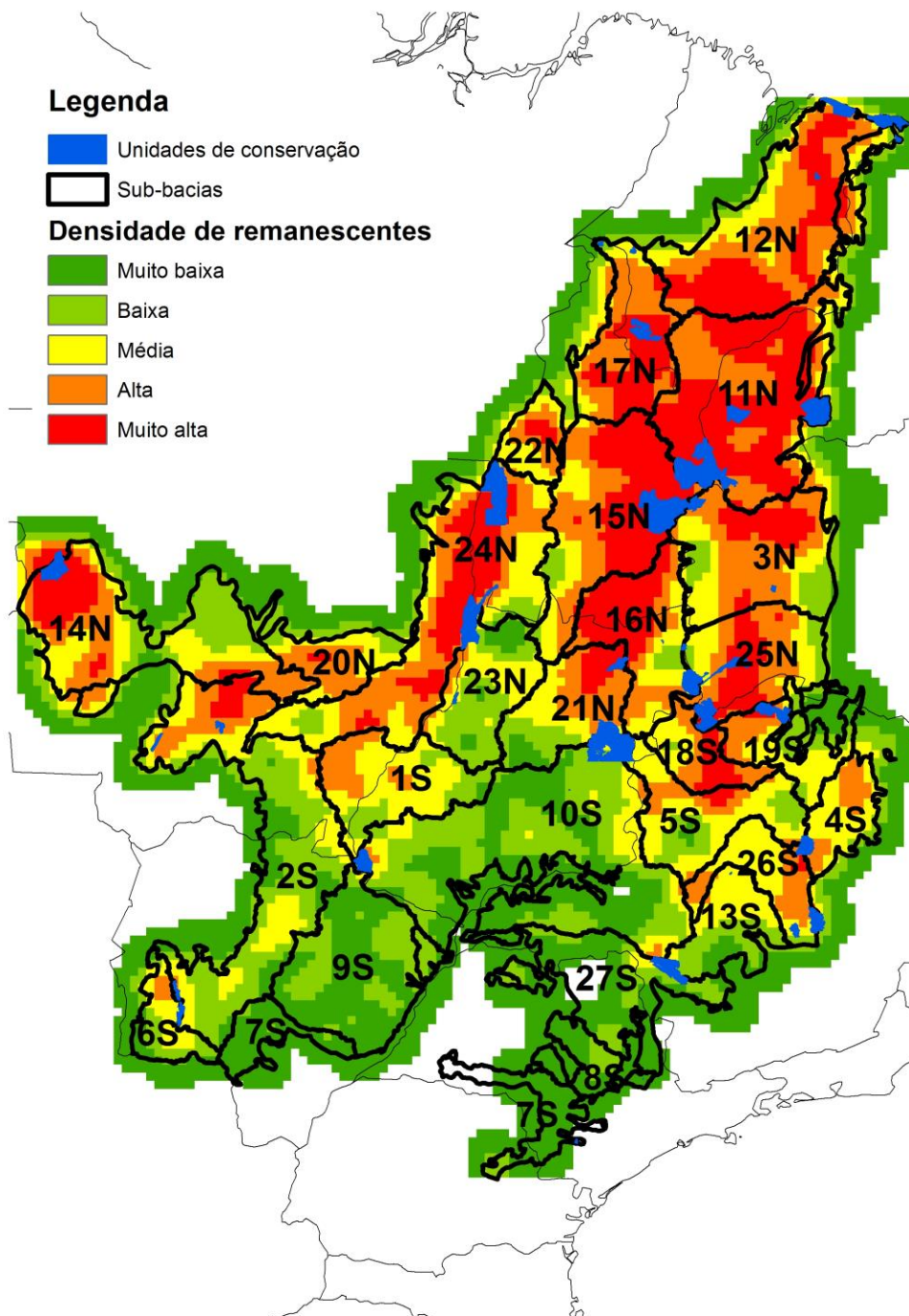


Figura 1. Densidade relativa de remanescentes de vegetação de Cerrado estimada através de kernel com dados de vegetação remanescente em 2008. Fonte: <http://siscom.ibama.gov.br>. 1- Alto Araguaia e rio Claro; 2- Alto Paraguai; 3- Grande e outros; 4- Jequitinhonha; 5- Paracatu e outros; 6- Paguai, Nabileque e outros; 7- Paraná, Paranapanema, Amambai e outros; 8- Parana, Tiete e outros; 9- Parana, Verde, Peixe e outros; 10- Paranaíba; 11-Paranaíba; 12 –Pindare, Itapecuru, Mearim e outros; 13- Alto São Francisco, até Três Marias; 14 – Tapajós; 15- Tocantins, entre rios Parana e Sono; 16 – Tocantins, entre rios Preto e Parana; 17- Tocantins, entre rios do Sono e Araguaia; 18 – Urucuaia; 19 – Verde Grande; 20 – Xingu e Paru; 21 – Alto Tocantins e rio Preto; 22- Araguaia, a jusante da ilha do Bananal; 23- Araguaia, a montante da ilha do Bananal; 24- Araguaia, trecho da ilha do Bananal; 25- Corrente e outros; 26 – Das velhas; 27- Grande.

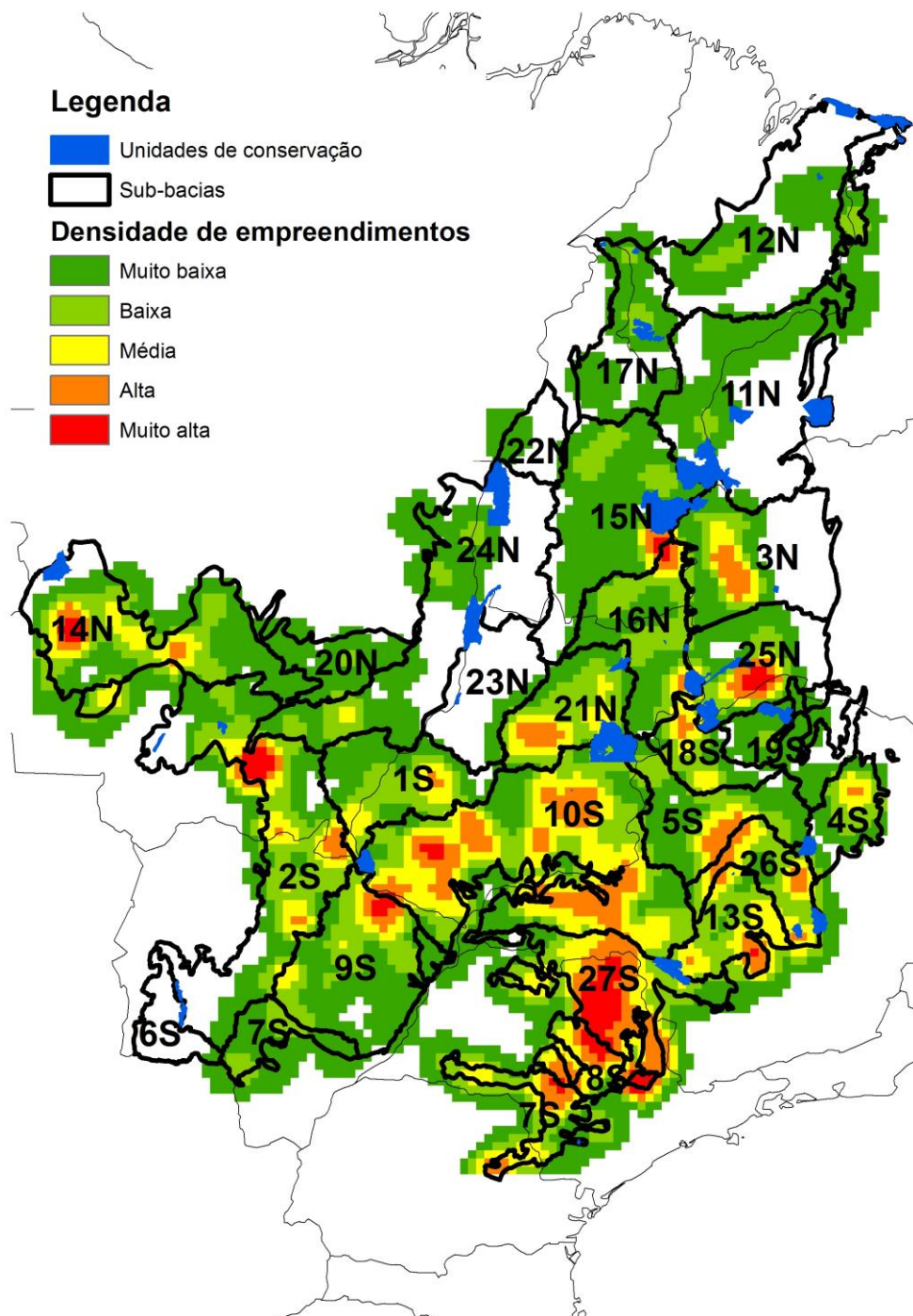


Figura 2. Densidade relativa de empreendimentos hidrelétricos e termoeletrônicos planejados e em operação até 2012 estimada através de kernel. Fonte: <http://www.mma.gov.br>; <http://sigel.aneel.gov.br>. 1- Alto Araguaia e rio Claro; 2- Alto Paraguai; 3- Grande e outros; 4- Jequitinhonha; 5- Paracatu e outros; 6- Paguai, Nabileque e outros; 7- Paraná, Paranapanema, Amambai e outros; 8- Parana, Tiete e outros; 9- Parana, Verde, Peixe e outros; 10- Paranaíba; 11-Paranaíba; 12 –Pindare, Itapecuru, Mearim e outros; 13- Alto São Francisco, até Três Marias; 14 – Tapajós; 15- Tocantins, entre rios Parana e Sono; 16 – Tocantins, entre rios Preto e Parana; 17- Tocantins, entre rios do Sono e Araguaia; 18 – Urucuaia; 19 – Verde Grande; 20 – Xingu e Paru; 21 – Alto Tocantins e rio Preto; 22- Araguaia, a jusante da ilha do Bananal; 23- Araguaia, a montante da ilha do Bananal; 24- Araguaia, trecho da ilha do Bananal; 25- Corrente e outros; 26 – Das velhas; 27- Grande.

Tabela 1. Síntese do estado de conservação e potenciais ameaças antrópicas nas sub-bacias preditas com tendência a serem mais agrupadas funcionalmente no futuro por dois ou mais métodos de modelagem.

<b>Sub-bacia</b>	<b>Densidade de remanescentes</b>	<b>Densidade de Empreendimentos</b>	<b>Unidades de conservação federais</b>	<b>Aptidão agrícola predominante</b>
7	Muito baixa	Média	FLONA Capão Bonito	Regular
12	Muito alta	Muito baixa	PARNA Lençóis Maranhenses; RESEX Chapada Limpa; APA Delta do Parnaíba	Desaconselhável
15	Muito alta	Muito baixa	ESEC Serra Geral do Tocantins; PARNA Nascentes do Parnaíba; APA Delta do Parnaíba	Desaconselhável
16	Muito alta	Muito baixa	APA Nascentes do Rio Vermelho, RESEX Recanto das Araras de Terra Ronca; FLONA da Mata Grande; PARNA Chapada dos Veadeiros	Desaconselhável
18	Alta	Média	PARNA Grande Sertão Veredas	Regular
23	Baixa	Muito baixa	APA Meandros do Araguaia; RESEX Lago do Cedro	Regular

Fonte: <http://www.mma.gov.br>; <http://sigel.aneel.gov.br>; <http://siscom.ibama.gov.br>. A densidade de remanescentes e empreendimentos foi estimada a partir de métodos de kernel. Foram utilizados empreendimentos termoelétricos e hidrelétricos planejados e em funcionamento. FLONA = Floresta Nacional; APA = Área de Proteção Ambiental; PARNA = Parque Nacional RESEX = Reserva Extrativista; ESEC = Estação Ecológica; 7 = Paraná, Paranapanema, Amambaí e outros; 12 – Pindare, Itapecuru, Mearim e outros; 15- Tocantins, entre rios Paraná e Sono; 16 – Tocantins, entre rios Preto e Paraná; 18 – Uruçuia; 23- Araguaia, a montante da ilha do Bananal

## CAPÍTULO 3

### CONSERVAÇÃO PARA ALÉM DA CRIAÇÃO DE ÁREAS PROTEGIDAS: COMPLEMENTANDO A CAPACIDADE DE ADAPTAÇÃO ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS COM PRIORIZAÇÃO ESPACIAL DE RESTAURAÇÃO

#### RESUMO

As mudanças climáticas induzem alterações nas áreas de distribuição das espécies, aumentando o risco de extinção em ecossistemas cada vez mais fragmentados. O planejamento sistemático de restauração que considera as condições ambientais futuras pode ser essencial para aumentar a conectividade e, conseqüentemente, a adaptação das espécies. A identificação de áreas prioritárias de maior estabilidade climática, considerando, simultaneamente, fatores biológicos e custos socioeconômicos, pode definir áreas importantes para a conservação das espécies e com menor conflito. Assim, priorizando a distribuição das espécies que permanece no futuro e áreas de alta diversidade funcional estimada para o futuro, bem como incluindo custos da terra de acordo com a aptidão agrícola, testou-se o efeito da inclusão de localidades antropizadas na definição de áreas prioritárias para conservação, considerando a restauração como uma importante ação para aumentar a conectividade frente às mudanças climáticas. Utilizou-se modelos de distribuição potencial de espécies para estimar as áreas de ocorrência potencial de 383 árvores do Cerrado no presente e no futuro e o programa Zonation como ferramenta de planejamento sistemático de conservação. Calculou-se a porcentagem de sobreposição entre as áreas de maior prioridade (17%) nos diversos cenários e o ganho de conectividade foi testado por meio de teste t pareado. A inclusão do custo da terra levou a soluções menos sobrepostas com cenários que não consideraram este critério. A importância diferenciada das áreas antropizadas entre os cenários não gerou soluções muito distintas, sendo similares também em relação à conectividade. A restauração baseada em multicritérios que gerem menores conflitos socioeconômicos pode ampliar a quantidade de áreas com vegetação nativa em regiões estratégicas para a conservação da biodiversidade, complementando as áreas prioritárias para a criação de unidades de conservação, podendo aumentar a conectividade e a capacidade de adaptação das espécies às mudanças climáticas.

**Palavras-chave:** árvores, Cerrado, estabilidade climática, modelagem de distribuição de espécies

#### INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas estão alterando as áreas de distribuição de muitas espécies (Parmesan, 2006). Em ecossistemas cada vez mais fragmentados por monoculturas (Tilman *et al.*, 2001; Carvalho *et al.*, 2009) isso é particularmente preocupante, uma vez que a fragmentação de habitat pode intensificar os impactos negativos das mudanças climáticas, impedindo que ocorram mudanças nas áreas de distribuição das espécies induzidas pelas alterações nas condições ambientais (Opdam &

Wasche, 2004). Devido a este cenário atual, a restauração se destaca como uma importante ação de conservação (Young, 2000), pois pode aumentar a conectividade das paisagens e reduzir o risco de extinção de espécies por aumentar a capacidade de deslocamento das mesmas em resposta às mudanças climáticas (Millar *et al.*, 2007).

Em resposta às mudanças climáticas esperam-se alterações diretas no planejamento de restauração de áreas atualmente degradadas, uma vez que modificam as condições ambientais que serão predominantes no futuro (Harris *et al.*, 2006), alterando os filtros abióticos que afetam a colonização de espécies e o desenvolvimento de ecossistemas. Isso tem indicado a necessidade de uma mudança de paradigma no planejamento e nas práticas de restauração, tornando essencial a consideração das condições ambientais futuras (Choi, 2004; Harris *et al.*, 2006). Neste contexto, a restauração deve ter como alvo o funcionamento adequado de processos ecológicos que podem levar a ecossistemas resilientes no futuro (Harris *et al.*, 2006; Thorpe & Stanley, 2011), que são capazes de se adaptar e se auto-organizar em resposta às mudanças climáticas (Heller & Zavaleta, 2009), permitindo a formação de novas comunidades que possam manter a complexidade funcional, mas não necessariamente a identidade das espécies (Hulme, 2005; Harris *et al.*, 2006).

Em um cenário de mudanças dinâmicas nas comunidades e ecossistemas, a restauração pode ser vista também como uma ação de precaução, podendo permitir uma maior conectividade das paisagens, facilitando os deslocamentos potenciais das espécies induzidos pelo clima e, conseqüentemente, aumentando a resiliência dos ecossistemas (Millar *et al.*, 2007; Heller & Zavaleta, 2009). Alguns modelos para a distribuição futura de espécies preveem não apenas a diminuição da adequabilidade ambiental, mas também o isolamento de áreas adequadas para a ocorrência das espécies (Vos *et al.*, 2008). Para muitas dessas espécies, uma limitação à dispersão associada com a presença de barreiras físicas (inclusive geradas pelo desenvolvimento de atividades humanas como grandes plantações e estradas) pode impedir a colonização dessas áreas e limitar ainda mais a quantidade de áreas disponíveis para essas espécies. Nesse sentido, o aumento da conectividade gerado por ações de restauração é uma ação primordial, afetando diretamente a relevância dessas áreas, bem como de unidades de conservação potencialmente isoladas no futuro (Hannah *et al.*, 2002; Hannah *et al.*, 2007).

Considerando estas alterações nas áreas de distribuição das espécies, diversos estudos indicam como medida de mitigação dos impactos das mudanças climáticas a necessidade de ações também para a conservação da biodiversidade fora das áreas



protegidas e que dependem do envolvimento dos proprietários (Millar *et al.*, 2007; Heller & Zavaleta, 2009). As ações de restauração e de melhora das condições ambientais de paisagens fragmentadas por empreendimentos agrícolas podem ser essenciais em áreas em que as distribuições potenciais futuras das espécies coincidem com locais de baixa qualidade da matriz e baixa disponibilidade de habitat (Donald & Evans, 2006). Além disso, é bastante conhecido o fato de que a conversão de paisagens naturais provoca um débito de extinção, ou seja, há um conjunto de espécies que podem desaparecer após um período de tempo posterior à perda de habitat (Tilman *et al.*, 1994). A restauração de áreas degradadas antes que estas extinções ocorram pode promover um complemento crucial ao estabelecimento de áreas protegidas na conservação da biodiversidade (Dobson, 1997), reduzindo o custo ecológico futuro da destruição de habitat atual.

As mudanças climáticas impõem também a necessidade de se tentar identificar ecossistemas que sofrerão menores impactos com as mudanças climáticas e poderão funcionar como refúgios, devendo ser considerados como prioridade de conservação (Terribile *et al.*, 2012; Werneck *et al.*, 2012) e de estabelecimento de populações por meio de restauração (Millar *et al.*, 2007). Adicionalmente, a restauração poderá auxiliar na proteção destas áreas chave de refúgios climáticos que poderão funcionar também como fonte de propágulos e colonizadores para futuros deslocamentos induzidos pelo clima que possam ocorrer (Lavendel, 2003).

Por outro lado, a definição de prioridades de conservação deve considerar os custos de aquisição de terras e de oportunidade com o intuito de reduzir conflitos socioeconômicos em relação às áreas selecionadas como prioritárias, facilitando a implementação de ações de proteção da biodiversidade nestas áreas (Carwardine *et al.*, 2008; Loyola *et al.*, 2009; Faleiro & Loyola, 2013). Estes objetivos socioeconômicos podem ser bem representados quando se considera de alguma forma a produção agrícola (Carwardine *et al.*, 2008), uma vez que esta atividade se aproxima do preço da terra em diversos lugares (Naidoo *et al.*, 2006). Entretanto, o custo da terra geralmente impõe regras na priorização de áreas para a restauração, podendo comprometer os ganhos para a conservação da biodiversidade caso não sejam utilizados objetivos ecológicos explícitos (Mason *et al.*, 2012). Neste sentido, ainda que a prioridade de restauração devam ser áreas degradadas de baixa aptidão agrícola (Dobson, 1997; Young, 2000), uma maior diversidade funcional, de maneira geral, está associada a níveis maiores de funcionalidade dos ecossistemas, não podendo ser negligenciada em projetos de restauração (Montoya *et al.*, 2012).

Os serviços ecossistêmicos, que são essenciais para a sobrevivência e bem-estar das populações humanas, são determinados pelas propriedades dos ecossistemas e estas, por sua vez, podem ser definidas pelas características de história de vida de plantas, uma vez que interferem na maioria dos processos biogeoquímicos de ciclagem de nutrientes, água e carbono (Díaz *et al.*, 2007). A altura da vegetação e características foliares, por exemplo, são marcadores especialmente importantes de serviços ecossistêmicos (Lavorel *et al.*, 2011), sendo que uma maior diversidade de altura de plantas aumenta a captura de luz (Vojtech *et al.*, 2008) devido ao uso complementar do recurso e maiores áreas foliares aumentam a produtividade de ecossistemas (Gross *et al.*, 2007). Uma maior densidade da madeira pode reduzir a perda de carbono por garantir uma maior resistência a incêndios (De Deyn *et al.*, 2008), interferindo no ciclo deste nutriente. Características que influenciam a capacidade de colonização e estabelecimento de plantas também podem estar relacionadas com a ciclagem de nutrientes (Symstad & Tilman, 2001).

Diante do exposto, ainda que grandes escalas não sejam ideais para projetos de restauração e mesmo havendo diversas incertezas quanto às alterações no clima, considerando a restauração como uma importante ação de conservação (Young, 2000) e sendo esta última uma ciência de crise (Soulé, 1985), devem ser utilizados cenários potenciais de mudanças climáticas para se priorizar espacialmente a restauração de ecossistemas (Lavendel, 2003; Crossman *et al.*, 2012), objetivando-se o máximo de benefícios ecológicos diante da existência de recursos limitados (Crossman & Bryan, 2006). Considerando os desafios impostos pelas mudanças climáticas, este estudo se propõe a testar se o planejamento sistemático de conservação de árvores de uso econômico potencial baseado em custos da terra prioriza áreas similares as dos cenários que utilizam exclusivamente critérios biológicos. Adicionalmente, buscou-se quantificar as diferenças entre as priorizações que atribuem a mesma importância para as áreas antropizadas e as que excluem prioritariamente estas áreas. Além disso, em paisagens muito fragmentadas, o aumento da conectividade será essencial para garantir as dispersões das espécies induzidas pelas mudanças no clima e, assim, espera-se que priorizações que considerem com a mesma importância as áreas antropizadas selecionem um conjunto de áreas menos fragmentado, enfatizando a necessidade de ações de restauração e não somente a criação de unidades de conservação.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Extensão geográfica da área de estudo**

A área de estudo é o bioma Cerrado, um dos *Hotspots* de biodiversidade para a conservação mundial, possuindo elevados endemismos e grande perda de habitat (Myers *et al.*, 2000). Apesar de ser uma ecorregião chave para a conservação de espécies (Loyola *et al.*, 2009), as políticas de uso da terra anteriores foram formuladas com pouca atenção ao Cerrado, refletindo em apenas 8,21% de sua extensão geográfica legalmente protegida dentro de unidades de conservação (<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>). A principal ameaça à conservação do Cerrado brasileiro é o desmatamento para o desenvolvimento de atividades agropecuárias (Ratter *et al.*, 1997), que pode afetar, de maneira não específica, diversas espécies. No entanto, algumas árvores do Cerrado também sofrem pressão de desmate devido ao uso como carvão e lenha localmente e para a confecção de cercas de propriedades (Ratter *et al.*, 1997; Silva *et al.*, 2006). Como já ocorreu uma grande perda e fragmentação de habitat pela conversão da vegetação nativa em pastagens e monoculturas (Klink & Machado, 2005; Carvalho *et al.*, 2009), tornam-se necessárias e urgentes ações de planejamento sistemático de conservação para as árvores do Cerrado que incluam também a restauração de áreas antropizadas.

## **Coleta de dados**

### *Critérios de seleção de espécies*

Plantações de árvores nativas de interesse econômico podem fornecer a madeira necessária que justifique o investimento em restauração e também podem conter alguma proporção da biodiversidade original (Lamb, 1998), permitindo restaurar paisagens que possam retornar a algum nível de funcionalidade ecossistêmica. Por exemplo, plantios mistos com árvores nativas podem facilitar o estabelecimento de espécies de sub-bosque, que por sua vez podem reduzir a erosão dos solos e aumentar a ciclagem de nutrientes, trazendo benefícios sociais e ecológicos (Lamb, 1998). Além disso, as espécies de interesse econômico geralmente trazem a vantagem de terem sido mais amplamente inventariadas, possuindo maior disponibilidade e confiabilidade de informações de distribuição e de características (Maharjan *et al.*, 2011). Considerando a pressão de uso, o retorno econômico e a quantidade de informações, foram selecionadas espécies de árvores do Cerrado de uso econômico potencial para carvão, lenha e/ou madeira, ainda que de uso somente local (ver Capítulo 1; Rizzini, 1978; Almeida *et al.*, 1998; Carvalho, 2003; Felfili *et al.*, 2004a; Silva Júnior, 2005; Carvalho, 2006; Carvalho, 2008; Lorenzi, 2008; Lorenzi, 2009a; Lorenzi, 2009b; Silva Junior & Pereira, 2009; Carvalho, 2010).

Foi utilizado um conjunto de registros de ocorrência e características de história de vida de 383 espécies de árvores do Cerrado, representando cerca de 25% das árvores deste bioma (Sano *et al.*, 2008). As espécies estudadas abrangem 201 gêneros e 63 e possuem ocorrência confirmada para o Cerrado de acordo com Sano *et al.*, (2008). Dentre estas espécies, apenas as que possuíam hábito predominante como "árvore" foram selecionadas.

#### *Método de modelagem de distribuição potencial de espécies*

Modelos de distribuição potencial de espécies são ferramentas comuns para avaliar o impacto potencial das mudanças climáticas (Siqueira & Peterson, 2003; Thuiller *et al.*, 2006; Loyola *et al.*, 2012; De Marco, 2012). Métodos de modelagem de distribuição potencial de espécies usam a associação entre fatores climáticos e ocorrências conhecidas das espécies para definir um conjunto de condições ambientais adequadas para a sobrevivência das mesmas (Araújo & Peterson, 2012).

Foi utilizado o programa Maxent (Phillips *et al.*, 2006) para estimar a distribuição potencial das espécies estudadas, o qual foi recentemente empregado em um planejamento sistemático de restauração e conservação frente às mudanças climáticas (Crossman *et al.*, 2012). O Maxent estima a distribuição com máxima entropia sob a restrição imposta pelas informações disponíveis nas condições ambientais dos registros de ocorrência das espécies (Phillips *et al.*, 2006). O método de modelagem utilizado neste estudo emprega apenas dados de presença, sendo que o Maxent gera pseudoausências no ajuste dos modelos.

De maneira geral, os parâmetros utilizados foram os padronizados de acordo com o programa, mas foi selecionada a opção "random seeds" e alterado o número máximo de iterações para 1000. Adicionalmente, como o Maxent parece ser influenciado pelo tendenciamento de coletas (Phillips, 2008), há a recomendação recente de se utilizar um menor conjunto de funções de ajuste aos modelos para reduzir o sobre ajuste aos dados (Elith *et al.*, 2011). Assim, foram selecionadas apenas as funções linear e quadrática do Maxent, pois é sugerido o uso de métodos de modelagem mais simples quando o tendenciamento nos dados é desconhecido (Phillips, 2008).

Foi feita uma compilação de dados de registros de ocorrência a partir de informações de bases de dados online ([www.splink.cria.org.br](http://www.splink.cria.org.br); [www.florescer.unb.br](http://www.florescer.unb.br)) que permitem baixar registros de ocorrência de espécies catalogados em diversos herbários nacionais e internacionais, bem como a disponibilização de registros

específicos para o Cerrado (região Centro-Oeste). Quando havia apenas a referência ao município de ocorrência da espécie, os registros foram georreferenciados de acordo com o IBGE, utilizando-se uma ferramenta disponível no Google Earth. Utilizou-se ainda um conjunto de registros de ocorrência georreferenciados a partir de publicações, constituído por 329 localidades em fitofisionomias típicas de Cerrado (como são muitos registros, a lista extensa de referências não foi apresentada aqui, mas pode ser disponibilizada caso seja demandada) e um estudo com registros de ocorrência de espécies para 106 localidades florestais na América do Sul (Oliveira-Filho & Ratter, 1994). Os registros de ocorrência foram compilados apenas para o Brasil e, necessariamente, a espécie precisava ter ao menos três registros no Cerrado, além de constar na lista de espécies deste bioma (Sano *et al.*, 2008). Todas as espécies utilizadas possuíam ao menos dez registros únicos no Brasil na resolução de 10 minutos (aproximadamente 18 km) das variáveis utilizadas. Nesta resolução, o número de registros de ocorrência no Brasil obtidos para as espécies estudadas foi de 10 até 737 registros, totalizando-se 60870.

Na modelagem para o clima atual foram utilizadas as 19 variáveis de precipitação e temperatura (<http://www.worldclim.org.br>; Hijmans *et al.*, 2005), com resolução de dez minutos (aproximadamente 18km de aresta). As mesmas variáveis para o clima futuro foram obtidas a partir do Centro Internacional para a Agricultura Tropical (CIAT, <http://ccafs-climate.org>), desenvolvidas pela quarta avaliação do IPCC (AR4) estimadas para o ano de 2080. Foram utilizados quatro modelos climáticos globais de circulação atmosfera-oceano (AOGCMs): CCCMA-CGCM2, CISIRO-MK2, HCCPR-HADCM3, NIES99-SRES. Utilizou-se o cenário de emissões A2, que é caracterizado por taxas de emissões de dióxido de carbono positivas, alto crescimento demográfico, crescimento econômico médio e mudanças tecnológicas fragmentadas e lentas (IPCC, 2000, Beaumont *et al.*, 2008). Optou-se por trabalhar com um único cenário porque as emissões de carbono estimadas são similares (Beaumont *et al.*, 2008) e a maior fonte de incerteza nas predições de modelos de distribuição frente às mudanças climáticas é proveniente dos métodos de modelagem (Diniz-Filho *et al.*, 2009a). Assim, como os AOGCMs não são as principais fontes de variação nas predições dos modelos de distribuição, foi feito um consenso dos AOGCM para cada método de modelagem. Os consensos permitem que seja encontrada a congruência nas predições de diferentes modelos (Araújo & New, 2007).

Com o conjunto de dezenove variáveis para o clima presente, foi feita uma Análise de Componentes Principais (PCA). A PCA foi realizada com o intuito de evitar a

colinearidade entre as variáveis e extrair o máximo da variação ambiental existente nas variáveis climáticas. Foram utilizados nas modelagens os oito primeiros autovetores, os quais explicaram mais de 97% da variação dos dados. As combinações lineares dos eixos da PCA foram projetadas para o futuro e utilizadas como variáveis ambientais nas modelagens de distribuição potencial. A construção das variáveis a partir da PCA foi feita utilizando programas em MATLAB especialmente desenvolvidos para este fim.

Utilizou-se na transformação das distribuições contínuas em binárias o limiar que corresponde ao ponto da curva ROC (*Receiver Operating Characteristic*) que tem a menor distância ao eixo superior esquerdo no gráfico do ROC (sensitividade contra 1-especificidade), o qual foi sugerido como um dos melhores métodos de escolha de limiar (Liu *et al.*, 2005). Os modelos foram avaliados através da área sob a curva ROC (AUC), que fornece uma medida da acurácia geral do modelo, a qual é independente de um limiar particular, sendo que os valores de AUC variam entre 0 e 1 e um valor de 0,5 indica uma acurácia do modelo não sendo melhor que um modelo aleatório (Fielding & Bell, 1997). Outra medida da acurácia dos modelos utilizada foi o TSS (*True Skill Statistic*), pois pode ser uma alternativa quando as predições dos modelos precisam ser transformadas em mapas de presença/ausência (Allouche *et al.*, 2006). Essa medida é correlacionada com o AUC, considera simultaneamente os erros de omissão e comissão e os valores vão de -1 a 1 (Allouche *et al.*, 2006).

#### *Método de planejamento sistemático*

O método de planejamento sistemático utilizado foi o Zonation (Moilanen *et al.*, 2005), versão 3.1.9. O algoritmo do Zonation gera uma hierarquia de prioridade de conservação, começando da paisagem inteira e removendo de maneira iterativa as células de menor valor de conservação (Moilanen *et al.*, 2005).

A regra de remoção escolhida foi a original “*core-area*”, que permite a seleção das áreas de melhor qualidade ambiental para cada espécie ainda que algumas possam ocorrer em regiões de baixa riqueza (Moilanen *et al.*, 2005). Isso é particularmente importante no presente estudo porque um dos objetivos foi identificar áreas em que a persistência das espécies é mais provável frente às mudanças climáticas e, nesse sentido, as distribuições potenciais das espécies foram classificadas de maneira diferenciada, tendo maior peso as áreas em que as espécies ocorrem tanto no presente como no futuro (valor = 1), seguidas pelas áreas de distribuição somente no futuro (valor = 0.5) e, por último, somente no presente (valor = 0.3). Assim, a regra de remoção “*core-area*”,

prioriza as células em que cada espécie ocorre no presente e permanece no futuro, uma vez que a adequabilidade ambiental não é tratada como um somatório, ou seja, duas células com adequabilidade igual a 0.5 não são iguais a uma célula com adequabilidade igual a 1 (Moilanen, 2007). Deste modo, objetivou-se a seleção de áreas em que um maior número de espécies ocorre tanto no presente como no futuro, isto é, de certa forma, áreas de maior estabilidade frente às mudanças climáticas. Entretanto, devido à regra de remoção escolhida e ao princípio da complementariedade, algumas áreas podem ser refúgios climáticos apenas para poucas espécies.

Foi selecionado também o parâmetro de remoção a partir das bordas da área que permanece, pois isso pode permitir uma maior conectividade estrutural no conjunto de áreas prioritárias (Moilanen *et al.*, 2005; Thomson *et al.*, 2009). Os outros parâmetros foram mantidos com os valores padrão do programa.

As prioridades de conservação devem ser definidas em metodologias que integram tanto custos quanto benefícios (Naidoo *et al.*, 2006; Moilanen, 2007), refletindo em ações de proteção da biodiversidade mais efetivas. Como a perda de habitat devido a atividades agropecuárias é uma das principais ameaças às espécies do Cerrado (Klink & Machado, 2005) e como a expansão agrícola neste bioma deve continuar nas próximas décadas (Tilman *et al.*, 2001), considerar os objetivos da agricultura na estimativa de custos de aquisição de terras e de oportunidade pode ser interessante para a redução de conflitos no estabelecimento de prioridades de conservação (Carwardine *et al.*, 2008). Assim, foi utilizado um mapeamento do potencial agrícola do Brasil, de acordo com as seis classes estabelecidas para a qualidade dos solos do Cerrado (<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>), como substituto de custo da terra nas análises de priorização realizadas (Figura 1a). Esta classificação leva em consideração características do solo como salinidade, quantidade de alumínio, disponibilidade de nutrientes, profundidade, textura e declividade.

Adicionalmente, como as características de história de vida de plantas definem as propriedades dos ecossistemas e estas, por sua vez, têm potencial para fornecer serviços ecossistêmicos cada vez mais necessários às sociedades humanas (Díaz *et al.*, 2007; Braat & Groot, 2012), foi utilizada a diversidade funcional como um dos critérios de priorização. A diversidade funcional de cada célula foi calculada por meio de métrica proveniente de estudos de diversidade filogenética, de acordo com as espécies preditas com ocorrência potencial para o futuro considerando dispersão ilimitada (Figura 1b). A matriz de distância funcional utilizada foi calculada através da modificação da distância

de Gower que permite a utilização de dados ausentes e de variáveis qualitativas e quantitativas (Pavoine *et al.*, 2009). Isso foi feito no programa R, através dos pacotes *ade4*, *vegan* e *FD* (R Development Core Team 2011). Foi calculada a média da distância funcional entre os pares de espécie (MPD – *Mean Phylogenetic Distance*) que ocorrem potencialmente em cada célula (Webb, 2000) em um programa em MATLAB desenvolvido especialmente para este fim.

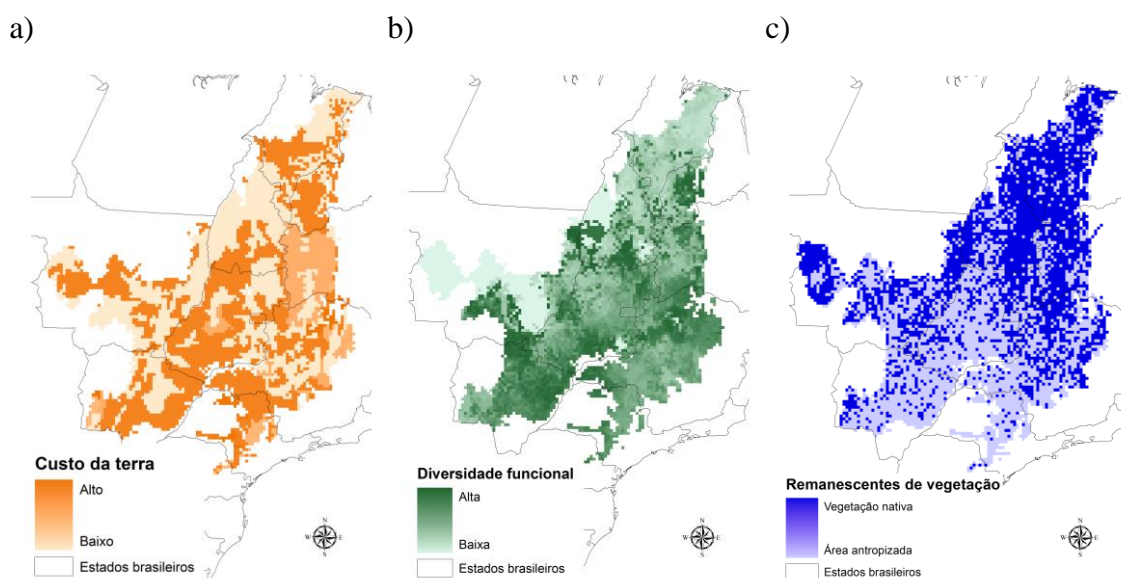


Figura 1. Padrão espacial dos critérios utilizados para a seleção de áreas prioritárias. Custo da terra (a), diversidade funcional futura (b) e áreas antropizadas (c).

No cálculo da diversidade funcional foram utilizadas características de história de vida facilmente mensuráveis e que foram identificadas como possíveis preditoras de funções ecossistêmicas como a ciclagem de nutrientes, fluxo de carbono, produtividade e dispersão de sementes em outros estudos (Weiher *et al.*, 1999; Díaz *et al.*, 2004; Enquist *et al.*, 2007; Bello *et al.*, 2010). Compilou-se valores de altura máxima da planta (m), comprimento da folha (cm), densidade da madeira ( $\text{g/cm}^3$ ), massa da semente (mg) e deciduidade foliar (três categorias) (ver Capítulo 1). O valor das características funcionais estudadas foi determinado por meio de informações advindas de livros especializados (Rizzini 1978; Almeida *et al.*, 1998; Carvalho, 2003; Durigan *et al.*, 2004; Silva Júnior 2005; Carvalho, 2006; Carvalho, 2008; Lorenzi, 2008; Lorenzi, 2009a; Lorenzi, 2009b; Silva Junior & Pereira, 2009; Carvalho, 2010). Quando mais de uma referência trazia um valor distinto para uma determinada característica, foi utilizada a média destes valores. O comprimento das folhas compostas foi calculado de acordo com o tamanho médio dos folíolos multiplicado pela quantidade média de folíolos. Na classificação da deciduidade



foliar considerou-se o comportamento mais comum entre as referências consultadas. Foram obtidas informações de altura máxima para 96% das espécies estudadas (n=366); de tamanho da folha para 97% (n=373); de massa da semente para 95% (n=364); de densidade para 76% (n=291); e de deciduidade foliar para 98% (n=377).

O custo e a diversidade funcional foram escalonados para que variassem de 0 a 1, conforme a seguinte expressão: custo/diversidade funcional = (valor observado – valor mínimo)/(valor máximo – valor mínimo).

### *Cenários de planejamento sistemático*

Uma importante diferença do planejamento sistemático visando a restauração é incluir também regiões que atualmente não possuem condições ambientais adequadas para a ocorrência das espécies, mas que poderão tê-las no futuro (Thomson *et al.*, 2009). Neste contexto, foram feitos experimentos pareados com a exclusão prioritária de células em áreas antropizadas e cenários que consideraram estas células de maneira similar às de remanescentes de vegetação (Figura 1c), objetivando-se a comparação das soluções quando se considera como uma ação de conservação possível a restauração de áreas degradadas.

Deste modo, nos cenários de planejamento sistemático de conservação de um a quatro (Tabela 1) foi incluída uma máscara que forçava primeiro a remoção de células em áreas antropizadas. Estes cenários são pareados com os cenários de cinco a oito (Tabela 1). Nos cenários um e cinco foram considerados como critérios o custo da terra e a diversidade funcional, além das espécies. Já nos cenários dois e seis foram incluídas como critérios apenas as espécies e a diversidade funcional e nos cenários três e sete apenas as espécies e o custo da terra. Por último, os cenários quatro e oito tiveram como critério de seleção apenas as áreas de distribuição das espécies. Os cenários foram gerados com pesos similares em módulo para os objetivos biológicos de conservação (positivos & Loyola, 2013). Como a definição de pesos é arbitrária, foi feita ainda uma análise de sensibilidade dos pesos escolhidos para os cenários multicritérios (Material suplementar 1).

Tabela 1. Cenários de planejamento sistemático utilizados e respectivos pesos de cada critério. C = custo da terra, DF = Diversidade funcional futura com dispersão ilimitada. Cenários em que as áreas antropizadas são excluídas primeiro da priorização (1 - 4) e cenários em que qualquer área de Cerrado pode ser igualmente priorizada em relação a este critério (5 - 8). O conjunto de espécie utilizado teve peso igual a 1 em todos os cenários.

Áreas antropizadas	Menor importância	Menor importância	Igual importância	Igual importância
	Com DF	Sem DF	Com DF	Sem DF
Com custo	1) C= -1.2 DF=0.2	3) C= -1 DF=0	5) C= -1.2 DF=0.2	7) C= -1 DF=0
Sem custo	2) C= 0 DF=0.2	4) C= 0 DF=0	6) C= 0 DF=0.2	8) C= 0 DF=0

### Análise dos dados

Uma das medidas de proteção da diversidade biológica em nível global, decidida durante a 10ª Conferência das Partes da Convenção da Biodiversidade, foi o Plano Estratégico de Nagoya 2011-2020 com objetivos que devem orientar o comportamento da comunidade internacional nos próximos anos, os quais ficaram conhecidos como metas de Aichi (<http://www.cbd.int/>; Milaré, 2013). Assim, tendo como alvo a conservação de 17% do território de acordo com as metas de Aichi para 2020 (<http://www.cbd.int/sp/targets/>, objetivo 11), foi feita a sobreposição das áreas de maior prioridade de conservação, primeiramente, de maneira pareada para avaliar a influência da inclusão das áreas antropizadas na seleção de áreas prioritárias. Posteriormente, também foi calculada a sobreposição entre cada cenário e foi realizada uma comparação direta em relação ao cenário oito, permitindo avaliar as alterações na priorização que foram induzidas pela utilização de cada critério.

Com o intuito de se testar se havia diferença na conectividade entre as soluções que incluem igualmente na seleção das áreas prioritárias as células antropizadas e as que as retiram primeiramente, foi calculada uma métrica de fragmentação. Foi utilizado um índice de proximidade entre fragmentos que considera o somatório da área de cada fragmento dividida pela distância do fragmento vizinho mais próximo (Gustafson & Parker, 1994). O índice de proximidade média (MPI) é maior quando o fragmento é circundado por fragmentos grandes e/ou próximos (Gustafson & Parker, 1994). A extensão espacial da área no entorno de cada fragmento utilizada no cálculo do índice foi de 80km, pressupondo que podem ocorrer migrações rápidas induzidas pelas mudanças climáticas em plantas de até 1km/ano (Clark *et al.*, 1998) e o intervalo temporal das análises é de 80 anos. A partir do cálculo deste índice, foi feita uma análise de teste t de

amostras dependentes para testar se havia diferenças significativas na fragmentação do conjunto de células definido como de maior prioridade (17%) de acordo com cada cenário utilizado. Isso também foi testado regionalmente por estado.

Por fim, pressupondo que poderão ser executadas ações de conservação voltadas para a criação de unidades de conservação nas áreas de maior prioridade que possuem vegetação nativa, foi feita ainda uma análise em relação às células prioritárias do cenário cinco que estão exclusivamente em áreas antropizadas, tendo como meta a restauração de 15% de áreas degradadas (<http://www.cbd.int/sp/targets/>; objetivo 15), considerando o somatório (32%) das metas de Aichi para conservação (17%) e para restauração (15%). Calculou-se também qual a porcentagem das áreas de maior prioridade de restauração que estão em um raio de 80km das unidades de conservação já estabelecidas, tendo em vista que podem ocorrer migrações rápidas de até 1km/ano frente às mudanças climáticas (Clark *et al.*, 1998) e estas áreas poderiam ser essenciais para a adaptação aos impactos das alterações no clima.

## **RESULTADOS**

Os modelos de distribuição potencial de espécies obtiveram bom desempenho segundo as métricas de avaliação utilizadas ( $AUC = 0.891 \pm 0.064$ ,  $TSS = 0.742 \pm 0.155$ ). De acordo com a modelagem de distribuição potencial de espécies para o clima atual, a maior riqueza de árvores do Cerrado está na região centro-leste e sudeste do bioma (Figura 2a). As previsões para o futuro, considerando a dispersão como ilimitada, apesar da elevada perda de espécies, indicaram as mesmas regiões como de maior riqueza de espécies (Figura 2b). Entretanto, há um aumento de regiões do Cerrado com baixa riqueza de árvores, principalmente nas áreas próximas ao bioma Amazônia.

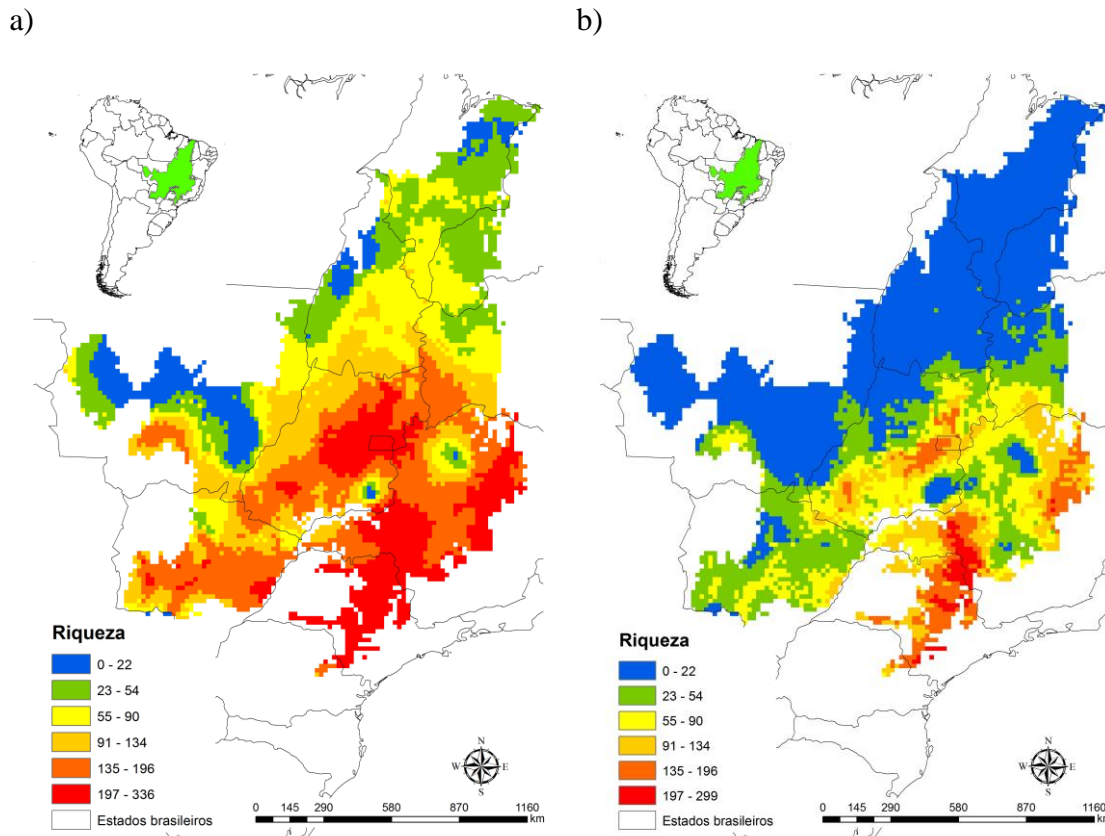


Figura 2. Riqueza de árvores do Cerrado atual (a) e futura com dispersão ilimitada (b) estimada por modelagem de distribuição potencial de espécies.

Os cenários que não incluem o custo da terra apresentaram menor sobreposição com os que incluem este critério na priorização (Tabela 2), demonstrando que a inclusão deste critério impôs uma maior restrição nas soluções. Por outro lado, os resultados indicaram que as áreas de maior prioridade (17%) foram similares quando as áreas antropizadas tem menor importância ou quando consideradas de maneira similar (Tabela 2; 51% em média). Nestes casos, comparando os mesmos cenários com e sem a exclusão prioritária das áreas antropizadas, os que consideraram o custo da terra foram os de maior sobreposição entre si (1 e 5; 3 e 7). No entanto, a maior sobreposição obtida foi entre cenários que consideram o custo da terra e prioritariamente áreas não antropizadas (76%, Tabela 2), ainda que sejam diferentes em relação ao critério de diversidade funcional. A sobreposição foi menor quando consideradas com igual importância as áreas antropizadas para estes mesmos critérios (5 e 7), podendo indicar que há áreas de elevada diversidade funcional potencial no futuro em áreas antropizadas (Tabela 2). Isso é reforçado também pelos menores valores de sobreposição entre cenários que consideram espécies e

diversidade funcional (6) e somente espécies (8) quando consideradas igualmente áreas antropizadas (Tabela 2).

Tabela 2. Porcentagem de sobreposição entre as áreas de maior prioridade (17%) em cada cenário de planejamento sistemático.

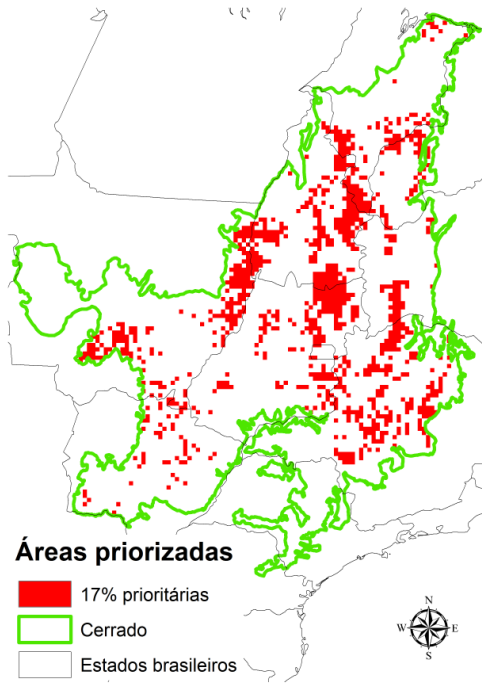
Cenários	2	3	4	5	6	7	8
1	49%	76%	35%	57%	25%	42%	16%
2	-	37%	39%	49%	46%	19%	19%
3	-	-	48%	45%	18%	57%	25%
4	-	-	-	20%	17%	41%	45%
5	-	-	-	-	42%	48%	16%
6	-	-	-	-	-	17%	17%
7	-	-	-	-	-	-	33%

Espécies, diversidade funcional e custo da terra (1, 5); espécies e diversidade funcional (2, 6); espécies e custo da terra (3, 7); espécies (4, 8). Cenários em que as áreas antropizadas são excluídas primeiro da priorização (1 - 4) e cenários em que qualquer área de Cerrado pode ser igualmente priorizada em relação a este critério (5 - 8).

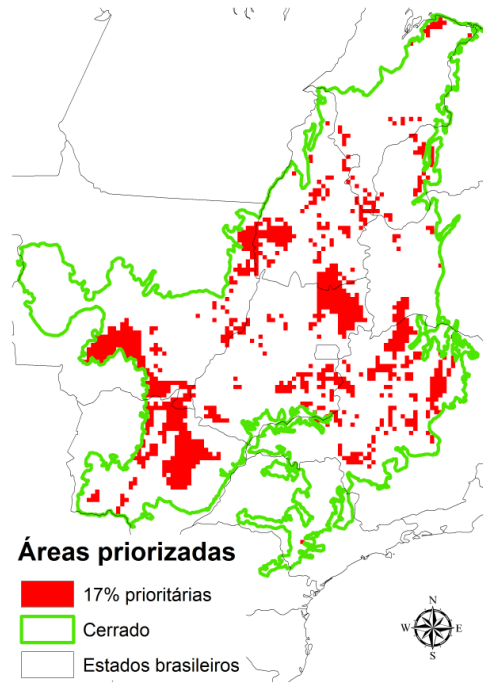
Constatou-se que, de maneira geral, os cenários que incluem as áreas antropizadas geraram priorizações com agregados de área maiores, mas mais distantes entre si (Figura 3). Entretanto, os cenários que excluem primeiro as áreas antropizadas não selecionaram um conjunto de áreas mais fragmentadas ( $t = -0,033$ ,  $gl = 3$ ,  $p = 0,976$ ), mesmo considerando os estados separadamente (Material suplementar 2). Também foi observado que os cenários que não consideram a diversidade funcional entre os critérios de seleção priorizaram mais áreas no extremo norte do Cerrado (Figura 3).

Observou-se ainda que os cenários com custo da terra e que consideram como igual prioridade as áreas antropizadas permitem a seleção de áreas de menor custo da terra mesmo com uma maior proporção de áreas priorizadas, podendo aumentar as metas de conservação e proporção da distribuição das espécies protegidas, mantendo o baixo custo (Figura 4). Por outro lado, constatou-se que critérios de priorização como custo da terra, diversidade funcional e áreas antropizadas reduzem a proporção da distribuição das espécies priorizadas (Tabela 3).

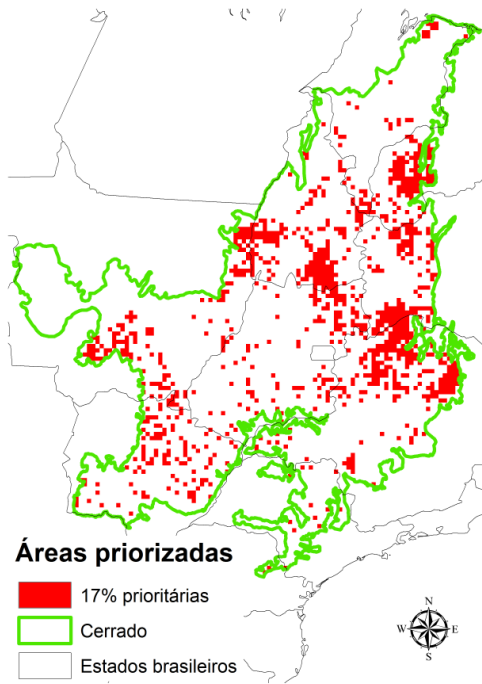
1)



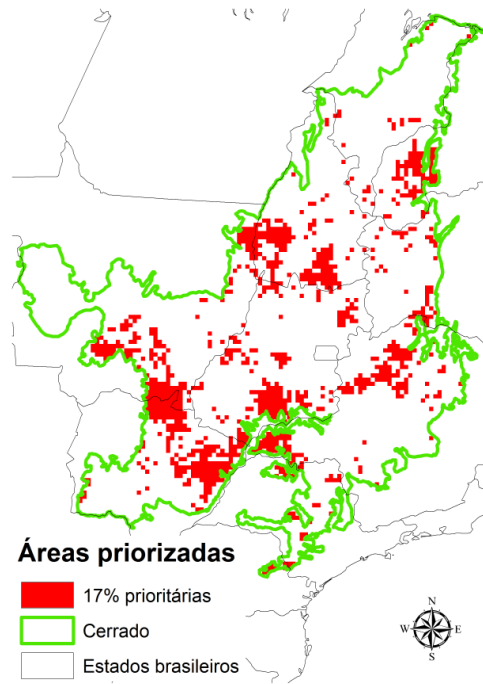
5)



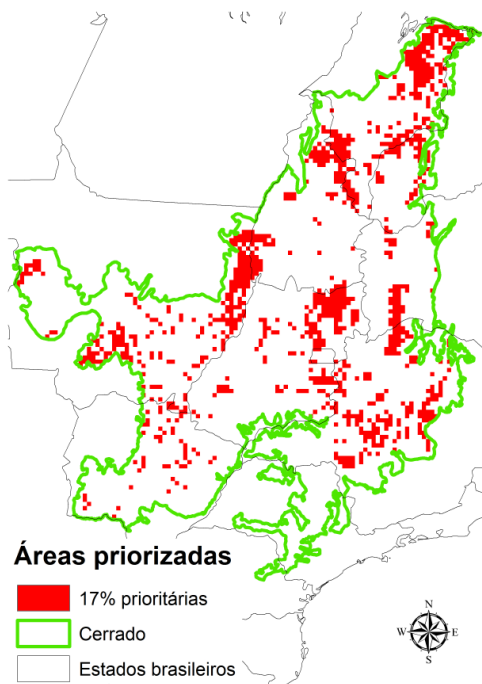
2)



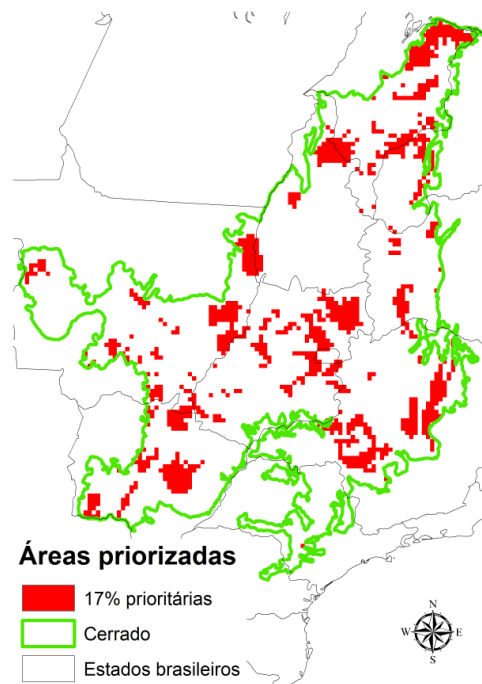
6)



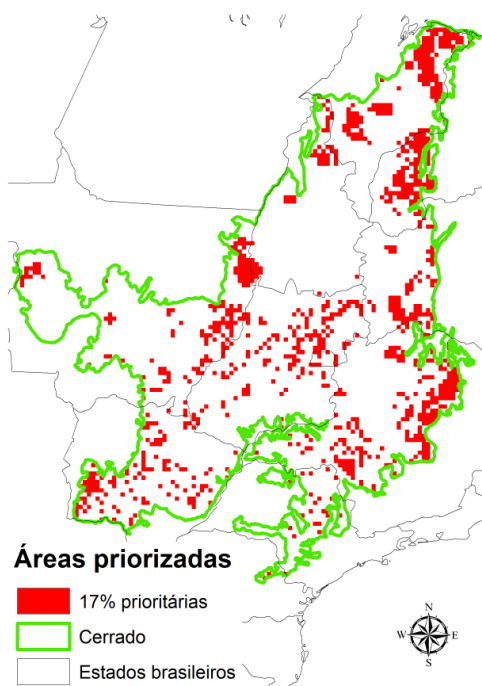
3)



7)



4)



8)

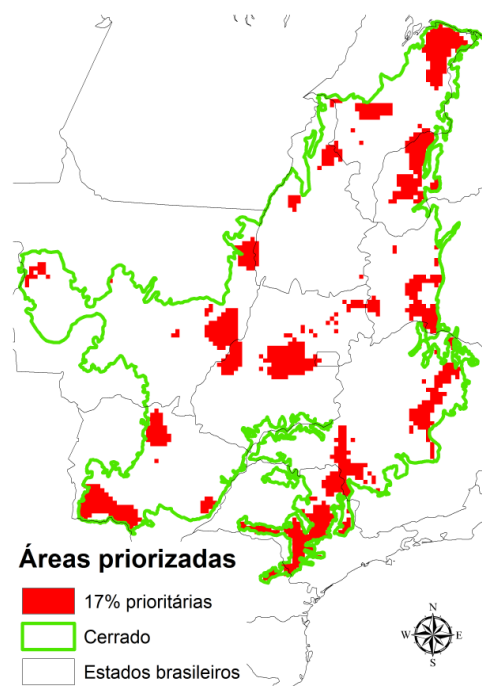


Figura 3. Áreas de maior prioridade (17%) de acordo com os critérios utilizados em cada cenário de planejamento sistemático de conservação: espécies, diversidade funcional e custo da terra (1,5); espécies e diversidade funcional (2, 4); espécies e custo da terra (3, 7); espécies (4, 8). Cenários em que as áreas antropizadas possuem menor prioridade (1 – 4) e cenários em que qualquer área de Cerrado pode ser igualmente priorizada em relação a este critério (5 – 8).

Tabela 3. Comparação da representação de cada critério de seleção em relação ao cenário que considera apenas as espécies e todas as áreas com igual prioridade independente de serem áreas antropizadas (8) para as áreas de maior prioridade (17%). C = custo da terra; DF = diversidade funcional; PDE = porcentagem da distribuição das espécies priorizada.

Cenários	C (%)	DF (%)	PDE (%)
1	-100	6	-60
2	-20	10	-60
3	-100	-3	-61
4	-17	-2	-41
5	-100	9	-59
6	-4	12	-61
7	-100	-1	-47

Critérios utilizados em cada cenário de planejamento sistemático de conservação: espécies, diversidade funcional e custo da terra (1, 5); espécies e diversidade funcional (2, 6); espécies e custo da terra (3, 7); espécies (4, 8). Cenários em que as áreas antropizadas recebem menor importância (1 a 4) e cenários em que qualquer área de Cerrado pode ser igualmente priorizada em relação a este critério (5 a 8).

Em relação ao cenário cinco, considerando o somatório (32%) das metas de Aichi para conservação (17%) e para restauração (15%), este cenário priorizou 20% de áreas em remanescentes de vegetação e 12% em áreas antropizadas (Figura 5). De qualquer forma, como até 2020 mais áreas de Cerrado podem ser convertidas para a agropecuária, manteve-se a priorização de 12% para a restauração, ainda que esteja abaixo da meta, mas admitindo que seja necessário, provavelmente, restaurar também áreas priorizadas que atualmente ainda são remanescentes de vegetação nativa.



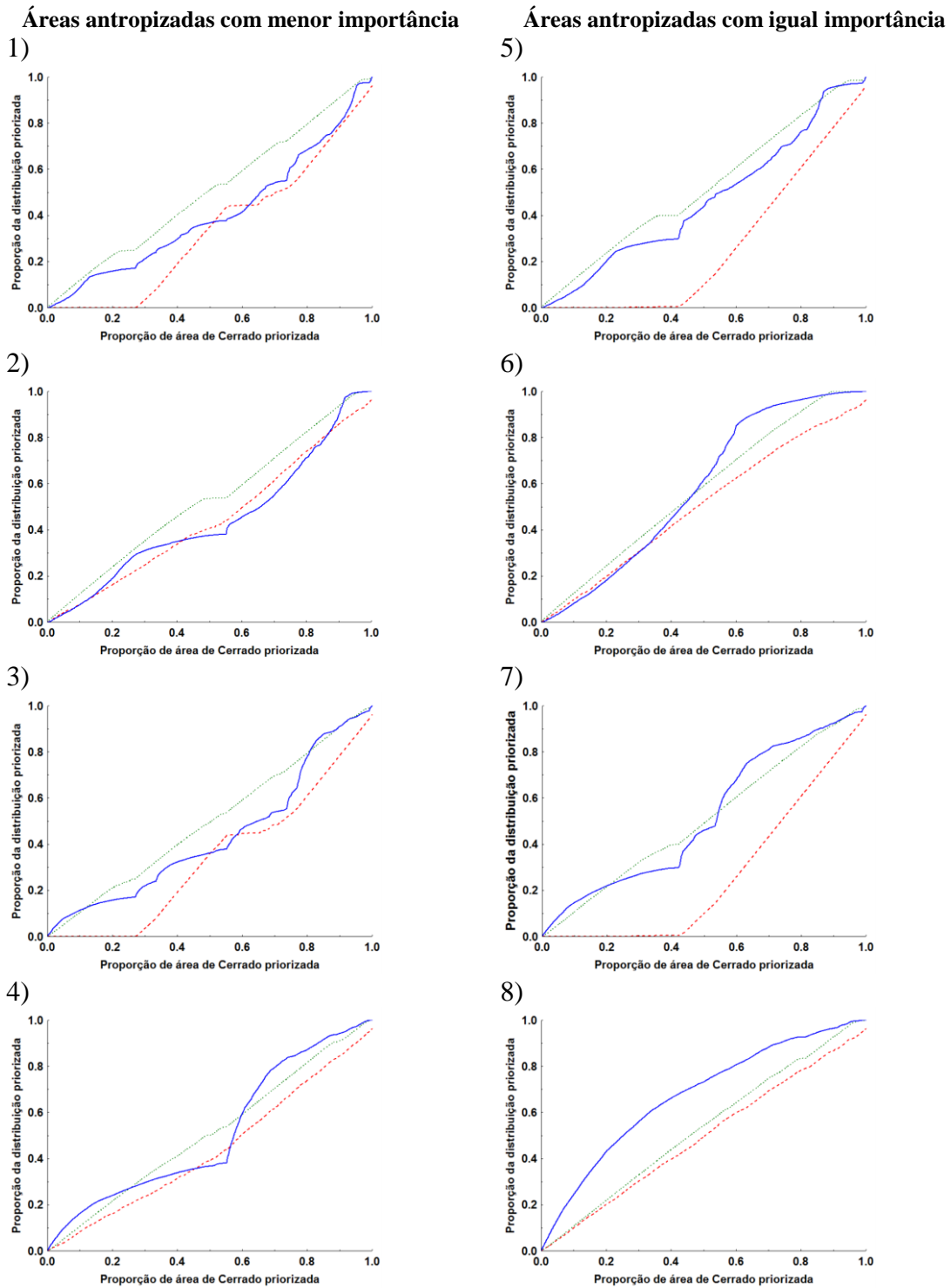


Figura 4. Curvas de caracterização das áreas priorizadas de acordo com os critérios utilizados em cada cenário de planejamento sistemático de conservação: espécies, diversidade funcional e custo da terra (1,5); espécies e diversidade funcional (2, 6); espécies e custo da terra (3, 7); espécies (4, 8). Cenários em que as áreas antropizadas possuem menor importância (1 - 4) e cenários em que qualquer área de Cerrado pode ser

igualmente priorizada em relação a este critério (5 – 8). Azul contínuo = espécies; verde pontilhado = diversidade funcional; vermelho tracejado = custo da terra.

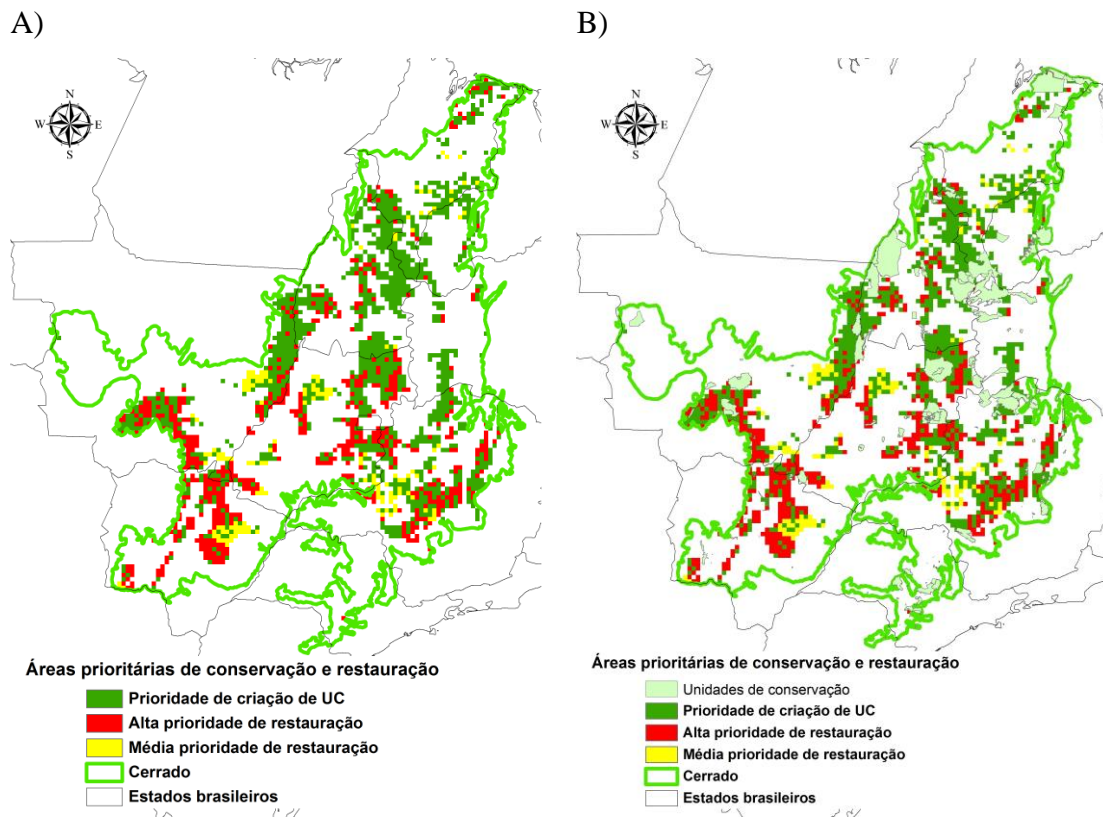


Figura 5. Áreas prioritárias de conservação e restauração, de acordo com o cenário cinco, totalizando 32% do Cerrado que correspondem às metas de Aichi para a conservação (17%) e restauração (15%). Alta prioridade de restauração são áreas localizadas em um raio de 80km de qualquer unidade de conservação do Cerrado. Unidades de conservação já criadas sobrepostas às áreas prioritárias (B).

As áreas selecionadas como prioritárias com vegetação nativa contem 49% das unidades de conservação federais de proteção integral e 36% de todas as unidades de conservação do Cerrado. Neste cenário, destacam-se ainda as células que se encontram até 80km das unidades de conservação, uma vez que esta distância ainda pode influenciar na dispersão das espécies frente às mudanças climáticas. Estas áreas de maior prioridade de restauração correspondem a 79% das áreas priorizadas com este objetivo (Figura 5).

## DISCUSSÃO

Os modelos de distribuição potencial de espécies predizem uma grande perda de espécies de árvores no norte do Cerrado devido às mudanças climáticas e, portanto, as

regiões de maior riqueza de árvores no futuro estão no centro-sul e sudeste do Cerrado, que são também áreas com menor concentração de remanescentes de vegetação nativa. Esse resultado, por si só, enfatiza a importância da restauração no presente para a conservação de áreas de elevada riqueza potencial de árvores no futuro. Este padrão de maior riqueza de espécies no centro-sul e sudeste do Cerrado parece recorrente para diversos grupos taxonômicos tanto para o clima atual (Diniz-Filho *et al.*, 2009b; Faleiro & Loyola, 2013) como para o clima futuro (Siqueira & Peterson, 2003; Loyola *et al.*, 2012; Faleiro *et al.*, 2013), demonstrando que a conservação deste bioma no futuro deve se tornar uma tarefa ainda mais complexa e incluirá áreas altamente fragmentadas (Siqueira & Peterson, 2003). Adicionalmente, este padrão encontrado corrobora outros estudos que indicaram que não há um avanço na distribuição de espécies arbóreas em direção à Amazônia (Collevatti *et al.*, 2011; Diniz-Filho *et al.*, 2012).

No processo de priorização empregado, a regra de remoção escolhida seleciona prioritariamente as células de maior valor na distribuição predita de cada espécie. Assim, foram priorizadas as áreas de maior estabilidade frente às mudanças climáticas, podendo caracterizar refúgios *in situ* que são restritos às localidades que permanecem adequadas para as espécies no futuro (Ashcroft *et al.*, 2010). Essas células de maior prioridade devem refletir áreas mais estáveis para um maior número de espécies no futuro, ainda que possam ter sido priorizadas áreas de maior estabilidade somente para determinadas espécies devido ao princípio da complementariedade do processo de priorização.

A identificação de áreas de estabilidade climática é essencial para a definição de áreas chaves de conservação diante das mudanças climáticas globais (Terribile *et al.*, 2012, Werneck *et al.*, 2012) e, desta forma, o conjunto de áreas priorizadas neste estudo deve consistir de localidades essenciais para a sobrevivência das árvores do Cerrado. Corroborando isso, constatou-se que algumas das áreas identificadas como prioritárias no presente estudo, especialmente no cenário que inclui as metas de restauração (Figura 5), coincidem com áreas já apontadas como de estabilidade climática no Cerrado, como regiões próximas à Serra Geral de Goiás nas divisas do Tocantins e Goiás com a Bahia, a região de trijunção entre Goiás, Tocantins e Mato Grosso, o sudeste do Maranhão (Werneck *et al.*, 2012), o leste de Goiás e oeste de Minas Gerais (Terribile *et al.*, 2012); o leste Minas Gerais, o leste de Goiás e a região da divisa entre Mato Grosso do Sul e Goiás (Faleiro *et al.*, 2013). Isso pode indicar que é possível realizar ações de criação de unidade de conservação ou de restauração em áreas de refúgios climáticos no Cerrado que possuem custos da terra reduzidos. Entretanto, a persistência das espécies é afetada

também pela qualidade de habitat, que poderia ser considerada através da adequabilidade ambiental predita para cada espécie, podendo funcionar como uma estimativa de maior densidade populacional nas células de maior valor de adequabilidade (Tôrres *et al.*, 2012), sendo que isto não foi considerado no presente estudo.

Comparando os cenários pareados, ou seja, com ou sem a exclusão prioritária de áreas antropizadas, constatou-se que o custo da terra condicionou a seleção das células, uma vez que os cenários que incluíram este critério obtiveram maior porcentagem de sobreposição. Adicionalmente, a priorização de muitas áreas em remanescentes de vegetação nativa com a inclusão do custo da terra, mesmo nos cenários que consideravam igualmente as áreas antropizadas, indica que as regiões com solos piores e de menor valor agrícola é que permanecem no Cerrado. Isso poderia indicar que a criação de unidades de conservação no Cerrado foi forçada por oportunismo, que é um evento comum no estabelecimento de áreas protegidas (Pressey *et al.*, 1993). Entretanto, as análises multicritérios foram as que tiveram maior sobreposição das áreas priorizadas com unidades de conservação federais de proteção integral (Material suplementar 3), podendo sugerir que o oportunismo está aliado às necessidades de conservação, sendo transformado em oportunidade de implementação de ações de proteção da biodiversidade juntamente com a redução de conflitos socioeconômicos (Knight & Cowling, 2007). Isso pode ainda confirmar que a utilização de critérios não exclusivamente biológicos na definição de áreas prioritárias reflete em maior capacidade de execução dos planejamentos de conservação, conforme sugerido por outros estudos (Carwardine *et al.*, 2008; Loyola *et al.*, 2009; Faleiro & Loyola, 2013).

Outro padrão encontrado foi uma menor sobreposição dos cenários que incluem a diversidade funcional em relação aos que utilizam como critério somente a distribuição das espécies, especialmente os que consideram igualmente as áreas antropizadas na seleção de áreas prioritárias. Pressupondo que as características de história de vida estão relacionadas às funções do ecossistema e aos serviços ecossistêmicos potenciais (Díaz *et al.*, 2007), o resultado encontrado pode indicar que os locais com alto potencial de fornecimento de serviços ecossistêmicos podem não coincidir com as áreas de maior importância biológica no Cerrado. Este resultado alerta para que as prioridades de restauração não sejam definidas exclusivamente com o objetivo de se obter benefícios provenientes de serviços ecossistêmicos (Mason *et al.*, 2012). Esta finalidade emergente na política de restauração deve ser vista como uma oportunidade de incentivo financeiro para a conservação da biodiversidade, mas que traz consigo decisões conflituosas

(Bullock *et al.*, 2011). O pagamento por serviços ambientais pode, por exemplo, incentivar a plantação desordenada de árvores exóticas visando unicamente o sequestro de carbono em áreas de vegetação nativa não florestal (Putz & Redford, 2009). Uma solução possível é priorizar a conservação de serviços ecossistêmicos estratégicos que possuem maior sobreposição com a biodiversidade como o estoque de carbono e a recreação (Chan *et al.*, 2006). Entretanto, a métrica de diversidade funcional utilizada pode ser positivamente relacionada com a riqueza de espécies e, então, a inclusão deste critério pode favorecer a seleção de áreas com maior riqueza de espécies, reduzindo a sobreposição com os cenários que incluem somente espécies devido ao princípio de complementariedade da regra de remoção de células escolhida.

Por outro lado, a restauração por meio do plantio de árvores nativas poderá ser essencial como medida para aumentar os fragmentos de habitat disponíveis em locais em que a distribuição das espécies atual e a futura se sobrepõem (Vos *et al.*, 2008). Uma cobertura vegetal ainda que esparsa pode aumentar a conectividade e garantir a persistência das populações, aumentando a capacidade de colonização de novas áreas que passam a ter condições climáticas adequadas para a ocorrência das espécies, facilitando a resposta adaptativa dos organismos às mudanças climáticas em paisagens antropizadas (Manning *et al.*, 2009). Neste sentido, pressupondo que poderiam existir áreas de estabilidade climática em áreas antropizadas e que seriam importantes para aumentar a conectividade da região estudada, foi feita a análise da priorização de áreas incluindo localidades já modificadas, porém não foi obtido um aumento na conectividade em relação à seleção que priorizou preferencialmente células com vegetação nativa. Isso pode ter ocorrido devido aos parâmetros de seleção de áreas escolhidos, como a remoção a partir das bordas, que objetivou sempre um ganho de conectividade no conjunto de áreas prioritárias (Moilanen *et al.*, 2005; Thomson *et al.*, 2009), balanceando a obtenção da mesma ora com maiores conjuntos de áreas agregadas, ora com menores distâncias entre as áreas.

Como tanto os requerimentos de área como a distância de dispersão são fatores importantes na determinação da resposta das espécies às mudanças na paisagem (Vos *et al.*, 2001), a métrica de fragmentação utilizada buscou considerar simultaneamente estes fatores que irão influenciar no risco de extinção e na capacidade de colonização das espécies mesmo em grandes escalas (Opdam & Wasche, 2004) que é o caso do presente estudo. Entretanto, são as características individuais das espécies que definem se o tamanho do fragmento ou o isolamento afeta mais uma espécie específica (Vos *et al.*,

2001), podendo indicar qual dos cenários de priorização seria mais adequado para a conservação de cada espécie. Por outro lado, ainda que sejam necessários estudos que considerem a capacidade de dispersão de cada espécie, o recrutamento de plantas deve ser dependente, simultaneamente, de dispersores locais e dos que percorrem longas distâncias disseminando sementes em novas áreas (Christianini & Oliveira, 2009), bem como do tamanho do fragmento que pode afetar, por exemplo, a viabilidade de sementes devido a endocruzamentos (Wang *et al.*, 2010) e, portanto, a métrica utilizada parece adequada.

Embora os cenários que incluem igualmente na seleção as áreas antropizadas não tenham obtido uma maior conectividade, a priorização da restauração de maneira complementar à conservação acresce a quantidade de área que deve ser preservada de acordo com as metas de Aichi (32%), aumentando a proporção da distribuição das espécies que pode ser potencialmente protegida e ainda mantendo o baixo custo em solos de baixa aptidão agrícola. Adicionalmente, a duplicação da área incluindo a meta de restauração (15%), refletiu em um aumento em seis vezes na conectividade do Cerrado ( $MPI_{17\%} = 25,890$ ;  $MPI_{32\%} = 155,080$ ), sendo que a maior parte das áreas prioritárias de restauração (79%) está próxima às unidades de conservação já criadas. Além disso, este planejamento complementar entre restauração e conservação é fundamental para se negociar a inclusão em projetos de restauração as espécies ameaçadas de extinção que estão com a maior parte da distribuição fora de unidades de conservação e/ou ausentes nos fragmentos com vegetação nativa. Mesmo que não seja possível o plantio e a sobrevivência de algumas espécies ameaçadas em áreas muito degradadas (Durigan *et al.*, 2010), a restauração com árvores nativas de interesse econômico representa um avanço na conservação da biodiversidade em relação a plantios com monocultura, podendo fornecer habitat para diversas espécies de plantas e animais, permitindo também a dispersão entre fragmentos de vegetação nativa (Lamb, 1998) e, talvez, no futuro, a ocorrência de espécies ameaçadas.

O presente estudo traz a limitação de utilizar um conjunto de espécies de interesse uso econômico potencial, ainda que local, na seleção de áreas prioritárias para conservação e restauração. Apesar de ser imprescindível a utilização de outros grupos taxonômicos na definição de áreas prioritárias para conservação do Cerrado frente às mudanças climáticas, a distribuição de plantas é essencial para se definir áreas de estabilidade climática (Terribile *et al.*, 2012) e as árvores do Cerrado parecem um grupo bastante ameaçado com as alterações no clima (Siqueira & Peterson, 2003; Collevatti *et*

*al.*, 2011; Diniz-Filho *et al.*, 2012). Outra motivação para a utilização de árvores de uso econômico potencial foram as recentes mudanças implementadas pela Lei 12651/2012, que define as regras para as áreas de preservação permanente e de reserva legal no Brasil. Ainda que já fosse permitido o manejo e a exploração econômica da reserva legal das propriedades, segundo a nova legislação apenas metade desta área deve ser obrigatoriamente mantida ou recuperada com vegetação nativa. A legislação flexibilizou também a localização da compensação de área de reserva legal para localidades alternativas que pertençam ao mesmo bioma. Neste sentido, a restauração com espécies nativas de interesse econômico que possam ser utilizadas de maneira manejada na propriedade para o feitiço de cercas e como lenha podem ser um incentivo para a restauração de fragmentos importantes localmente para aumentar a conectividade em áreas muito antropizadas. A utilização das árvores de uma área restaurada é uma das maiores motivações levantadas pelos donos de terras, pois, assim, pode-se reverter parte dos gastos (Aronson, 2010). De qualquer forma, a decisão voluntária de manter a reserva legal na propriedade em áreas definidas como estratégicas para a conservação do Cerrado deve ter uma contrapartida governamental com incentivos fiscais, uma vez que a restauração, neste caso, seria de interesse e benefício coletivo (Durigan *et al.*, 2010; Aronson *et al.*, 2011). Além disso, outras restaurações com a finalidade de compensar danos ambientais que sejam determinadas por condicionantes em licenciamentos de empreendimentos no Cerrado poderiam ser direcionadas para estas áreas prioritárias.

Outra limitação identificada no presente estudo foi a utilização de uma métrica de diversidade funcional que não considera a abundância relativa das espécies, uma vez que as propriedades dos ecossistemas devem ser determinadas predominantemente pelas características das espécies mais abundantes (Grime, 1998). Isso pode ter implicações em relação às inferências feitas para os serviços ecossistêmicos que são determinados pelas propriedades dos ecossistemas (Díaz *et al.*, 2007). Adicionalmente, os custos da terra foram estimados exclusivamente por classes de aptidão agrícola do solo e, ainda que a principal causa de perda e fragmentação de habitat no Cerrado seja motivada pela agropecuária (Klink & Machado, 2005), é essencial a inclusão de outros critérios socioeconômicos (Moilanen *et al.*, 2011; Faleiro & Loyola, 2013), inclusive em relação a empreendimentos de infraestrutura e geração de energia que ainda estão sendo planejados para o Cerrado, para que se tenha um planejamento de áreas prioritárias que seja menos conflituoso e mais facilmente executável.

## CONCLUSÃO

As mudanças climáticas devem modificar as áreas de distribuição das árvores do Cerrado com um predomínio de ocorrência potencial de espécies em regiões muito antropizadas do bioma. Assim, a conservação de espécies do Cerrado diante das mudanças climáticas dependerá da restauração de áreas chave em localidades que permanecem com condições ambientais adequadas para a ocorrência das espécies. Caso a restauração seja planejada de maneira sistemática para o bioma como um todo é possível definir áreas prioritárias de maneira complementar à criação de unidades de conservação, aumentando a conectividade e funcionando como corredores ecológicos que permitam os deslocamentos induzidos pelas mudanças climáticas.

Portanto, o presente estudo serve como um exercício inicial para se pensar a restauração do Cerrado de maneira planejada e em grande escala com o intuito de aumentar a resiliência das espécies às mudanças climáticas. É urgente a realização de um planejamento sistemático de restauração para o Cerrado que considere as mudanças climáticas e diversos grupos taxonômicos, que seja complementar às áreas prioritárias de criação de unidades de conservação, que seja eficiente em relação a critérios como custo da terra e custo de oportunidade em relação a obras de infraestrutura e expansão agrícola e, então, possam ser negociados estímulos financeiros para que sejam restaurados os fragmentos estratégicos regionalmente que aumentem a conectividade e a adaptação das espécies às mudanças climáticas.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- 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.
- Almeida, S.P., Proença, C.E.B., Sano, S.M. & Ribeiro, J.F. (1998) *Cerrado espécies vegetais úteis*. Embrapa, Planaltina.
- Araújo, M. & New, M. (2006) Ensemble forecasting of species distributions. *Trends in Ecology & Evolution*, 22, 42-47.
- Araújo, M. & Peterson, A. (2012) Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, 93, 1527-1539.
- Aronson, J. (2010) What can and should be legalized in ecological restoration? *Revista Árvore*, 34, 451-454.



- Aronson, J., Brancalion, P.H.S., Durigan, G., Rodrigues, R.R., Engel, V.L., Tabarelli, M., Torezan, J.M.D., Gandolfi, S., Melo, A.C.G. de, Kageyama, P.Y., Marques, M.C.M., Nave, A.G., Martins, S.V., Gandara, F.B., Reis, A., Barbosa, L.M. & Scarano, F.R. (2011) What Role Should Government Regulation Play in Ecological Restoration? Ongoing Debate in São Paulo State, Brazil. *Restoration Ecology*, 19, 690-695.
- Ashcroft, M.B. (2010) Identifying refugia from climate change. *Journal of Biogeography*, 37, 1407-1413.
- Beaumont, L., Hughes, L. & Pitman, A. (2008) Why is the choice of future climate scenarios for species distribution modelling important? *Ecology letters*, 11, 1135–1146.
- Bello, F., Lavorel, S., Díaz, S., Harrington, R., Cornelissen, J.H.C., Bardgett, R.D., Berg, M.P., Cipriotti, P., Feld, C.K., Hering, D., Silva, P.M. da, Potts, S.G., Sandin, L., Sousa, J.P., Storkey, J., Wardle, D.A. & Harrison, P.A. (2010) Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity and Conservation*, 19, 2873-2893.
- Braat, L.C. & Groot, R. de (2012) The ecosystem services agenda: bridging the worlds of natural science and economics, conservation and development, and public and private policy. *Ecosystem Services*, 1, 4-15.
- Bullock, J., Aronson, J., Newton, A., Pywell, R. & Rey-Benayas, J. (2011) Restoration of ecosystem services and biodiversity: conflicts and opportunities. *Trends in Ecology & Evolution*, 26, 541–549.
- Carvalho, P.E.R. (2003) *Espécies arbóreas brasileiras v.1*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília. Embrapa Florestas, Colombo.
- Carvalho, P.E.R. (2006). *Espécies arbóreas brasileiras v.2*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília. Embrapa Florestas, Colombo.
- Carvalho, P.E.R. (2008). *Espécies arbóreas brasileiras v. 3*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília; Embrapa Florestas, Colombo.
- Carvalho, F.M.V., Marco, P.D. & Ferreira, L.G. (2009) The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. *Biological Conservation*, 142, 392-403.
- Carvalho, P.E.R. (2010). *Espécies arbóreas brasileiras v. 4*. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília; Embrapa Florestas, Colombo.

- Carwardine, J., Wilson, K., Ceballos, G., Ehrlich, P., Naidoo, R., Iwamura, T., Hajkowicz, S. & Possingham, H. (2008) Cost-effective priorities for global mammal conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105, 11446–50.
- Chan, K., Shaw, M., Cameron, D., Underwood, E. & Daily, G. (2006) Conservation planning for ecosystem services. *PLoS biology*, 4, e379.
- Choi, Y. (2004) Theories for ecological restoration in changing environment: toward “futuristic” restoration. *Ecological Research*, 19, 75–81.
- Christianini, A. & Oliveira, P. (2009) The relevance of ants as seed rescuers of a primarily bird-dispersed tree in the Neotropical cerrado savanna. *Oecologia*, 160, 735–45.
- Clark, J.S., Fastie, C., Hurtt, G., Jackson, S.T., Johnson, C., King, G.A., Lewis, M., Lynch, J., Pacala, S. & Prentice, C. (1998) Reid’s paradox of rapid plant migration. *BioScience*, 48, 13–24.
- Collevatti, R.G., Nabout, J.C. & Diniz-Filho, J.A.F. (2011) Range shift and loss of genetic diversity under climate change in *Caryocar brasiliense*, a Neotropical tree species. *Tree Genetics & Genomes*, 7, 1237–1247.
- Crossman, N.D. & Bryan, B.A. (2006) Systematic landscape restoration using integer programming. *Biological Conservation*, 128, 369–383.
- Crossman, N.D., Bryan, B.A. & Summers, D.M. (2012) Identifying priority areas for reducing species vulnerability to climate change. *Diversity and Distributions*, 18, 60–72.
- De Deyn, G., Cornelissen, J. & Bardgett, R. (2008) Plant functional traits and soil carbon sequestration in contrasting biomes. *Ecology Letters*, 11, 516–31.
- De Marco, P. (2012) Exploring Current Challenges for Models of Species Distribution and Ecological Niches. *Natureza & Conservação*, 10, 99–101.
- Díaz, S., Hodgson, J.G., Thompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J.H.C., Jalili, A., Montserrat-Martí, G., Grime, J.P., Zarrinkamar, F., Asri, Y., Band, S.R., Basconcelo, S., Castro-Díez, P., Funes, G., Hamzehee, B., Khoshnevi, M., Pérez-Harguindeguy, N., Pérez-Rontomé, M.C., Shirvany, F.A., Vendramini, F., Yazdani, S., Abbas-Azimi, R., Bogaard, A., Boustani, S., Charles, M., Dehghan, M., Torres-Espuny, L. de, Falczuk, V., Guerrero-Campo, J., Hynd, A., Jones, G., Kowsary, E., Kazemi-Saeed, F., Maestro-Martínez, M., Romo-Díez, A., Shaw, S., Siavash, B., Villar-Salvador, P. & Zak, M.R.

- (2004) The plant traits that drive ecosystems: Evidence from three continents. *Journal of Vegetation Science*, 15, 295-304.
- Díaz, S., Lavorel, S., de Bello, F., Quétier, F., Grigulis, K. & Robson, T. (2007) Incorporating plant functional diversity effects in ecosystem service assessments. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104, 20684–20689.
- Diniz-Filho, J.A.F., Bini, L.M., Rangel, T.F., Loyola, R.D., Hof, C., Nogués-Bravo, D. & Araújo, M.B. (2009a) Partitioning and mapping uncertainties in ensembles of forecasts of species turnover under climate change. *Ecography*, 32, 897-906.
- Diniz-Filho, J.A.F., Oliveira, G., Bini, L.M., Nabout, J.C. & Rangel, T.F.L.V.B. (2009b) Conservation Biogeography and climate change in the Brazilian cerrado. *Natureza & Conservação*, 7, 100-112.
- Diniz-Filho, J., Collevatti, R., Chaves, L., Soares, T., Nabout, J., Rangel, T., Melo, D., Lima, J. & Telles, M. (2011) Geographic shifts in climatically suitable areas and loss of genetic variability in *Dipteryx alata* (“Baru” Tree; Fabaceae). *Genetics and molecular research*, 11, 1618–26.
- Dobson, A.P. (1997) Hopes for the Future: Restoration Ecology and Conservation Biology. *Science*, 277, 515-522.
- Donald, P.F. & Evans, A.D. (2006) Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. *Journal of Applied Ecology*, 43, 209-218.
- Durigan, G., Baitello, J.B., Franco, G.A.D.C. & Siqueira, M.F. (2004) *Plantas do Cerrado Paulista: imagens de uma paisagem ameaçada*. Páginas & Letras Editora e Gráfica, São Paulo.
- Durigan, G., Engel, V., Torezan, J. & Melo, A., Marques, M., Martins, S., Reis, A. & Scarano, F. (2010) Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore*, 34, 471-485.
- Enquist, B., Kerkhoff, A., Stark, S., Swenson, N., McCarthy, M. & Price, C. (2007) A general integrative model for scaling plant growth, carbon flux, and functional trait spectra. *Nature*, 449, 218–22.
- Elith, J., Phillips, S.J., Hastie, T., Dudík, M., Chee, Y.E. & Yates, C.J. (2011) A statistical explanation of MaxEnt for ecologists. *Diversity and Distributions*, 17, 43-57.

- Faleiro, F.V. & Loyola, R.D. (2013) Socioeconomic and political trade-offs in biodiversity conservation: a case study of the Cerrado Biodiversity Hotspot, Brazil. *Diversity and Distributions*, 1-11.
- Faleiro, F.V., Machado, R.B. & Loyola, R.D. (2013) Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. *Biological Conservation*, 158, 248-257.
- Felfili, J.M., Ribeiro, J.F., Borges-Filho, H.C. & Vale, A.T. (2004a) Potencial econômico da biodiversidade do Cerrado: estágio atual e possibilidades de manejo sustentável dos recursos da flora. *Cerrado: ecologia e caracterização* (ed. por L.M.S. Aguiar & A.J.A. Camargo), pp. 177-220. Embrapa Cerrados, Planaltina; Embrapa Informação Tecnológica, Brasília.
- Fielding, A. & Bell, J. (1997) A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation*, 24, 38-49.
- Gross, N., Robson, T., Lavorel, S., Albert, C., Le Bagousse-Pinguet, Y. & Guillemin, R. (2007) Plant response traits mediate the effects of subalpine grasslands on soil moisture. *The New phytologist*, 180, 652-662.
- Gustafson, E. & Parker, G. (1994) Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Landscape and Urban Planning*, 29, 117-130.
- Harris, J.A., Hobbs, R.J., Higgs, E. & Aronson, J. (2006) Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restoration Ecology*, 14, 170-176.
- Hannah, L., Midgley, G. Andelman, S., Araújo, M., Hughes, G., Martinez-Meyer, E., Pearson, R. & Williams, P. (2007) Protected area needs in a changing climate. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 5, 131-138.
- Hannah, L., Midgley, G.F. & Millar, D. (2002) Climate change-integrated conservation strategies. *Global Ecology and Biogeography*, 11, 485-495.
- Heller, N.E. & Zavaleta, E.S. (2009) Biodiversity management in the face of climate change: A review of 22 years of recommendations. *Biological Conservation*, 142, 14-32.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G. & Jarvis, A. (2005) Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965-1978.

Hulme, P.E. (2005) Adapting to climate change: is there scope for ecological management in the face of a global threat? *Journal of Applied Ecology*, 42, 784-794.

IPCC (2000) *Special Report on Emission Scenarios* (ed. por N. Nakicenovic & R. Swart).Cambridge University Press, UK.

Klink, C.A. & Machado, R.B. (2005) Conservation of the Brazilian Cerrado. *Conservation Biology*, 19, 707-713.

Knight, A. & Cowling, R. (2007) Embracing opportunism in the selection of priority conservation areas. *Conservation Biology: the journal of the Society for Conservation Biology*, 21, 1124–1126.

Lamb, D. (1998) Large-scale Ecological Restoration of Degraded Tropical Forest Lands: The Potential Role of Timber Plantations. *Restoration Ecology*, 6, 271-279.

Lavendel, B. (2003) Ecological restoration in the face of global climate change: obstacles and initiatives. *Ecological Restoration*, 21, 199-203.

Lavorel, S., Grigulis, K., Lamarque, P., Colace, M.-P., Garden, D., Girel, J., Pellet, G. & Douzet, R. (2011) Using plant functional traits to understand the landscape distribution of multiple ecosystem services. *Journal of Ecology*, 99, 135-147.

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

Loyola, R., Oliveira-Santos, L., Almeida-Neto, M., Nogueira, D., Kubota, U., Diniz-Filho, J. & Lewinsohn, T. (2009) Integrating economic costs and biological traits into global conservation priorities for carnivores. *PloS one*,4, e6807.

Loyola, R., Lemes, P., Faleiro, F., Trindade-Filho, J. & Machado, R. (2012) Severe loss of suitable climatic conditions for marsupial species in Brazil: challenges and opportunities for conservation. *PloS one*, 7, e46257.

Maharjan, S.K., Poorter, L., Holmgren, M., Bongers, F., Wieringa, J.J. & Hawthorne, W.D. (2011). Plant functional traits and the distribution of west african rain forest trees along the rainfall gradient. *Biotropica*, 43, 552-561.

Mason, N.W.H., Ausseil, A.-G.E., Dymond, J.R., Overton, J.M., Price, R. & Carswell, F.E. (2012) Will use of non-biodiversity objectives to select areas for ecological restoration always compromise biodiversity gains? *Biological Conservation*, 155, 157-168.

- Milaré, E. (2013) *Direito do Ambiente*. Editora Revista dos Tribunais, São Paulo.
- Millar, C., Stephenson, N. & Stephens, S. (2007) Climate change and forests of the future: managing in the face of uncertainty. *Ecological Applications*, 17, 2145-2151.
- Moilanen, A., Franco, A., Early, R., Fox, R., Wintle, B. & Thomas, C. (2005) Prioritizing multiple-use landscapes for conservation: methods for large multi-species planning problems. *Proceedings. Biological sciences / The Royal Society*, 272, 1885–91.
- Moilanen, A. (2007) Landscape Zonation, benefit functions and target-based planning: Unifying reserve selection strategies. *Biological Conservation*, 134, 571-579.
- Moilanen, A., Anderson, B. & Eigenbrod, F., Heinemeyer, A., Roy, D.B., Gillings, S., Armsworth, P.R., Gaston, K.J. & Thomas, C.D. (2011) Balancing alternative land uses in conservation prioritization. *Ecological Applications*, 21, 1419-1426.
- Montoya, D., Rogers, L. & Memmott, J. (2012) Emerging perspectives in the restoration of biodiversity-based ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*, 27, 666–672.
- Manning, A.D., Gibbons, P. & Lindenmayer, D.B. (2009) Scattered trees: a complementary strategy for facilitating adaptive responses to climate change in modified landscapes? *Journal of Applied Ecology*, 46, 915-919.
- Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., da Fonseca, G. & Kent, J. (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853–858.
- Naidoo, R., Balmford, A., Ferraro, P., Polasky, S., Ricketts, T. & Rouget, M. (2006) Integrating economic costs into conservation planning. *Trends in Ecology & Evolution*, 21, 681–7.
- Oliveira-Filho, A.T. & Ratter, J.A. (1994) Database: woody flora of 106 forest areas of eastern tropical South America. *Occasional Monographs from the Royal Botanic Garden Edinburgh*. Edinburgh, Scotland.
- Opdam, P. & Wascher, D. (2004) Climate change meets habitat fragmentation: linking landscape and biogeographical scale levels in research and conservation. *Biological Conservation*, 117, 285-297.
- Parmesan, C. (2006) Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 37, 637-669.

- Pavoine, S., Vallet, J., Dufour, A.-B., Gachet, S. & Daniel, H. (2009) On the challenge of treating various types of variables: application for improving the measurement of functional diversity. *Oikos*, 118, 391-402.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P. & Schapire, R.E. (2006) Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190, 231-259.
- Phillips, S.J. & Dudík, M. (2008) Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography*, 31, 161-175.
- Pressey, R., Humphries, C. & Margules, C., Vana-Wright, R.I. & Williams, P.H. (1993) Beyond opportunism: key principles for systematic reserve selection. *Trends in Ecology & Evolution*, 8, 124-128.
- Putz, F.E. & Redford, K.H. (2009) Dangers of carbon-based conservation. *Global Environmental Change*, 19, 400-401.
- Ratter, J.A, Ribeiro, J.F. & Bridgewater, S. (1997) The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany*, 80, 223-230.
- Rizzini, C.T. (1978) *Árvores e madeiras úteis do Brasil: manual de dendrologia brasileira*. Edgard Blucher, São Paulo.
- Sano, S.M., Almeida, S.P. & Ribeiro, J.F. (2008) *Cerrado Ecologia e Flora Volume 2*. Embrapa, Brasília.
- Silva, J.F., Fariñas, M.R., Felfili, J.M. & Klink, C.A. (2006) Spatial heterogeneity, land use and conservation in the cerrado region of Brazil. *Journal of Biogeography*, 33, 536-548.
- Silva Júnior, M.C. (2005) *100 Árvores do Cerrado*. Rede de sementes do Cerrado, Brasília.
- Silva Junior, M.C. & Pereira, B.A.S. (2009). *+100 Árvores do Cerrado*. Rede de sementes do Cerrado, Brasília.
- Siqueira, M. & Peterson, A.T. (2003) Consequences of global climate change for geographic distributions of cerrado tree species. *Biota Neotropica*, 3, 1-14.
- Soulé, M.E. What Is Conservation Biology? *BioScience*, 35, 727-734.
- Symstad, A. & Tilman, D. (2001) Diversity loss, recruitment limitation, and ecosystem functioning: lessons learned from a removal experiment. *Oikos*, 92, 424-435.

- Terribile, L.C., Lima-Ribeiro, M.S., Araújo, M.B., Bizão, N., Collevatti, R.G., Dobrovolski, R., Franco, A.A., Guilhaumon, F., Lima, J.S., Murakami, D.M., Nabout, J.C., Oliveira, G., Oliveira, L.K., Rabelo, S.G., Rangel, T.F., Simon, L.M., Soares, T.N., Telles, M.P.C., Diniz-Filho, J.A.F. (2012) Areas of climate stability of species ranges in the Brazilian Cerrado: disentangling uncertainties through time. *Natureza & Conservação*, 10, 152-159.
- Thorpe, A.S. & Stanley, A.G. (2011) Determining appropriate goals for restoration of imperilled communities and species. *Journal of Applied Ecology*, 48, 275-279.
- Thomson, J. R., Moilanen, A. J., Veski, P. A., Bennett, A.F. & Nally, R.M. (2009) Where and when to revegetate: a quantitative method for scheduling landscape reconstruction. *Ecological Applications*, 19, 817-828
- Thuiller, W., Lavorel, S., Sykes, M.T. & Araujo, M.B. (2006) Using niche-based modelling to assess the impact of climate change on tree functional diversity in Europe. *Diversity and Distributions*, 12, 49-60.
- Tilman, D., May, R., Lehman, C. & Nowak, M. (1994) Habitat destruction and the extinction debt. *Nature*, 371, 65-66.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C. & Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D. & Swackhamer, D. (2001) Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292, 281-284.
- Tôrres, N.M., Marco, P.D., Santos, T., Silveira, L., Jácomo, A.T. de A. & Diniz-Filho, J.A.F. (2012) Can species distribution modelling provide estimates of population densities? A case study with jaguars in the Neotropics. *Diversity and Distributions*, 18, 615-627.
- Vojtech, E., Loreau, M., Yachi, S., Spehn, E. & Hector, A. (2008) Light partitioning in experimental grass communities. *Oikos*, 117, 1351-1361.
- Vos, C., Verboom, J., Opdam, P. & Ter Braak, C. (2001) Toward ecologically scaled landscape indices. *The American Naturalist*, 157, 24-41.
- Vos, C.C., Berry, P., Opdam, P., Baveco, H., Nijhof, B., O'Hanley, J., Bell, C. & Kuipers, H. (2008) Adapting landscapes to climate change: examples of climate-proof ecosystem networks and priority adaptation zones. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1722-1731.



Wang, H., Sork, V.L., Wu, J. & Ge, J. (2010) Effect of patch size and isolation on mating patterns and seed production in an urban population of Chinese pine (*Pinus tabulaeformis* Carr.). *Forest Ecology and Management*, 260, 965-974.

Webb (2000) Exploring the Phylogenetic Structure of Ecological Communities: An Example for Rain Forest Trees. *The American Naturalist*, 156, 145–155.

Weiher, E., van der Werf, A., Thompson, K., Roderick, M., Garnier, E. & Eriksson, O. (1999) Challenging Theophrastus: A Common Core List of Plant Traits for Functional Ecology, *Journal of Vegetation Science*, 10, 609-620.

Werneck, F.P., Nogueira, C., Colli, G.R., Sites, J.W. & Costa, G.C. (2012) Climatic stability in the Brazilian Cerrado: implications for biogeographical connections of South American savannas, species richness and conservation in a biodiversity hotspot. *Journal of Biogeography*, 39, 1695-1706.

Young, T. (2000) Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, 92, 73-83.

## MATERIAL SUPLEMENTAR 1

Tabela 1. Sobreposição entre as áreas prioritárias (17%) dos cenários com pesos originais e com pesos modificados (x5) para os cenários multicritérios (Custo da terra + diversidade funcional + espécies) com e sem a exclusão prioritária das células antropizadas.

<b>Proporção de sobreposição entre cenários</b>	<b>Células antropizadas com menor importância</b>	<b>Células antropizadas com igual importância</b>
Multicritérios; Multicritérios, custo x5	0,999	1,000
Multicritérios; Multicritérios, diversidade funcional x5	0,998	0,971
Multicritérios; Multicritérios, espécies x5	0,998	0,745

## MATERIAL SUPLEMENTAR 2

Tabela 1. Resultado por estado\* das análises de teste t com amostras dependentes entre os valores de MPI (Mean Proximity Index) dos conjuntos de células de maior prioridade (17%) para os cenários com áreas antropizadas sendo consideradas de menor ou igual importância.

<b>Estado</b>	<b>t</b>	<b>gl</b>	<b>P</b>
Bahia	1,681	3	0,191
Goiás	-1,599	3	0,208
Maranhão	2,515	3	0,087
Mato Grosso	-0,778	3	0,493
Mato Grosso do Sul	-1,585	3	0,211
Minas Gerais	1,360	3	0,267
Piauí	1,090	3	0,355
Tocantins	1,630	3	0,206

\*Os estados de São Paulo e Paraná não tiveram áreas de maior prioridade (17%) em três ou mais cenários de priorização espacial, não permitindo a realização das análises de teste t pareado.

## MATERIAL SUPLEMENTAR 3

Tabela 1, Número de células sobrepostas à unidades de conservação federais de proteção integral (UCPI), O total de células com UCPI no Cerrado é igual a 137.

<b>Cenário</b>	<b>Células sobrepostas a UCPI</b>
1	60
2	52
3	39
4	41
5	42
6	32
7	29
8	33