



**Programa de Pós Graduação em  
Diversidade Biológica e Conservação**



**Universidade Federal de São Carlos – *campus* Sorocaba**

**FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS: ESTUDO  
DA OCUPAÇÃO DAS ÁREAS ATRAVÉS DE ESPÉCIES  
REPRESENTATIVAS**

**Alessandra Rocha Kortz**

**Sorocaba, SP**

**2012**



**Programa de Pós Graduação em  
Diversidade Biológica e Conservação**



**Universidade Federal de São Carlos – *campus* Sorocaba**

**FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS: ESTUDO  
DA OCUPAÇÃO DAS ÁREAS ATRAVÉS DE ESPÉCIES  
REPRESENTATIVAS**

**Alessandra Rocha Kortz**

**Dissertação apresentada ao Programa de  
Pós-Graduação em Diversidade Biológica e  
Conservação, para a obtenção do título de  
Mestre em Diversidade Biológica e  
Conservação.**

**Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup> Ingrid Koch**

**Sorocaba, SP**

**2012**

K85f Kortz, Alessandra Rocha.  
Florestas tropicais sazonalmente secas: estudo da ocupação das áreas através de espécies representativas / Alessandra Rocha Kortz. -- Sorocaba, 2012.  
92 f.: il. (algumas color.), mapas; 28 cm

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, *Campus* Sorocaba, 2012  
Orientador: Ingrid Koch  
Banca examinadora: Evandro Marsola de Moraes, Andrew Townsend Peterson  
Bibliografia

1. Ecologia das florestas tropicais – modelos matemáticos. I. Título.  
II. Sorocaba - Universidade Federal de São Carlos.

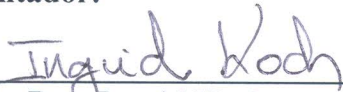
CDD 582.1609

**ALESSANDRA ROCHA KORTZ**

**FLORESTAS TROPICAIS SAZONALMENTE SECAS:  
ESTUDO DA OCUPAÇÃO DAS ÁREAS ATRAVÉS DE  
ESPÉCIES REPRESENTATIVAS**

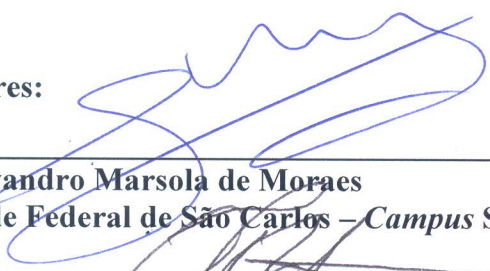
**Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação para obtenção do título de  
mestre em Diversidade Biológica e Conservação.  
Universidade Federal de São Carlos.  
Sorocaba, 15 de Maio de 2012.**

**Orientador:**



\_\_\_\_\_  
**Profa. Dra. Ingrid Koch**  
**Universidade Federal de São Carlos – *Campus* Sorocaba**

**Examinadores:**



\_\_\_\_\_  
**Prof. Dr. Evandro Marsola de Moraes**  
**Universidade Federal de São Carlos – *Campus* Sorocaba**



\_\_\_\_\_  
**Dr. Andrew Townsend Peterson**  
**The University of Kansas**

Dedico esse trabalho aos meus avôs, Mário Rocha e Walter Kortz, pelas lições diárias de amor ao próximo e à natureza (*in memoriam*).

## **Agradecimentos**

Agradeço pela concessão da bolsa de mestrado (CAPES – REUNI), pelo período de um ano, que teve uma importância crucial para o desenvolvimento deste trabalho.

Agradeço também ao auxílio financeiro concedido para visitas a alguns dos herbários, e para a participação no Workshop de Modelagem, em Belo Horizonte, que auxiliou em especial na parte metodológica do trabalho.

À minha família, pelo apoio e incentivo, por sempre priorizar o estudo como um aspecto crucial.

Agradeço à Ingrid, pela orientação desde o comecinho da graduação até o mestrado. Pela confiança depositada em mim na realização do mestrado, apesar das dificuldades, por sempre me motivar. Pela leitura criteriosa dos meus textos, pelas conversas empolgantes, pelas risadas. Pelo papel crucial no meu desenvolvimento profissional, e também tão importante, pessoal. Agradeço também ao Zé e à Virgínia, pela hospitalidade e bom-humor, pelas caronas durante nossas aventuras.

Aos professores membros da minha banca de qualificação: Evandro Marsola de Moraes, Leonardo Dias Meireles e Emerson Martins Arruda, pelas sugestões e observações valiosas que procurei incorporar no trabalho.

Aos professores membros da minha banca da defesa: Andrew Townsend Peterson e Evandro Marsola de Moraes, pelas recomendações feitas para a versão final dissertação. Ao professor Town especialmente por me auxiliar na atualização da dissertação direcionando para a publicação.

Aos professores do PPGDBC, por ajudarem no meu amadurecimento como bióloga em ecologia e estatística.

Ao pesquisador Renato de Giovanni, do CRIA, pelo constante auxílio no uso dos programas, pelas valiosas conversas sobre o desenvolvimento da metodologia e pelos artigos tão importantes que me enviou.

Aos professores Fernando Rodrigues, pelo auxílio no programa R, à Ana Paula Carmignotto, pelos livros sobre vegetação aberta, ao Fernando Villela, pelas conversas sobre geomorfologia e ocorrência das espécies.

Aos professores do estágio à docência (referente à bolsa REUNI) Cleoni Carvalho e Anselmo Nogueira, pelas várias conversas sobre ensino de

ciências, que ajudaram no amadurecimento da minha formação durante o contato com os alunos.

À Luciana, secretária do PPGDBC, por sempre me ajudar prontamente nas questões burocráticas e logísticas.

À bibliotecária da UFSCar Sorocaba, Lourdes Mariano, pela prontidão com que me auxiliou nas questões burocráticas da versão final da dissertação.

Aos técnicos de laboratório Almir, Mônica e Heidi, por toda a ajuda logística.

Aos curadores e funcionários dos herbários visitados: profa Maria Iracema Bezerra Loiola e Regina Freitas (UFC); Washington Marcondes-Ferreira e Livia Cordi (UEC); Alexandre Salino (BHCB); José Angelo Rizzo, Carmem Helena Monteiro e Sônia Regina Costa Cruvinel (UFG); Silvia Rodrigues Machado, Suzana Bissacot Barbosa e Tander (BOTU) e Renato de Mello-Silva (SPF).

Aos professores do curso do Kew Gardens e às amigadas construídas ali, por terem enfatizado para mim a importância do trabalho realizado nos herbários, pelas coletas botânicas e as discussões sobre taxonomia e vegetação em geral.

Aos amigos do PPGDBC, pelos trabalhos realizados juntos, pela convivência ao longo das disciplinas! À Kaline e Mayra, pelas dicas valiosas no curso de ArcGis.

Ao Domingos Cardoso, por autorizar o uso das fotos das espécies.

Ao Marcelo Telles, pela disponibilização dos dados de solo.

Realmente são muitas as pessoas que me ajudaram no decorrer deste trabalho, que faltam espaço e palavras para agradecer a todos. Agradeço por fim a cada um dos meus amigos que estiveram presentes no decorrer do mestrado, me dando apoio e motivação. É uma felicidade muito grande tê-los por perto.

## Resumo

Durante o Pleistoceno, os neotrópicos passaram por fases de flutuações climáticas, e muitos estudos sugerem que havia condições mais frias e mais secas do que as atuais em algumas regiões, e que houve expansão e/ou retração na distribuição das formações vegetais. Entretanto, a maior parte do debate sobre as mudanças na vegetação durante o Quaternário teve foco nas florestas úmidas e pouca atenção tem sido dada ao papel das mudanças climáticas no Pleistoceno na diversificação de espécies da América do Sul tropical, com enfoque nas áreas secas. As florestas tropicais sazonalmente secas (SDTFs, na sigla em inglês) apresentam um alto nível de endemismo e permanecem pobremente caracterizadas em termos biogeográficos, sendo um dos ecossistemas mais ameaçados. Os dados de ocorrência atual de espécies do gênero *Aspidosperma* (Apocynaceae), que possuem espécies representativas do dossel em formações de SDTFs, foram utilizados para a produção de modelos de distribuição potencial, em cenários climáticos atual e do último máximo glacial (LGM) para verificar a existência de áreas potenciais historicamente estáveis. Os modelos de distribuição gerados indicaram padrões de distribuição peculiares para as espécies, relacionados a condições climáticas e ambientais específicas em formações de SDTFs, o que aponta que essas formações devem ser tratadas como heterogêneas. De maneira geral, as áreas potenciais foram maiores e mais contínuas, relacionando diferentes populações das espécies para os cenários climáticos do pleistoceno quando comparadas às atuais. As espécies foram confirmadas como representativas de formações de SDTFs, em dois padrões gerais: um mais associado à caatinga e ao carrasco no nordeste do Brasil e outro localizado preferencialmente na porção sudeste, em formações de floresta estacional semidecidual. As áreas historicamente estáveis mostraram particularidades para cada espécie que, analisadas em conjunto, apresentaram notável semelhança com essas áreas estáveis de SDTFs apontadas recentemente na literatura, ainda que tenha sido utilizada uma metodologia diferente. Essas áreas também foram de modo geral coincidentes com localidades onde há registros de condições semiáridas no LGM.

**Palavras-chave:** Modelos de distribuição potencial, *Aspidosperma*, MaxEnt.



## Abstract

During the Pleistocene, the Neotropics across phases of climatic fluctuations, and many studies suggest that conditions were cooler and drier than today in some regions, and that there was expansion and / or retraction in the distribution of the vegetation. However, most of the debate on the changes in vegetation during the Quaternary has focused on rainforests and little attention has been given to the role of climate change in the Pleistocene in the diversification of species of tropical South America, focusing on dry areas. The seasonally dry tropical forests (SDTFs, its acronym in English) have a high level of endemism and remain poorly characterized in terms of biogeographical, which features one of the most threatened ecosystems. The current occurrence data of species of the genus *Aspidosperma* (Apocynaceae), which have representative species in the canopy formations SDTFs were used to produce models of potential distribution in the current climate scenario and the last glacial maximum (LGM) scenario to check for potential areas historically stable. The distribution models generated showed distribution patterns peculiar to each species, related to climatic and environmental conditions specific SDTFs formations, which indicates that these formations should be treated as heterogeneous. In general, the potential areas were larger and more continuous, relating to different populations of the species for the Pleistocene climate scenarios compared to today. The species were confirmed as representing SDTFs formations in two general patterns: one more associated with caatinga and the executioner in northeastern Brazil and the other preferentially located in the southeastern portion, in semideciduous forest formations. Areas historically stable showed particularities for each species and, when taken together, showed remarkable resemblance to these stable areas of SDTFs recently pointed out in literature, although it was used a different methodology. These areas were also generally coincident with locations where there are records of semi-arid conditions in the LGM.

**Keywords:** Models of potential distribution, *Aspidosperma*, MaxEnt.

## SUMÁRIO

<b>1. Introdução</b> .....	1
<b>2. Objetivos</b> .....	8
<b>3. Material e métodos</b> .....	9
3.1 Informações sobre as espécies .....	9
3.2. Distribuição das espécies de <i>Aspidosperma</i> Mart. & Zucc. ....	11
3.2.1. <i>Aspidosperma cuspa</i> (Kunth) S.F.Blake ex Pittier .....	11
3.2.2. <i>Aspidosperma discolor</i> A. DC. ....	12
3.2.3. <i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg. ....	13
3.2.4. <i>Aspidosperma pyriformium</i> Mart. ....	14
3.2.5. <i>Aspidosperma riedelii</i> Müll. Arg. ....	15
3.3. Variáveis Ambientais .....	19
3.3.1. clima .....	19
3.3.2. Dados Ambientais complementares .....	20
3.4. Modelagem de distribuição e testes dos modelos .....	20
3.4.1. Seleção das variáveis climáticas .....	20
3.4.2. Modelagem de distribuição .....	21
<b>4. Resultados e Discussão</b> .....	25
4.1. Características ambientais relacionadas aos pontos de ocorrência das espécies.....	25
4.2. Variáveis ambientais que melhor explicam a distribuição conhecida das espécies.....	29
4.3. Distribuição potencial das espécies em cenários climáticos distintos:...	31
<b>5. Considerações finais</b> .....	51
<b>6. Referências</b> .....	52
<b>7. Anexos</b> .....	70
7.1. Características morfológicas e comentários taxonômicos das espécies de <i>Aspidosperma</i> Mart. & Zucc.....	70
7.1.1. SEÇÃO ASPIDOSPERMA:.....	70
7.1.1.1. <i>Aspidosperma pyriformium</i> Mart. ....	71
7.1.1.2. <i>Aspidosperma riedelii</i> Müll. Arg. ....	71
7.1.2. SEÇÃO POLYNEURA .....	72
7.1.2.1. <i>Aspidosperma cuspa</i> (Kunth) S.F.Blake ex Pittier .....	72
7.1.2.2. <i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg. ....	72

7.1.3. SEÇÃO EXCELSA.....	73
7.1.3.1. <i>Aspidosperma discolor</i> A. DC.....	73
7.2 Boxplots das variáveis climáticas .....	74

## ÍNDICE DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> Distribuição esquemática das Florestas Tropicais Estacionalmente Secas (SDTFs), o Cerrado e o Chaco na América do Sul. Para as SDTFs, os diferentes núcleos são numerados: 1, Caatinga; 2, Misiones; 3, Chiquitano; 4, Piedmont; 5, Vales interandinos da Bolívia, Peru e Equador; 6, Costa pacífica do Peru e Equador e Ilhas Galápagos; 7, Costa caribenha da Colômbia e da Venezuela e Antilhas Holandesas (retirado de Caetano <i>et al.</i> , 2008, adaptado de Pennington <i>et al.</i> , 2000).....	2
<b>Figuras 2 e 3.</b> Pontos de ocorrência de <i>Aspidosperma cuspa</i> (Kunth) S.F. Blake ex Pittier e <i>Aspidoperma discolor</i> A. DC utilizados para a produção dos modelos de distribuição potencial.....	16
<b>Figuras 4 e 5.</b> Pontos de ocorrência de <i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll. Arg e <i>Aspidoperma pyriformium</i> Mart. utilizados para a produção dos modelos de distribuição potencial.....	17
<b>Figuras 6 e 7.</b> Pontos de ocorrência de <i>Aspidosperma riedelii</i> Müll. Arg. utilizados para a produção dos modelos de distribuição potencial; Mapa resumo com máscaras de 200 km ao redor dos pontos de ocorrência das espécies, evidenciando padrões de distribuição com diversas áreas comuns para os conjuntos de espécies: <i>Aspidosperma cuspa</i> , <i>A. discolor</i> e <i>A. pyriformium</i> (em verde) e <i>A. polyneuron</i> e <i>A. riedelii</i> (em azul).....	18
<b>Figura 8.</b> Mapas com registros de ocorrência e áreas de distribuição potencial de <i>Aspidosperma cuspa</i> para os cenários climáticos do Último Máximo Glacial (LGM) (Braconnot <i>et al.</i> , 2007) e atual (variáveis climáticas do Worldclim, 2004 ), modelos obtidos através do MaxEnt.....	33
<b>Figura 9.</b> Áreas historicamente estáveis de <i>Aspidosperma cuspa</i> , obtidas a partir da combinação de modelos de distribuição potencial (MaxEnt) para cenários climáticos de 21.000 A.P. e atual, com limites de corte de 30% (esquerda) e de 50% (direita), combinados ao mapa de fragmentos de SDTFs (adaptado do MMA, 2002).....	34
<b>Figura 10.</b> Mapas com registros de ocorrência e áreas de distribuição potencial de <i>Aspidosperma discolor</i> para os cenários climáticos do Último Máximo Glacial (LGM) (Braconnot <i>et al.</i> , 2007) e atual (variáveis climáticas do Worldclim, 2004 ), modelos obtidos através do MaxEnt.....	35

<b>Figura 11.</b> Áreas historicamente estáveis de <i>Aspidosperma discolor</i> , obtidas a partir da combinação de modelos de distribuição potencial (MaxEnt) para cenários climáticos de 21.000 A.P. e atual, com limites de corte de 30% (esquerda) e de 50% (direita), combinados ao mapa de fragmentos de SDTFs (adaptado do MMA, 2002).....	36
<b>Figura 12.</b> Mapas com registros de ocorrência e áreas de distribuição potencial de <i>Aspidosperma polyneuron</i> para os cenários climáticos do Último Máximo Glacial (LGM) (Braconnot <i>et al.</i> , 2007) e atual (variáveis climáticas do Worldclim, 2004 ), modelos obtidos através do MaxEnt.....	37
<b>Figura 13.</b> Áreas historicamente estáveis de <i>Aspidosperma polyneuron</i> , obtidas a partir da combinação de modelos de distribuição potencial (MaxEnt) para cenários climáticos de 21.000 A.P. e atual, com limites de corte de 30% (esquerda) e de 50% (direita), combinados ao mapa de fragmentos de SDTFs (adaptado do MMA, 2002).....	38
<b>Figura 14.</b> Mapas com registros de ocorrência e áreas de distribuição potencial de <i>Aspidosperma pyriformum</i> para os cenários climáticos do Último Máximo Glacial (LGM) (Braconnot <i>et al.</i> , 2007) e atual (variáveis climáticas do Worldclim, 2004 ), modelos obtidos através do MaxEnt.....	39
<b>Figura 15.</b> Áreas historicamente estáveis de <i>Aspidosperma pyriformum</i> , obtidas a partir da combinação de modelos de distribuição potencial (MaxEnt) para cenários climáticos de 21.000 A.P. e atual, com limites de corte de 30% (esquerda) e de 50% (direita), combinados ao mapa de fragmentos de SDTFs (adaptado do MMA, 2002).....	40
<b>Figura 16.</b> Mapas com registros de ocorrência e áreas de distribuição potencial de <i>Aspidosperma riedelii</i> para os cenários climáticos do Último Máximo Glacial (LGM) (Braconnot <i>et al.</i> , 2007) e atual (variáveis climáticas do Worldclim, 2004 ), modelos obtidos através do MaxEnt.....	41
<b>Figura 17.</b> Áreas historicamente estáveis de <i>Aspidosperma riedelii</i> , obtidas a partir da combinação de modelos de distribuição potencial (MaxEnt) para cenários climáticos de 21.000 A.P. e atual, com limites de corte de 30% (esquerda) e de 50% (direita), combinados ao mapa de fragmentos de SDTFs (adaptado do MMA, 2002; Miranda <i>et al.</i> , 2011).....	42

<b>Figura 18.</b> Áreas historicamente estáveis (com base no limite de corte de 30%) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> . As áreas mais escuras representam áreas comuns para um maior número de espécies.....	49
<b>Figura 19.</b> Sobreposição das áreas historicamente estáveis (considerando o limite de corte de 30%) das espécies <i>Aspidosperma pyrifolium</i> (cinza claro) e <i>A. cuspa</i> (cinza escuro), que apresentam distribuição preferencial ao nordeste do Brasil.....	50
<b>Figura 20.</b> Sobreposição das áreas historicamente estáveis (considerando o limite de corte de 30%) das espécies <i>Aspidosperma riedelii</i> (cinza claro) e <i>A. polyneuron</i> (cinza escuro), que apresentam distribuição preferencial ao sudeste do Brasil.....	50
<b>Figura 21.</b> Boxplot da variável climática bio 1 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	76
<b>Figura 22.</b> Boxplot da variável climática bio 2 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	77
<b>Figura 23.</b> Boxplot da variável climática bio 3 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	78
<b>Figura 24.</b> Boxplot da variável climática bio 4 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	79
<b>Figura 25.</b> Boxplot da variável climática bio 5 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	80
<b>Figura 26.</b> Boxplot da variável climática bio 6 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	81
<b>Figura 27.</b> Boxplot da variável climática bio 7 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	82

<b>Figura 28.</b> Boxplot da variável climática bio 8 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	83
<b>Figura 29.</b> Boxplot da variável climática bio 9 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	84
<b>Figura 30.</b> Boxplot da variável climática bio 10 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	85
<b>Figura 31.</b> Boxplot da variável climática bio 11 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	86
<b>Figura 32.</b> Boxplot da variável climática bio 12 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	87
<b>Figura 33.</b> Boxplot da variável climática bio 13 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	88
<b>Figura 34.</b> Boxplot da variável climática bio 14 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	89
<b>Figura 35.</b> Boxplot da variável climática bio 15 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	90
<b>Figura 36.</b> Boxplot da variável climática bio 16 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	91
<b>Figura 37.</b> Boxplot da variável climática bio 17 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	92
<b>Figura 38.</b> Boxplot da variável climática bio 18 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de <i>Aspidosperma</i> .....	93

**Figura 39.** Boxplot da variável climática bio 19 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.....94



## ÍNDICE DE TABELAS

**Tabela 1.** Lista das cinco espécies de *Aspidosperma* modeladas, dados ambientais obtidos a partir de informações de etiquetas de exsicatas ou literatura, número de registros de treino utilizados e dados da PCA. PCA 1-3 referem-se à contribuição do primeiro, segundo e terceiro eixos principais, respectivamente, explicando a porcentagem de variação nas variáveis climáticas, e as variáveis de maior valor selecionadas, considerando os 3 eixos principais. (Bio 1: temperatura média anual; bio 3: isothermalidade; bio 4: sazonalidade de temperatura; bio 5: temperatura máxima do mês mais quente; bio 6: temperatura mínima do mês mais frio; bio 7: intervalo de temperatura anual; bio 8: temperatura média do trimestre mais úmido; bio 9: temperatura média do trimestre mais seco; bio 10: temperatura média do trimestre mais quente; bio 11: temperatura média do trimestre mais frio; bio 12: precipitação anual; bio 13: precipitação do mês mais frio; bio 14: precipitação do mês mais seco; bio 15: sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação); bio 17: precipitação do trimestre mais seco; bio 18: precipitação do trimestre mais quente e bio 19: precipitação do trimestre mais frio). CA: caatinga; CAR: carrasco; FED: floresta estacional decidual; FES: floresta estacional semidecidual.....20

**Tabela 2.** Dados obtidos a partir das informações associadas aos pontos de ocorrência das espécies, com as formações de SDTF em que ocorrem nas regiões do Brasil (em %), com destaque para novos estados de ocorrência, os principais tipos de solo associados, altitude média (valores mínimo e máximo) e as faixas das variáveis ambientais para as espécies. CO: centro-oeste; N: norte; NE: nordeste; S: sul; SE: sudeste; CA: caatinga; Car: carrasco; Ce: matriz de cerrado; FED: floresta estacional decidual; FES: floresta estacional semidecidual; BNC: bruno não cálcico; LAT: latossolo; LIT: litólico; POD: podzólico; TER: terra roxa estruturada; Ne: não estabelecido ..... 41

## **1. Introdução**

Os neotrópicos apresentam cerca de 90 000 espécies vegetais, o maior número delas em áreas continentais (Thomas, 1999). Esta alta diversidade de espécies nas florestas tropicais pode ser explicada pela combinação entre eventos de especiação antigos e recentes (Nee *et al.*, 1994). Os efeitos das flutuações climáticas do final do Pleistoceno nos padrões de diversidade e endemismo foram objeto de longo debate que resultou em um grande número de estudos sobre a dinâmica das florestas tropicais no Período Quaternário (Haffer, 1969; Prance, 1982; Prado & Gibbs, 1993; Colinvaux *et al.*, 2001; Urrego *et al.*, 2005; Bush & de Oliveira, 2006; Graham *et al.*, 2006; Pennington *et al.*, 2004, 2009).

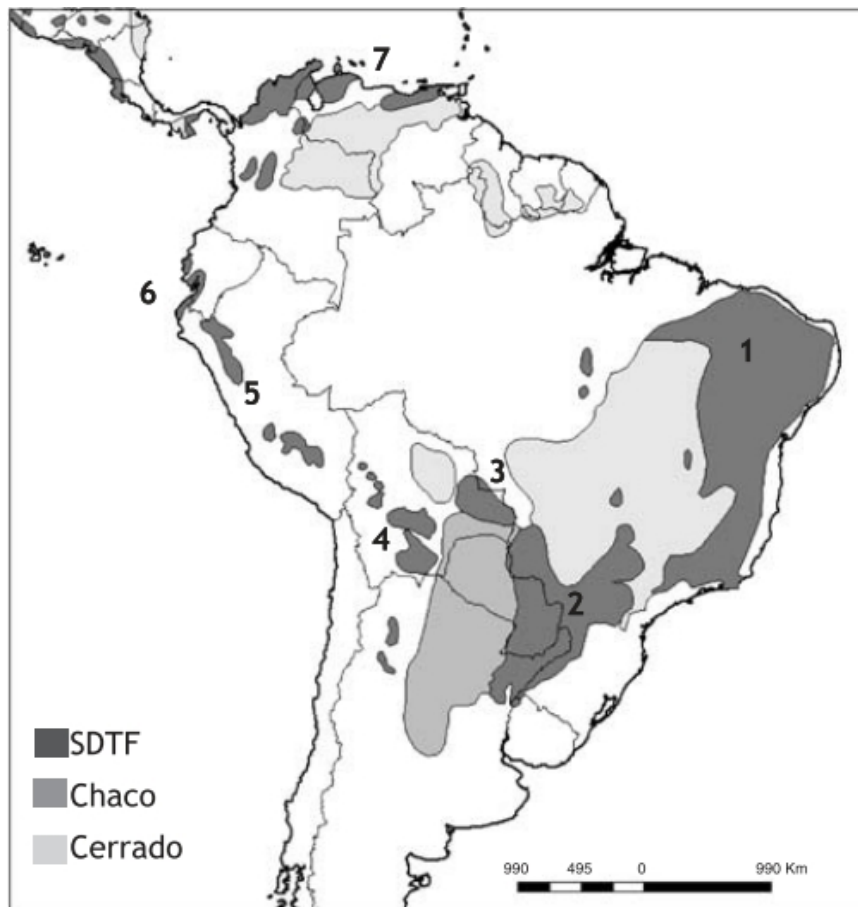
Alguns destes estudos partem do pressuposto de que durante o Pleistoceno os neotrópicos tiveram fases com condições mais frias e mais secas do que as atuais em algumas regiões (Behling & Lima da Costa, 2001; Mayle *et al.*, 2004, Ledru *et al.*, 2005) e que nestes períodos houve expansão e/ou retração na distribuição das formações vegetais.

Inventários palinológicos, paleoecológicos, paleomodelos e estudos filogeográficos têm indicado que durante as flutuações do Pleistoceno houve uma expansão de espécies adaptadas a climas mais secos no Brasil Oriental (Behling, 2002; Ledru *et al.*, 2006; Werneck & Colli, 2006; Behling *et al.*, 2007; Safford, 2007; Caetano *et al.*, 2008; Carnaval & Moritz, 2008; Moraes *et al.*, 2009).

Atualmente as florestas tropicais sazonalmente secas (aqui tratadas pela sigla em inglês – SDTFs) ocorrem em áreas disjuntas ("núcleos") espalhadas por toda a região neotropical (Fig. 1) e Pennington *et al.* (2009) sustentam que esta distribuição fragmentada persistiu durante tempo suficiente para influenciar a evolução e a biogeografia de linhagens de plantas a elas relacionadas.

As SDTFs estão entre os ecossistemas tropicais mais ameaçados do mundo, com as taxas de desmatamento mais altas (12% entre 1980 e 2000) (Janzen, 1988), o que a configura sob um alto risco de extinção (Werneck *et*

*al.*, 2011), sendo necessárias ações urgentes visando à conservação deste formação vegetal (Miles *et al.*, 2006).



**Figura 1.** Distribuição esquemática das Florestas Tropicais Estacionalmente Secas (SDTFs), o Cerrado e o Chaco na América do Sul. Para as SDTFs, os diferentes núcleos são numerados: 1, Caatinga; 2, Misiones; 3, Chiquitano; 4, Piedmont; 5, Vales interandinos da Bolívia, Peru e Equador; 6, Costa pacífica do Peru e Equador e Ilhas Galápagos; 7, Costa caribenha da Colômbia e da Venezuela e Antilhas Holandesas (retirado de Caetano *et al.*, 2008, adaptado de Pennington *et al.*, 2000).

As SDTFs, o cerrado e o Chaco, em muitas instâncias, ocorrem sob condições climáticas semelhantes (Mayle, 2004; Mooney *et al.*, 1995), sendo todos estressados sazonalmente pela seca (Pennington *et al.*, 2000). São caracterizados por níveis significativos de endemismo de plantas e animais, permanecendo pobremente caracterizadas em termos de relações

biogeográficas e estrutura genética (Werneck, 2011). A distinção entre as SDTFs, o cerrado e o Chaco é importante na medida em que estas formações vegetacionais não respondem da mesma forma às mudanças climáticas e ambientais, devendo ser consideradas separadamente em análises biogeográficas (Pennington *et al.*, 2000). As SDTFs são definidas como regiões com precipitação inferior a 1600-1800 mm por ano e um período de pelo menos 5-6 meses com menos de 100 mm (Murphy & Lugo, 1986; Gentry, 1995; Mayle, 2004). De maneira geral a vegetação é principalmente decídua durante a estação seca, e o grau de perda das folhas aumenta conforme a quantidade de chuvas é menor (Mooney *et al.*, 1995). As SDTFs apresentam o dossel mais baixo e plantas com menores áreas basais do que as florestas tropicais úmidas (Murphy & Lugo, 1986; Joly *et al.*, 1999), abundância reduzida de lianas e epífitas, maior quantidade de trepadeiras (Mayle, 2004), sendo espécies espinhosas e suculentas comuns, especialmente nas formações mais secas (Joly *et al.*, 1999). Apresentam também uma alta porcentagem de espécies com síndrome de dispersão anemocórica (Gentry, 1995; Frankie *et al.*, 1974; Howe & Smallwood, 1982). As SDTFs geralmente ocorrem em solos férteis, em um pH de moderado a elevado (Pennington *et al.*, 2009).

O Chaco ocorre em áreas com solos salinos e pobres em matéria orgânica, sujeitos a verão mais severo do que as SDTFs e o cerrado (temperatura máxima podendo chegar a 49°C), com formação vegetal aberta e geadas de inverno frequentes, sendo excluído da definição de SDTF pela composição florística e clima, solos e condições topográficas (Pennington *et al.*, 2000; Prado, 1993).

Os cerrados ou savanas são encontradas sob climas semelhantes ou ligeiramente mais úmidos (1200 a 2000 mm/ ano) (França & Setzer, 1997; Ramos-Neto & Pivello, 2000) do que as SDTFs, e esses dois biomas podem coexistir em estreita proximidade, porém suas árvores frequentemente são esclerófilas, devido à limitação nutricional nos solos (Ratter *et al.*, 1997), cujo pH é mais ácido (Ruggiero *et al.*, 2002) e apresentam folhas perenes, além de serem tolerantes ao fogo.

As definições das formações vegetacionais classificadas como SDTFs (tratadas sob o nome genérico de “matas secas”) no contexto do território brasileiro muitas vezes se confundem. Neste estudo adotamos que as SDTFs

incluem a caatinga (formação vegetacional exclusiva do Brasil), além das florestas estacionais decidual (FED) e semidecidual (FES) (Veloso *et al.*, 1991; Joly *et al.*, 1999; Fiaschi & Pirani, 2009), resumidas a seguir.

As formações de caatinga (ou savana estépica) ocorrem sob um clima quente, semi-árido, com precipitação anual de 270-800mm (Ab'Saber, 2003), torrencial e irregular (Rizzini, 1992), concentrada em apenas de 3 a 5 meses do ano (Sampaio, 1995; Queiroz, 2006). Limitam-se principalmente na região nordeste do Brasil, em planícies e chapadas baixas, em uma altitude de 300-600m (Rizzini, 1992), com algumas espécies vegetais endêmicas e outras apresentando distribuição disjunta. De acordo com Rizzini (1992), a caatinga ainda pode ser diferenciada duas categorias: agreste e sertão. O agreste localiza-se próximo ao mar, em condições de maior umidade, apresenta solo mais profundo e com vegetação mais densa, que atinge uma altura maior e que na época mais úmida lembra o aspecto de uma floresta. Por outro lado, o sertão é mais seco, com solo raso ou pedregoso, vegetação mais baixa e pobre, e predomina na porção interiorana do nordeste.

A floresta estacional semidecidual apresenta dupla sazonalidade climática: uma tropical com chuvas de verão intensas, seguidas por estiagens acentuadas, e outra subtropical, com temperaturas abaixo de 15°, que causa seca fisiológica. O conjunto florestal apresenta de 20 a 50% de árvores caducifólias (Veloso *et al.*, 1991). Oliveira-Filho & Fontes (1999) apontam que formações de mata atlântica e de floresta estacional semidecidual são mais similares em termos da composição florística entre si, do que quando comparadas à floresta amazônica e ao cerrado. Os autores também propõem que as florestas semidecíduais representam um subconjunto de espécies de floresta tropical úmida, com espécies capazes de sobreviver em condições mais secas. Por outro lado, na floresta estacional decidual, que também apresenta duas estações bem demarcadas, uma chuvosa e uma seca, mais de 50% dos indivíduos perdem as folhas na época desfavorável (Veloso *et al.*, 1991).

A escassez de espécies com ampla distribuição ocorrendo em diversos fragmentos de SDTFs embasa uma forte argumentação contra a hipótese de ter havido uma formação mais ampla de SDTFs no último glacial máximo, em toda a região neotropical ou em toda a América do Sul tropical (Linares-

Palomino *et al.*, 2009). Entretanto, acredita-se que as SDTFs podem ter sido mais generalizadas em uma área mais restrita, do Nordeste do Brasil até o Paraguai e Argentina (Prado, 2000; Caetano *et al.*, 2008, Linares-Palomino *et al.*, 2009; Pennington *et al.*, 2009).

Werneck *et al.* (2011) ressaltam que o estudo sobre as mudanças na distribuição das SDTFs deve incorporar dados diretamente associados a esta formação vegetacional (por exemplo, dados de ocorrência) para identificar possíveis áreas de estabilidade (e instabilidade) históricas, que podem ser testadas com dados independentes (palinologia, filogeografia e evidências de padrão de endemismo). Nesse sentido, estudos com espécies com padrões de distribuição amplos ao longo de SDTFs podem auxiliar na compreensão de como as mudanças climáticas do passado influenciaram a distribuição atual dessas espécies.

Considera-se que na ausência de dados paleontológicos (ou palinológicos) extensivos, a modelagem espacial de espécies ou habitats atuais ou mesmo daqueles reconstruídos a partir de regimes paleoclimáticos emerge como uma ferramenta interessante para gerar hipóteses sobre a existência potencial de áreas anteriormente ocupadas por formações vegetacionais distintas e sua extensão (Kohfeld & Harrison, 2000; Alfano *et al.*, 2003; Cheddadi *et al.*, 2006; da Fonseca *et al.*, 2000; Godown & Peterson, 2000; Sanchez-Cordero & Martínez-Meyer, 2000; Austin, 2002; Bini *et al.*, 2006).

Warren & Seifert (2011) definem os modelos de nicho ambiental (ou ecológico) (ENMs, na sigla em inglês) como uma classe de métodos que usam dados de ocorrência associados a dados ambientais para fazer modelos correlatos das condições ambientais requeridas pelas espécies e prever a adequação relativa do habitat. Os autores citam suas quatro finalidades mais comuns:

- (1) Estimar a adequabilidade relativa de um hábitat conhecido a ser ocupado pelas espécies;
- (2) estimar a adequabilidade relativa do hábitat em um hábitat desconhecido a ser ocupado pelas espécies;
- (3) estimar mudanças na adequabilidade relativa de hábitat através do tempo em um cenário de mudanças ambientais e;
- (4) estimar o nicho ecológico das espécies.

O nicho ecológico descreve a intersecção entre o nicho ecológico fundamental (definido fisiologicamente como os intervalos ou valores ou variáveis ambientais, onde uma espécie pode sobreviver; ver Hutchinson, 1957) e o conjunto de ambientes que realmente existem na paisagem em questão (Soberón & Nakamura, 2009).

Os modelos de nicho ecológico relacionam a ocorrência conhecida de espécies às variações dos parâmetros ambientais com a sua distribuição ecológica (Waltari & Guralnick, 2009), que podem ser usados para prever a distribuição potencial em cenários do presente (Pearson *et al.*, 2007), do futuro (Hijmans & Graham, 2006) e do passado (Peterson *et al.*, 2004). De acordo com a técnica utilizada são necessários apenas dados de presença de espécies (e.g. GARP, MaxEnt), ou dados de presença e ausência (e.g. GAM, GLM) (ver Guisan & Zimmermann, 2000 ou Elith *et al.*, 2006). Esses dados são provenientes de uma variedade de fontes, incluindo museus, herbários, publicação de inventários, listas de espécies, entre outros (Stockwell & Peterson, 2002; Soberon & Peterson, 2004).

Como ressaltam Waltari & Guralnick (2009), essas predições são robustas se duas premissas são cumpridas. A primeira premissa é a de que a distribuição das espécies é determinada pelo ambiente, e não por outros fatores como competição ou predação. A segunda premissa é o conservatismo de nicho das espécies (Peterson, 2003) ao longo do tempo (por exemplo, do Último Máximo Glacial – LGM, na sigla em inglês - para o presente) e no espaço, o que tem sido demonstrado em vários estudos (por exemplo, Peterson *et al.*, 1999; Peterson & Holt, 2003; Wiens & Graham, 2005). Se essas premissas são cumpridas, os ENMs podem ser usados para reconstruções paleoclimáticas considerando a distribuição potencial no passado (Waltari & Guralnick, 2009).

A modelagem espacial permite combinar modelos atuais e paleoclimáticos para identificar a existência e a extensão de áreas ambientalmente estáveis ao longo do tempo, o que pode, por sua vez, ser validado por registros geológicos, palinológicos (registros de pólen) e dados de diversidade genética (Hugall *et al.*, 2002.; Richards *et al.*, 2007; Carnaval *et al.*, 2009; Werneck *et al.*, 2011).

Como exemplos desta aplicação estão os estudos de Carnaval & Moritz (2008) e Carnaval *et al.* (2009), com anfíbios e lagartos, em áreas de mata atlântica da América do Sul, em que as áreas previstas a partir modelagem como áreas estáveis, eram as áreas em que as espécies estudadas apresentavam maior diversidade genética. Através dos resultados obtidos por estes autores foi identificada uma grande área, estável desde o final do Pleistoceno até os dias atuais, que foi chamada de “refúgio da Bahia”. Waltari *et al.* (2007) também mostraram que a abordagem por ENMs fornece previsões significativas de refúgios do Pleistoceno para espécies de mamíferos, que foram corroboradas com dados filogeográficos.

Estudos da distribuição geográfica potencial de táxons de plantas e aves em cenários climáticos passados, a partir de pontos de ocorrência conhecidos, foram realizados também por Bonaccorso *et al.* (2006) para a região amazônica. Naquele estudo foi possível verificar uma retração da área de distribuição potencial das espécies de florestas úmidas, durante o Último Máximo Glacial, porém não houve um padrão coincidente para as áreas de distribuição potencial das espécies de cerrado, mostrando, a partir das espécies selecionadas, que esta formação não teria ocupado as áreas disponibilizadas a partir da fragmentação da floresta úmida.

Werneck *et al.* (2011) avaliaram o papel das mudanças climáticas no Quaternário para as SDTFs da América do Sul, a partir de dados palinológicos. Segundo esses autores, é esperado um padrão inverso ao encontrado para formações de Mata Atlântica, que passou por um período de retração na maior parte dos períodos secos do Pleistoceno, seguido de expansão no período inter-glacial (como o Holoceno) até o presente (era pré-industrial). Esses autores sugerem que as SDTFs, por outro lado, teriam se expandido durante o LGM, com uma subsequente retração à sua atual distribuição relictual.

A família Apocynaceae é representativa para este tipo de formação e conta com exemplos de espécies de ampla distribuição para o gênero *Aspidosperma*, que pertence à subfamília Rauvolfioideae, e possui cerca de 51 espécies (Koch *et al.*, 2012). O gênero apresenta distribuição neotropical desde o México e ilhas da América central até a Argentina (Marcondes-Ferreira, 1988), com 21 espécies endêmicas do Brasil (Koch *et al.*, 2012).



Espécies do gênero *Aspidosperma* representativas para as SDTFs foram citadas por Prado & Gibbs (1993): *A. pyriformium* Mart., *A. polyneuron* Müll. Arg., *A. cuspa* (Kunth) S.F.Blake ex Pittier, *A. discolor* A. DC e *A. riedelii* Müll. Arg.. Três dessas espécies (*A. cuspa*, *A. pyriformium* e *A. riedelii*) são apontadas como espécies características da caatinga (Giulietti *et al.*, 2002), enquanto *A. polyneuron* ocorre principalmente em matas de planalto no Brasil, em florestas decíduais e semidecíduais, podendo aparecer também na caatinga (Marcondes-Ferreira, 1988; Veloso *et al.*, 1991). *A. discolor* é citada como frequente na caatinga da Bahia (Marcondes-Ferreira 1988).

Com relação aos aspectos ecológicos, as cinco espécies selecionadas apresentam síndrome de dispersão anemocórica (São Paulo, 2008; Stefanello *et al.*, 2010), ou seja, não são dependentes de outros organismos para se dispersarem. Este conjunto de espécies arbóreas representa relativamente bem os padrões observados entre espécies com distribuição mais ampla dentro das SDTFs e possuem registros de ocorrência em estudos de florística diversos, revisões taxonômicas e naqueles que abordam as SDTFs (Woodson, 1951; Marcondes-Ferreira, 1988; Ramella & Spichiger, 1989; Oliveira-Filho & Machado, 1993; Prado & Gibbs, 1993; Rozza, 1997; Santin, 1999; Durigan *et al.*, 2000; Ivanauskas & Rodrigues, 2000; Campos & Landgraf, 2001; Silva & Soares, 2003; Marangon *et al.*, 2003; Santos & Kinoshita, 2003; Fonseca *et al.*, 2004). Werneck *et al.* (2011) construíram modelos de distribuição potencial para encontrar áreas historicamente estáveis de SDTFs da América do Sul, a partir da informação ambiental extraída de pontos aleatórios desta formação vegetacional, que foram então corroboradas com dados palinológicos. No presente estudo, os modelos foram gerados a partir de espécies características de SDTFs, buscando contrastar as áreas historicamente estáveis com as encontradas por Werneck *et al.* (2011).

## **2. Objetivos**

Neste estudo, os dados de ocorrência atual de espécies do gênero *Aspidosperma*, que possuem espécies representativas do dossel em

formações vegetais sazonalmente secas, foram utilizadas para a produção de modelos de distribuição potencial, em cenários climáticos atual e do último máximo glacial para verificar a existência de áreas potenciais historicamente estáveis. Desta forma, visou-se comparar as histórias prováveis de ocupação das SDTFs por estes táxons, confrontando-as com as teorias vigentes sobre a dinâmica da vegetação de SDTF, considerando as mudanças climáticas do Quaternário.

Perguntas específicas:

1. A distribuição potencial das espécies é mais ampla para condições climáticas do passado?
2. A partir dos dados das espécies consideradas é adequado tratar as SDTF como sendo uma formação única, com histórico de ocupação similar?

### **3. Material e métodos**

#### **3.1 Informações sobre as espécies**

O status taxonômico de cada uma das espécies foi avaliado, a partir das descrições das espécies em estudos de revisão (Woodson, 1951; Marcondes-Ferreira, 1988; Marcondes-Ferreira & Kinoshita, 1996) e da detecção das sinonímias válidas (Woodson, 1951; Marcondes-Ferreira & Kinoshita, 1996; The Plant List, 2011), além da busca por estudos posteriores às revisões que tratassem da circunscrição destas espécies em bases de dados (como Web of Science, 2011; Biodiversity Heritage Library, 2011). Esta etapa foi realizada para permitir a verificação dos dados associados aos diferentes nomes que poderiam estar sendo ainda utilizados em artigos ou em coleções de herbário e para melhor compreender a amplitude morfológica que define cada espécie.

A utilização do nome correto para cada espécie, bem como a identificação correta do material utilizado, é fundamental para o sucesso da metodologia de modelagem de distribuição de espécies, pois esta parte do pressuposto de que é possível prever a distribuição potencial de cada espécie enquanto unidade biológica.

Os registros de localidades de coleta para cada espécie foram utilizados para a produção de mapas de ocorrência e para gerar modelos de distribuição geográfica potencial. Foram obtidos a partir de literatura especializada (Woodson, 1951; Marcondes-Ferreira, 1988; Marcondes-Ferreira, 2005), levantamentos florísticos (como aqueles mais amplos, relacionados às caatingas - Giuliatti *et al.*, 2002 ou FES – Oliveira-Filho *et al.*, 2006) e dados provenientes de etiquetas de exsicatas em herbários, disponíveis na coleção ou a partir de bancos de dados *on-line* (*speciesLink*, 2011).

Os dados de ocorrência obtidos a partir dos bancos de dados *on-line* foram considerados confiáveis quando identificados por especialistas ou quando checados na coleção. Obtiveram-se dados de ocorrência a partir do *speciesLink* (2011), dos seguintes herbários, representados pela sigla de acordo com o *Index Herbariorum* (Brummitt & Powell, 1992): ASE, BAH, BCTw, BHCB, BOTw, EAC, ESA, FUEL, FURB, HSJRP, HST, HTSA, HUCPE, HUEFS, HUESB, HVASF, IAC, INPA-Herbário, INPA-Xiloteca, IPA, JBRJ\_RB, JBRJ\_RBw, JPB, LABEV, MAC, MBM, MBML-Herbario, MOBOT\_BR, MOSS, NMNH-Botany\_BR, NYBG\_BR, PEUFR, R, SP, SPF, SPSF, TEPB, UB, UEC, UFP, UFP-Carpoteca, UFRN, e VIES. Foram realizadas visitas às seguintes coleções: herbário EAC “Prisco Bezerra” da Universidade Federal do Ceará (Fortaleza, Ceará); herbário UEC da Universidade Estadual de Campinas (Campinas, SP); herbário BOTU da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (Botucatu, SP); herbário SPF do Departamento de Botânica da Universidade de São Paulo (São Paulo, SP), Herbário UFG da Universidade Federal de Goiás (Goiânia, GO) e Herbário BHCB da Universidade Federal de Minas Gerais (Belo Horizonte, MG) nos quais as identificações puderam ser conferidas e os dados que eventualmente ainda não estavam disponíveis *on-line* para as referidas espécies puderam ser incorporados.

No caso de espécimes que não continham as coordenadas geográficas associadas à localidade de coleta, estas foram localizadas, quando possível, a partir da ferramenta Geoloc, que busca as coordenadas em *gazetteers* (*speciesLink*, 2011). Tal procedimento foi adotado apenas quando as localidades acrescentariam novos dados de ocorrência aos originalmente georreferenciados. As coordenadas geográficas seguiram a formatação em graus decimais considerando ao menos quatro casas decimais após a vírgula

para ter maior precisão; para uniformizar o *datum* das coordenadas e adequá-las aos mapas base foi feita a conversão com a ferramenta Conversor (*speciesLink*, 2011), sempre que necessário.

Para averiguar as áreas comuns de ocorrência das espécies foi elaborado um mapa com uma máscara de modo a englobar os pontos de ocorrência de cada espécie ao redor de 200 km. As áreas comuns foram somadas para dois conjuntos de espécies: aquelas com distribuição mais ampla, principalmente no nordeste do país (*A. cuspa*, *A. discolor* e *A. polyneuron*) e aquelas com distribuição preferencial na região sudeste (*A. polyneuron* e *A. riedelii*) (Fig. 7).

### **3.2. Distribuição das espécies de *Aspidosperma* Mart. & Zucc.**

#### **3.2.1. *Aspidosperma cuspa* (Kunth) S.F.Blake ex Pittier**

##### **Nome Popular: Guatambuzinho**

*Aspidosperma cuspa* (Kunth) S.F. Blake ex Pittier é a espécie de distribuição mais ampla do gênero e tem sido coletada em SDTFs nas Ihas de Hispaniola e Martinica, além de ser comum em algumas depressões secas da Colômbia e Venezuela (Marcondes-Ferreira, 1988), ocorrendo também no sudeste do Equador (Woodson, 1951) e no Rio Grande do Norte (nordeste do Brasil). Marcondes-Ferreira (1988) comenta que a espécie não é frequente em núcleos da caatinga, sendo encontrada em pontos dispersos do cerrado no Brasil central e em afloramentos rochosos na Cordilheira de Altos, no Paraguai.

Os materiais examinados nos herbários e obtidos a partir de consulta aos bancos de dados das coleções confirmaram a distribuição já conhecida para a espécie em formações de floresta estacional decidual nos estados de Minas Gerais (herbário BHCB; dos Santos *et al.*, 2007) e Goiás (Silva & Scariot, 2004); floresta estacional semidecidual em Minas Gerais (Lopes *et al.*, 2008; Carvalho *et al.*, 2005); em formações de caatinga em Pernambuco (herbário HCBH), no Piauí (herbário EAC) e no Ceará (Araújo *et al.*, 2011),

além de formações de carrasco na Serra do Araripe, no Ceará (Araújo *et al.*, 1997) e no Piauí (herbário EAC) (Fig. 2).

Apesar de apresentar a distribuição mais ampla do gênero, com ocorrência registrada para diversos países da América do Sul, o conhecimento da espécie no Brasil foi ampliado para os estados Amazonas e Maranhão (*speciesLink*, 2011). Essa distribuição ampla relaciona a espécie em ambientes diversos, como floresta ciliar em Minas Gerais (Rodrigues *et al.*, 2010) e vegetação de restinga no Piauí (Santos-Filho, 2009) (Fig. 2).

Apesar de a floresta ciliar se assemelhar floristicamente à floresta estacional semidecidual (Rodrigues *et al.*, 2010), a restinga está mais associada floristicamente a formações de floresta atlântica do que a formações adjacentes a ela (caatinga, cerrado e áreas de transição entre estas formações), sendo ambas formações mais semelhantes entre si. A presença da espécie em uma área de restinga no Piauí, estado considerado uma grande zona ecotonal entre o sub-úmido amazônico e o semiárido nordestino (Farias & Castro, 2004), pode estar relacionada a uma ampla tolerância a variações ambientais.

Considerando estes dados, apesar de ter sido apontado na literatura que a espécie não é comum em núcleos de caatinga, foram encontrados diversos registros de ocorrência para esta formação, incluindo-a com outras SDTFs como FES e FED.

### **3.2.2. *Aspidosperma discolor* A. DC.**

#### **Nome popular: Pau-pereiro**

Segundo Marcondes-Ferreira (1988) *Aspidosperma discolor* A. DC. ocorre na Guiana, Suriname e Guiana Francesa e foi coletada no baixo e médio rio Amazonas e em Rondônia, mas também é frequente na caatinga da Bahia.

De acordo com a lista de espécies da Flora do Brasil (Koch *et al.*, 2012) a ocorrência conhecida para a espécie no país inclui as regiões Norte (Amapá, Pará, Amazonas, Tocantins, Rondônia), Nordeste (Maranhão, Pernambuco,

Bahia, Alagoas), Centro-Oeste (Mato Grosso, Goiás, Distrito Federal) e Sudeste (Minas Gerais, Espírito Santo, São Paulo) (Fig. 3).

A revisão de literatura evidenciou a ocorrência da espécie em formações de caatinga (Araújo *et al.*, 2011) e carrasco (Araújo *et al.*, 1998a; Araújo *et al.*, 1998b) no Ceará; em floresta estacional semidecidual na Bahia (Couto *et al.*, 2011) e no Mato Grosso (Kunz *et al.*, 2008); e em formações de transição entre cerrado e caatinga no Piauí (Oliveira & Martins, 2007). Existe registro para a sua ocorrência também em floresta ciliar em Minas Gerais (Rodrigues *et al.*, 2010) e um registro duvidoso, pelo ambiente de floresta ombrófila densa, em Pernambuco (Costa-Junior *et al.*, 2007). Assim, foi possível ampliar o conhecimento sobre a distribuição da espécie para os estados nordestinos do Ceará, Piauí e Paraíba (Fig. 3).

Para esta espécie foram frequentemente encontrados materiais identificados de maneira incorreta nos herbários, provavelmente devido ao fato de apresentar folhas com formato bastante variável e com as nervuras nem sempre evidentes, demonstrando um acentuado polimorfismo já comentado por Marcondes-Ferreira (1988), que é coerente com a sua distribuição bastante ampla.

### **3.2.3. *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg.**

#### **Nome popular: peroba-rosa**

Segundo os dados conhecidos de literatura a espécie se distribui do norte da Colômbia até o Paraguai, ao norte da Argentina e leste do Peru (Woodson, 1951), e principalmente em matas de planalto no Brasil, geralmente florestas estacionais (deciduais ou semideciduais), podendo aparecer também na caatinga (Marcondes-Ferreira, 1988). Nos estudos florísticos avaliados para o Brasil a espécie foi citada para formações de SDTFs como floresta estacional semidecidual (FES) no estado de São Paulo (Durigan *et al.*, 2000; Rozza, 1997; Fonseca *et al.*, 2004; Santos & Kinoshita, 2003; Silva & Soares, 2003) e na Bahia (Silva-Cardoso *et al.*, 2009), em floresta semidecidual sub-montana em Minas Gerais (Oliveira-Filho & Machado, 1993; Marangon *et al.*, 2003), em floresta estacional decidual (Ivanauskas & Rodrigues, 2000) e mata mesófila

em São Paulo (Kotchetkoff-Henriques et al., 2005), além de ambientes de transição entre FES e cerrado em Minas Gerais (Campos & Landgraf, 2001) (Fig. 4).

É a espécie de maior valor econômico do gênero e devido à intensa exploração madeireira e à perda de hábitat resultante do crescente desmatamento nas últimas décadas, é caracterizada como em perigo de extinção (EN) pela União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN 2011). No entanto, a espécie sequer consta na Lista Oficial das Espécies da Flora Brasileira Ameaçadas de Extinção, aparecendo na categoria de quase ameaçada (QA) na Lista Oficial de Espécies Ameaçadas da Flora do Estado de São Paulo (São Paulo, 2004). Vale ressaltar que uma espécie apontada em escala global em um dos mais elevados graus de ameaça deveria estar automaticamente enquadrada nas listas para escalas menores.

#### **3.2.4. *Aspidosperma pyrifolium* Mart.**

##### ***Nome popular: Pereiro***

*Aspidosperma pyrifolium* é característica da caatinga (savana estépica arborizada segundo Veloso *et al.*, 1991), sendo conhecida na literatura a sua ocorrência também em formações de floresta estacional semidecidual com solos pedregosos no Brasil (principalmente na região Nordeste) e no Paraguai (Marcondes-Ferreira, 1988), onde é bem reportada para a região de Cerro León (Ramella & Spichiger, 1989). No Brasil, Oliveira-Filho *et al.* (2006) citaram a espécie como característica das florestas tropicais sazonalmente secas dentro do núcleo florístico da Floresta Atlântica s.l. (FES) e a lista de espécies da flora do Brasil (Koch *et al.*, 2012) indica a ocorrência da espécie nos estados do Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Bahia e Alagoas.

Os novos dados confirmaram a ocorrência da espécie em floresta decidual sobre calcário no estado de Minas Gerais e em vegetação rupícola com elementos de cerrado e caatinga na Bahia e no Rio Grande do Norte (Amorim et al. 2005). O conhecimento sobre a distribuição da espécie a partir

dos dados disponibilizados pelos herbários na base do *speciesLink* (2011) foi ampliado, sendo incluídos o estado do Sergipe no nordeste, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e Distrito Federal na região centro-oeste e Minas Gerais no sudeste do Brasil (Fig. 5), além de novos registros para a espécie na Bolívia. Os dados levantados somaram mais de 400 pontos de ocorrência para a espécie (Tab. 1). Foi encontrado também um registro para o estado do Pará que, apesar de ter a identificação taxonômica segura, feita por um especialista, não pôde ser utilizado por apresentar divergências entre as informações da localidade e as coordenadas geográficas disponíveis.

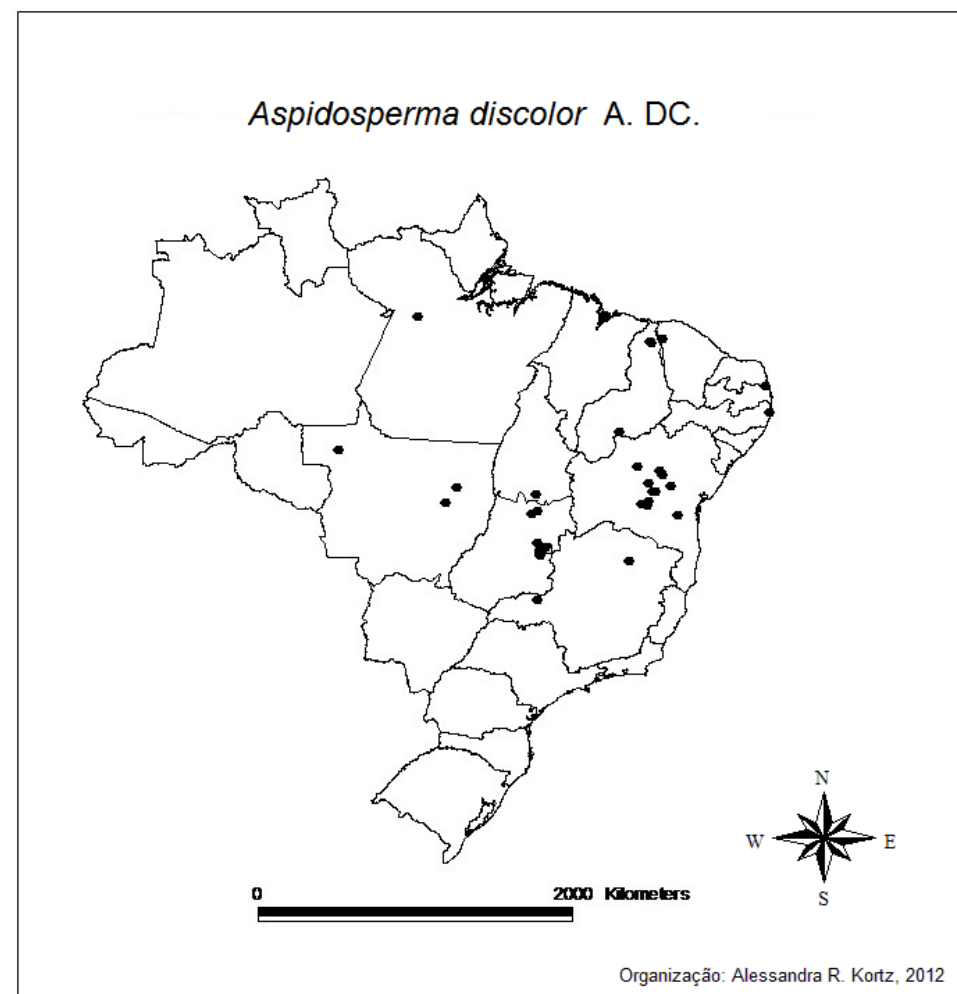
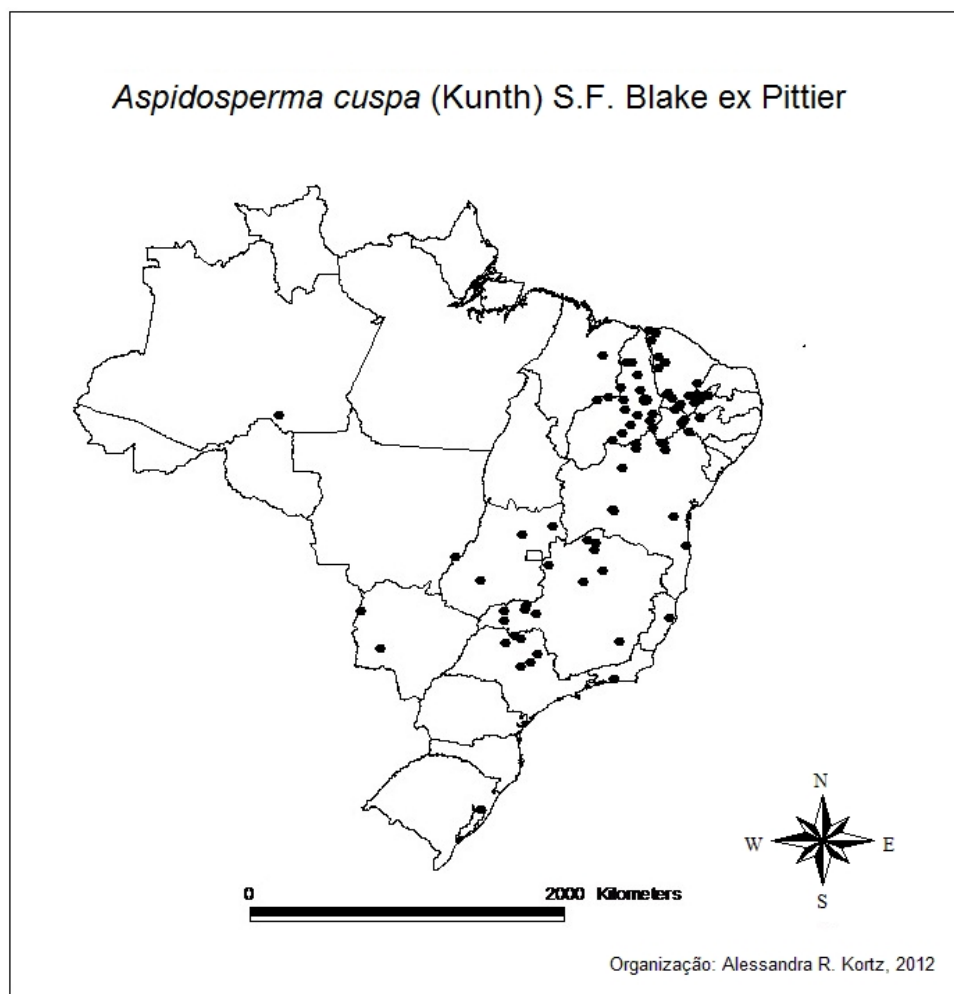
### **3.2.5. *Aspidosperma riedelii* Müll. Arg.**

#### ***Nome popular: Guatambu-mirim***

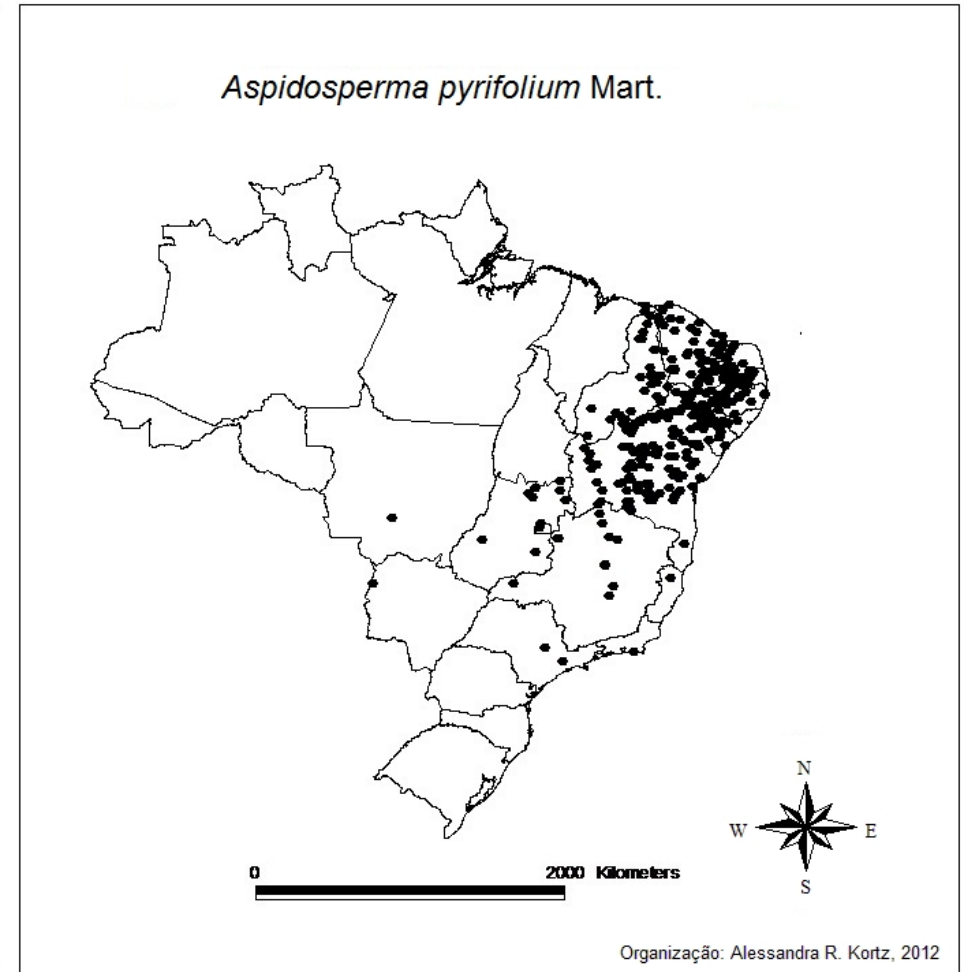
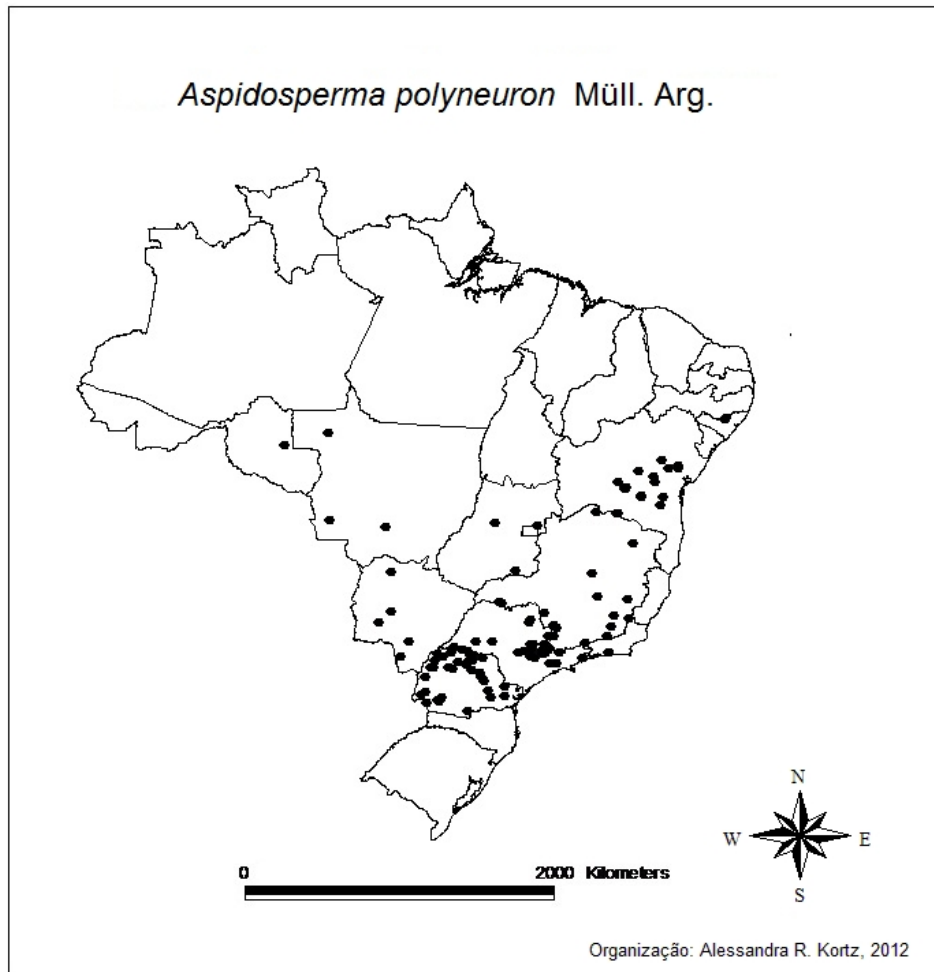
A espécie é considerada rara e chegou a ser tida como extinta na natureza (Santin, 1999). Enquadra-se hoje como uma espécie em perigo de extinção (EN) de acordo com a Lista Oficial das Espécies da Flora do Estado de São Paulo Ameaçadas de Extinção (São Paulo, 2004) e como criticamente ameaçada (CR) segundo a Lista Oficial das Espécies da Flora do Estado do Rio Grande do Sul (Rio Grande do Sul, 2002).

Até então eram relacionados apenas sete registros de coleta para a espécie no Brasil, nos estados de São Paulo e Rio Grande do Sul, em áreas de floresta estacional semidecidual, com solos pedregosos (Marcondes-Ferreira, 1988; Prado & Gibbs, 1993; Marcondes-Ferreira, 2005). Também é conhecida na literatura a ocorrência da espécie na Bahia, em formações de caatinga (Marcondes-Ferreira, 1988). No entanto, a etiqueta do material não contém dados precisos sobre a localização da coleta (somente o estado), o que é frequente, sobretudo em coletas mais antigas. Dessa maneira, não foi possível utilizar esta localidade de ocorrência para a criação dos modelos de distribuição. No presente estudo foram localizados registros também para os estados do Ceará (herbário EAC), da Paraíba (Xavier *et al.*, 2009; Cunha, 2010) e do Piauí (herbário UEC) (Fig. 6), sendo ampliado o número de registros no Brasil para 18 (Tab. 1). A distribuição atual para a espécie no Brasil se estende do nordeste ao sudeste e sul. Além do Brasil a espécie ocorre também no Paraguai, havendo dois registros da espécie neste país.

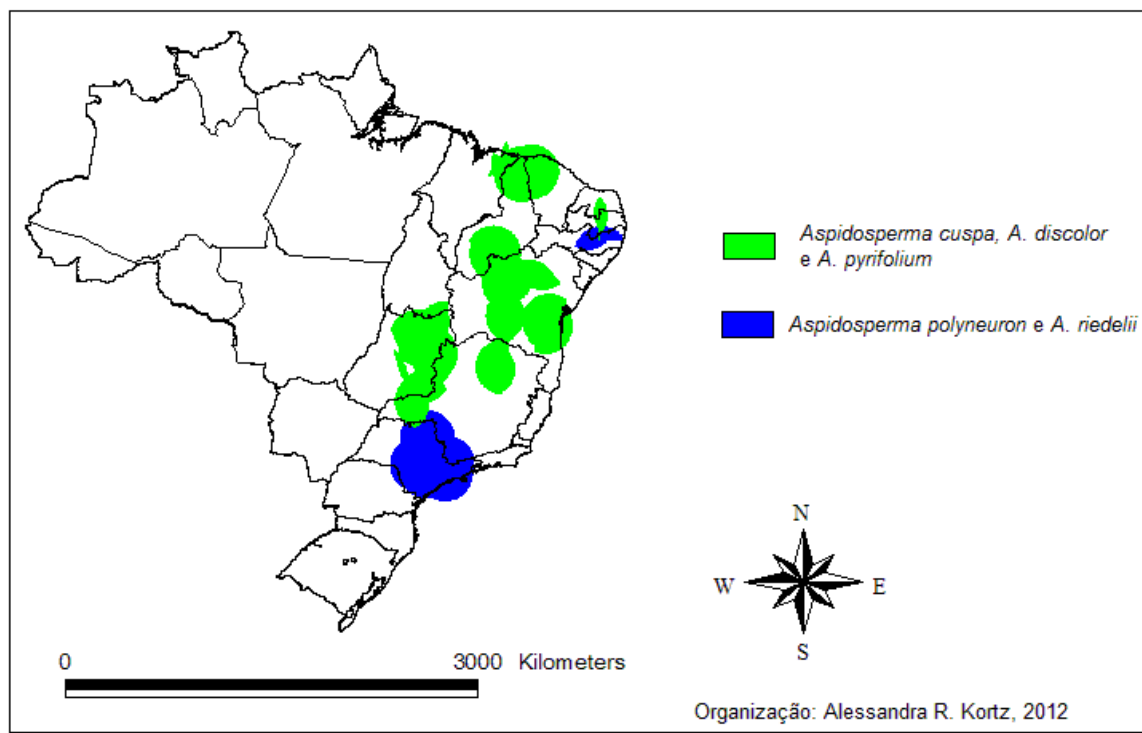
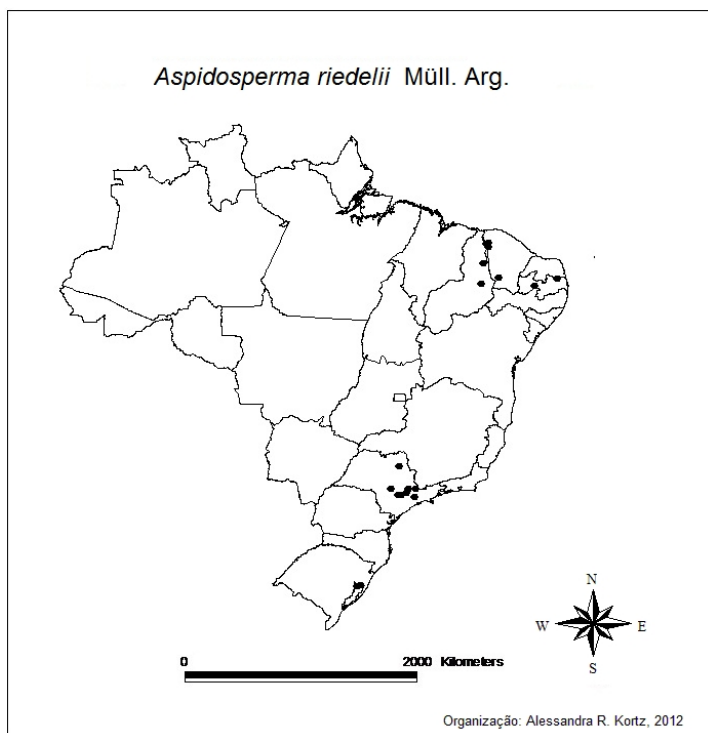




**Figuras 2 e 3.** Pontos de ocorrência de *Aspidosperma cuspa* (Kunth) S.F. Blake ex Pittier e *Aspidosperma discolor* A. DC utilizados para a produção dos modelos de distribuição potencial.



**Figuras 4 e 5.** Pontos de ocorrência de *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg e *Aspidosperma pyriformium* Mart. utilizados para a produção dos modelos de distribuição potencial.



**Figuras 6 e 7.** Pontos de ocorrência de *Aspidosperma riedelii* Müll. Arg. utilizados para a produção dos modelos de distribuição potencial; Mapa resumo com máscaras de 200 km ao redor dos pontos de ocorrência das espécies, evidenciando padrões de distribuição com diversas áreas comuns para os conjuntos de espécies: *Aspidosperma cuspa*, *A. discolor* e *A. pyrifolium* (em verde) e *A. polyneuron* e *A. riedelii* (em azul).

### **3.3. Variáveis Ambientais**

#### **3.3.1. clima**

Os dados ambientais foram obtidos do Worldclim (versão 1.3, <http://www.worldclim.org>) em uma resolução espacial de 2.5 min (aproximadamente 5 km). A base do Worldclim contém dados climáticos pertencentes a um grupo de variáveis derivadas de valores de temperatura e precipitação mensais, que representam uma combinação de tendências anuais, sazonalidade e condições ambientais extremas, obtidas por interpolação de registros de estações climáticas entre 1950-2000. As variáveis climáticas são derivadas de variáveis de temperatura e precipitação, sendo 11 variáveis derivadas da temperatura (bio1 a bio11) e 8 variáveis derivadas da pluviosidade (bio12 a bio19): temperatura média anual (bio 1), intervalo médio diurno (Média mensal (max temp - min temp)) (bio 2), isothermalidade (bio 3), sazonalidade de temperatura (desvio padrão \*100) (bio 4), temperatura máxima do mês mais quente (bio 5), temperatura mínima do mês mais frio (bio 6), intervalo da temperatura anual (bio 7), média do trimestre mais úmido (bio 8), média do trimestre mais seco (bio 9), média do trimestre mais quente (bio 10), média do trimestre mais frio (bio 11), precipitação anual (bio 12), precipitação do mês mais frio (bio 13), precipitação do mês mais seco (bio 14), sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação) (bio 15), precipitação do trimestre mais úmido (bio 16), precipitação do trimestre mais seco (bio 17), precipitação do trimestre mais quente (bio 18) e precipitação do trimestre mais frio (bio 19).

Para verificar a existência de áreas potenciais de ocorrência estáveis das espécies, os modelos do presente foram projetados para o cenário climático de 21.000 A.P., durante o LGM, obtido a partir de modelos de circulação climática provenientes dos programas: The Community Earth System Model (CESM) e do Model for Interdisciplinary Research on Climate (MIROC), reunidas em Braconnot *et al.*, (2007). Todas as variáveis ambientais utilizadas apresentam resolução de 2.5 min.

### **3.3.2. Dados Ambientais complementares**

O mapa geomorfológico digital, disponibilizado pelo Ministério do Meio Ambiente (Brasil, 2011), foi utilizado para buscar padrões para a ocorrência conhecida das espécies. O mapa digital dos remanescentes de cobertura vegetal do Brasil (Miranda *et al.*, 2011) foi combinado aos modelos e pontos de ocorrência conhecidos das espécies a fim de auxiliar na interpretação dos resultados e também para verificar padrões ou dados inconsistentes, além de verificar as áreas mais indicadas para a coleta de material para estudos filogeográficos posteriores. O mapa digital de cobertura vegetal do Brasil foi também adaptado de modo a incluir apenas os fragmentos de SDTF, para ser feita então a sobreposição com os modelos binários de cada espécie. Também foram utilizados dados de topografia (U.S. Geological Survey's; grupo de dados do Hydro-1K) (EROS, 2011).

### **3.4. Modelagem de distribuição e testes dos modelos**

#### **3.4.1. Seleção das variáveis climáticas**

Vários autores têm apontado que o uso irrestrito de parâmetros climáticos na construção dos modelos de distribuição potencial resulta na perda do poder preditivo do modelo (Beaumont *et al.*, 2005, Ward, 2006, Williams *et al.*, 2003), e equívocos na área de distribuição potencial para as espécies (Kriticos & Randall, 2001; Chilcott *et al.*, 2003; Williams *et al.*, 2003; Ward, 2006). Dessa maneira, a definição dos parâmetros a serem utilizados é uma consideração importante, na medida em que o uso de um número muito reduzido ou muito grande de parâmetros pode resultar em uma previsão de distribuição incorreta (Beaumont *et al.*, 2005). Considerando a priorização de áreas para a conservação, falsas ausências podem ser catastróficas, da mesma maneira que o dispêndio de recursos em áreas de falsas presenças também é problemático (Loiselle *et al.*, 2003; Bean *et al.*, 2011), levando a decisões inapropriadas no escopo da gestão ambiental (Beaumont *et al.*, 2005).

Para selecionar as variáveis ambientais mais importantes para cada espécie nesse estudo, entre as 19 variáveis ambientais de clima disponíveis,

foi realizada a Análise de Componentes Principais (PCA) no programa estatístico R (R Development Core Team, 2010). Neste programa foram também elaborados *boxplots* e histogramas de todas as variáveis ambientais para auxiliar na visualização das faixas preferenciais dessas variáveis para cada espécie, sendo possível indicar os valores em que ocorrem com maior frequência.

A partir dos resultados da PCA foram consideradas as variáveis ambientais dos três primeiros eixos principais, pois estes explicavam de ~ 80-90% da distribuição de cada espécie (ver Ward, 2007), e calculado o valor médio (em valores absolutos) de cada variável nos três eixos, a partir do método NLC (*new loading combination*, Al-Kandari & Jolliffe, 2005). Foram então selecionadas as variáveis ambientais com maiores autovalores para cada espécie. Tal metodologia foi desenvolvida para padronizar a escolha das variáveis que melhor explicam a distribuição de todas as espécies avaliadas (ver Al-Kandari & Jolliffe, 2005) para a produção dos modelos de distribuição potencial (Tab. 1).

### **3.4.2. Modelagem de distribuição**

Para a modelagem da distribuição das espécies foi utilizado o programa de Máxima Entropia, MaxEnt, versão 3.3.3e (Phillips *et al.*, 2006), que tem sido citado como possuindo melhor desempenho quando comparado com outros algoritmos (Elith *et al.*, 2006; Gibson *et al.*, 2007; Elith & Graham, 2009; Roura-Pascual *et al.*, 2009; Tognelli *et al.*, 2009; Marini *et al.*, 2010; Naimi *et al.*, 2011), especialmente no caso de amostras pequenas, como acontece com uma das espécies aqui selecionadas, *Aspidosperma riedelii* (Hernandez *et al.*, 2006; Bean *et al.*, 2011).

O algoritmo do MaxEnt usa uma estimativa de densidade de máxima entropia para aproximar a distribuição verdadeira da espécie como uma distribuição de probabilidade que respeite um conjunto de restrições, no qual a média de cada variável ambiental tem que ser próxima da média empírica sobre os locais de presença (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudík, 2008).

O teste estatístico mais comumente utilizado na validação dos modelos de distribuição potencial e na comparação entre os resultados produzidos por algoritmos distintos é a análise ROC (*receiver operating characteristic*) (ver Elith *et al.*, 2006; Arasato, 2009; Nabout *et al.*, 2009; Tognelli *et al.*, 2009), que considera a proporção entre as presenças conhecidas preditas como presenças e a de ausências conhecidas preditas como ausências. Estes valores são plotados em um gráfico e a área sob a curva produzida (AUC) resulta em valores que são então comparados com expectativas nulas (ver Peterson *et al.*, 2008). Para evitar incorrer em um alto valor da área sobre a curva (AUC) causado justamente pelo acerto no número de ausências preditas como ausências, o que poderia ocorrer por se tratar de uma área muito extensa, foram utilizadas máscaras ao redor dos pontos de ocorrência conhecidos para restringir a área considerada no momento de gerar os modelos (ver Pearson *et al.*, 2007). Para este fim foi utilizado o programa Arc View, versão 3.2 (ESRI, 2000) e as máscaras dimensionadas considerando o critério de incorporar todos os pontos de ocorrência da espécie em um único polígono. As camadas com os dados ambientais foram clipadas, a partir da máscara produzida para cada espécie, e utilizadas para gerar os modelos. Os layers de projeção ("*projection layers*") foram também clipados para o mapa do território do Brasil.

A restrição da área de estudo para o Brasil foi feita pela necessidade de dados complementares sobre a formação vegetacional e tipos de solo, em formato digital, para auxiliar na interpretação dos dados. Estes dados, geralmente fornecidos por órgãos governamentais, não foram obtidos para os países vizinhos ao Brasil até o momento.

Para realizar o teste dos modelos foi utilizada a ferramenta "*replicate*" no programa MaxEnt. Foram gerados 10 modelos, sendo que a cada rodada são selecionados conjuntos de dados de treino e de teste diferentes. Ao final é gerado um modelo médio para cada espécie, com valor médio de AUC (ver Marmion *et al.*, 2009).

**Tabela 1.** Lista das cinco espécies de *Aspidosperma* modeladas, dados ambientais obtidos a partir de informações de etiquetas de exsicatas ou literatura, número de registros de treino utilizados e dados da PCA. PCA 1-3 referem-se à contribuição do primeiro, segundo e terceiro eixos principais, respectivamente, explicando a porcentagem de variação nas variáveis climáticas, e as variáveis de maior valor selecionadas, considerando os 3 eixos principais. (Bio 1: temperatura média anual; bio 3: isothermalidade; bio 4: sazonalidade de temperatura; bio 5: temperatura máxima do mês mais quente; bio 6: temperatura mínima do mês mais frio; bio 7: intervalo de temperatura anual; bio 8: temperatura média do trimestre mais úmido; bio 9: temperatura média do trimestre mais seco; bio 10: temperatura média do trimestre mais quente; bio 11: temperatura média do trimestre mais frio; bio 12: precipitação anual; bio 13: precipitação do mês mais frio; bio 14: precipitação do mês mais seco; bio 15: sazonalidade de precipitação (coeficiente de variação); bio 17: precipitação do trimestre mais seco; bio 18: precipitação do trimestre mais quente e bio 19: precipitação do trimestre mais frio). CA: caatinga; CAr: carrasco; FED: floresta estacional decidual; FES: floresta estacional semidecidual.

<b>Espécie</b>	<b>Formação SDTF - Brasil</b>	<b>Obs solo</b>	<b>Disjunção Brasil</b>	<b>No. pontos</b>	<b>PCA 1</b>	<b>PCA 2</b>	<b>PCA 3</b>	<b>Variáveis selecionadas (bio)</b>
<i>A. cuspa</i>	Pontos dispersos de cerrado (Brasil central), FED (MG, GO); FES (MG); FED (MG); CA (PE, PI, CE); CAr (CE, PI)	afloramentos rochosos (cordilheira dos Altos, Paraguai), pedregoso, solo litólico	NE-SE-CO; MS; AM	91	49,8	17	15,7	8, 9, 10, 11, 13, 15
<i>A. discolor</i>	Pontos dispersos no cerrado (GO;DF), CA (BA, CE, PI), CAr (BA,CE); FES (BA,GO,MT, MG)	Afloramentos rochosos; latossolo vermelho-amarelo, concrecionário, raso; pedregoso	NE-SE-CO; MT; N	34	47,7	23,6	10,7	7, 9, 10, 11, 13, 14
<i>A. polyneuron</i>	FES (SP, MG, MT, BA) FED (SP, BA)	Afloramento rochoso	SE-CO-N; NE	114	49,8	20,4	15,1	3, 5, 11, 12, 15, 18
<i>A. pyriformium</i>	CA (BA, CE, PB, PE, PI, RN), FED (MG), FES (BA, MT, PE); Car (CE); pontos dispersos no cerrado (BA, MG, DF)	Areno-argiloso, pedregoso	NE-SE-CO; MS	435	42,6	62,6	78,7	1, 4, 8, 11, 14, 15
<i>A. riedelii</i>	CA (BA); FES (SP, RS)	Pedregoso, latossolo, litólico	NE; SE; S	18	57,5	23,3	9,9	6, 8, 12, 14, 17, 19



Apenas para a espécie *Aspidosperma riedelii* Müll. Arg. foi utilizado um procedimento de teste diferente, chamado “*leave one out*” (ou *jackknife*), no qual a cada vez em que o modelo roda um ponto diferente é separado para teste. Essa metodologia é recomendada para conjuntos de pontos menores do que 20 (ver Pearson *et al.*, 2007; Bean *et al.*, 2011), tendo sido considerado também o modelo médio final.

Para minimizar o efeito de sobreprevisão dos modelos gerados foi estabelecido um limite de corte para estabelecer os valores mínimos de ocorrência para cada espécie (ver Al-Kandari & Jolliffe, 2005). Para estabelecer o valor mínimo de ocorrência, foram obtidos os valores gerados pelos modelos médios de cada ponto de ocorrência das espécies e feita uma adaptação para o método do valor mínimo como presença (“*lowest presence threshold*” ou LPT) (Liu *et al.*, 2005), pois esta metodologia mostrava modelos bastante inclusivos, e já havia sido questionada no estudo de Bean *et al.* (2011). Naquele estudo os autores demonstraram que a utilização do LPT como limiar de corte gerava modelos não melhores do que aqueles gerados aleatoriamente, em que apenas 50% dos pontos foram classificados corretamente.

Neste estudo foram então considerados dois valores de corte para a apresentação dos modelos: no primeiro foram considerados 30% dos pontos com valores mais baixos, para estabelecer o limite de corte para todas as espécies (Pearson *et al.*, 2007) e no segundo foram considerados 50% dos pontos (Waltari & Guralnick, 2009) acarretando em um modelo mais restritivo, que abrange áreas menores. Como salientam Bean *et al.* (2011), a escolha do limiar de corte mais adequado depende dos objetivos da modelagem de nicho ecológico. Para a compreensão da distribuição da espécie como um todo, ou mesmo a busca por áreas estáveis para um conjunto de espécies, um limiar de corte mais baixo pode ser adequado. Por outro lado, para o direcionamento de coletas para estudos filogeográficos, por exemplo, deve se considerar um limiar de corte mais alto, de modo a ser mais restritivo, e direcionar assim as buscas para áreas que realmente apresentem valores mais altos de adequação ambiental para a espécie. Waltari & Guralnick (2009) propuseram esse limiar de corte mais alto, a partir da observação de que pode haver uma sobreprevisão nos modelos de distribuição passada, causando uma

sobreprevisão nas possíveis áreas estáveis, que foram posteriormente confrontadas com dados filogeográficos.

A partir dos dois limiares de corte (de 30% e de 50%), foram produzidas duas classes de modelos binários (em termos de presença e ausência), Assim foi possível combinar as áreas previstas comuns nos diferentes cenários climáticos e encontrar as áreas estáveis considerando essas duas perspectivas, uma mais abrangente e uma mais restritiva.

## **4. Resultados e Discussão**

### **4.1. Características ambientais relacionadas aos pontos de ocorrência das espécies**

As espécies selecionadas apresentam padrões de distribuição peculiares, relacionados a condições ambientais específicas dentro de formações de SDTFs.

A espécie *A. cuspa* se distribui preferencialmente em formações de caatinga, apesar de não ser tida como predominante desta formação (Marcondes-Ferreira, 1988), e no carrasco no nordeste do Brasil, além de FES e FED no sudeste, e ocorre ainda em pontos esparsos do cerrado, na porção central do país. As faixas de valores das variáveis climáticas citadas para *A. cuspa* são bastante semelhantes àquelas destacadas para *A. pyrifolium* para a temperatura média no trimestre mais frio (bio 11) (22-26 ° C) e para a temperatura média no trimestre mais úmido (bio 8) (24-28°C), sendo a faixa de valores de precipitação igual para ambas as espécies, o que evidencia as peculiaridades em comum dos ambientes ocupados pelas mesmas.

*A. discolor* apresenta a distribuição mais dispersa entre as espécies selecionadas, em formações de caatinga nas regiões centro-oeste e nordeste, além de FES no sudeste, não parece ser exclusiva de uma formação vegetacional específica, uma vez que aparece em pontos esparsos no cerrado, e também mais esporadicamente em FOD na região norte. As variáveis climáticas apresentam valores intermediários, comparados às demais espécies,

o que ressalta uma ampla tolerância a variações ambientais. A variável que apresentou valores mais extremos foi a pluviosidade no mês mais úmido, para a qual apresenta o maior valor (200-300 mm) (Tab. 2), e de maneira geral a espécie ocorre em altitudes maiores.

*A. polyneuron* ocorre predominantemente no sudeste do país em FES em solos mais profundos e férteis, além de FED. Na região nordeste ocorre em altitudes elevadas (altitude média de 500 m). Com relação às variáveis ambientais destacadas, é evidenciada sua ocorrência em condições de clima mais frio, com temperaturas médias no trimestre mais frio (bio 11) no intervalo de 16-22°C, e no trimestre mais úmido (bio 8), de 21-25°C (Tab. 2). Também ocorre em condições mais úmidas, comparadas às demais espécies, com o maior valor de precipitação no mês mais seco (bio 14) (0-50 mm) e com precipitação no mês mais úmido (bio 13) no intervalo de 150-250 mm.

A partir das informações associadas aos pontos de ocorrência a espécie *A. pyriformium* foi confirmada como sendo típica de formações de caatinga (floresta arbustivo-arbórea aberta, segundo Miranda *et al.*, 2011), mais especificamente no sertão (segundo Rizzini, 1992), em solo pedregoso com vegetação dispersa, principalmente na região nordeste. A ocorrência na região centro-oeste em solo pedregoso, a partir de dados de etiquetas, foi confirmada pelos modelos gerados (Fig. 14). Algumas localidades esporádicas foram descritas pelos coletores como cerrado, no entanto, a espécie parece ocorrer em manchas com enclaves de SDTFs que se distribuem por entre uma matriz de cerrado, ao se observarem esses pontos sobre o mapa de vegetação. Nesse sentido, mais uma vez devem ser consideradas a resolução dos mapas e a precisão dos pontos utilizados. A espécie ocorre em uma altitude média de 430 m, com alguns registros desde o nível do mar até 1100m (Tab. 2). Com relação às variáveis climáticas, quando comparadas às demais espécies, apresenta os valores mais extremos de temperatura média no trimestre mais

**Tabela 2.** Dados obtidos a partir das informações associadas aos pontos de ocorrência das espécies, com as formações de SDTF em que ocorrem nas regiões do Brasil (em %), com destaque para novos estados de ocorrência, os principais tipos de solo associados, altitude média (valores mínimo e máximo) e as faixas das variáveis ambientais para as espécies. CO: centro-oeste; N: norte; NE: nordeste; S: sul; SE: sudeste; CA: caatinga; Car: carrasco; Ce: matriz de cerrado; FED: floresta estacional decidual; FES: floresta estacional semidecidual; BNC: bruno não cálcico; LAT: latossolo; LIT: litólico; POD: podzólico; TER: terra roxa estruturada; Ne: não estabelecido.

Espécie/ região	Formação SDTF – MMA Brasil	Solos	Altitude média (mín. e máx.)	Temp. méd. no trim. mais frio (bio 11)	Temp. méd. no trim. mais úmido (bio 8)	Precip. do mês mais seco (bio 14)	Precip. no mês mais úmido (bio 13)
<i>A. cuspa</i> /NE (67%) (MA)	CA	BNC, LIT	385 (3-850)	22-26 ° C	24-28°C	0-20 mm	150-250 mm
<i>A. cuspa</i> /SE (26%)	FES	LAT, TRE	590 (25-850)				
<i>A. cuspa</i> /CO (7%)	FED-Ce	LAT	435 (75-790)				
<i>A. discolor</i> /NE (56%)	CA, Car,	LIT, POD	630 (50-1060)	18-24°C	21-26°C	0-30 mm	200-300 mm
<i>A. discolor</i> /CO (32%)	FES, FED	LAT	635 (200-1130)				
<i>A. discolor</i> /SE (6%)	FED, FED -Ce	LIT, LAT	755 (615-895)				
<i>A. discolor</i> /N (6%)	FOD, FOD-Ce	LAT	190 (90-295)				
<i>A. polyneuron</i> /SE (40%)	FES, FED	LAT, POD,	690 (240-1790)	16-22°C	21-25°C	0-50 mm	150-250 mm
<i>A. polyneuron</i> /S (30%)	FES, FED	TRE, LAT	520 (290-1080)				
<i>A. polyneuron</i> /NE (18%)	CA-Ce	POD, LIT	500 (170-1150)				
<i>A. polyneuron</i> /CO (10%)	Ce	LAT, POD	390 (150-900)				
<i>A. pyriformium</i> /NE (93%)	CA, FES	BNC,LIT, POD	420 (1-1070)	20-25°C	23-27°C	0-20 mm	50-200 mm
<i>A. pyriformium</i> /SE (4%)	Ce	LAT, LIT	630 (170-900)				
<i>A. pyriformium</i> /CO (3%)	Ce	LAT, POD	540 (80-1100)				
<i>A. riedelii</i> /NE (CE,PB,PI) (45%)	CA, FES	LIT	510 (155-1050)	14-22°C	20-24°C	0-40 mm	150-250 mm
<i>A. riedelii</i> /SE (45%)	FES	LAT, POD	665 (585-977)				
<i>A. riedelii</i> /S (10%)	Ne	Ne					

frio (bio 11) (20-25°C), temperatura média no trimestre mais úmido (bio 8) (23-27°C), e valores extremamente baixos de precipitação, tanto no mês mais seco (bio 14) (de zero a 20 mm), quanto no mês mais úmido (bio 13) (50-200 mm) (Tab. 2).

*A. riedelii* já foi tida como extinta na natureza, por não ter sido encontrada em ambiente natural por mais de 50 anos (Santin, 1999), sendo hoje considerada rara e ameaçada de extinção, após algumas populações terem sido encontradas. A distribuição da espécie foi confirmada em formações de caatinga e FES, em solos pedregosos, com uma distribuição disjunta no nordeste do país e no sudeste e sul. Ocorre em altitudes mais elevadas (de 155 a 1050 m) e nas condições de clima mais frio, com 14-22°C de temperatura média no trimestre mais frio (bio 11) e 20-24°C de temperatura média no trimestre mais úmido (bio 8) (Tab. 2). Apresenta o segundo maior valor de precipitação no mês mais seco (bio 14) (0-40 mm), o que a evidencia em condições climáticas bastante próximas às encontradas para *A. polyneuron*, que também se distribui mais na porção sul e sudeste do país.

As espécies que podem ser tratadas como marcadores para as formações de SDTFs são *A. pyriformium* para o sertão, *A. cuspa* e *A. riedelii* (esta com distribuição disjunta) para o agreste e FES no sudeste, e *A. polyneuron* para FES do sudeste. A única espécie que não deve ser tratada como representante de uma formação vegetacional é *A. discolor*, cuja distribuição é muito ampla e não parece haver um padrão claro limitando a ocorrência desta espécie em uma formação vegetacional específica.

Também é necessário ponderar algumas restrições encontradas, a partir da abrangência da área de estudo no território brasileiro, em que mesmo a escala relativamente fina (de 1 km) dos mapas de vegetação utilizados nem sempre permite a identificação de pequenas áreas, tais como afloramentos pontuais. A precisão das coordenadas geográficas disponíveis também nem sempre é suficientemente precisa para observações pontuais, sendo que, quando não está presente, essa informação deve ser buscada com cautela.

## **4.2. Variáveis ambientais que melhor explicam a distribuição conhecida das espécies**

A partir dos histogramas gerados para cada variável foi possível delimitar os valores mais frequentes para cada espécie. A análise dos *boxplots* de cada variável climática também permitiu a detecção visual da amplitude e valores extremos encontrados para cada espécie (Figuras 21 a 39).

Para *A. riedelii*, por exemplo, três das seis variáveis escolhidas foram exclusivas para a espécie: a temperatura mínima no mês mais frio (bio 6), a precipitação no trimestre mais frio (bio 19) e a precipitação no trimestre mais seco (bio 17). Essa espécie apresenta distribuição disjunta na Bahia e no sudeste e sul do Brasil, ocorrendo até o Rio Grande do Sul, o que resulta em uma grande amplitude de variações climáticas. Essas variáveis destacadas refletem principalmente os valores limitantes de temperatura mínima e precipitação para a ocorrência da espécie. A espécie apresentou de maneira geral para as variáveis selecionadas uma faixa ampla de valores, tendo sido destacada uma grande amplitude de variação para a temperatura mínima no mês mais frio (bio 6) (de 8 a 16° C). Para as variáveis precipitação no trimestre mais seco (bio 17) (0-150 mm) e a precipitação no mês mais seco (bio 14) (0-40 mm), a espécie apresentou a maior amplitude de variação, assim como *A. polyneuron*, que apresentou os valores mais altos para as duas variáveis. Para a temperatura média do trimestre mais quente (bio 8), a espécie apresentou o valor mais baixo (20-24°C), também semelhante aos valores encontrados para *A. polyneuron*. O comportamento semelhante das variáveis ressaltadas pode ser relacionado com a distribuição disjunta no nordeste e sudeste de *A. riedelii* e a ocorrência preferencial na porção sudeste de *A. polyneuron*, onde a temperatura é menor e a precipitação, maior. Para a precipitação anual (bio 12) a espécie apresentou valores semelhantes às demais espécies (até 1600 mm), sendo que *A. pyrifolium* se destacou por apresentar o menor valor (0-750 mm).

Para a espécie *A. polyneuron* metade das variáveis ambientais também foi exclusiva: temperatura máxima no mês mais quente (bio 5), precipitação no trimestre mais quente (bio 18) e a isothermalidade (bio 3). Esta espécie é a que tem ocorrência predominante na porção sudeste do Brasil, em formações de floresta estacional semidecidual e, apesar de ocorrer também de forma mais

esporádica no nordeste do país, parece estar mais adaptada às temperaturas mais baixas.

*A. polyneuron* apresentou valores extremos quando comparada com as outras espécies para a temperatura máxima no mês mais quente (bio 5), com a faixa de temperatura mais baixa (28-32° C), ao passo que para a precipitação no mês mais quente (bio 18) apresentou o valor mais alto, em torno de 500 mm. A espécie apresentou o menor valor de isothermalidade (bio 3) (0,6-0,7 °C), que é a relação entre a variação de temperatura ao longo do dia e ao longo do ano, o que sugere uma maior estabilidade climática diária e também ao longo do ano. Os fatores que limitam a ocorrência da espécie estão relacionados a valores de máxima temperatura e de precipitação em condições de elevada temperatura, o que pode ser relacionado com essa distribuição em formações de SDTFs mais na porção sudeste do país.

A espécie *A. pyriformium* apresentou, além das variáveis ambientais mais importantes destacadas para a maioria das espécies, duas variáveis ambientais exclusivas: a sazonalidade da temperatura (bio 4) e a temperatura média anual (bio 1). Essa é a espécie de ocorrência mais relacionada à porção nordeste do Brasil, e a sazonalidade no clima parece ter uma importância marcante para a espécie, o que condiz com a marcada sazonalidade presente em formações de caatinga.

A faixa de temperatura média anual (bio 1) encontrada para a espécie é similar à de *A. cuspa*, sendo a mais alta entre o conjunto de espécies (24-28° C), o que se relaciona à distribuição das espécies. De maneira semelhante, a temperatura média no trimestre mais quente (bio 8) também apresentou o maior valor do conjunto de espécies, similar ao encontrado para *A. cuspa*.

De modo geral, a variável ambiental que foi mais frequente entre aquelas que mais contribuem para explicar a distribuição das espécies, destacada para quatro delas, foi a temperatura média do trimestre mais frio (bio 11). A única espécie para a qual esta variável não apresentou alto valor foi *A. riedelii*. As demais variáveis que mais contribuíram para explicar a distribuição das espécies foram a temperatura média do trimestre mais úmido (bio 8), a precipitação do mês mais seco (bio 14), e a sazonalidade de precipitação (bio 15), destacadas para três das cinco espécies: *A. cuspa*, *A. pyriformium* e *A.*

*riedelii* (bio 8); *A. discolor*, *A. pyriformis* e *A. riedelii* (bio 14); *A. cuspa*, *A. polyneuron* e *A. pyriformis* (bio 15).

Essas variáveis refletem fatores limitantes para a distribuição das espécies, destacando a importância dos valores mínimos para temperatura e precipitação, além de indicar o importante papel da sazonalidade, considerando os valores ao longo de estações do ano (evidenciadas em trimestres).

As variáveis precipitação anual (bio 12), precipitação do mês mais úmido (bio 13), temperatura média no trimestre mais quente (bio 10) e a temperatura média no trimestre mais seco (bio 9) foram destacadas para duas das cinco espécies: *A. cuspa* e *A. discolor* (bio 9, bio 10 e bio 13) e *A. polyneuron* e *A. riedelii* (bio 12).

Apesar de as espécies compartilharem a maioria das variáveis ambientais, algumas variáveis foram exclusivas a uma ou a outra espécie, o que deve refletir as particularidades específicas e necessidades ambientais diferenciadas. Embora apresentem padrões de distribuição diferenciados, várias áreas comuns são apontadas para as espécies (Fig. 7), o que condiz com o fato de estarem sujeitas, de modo geral, às mesmas variáveis climáticas. Apenas *A. cuspa* apresentou todas as variáveis compartilhadas com as demais espécies, o que era esperado em vista da amplitude geográfica, que abrange também uma grande variação de exigências ambientais.

#### **4.3. Distribuição potencial das espécies em cenários climáticos distintos:**

Os modelos gerados mostram variações individuais, em um padrão geral indicando as áreas de maior probabilidade de ocorrência coincidentes com a região de formações de SDTF na região nordeste do Brasil, exceto para a espécie *A. polyneuron*, que apresentou a maior parte das áreas potenciais de ocorrência na porção sul e sudeste do país (Fig. 8-17). De maneira geral os modelos gerados para condições climáticas do Último Máximo Glacial apresentaram áreas potenciais maiores e mais contínuas em relação àqueles gerados para condições climáticas atuais.

Feita a sobreposição dos modelos binários, que consideram as áreas potencialmente estáveis, a partir dos dois limites de corte, com o mapa que



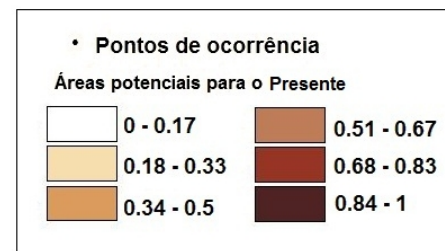
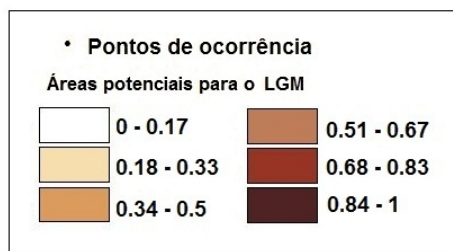
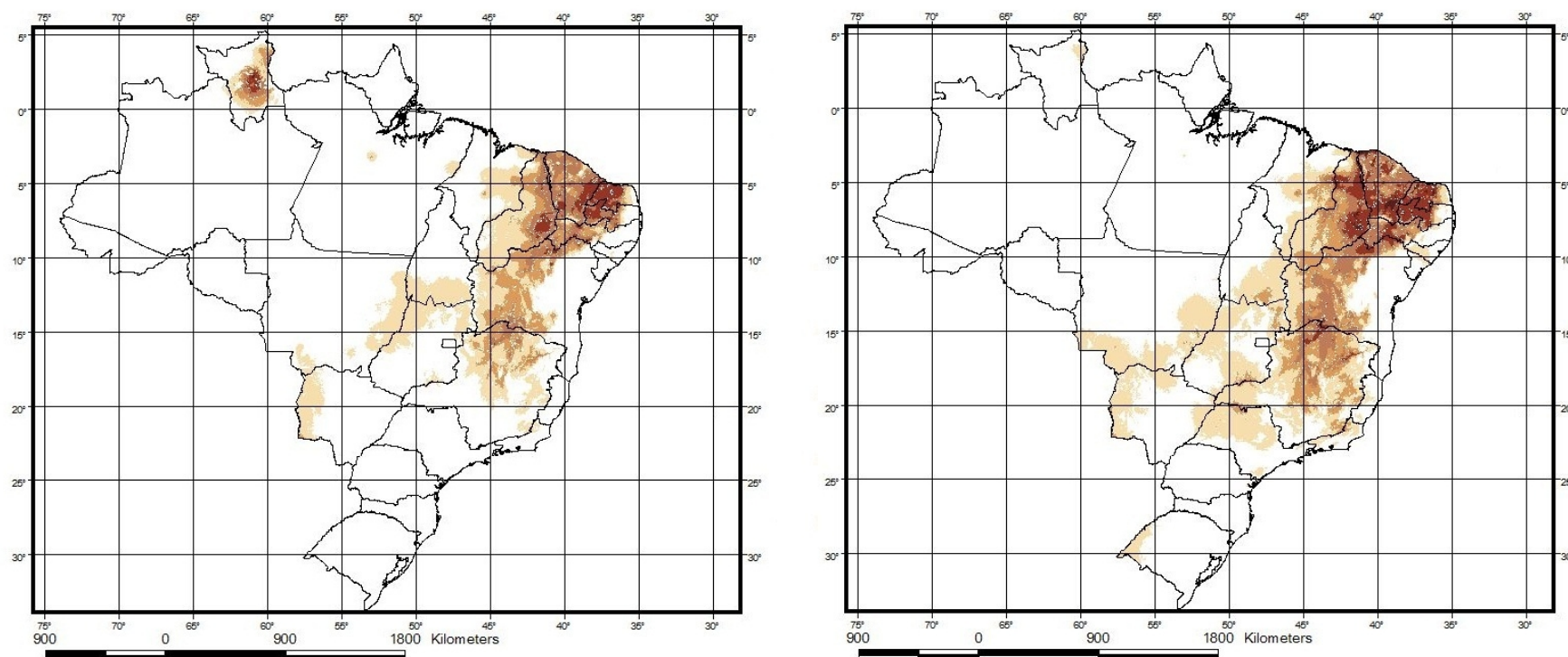
inclui os fragmentos de SDTF (adaptado de Brasil, 2002) (Fig. 8-17), foi possível verificar que tipo de formação vegetacional é relacionado a estas áreas e quanto delas se encontra atualmente em regiões onde há condições de sobrevivência.

Para *A. cuspa* (Fig. 8), diferente das demais espécies, as áreas previstas para o presente são aparentemente maiores do que aquelas previstas para o LGM. As áreas de maior adequabilidade ambiental e que incluem fragmentos de SDTF situam-se na região nordeste do país, especialmente nos estados do Ceará, Piauí, Rio Grande do Norte, Paraíba, além de uma área central na Bahia, que coincide com a distribuição conhecida da espécie. Apesar de não terem sido utilizados registros de ocorrência do estado do Rio Grande do Norte para a produção dos modelos, foram apontadas áreas potenciais de ocorrência em boa parte do estado, o que é corroborado pelo fato de a distribuição da espécie no estado ser conhecida na literatura (ver Marcondes-Ferreira, 1988). Na previsão da distribuição em condições passadas foi apontada uma grande área no estado de Roraima, onde são apontadas hoje formações de floresta estacional semidecidual (mapa do MMA; Miranda et al., 2011) e manchas de cerrado, com eventuais padrões rochosos com relictos de cactáceas (Ab'Saber, 2002). Entretanto, essa área não aparece como potencial nos modelos de distribuição atual.

Mesmo para uma espécie de ampla ocorrência como *A. discolor* são indicadas novas áreas potenciais de ocorrência em áreas diversas de SDTF do Brasil, na região centro-oeste, nos municípios de Nova Lacerda e Aripuana (MT); na região norte, nos municípios de Marabá e São Félix do Xingu (PA) e no extremo norte do estado de Roraima e em diversos locais na região nordeste, nos municípios de Porto Nacional (TO), Balsas e Tasso Fragoso (MA), além de uma grande quantidade de fragmentos apontados para os estados do Ceará, no oeste da Paraíba e na porção do centro em direção ao oeste de Pernambuco. Também são destacados fragmentos menores e mais isolados na porção ao sul do Espírito Santo e em alguns locais no limite entre os estados de São Paulo e Minas Gerais.

No entanto, ao se avaliar as áreas potenciais que realmente abrigam fragmentos de SDTFs, as áreas em que a espécie poderia se estabelecer são drasticamente reduzidas, sendo a maioria representada por formações abertas

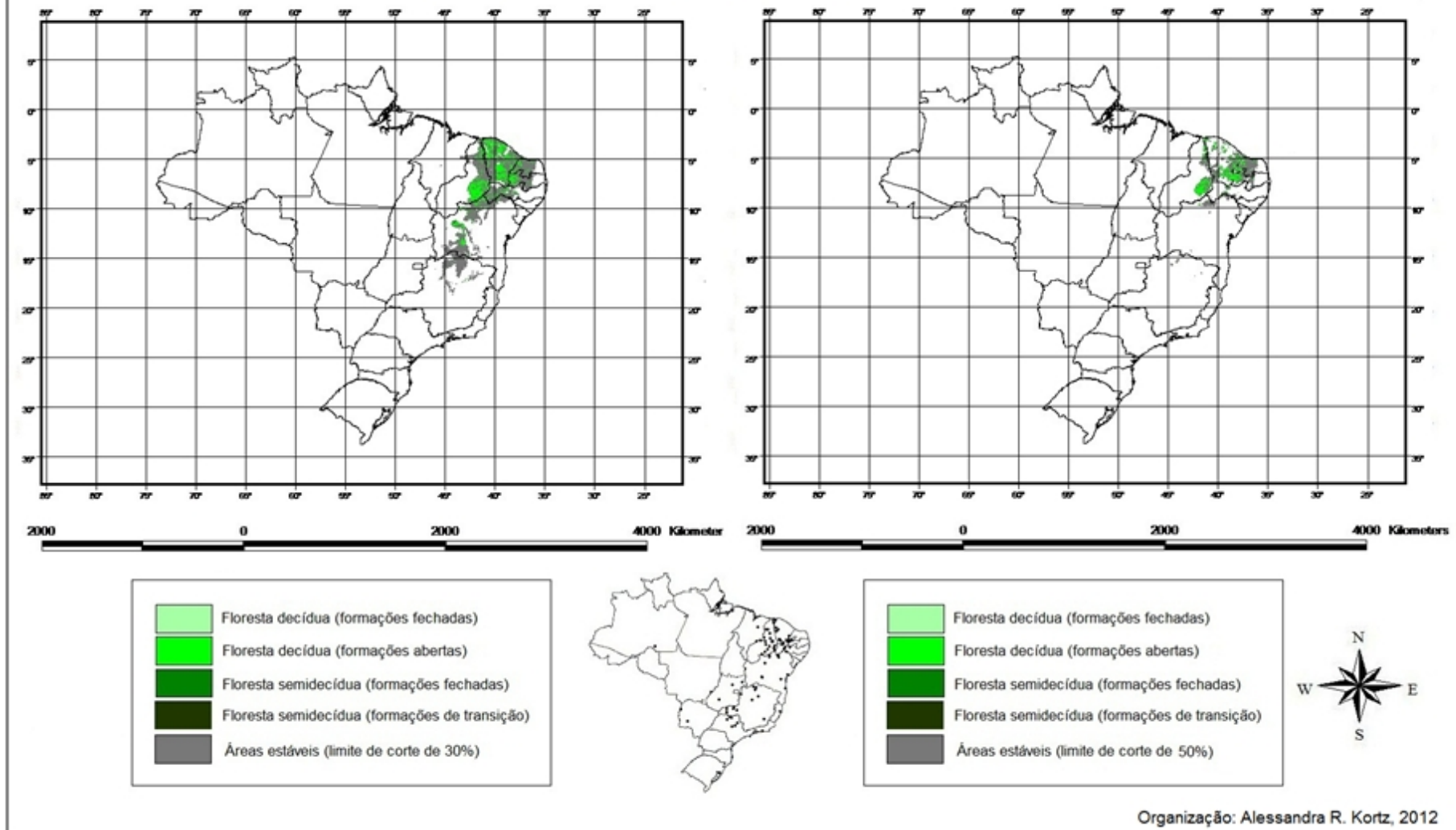
### *Aspidosperma cuspa* (Kunth) S.F. Blake ex Pittier



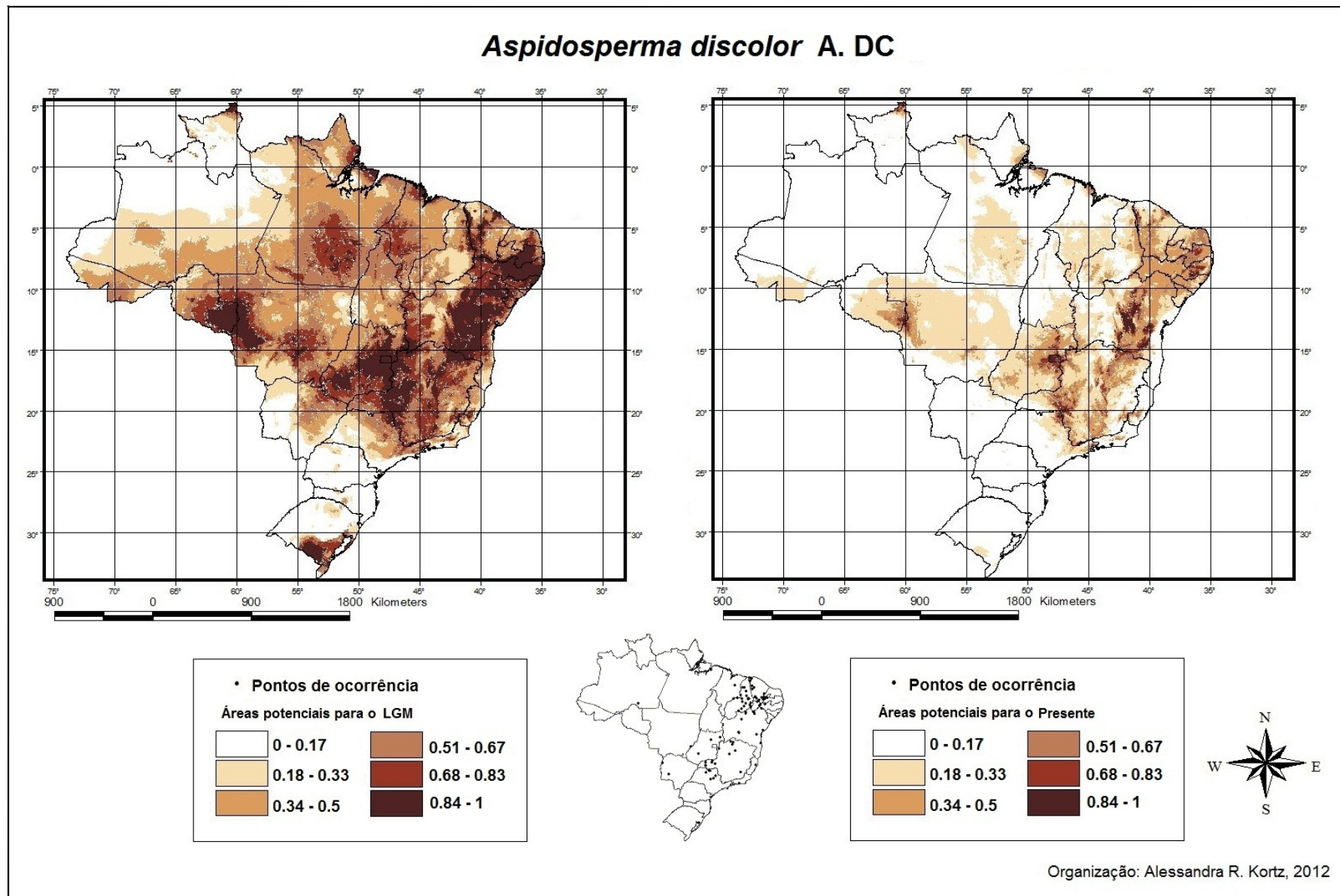
Organização: Alessandra R. Kortz, 2012

**Figura 8.** Mapas com registros de ocorrência e áreas de distribuição potencial de *Aspidosperma cuspa* para os cenários climáticos do Último Máximo Glacial (LGM) (Braconnot *et al.*, 2007) e atual (variáveis climáticas do Worldclim, 2004), modelos obtidos através do MaxEnt.

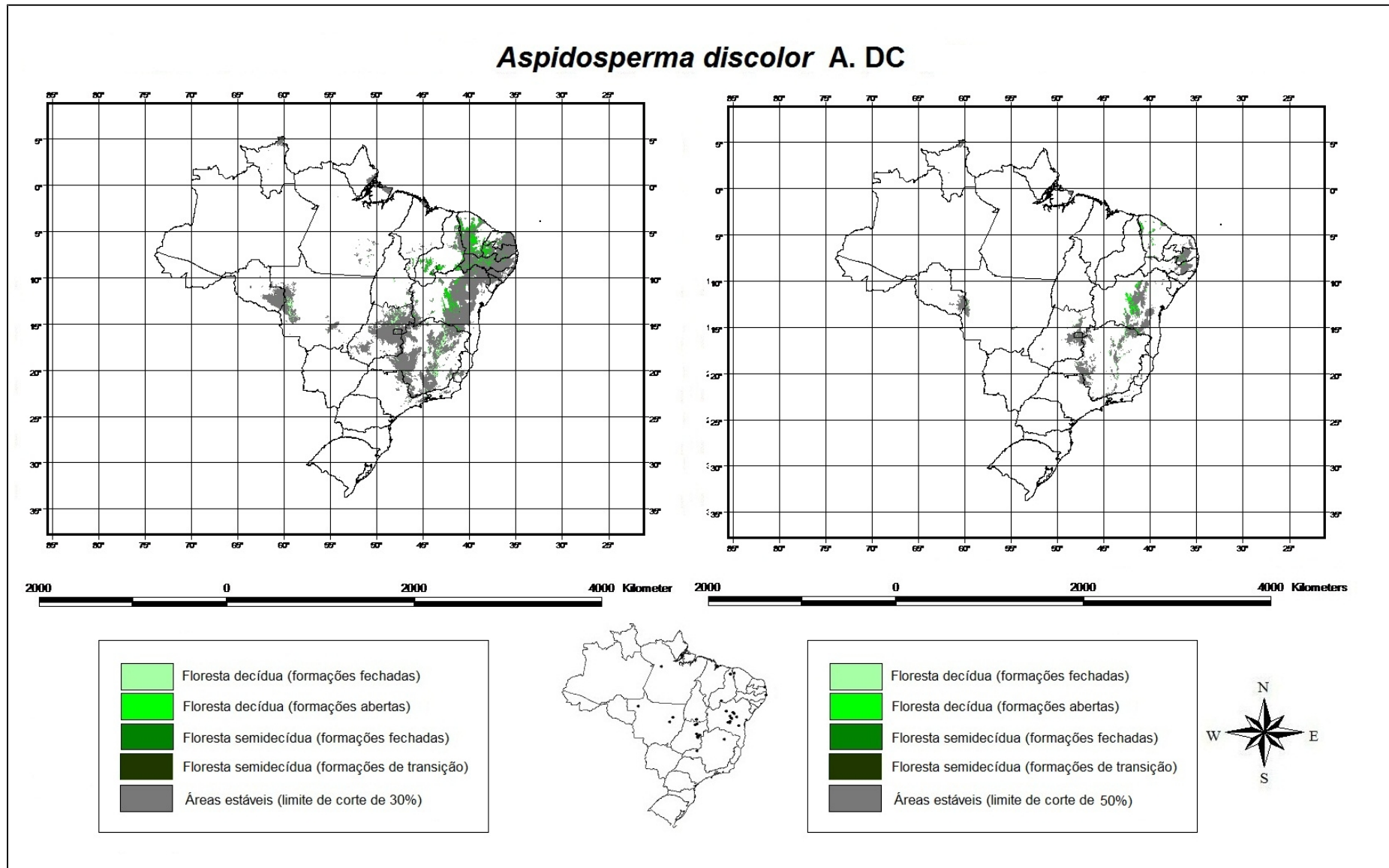
## *Aspidosperma cuspa* (Kunth) S.F. Blake ex Pittier



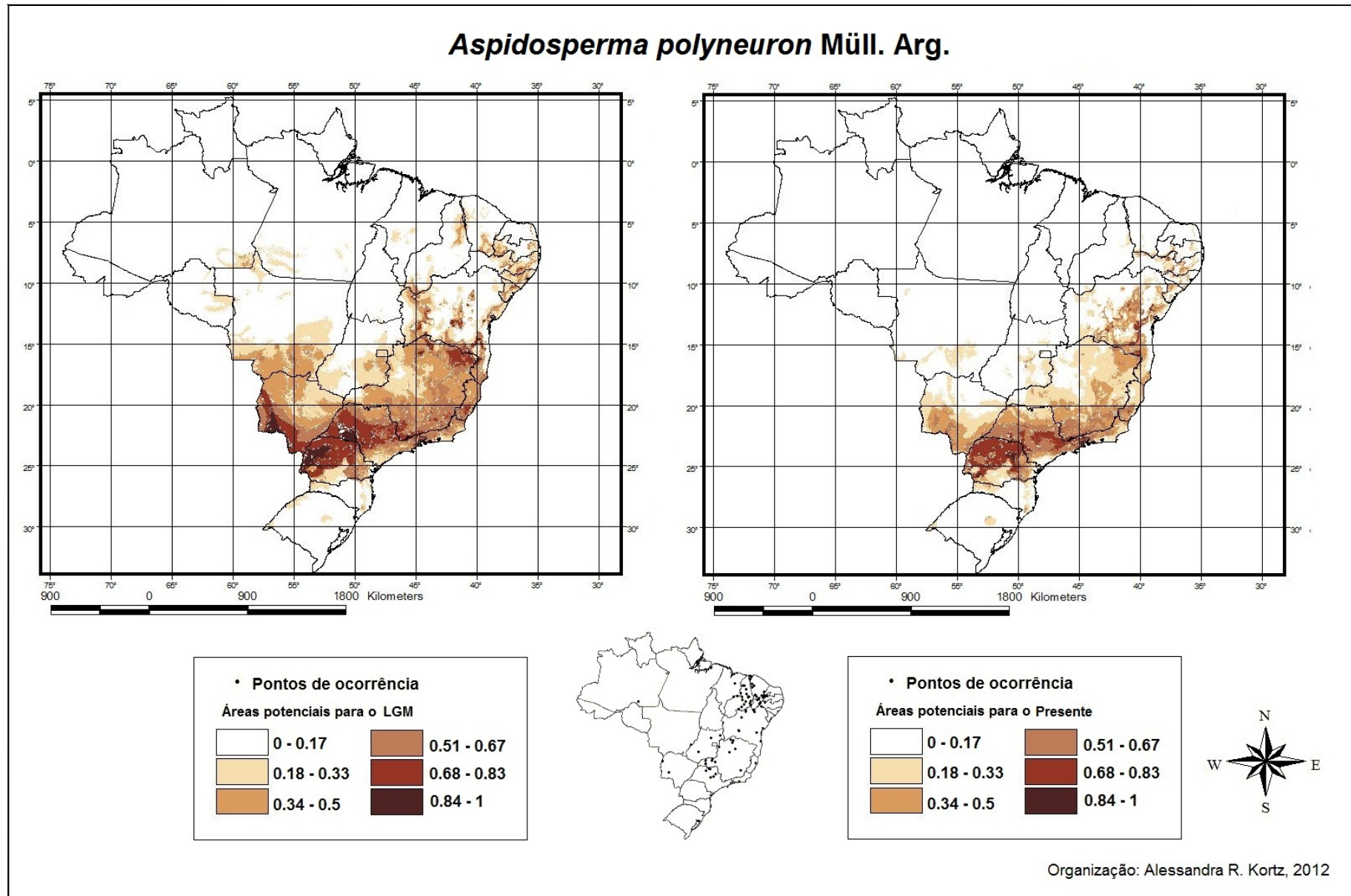
**Figura 9.** Áreas historicamente estáveis de *Aspidosperma cuspa*, obtidas a partir da combinação de modelos de distribuição potencial (MaxEnt) para cenários climáticos de 21.000 A.P. e atual, com limites de corte de 30% (esquerda) e de 50% (direita), combinados ao mapa de fragmentos de SDTFs (adaptado do MMA, 2002).



**Figura 10.** Mapas com registros de ocorrência e áreas de distribuição potencial de *Aspidosperma discolor* para os cenários climáticos do Último Máximo Glacial (LGM) (Braconnot *et al.*, 2007) e atual (variáveis climáticas do Worldclim, 2004), modelos obtidos através do MaxEnt.

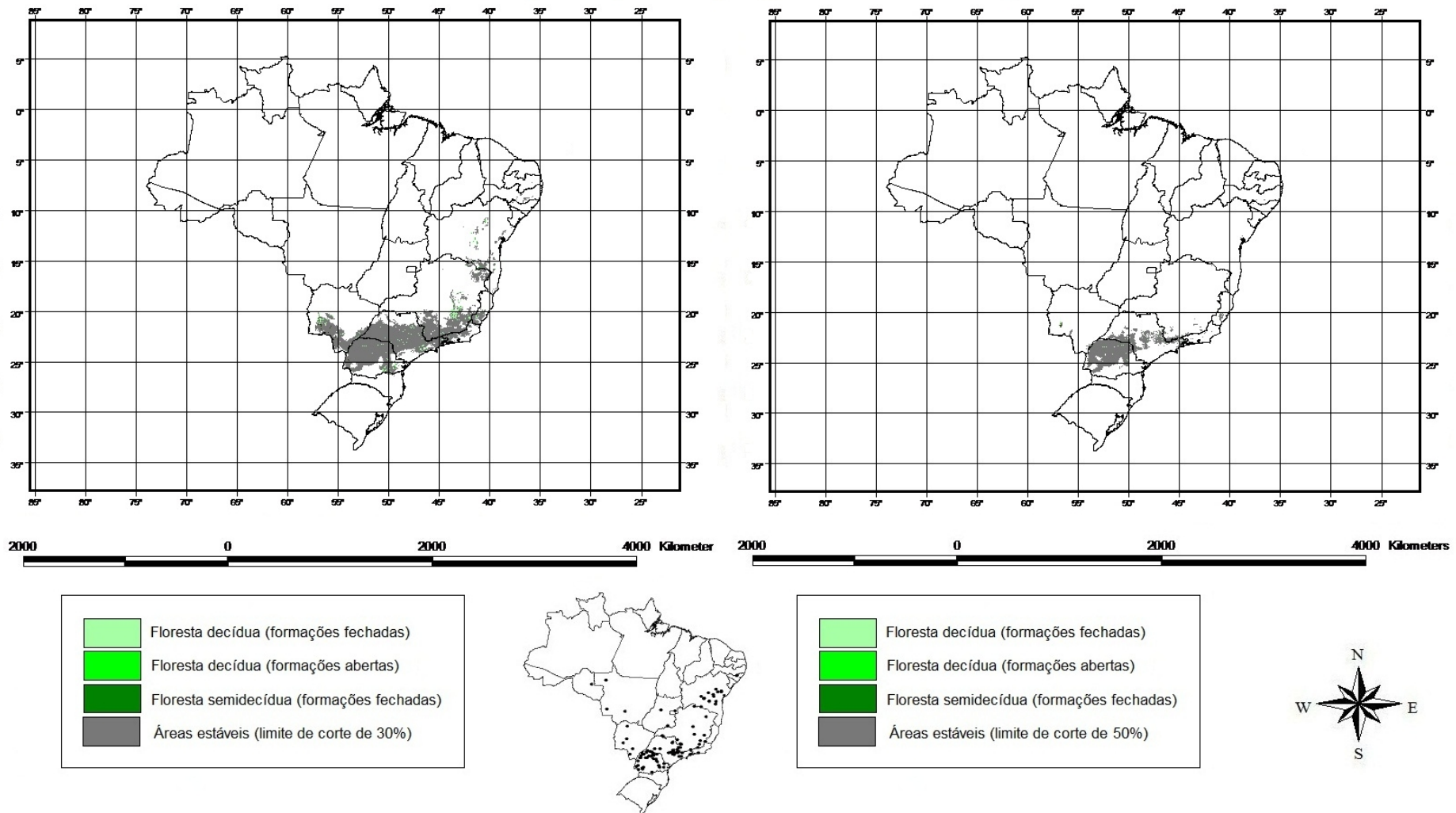


**Figura 11.** Áreas historicamente estáveis de *Aspidosperma discolor*, obtidas a partir da combinação de modelos de distribuição potencial (MaxEnt) para cenários climáticos de 21.000 A.P. e atual, com limites de corte de 30% (esquerda) e de 50% (direita), combinados ao mapa de fragmentos de SDTFs (adaptado do MMA, 2002).

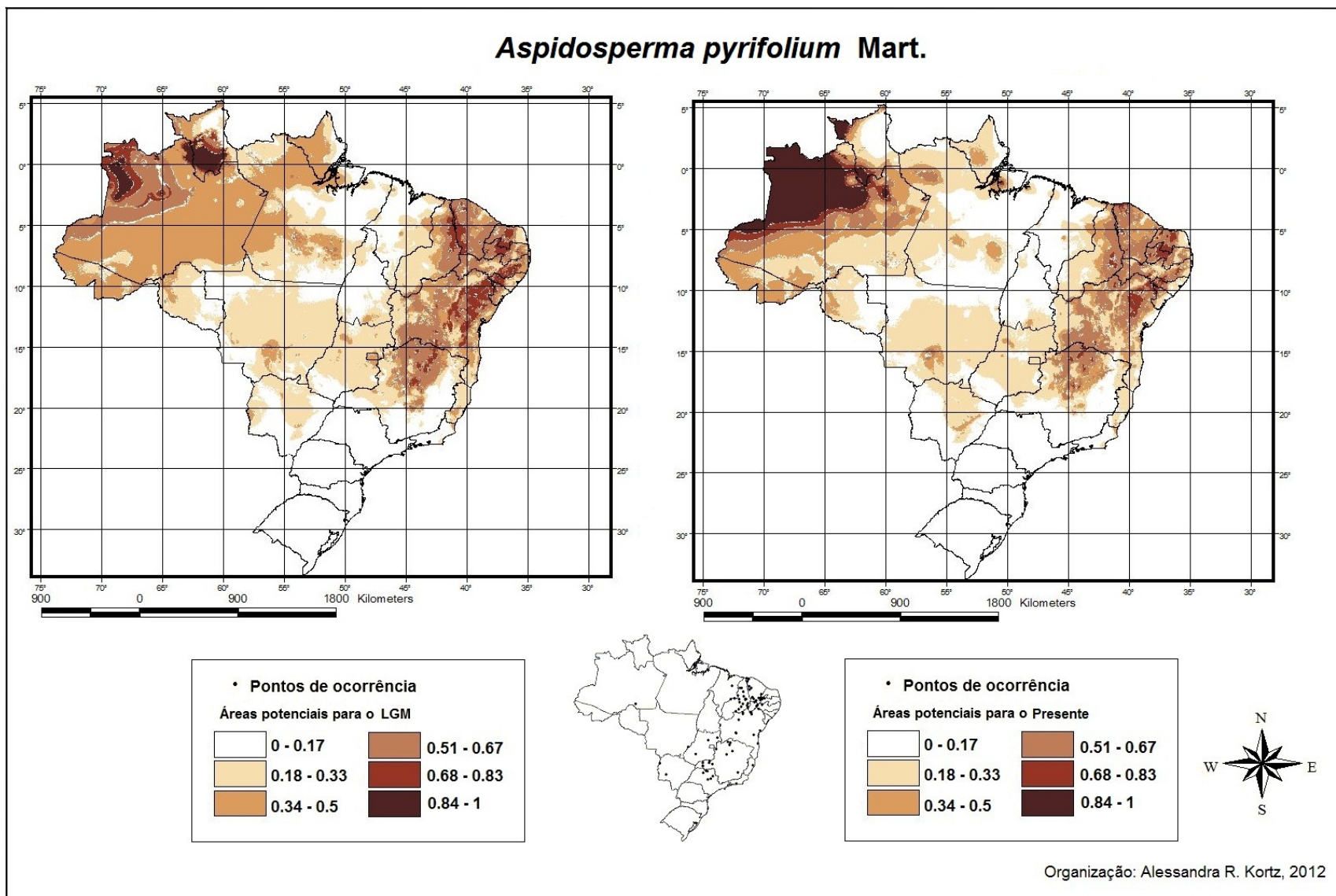


**Figura 12.** Mapas com registros de ocorrência e áreas de distribuição potencial de *Aspidosperma polyneuron* para os cenários climáticos do Último Máximo Glacial (LGM) (Braconnot *et al.*, 2007) e atual (variáveis climáticas do Worldclim, 2004), modelos obtidos através do MaxEnt.

### *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg.

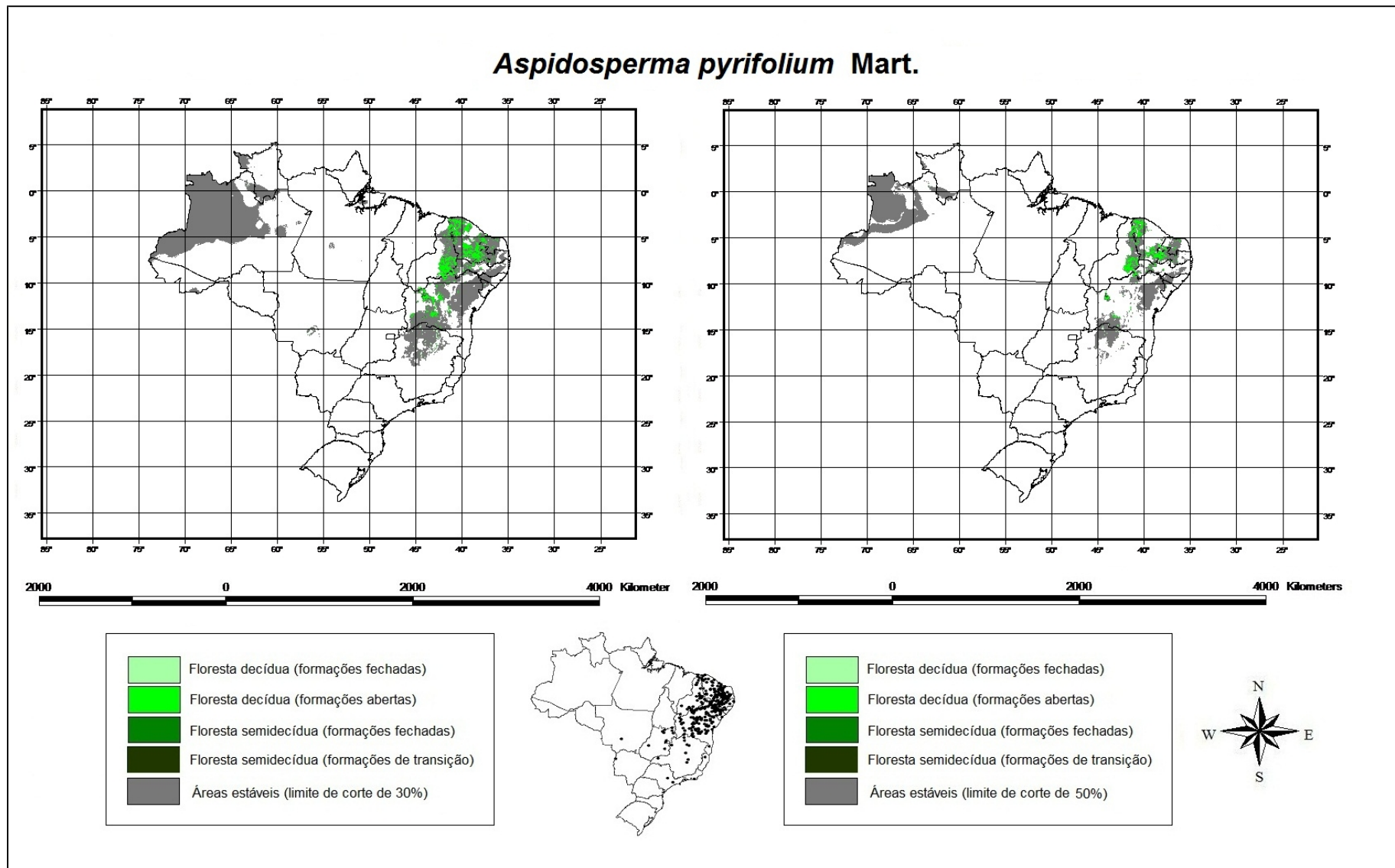


**Figura 13.** Áreas historicamente estáveis de *Aspidosperma polyneuron*, obtidas a partir da combinação de modelos de distribuição potencial (MaxEnt) para cenários climáticos de 21.000 A.P. e atual, com limites de corte de 30% (esquerda) e de 50% (direita), combinados ao mapa de fragmentos de SDTFs (adaptado do MMA, 2002).

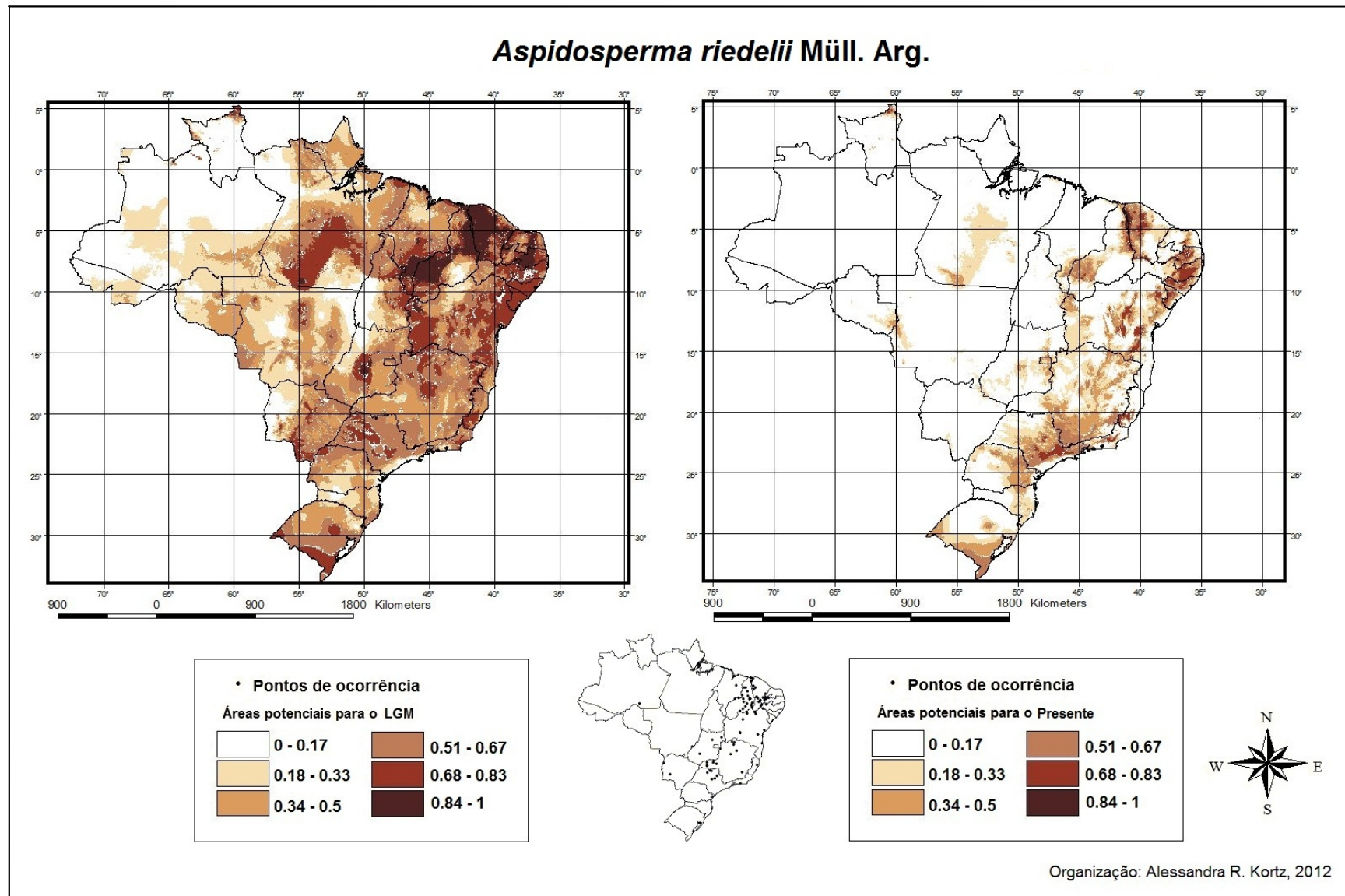


**Figura 14.** Mapas com registros de ocorrência e áreas de distribuição potencial de *Aspidosperma pyrifolium* para os cenários climáticos do Último Máximo Glacial (LGM) (Braconnot *et al.*, 2007) e atual (variáveis climáticas do Worldclim, 2004), modelos obtidos através do MaxEnt.

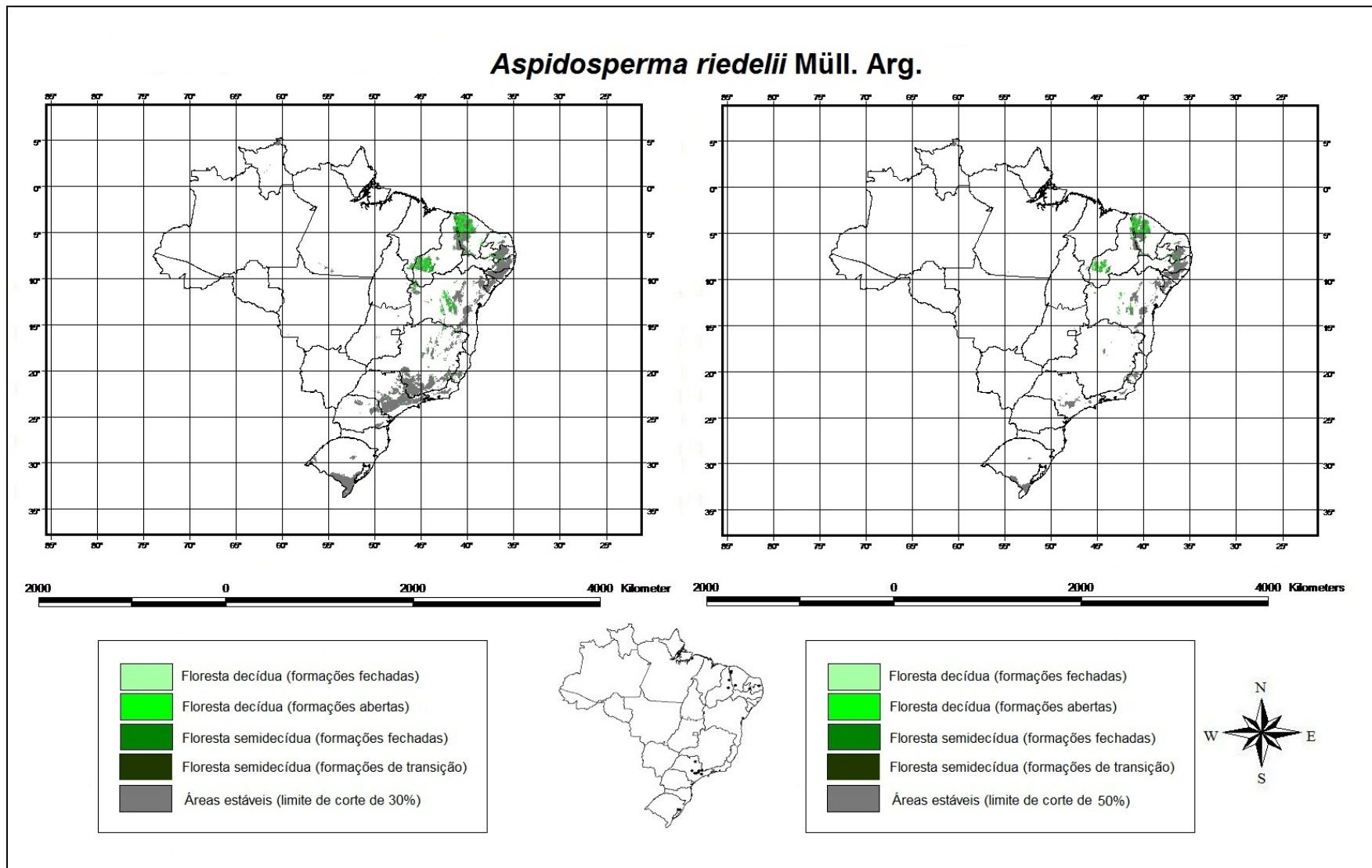




**Figura 15.** Áreas historicamente estáveis de *Aspidosperma pyrifolium*, obtidas a partir da combinação de modelos de distribuição potencial (MaxEnt) para cenários climáticos de 21.000 A.P. e atual, com limites de corte de 30% (esquerda) e de 50% (direita), combinados ao mapa de fragmentos de SDTFs (adaptado do MMA, 2002).



**Figura 16.** Mapas com registros de ocorrência e áreas de distribuição potencial de *Aspidosperma riedelii* para os cenários climáticos do Último Máximo Glacial (LGM) (Braconnot *et al.*, 2007) e atual (variáveis climáticas do Worldclim, 2004), modelos obtidos através do MaxEnt.



**Figura 17.** Áreas historicamente estáveis de *Aspidosperma riedelii*, obtidas a partir da combinação de modelos de distribuição potencial (MaxEnt) para cenários climáticos de 21.000 A.P. e atual, com limites de corte de 30% (esquerda) e de 50% (direita), combinados ao mapa de fragmentos de SDTFs (adaptado do MMA, 2002; Miranda *et al.*, 2011).

de floresta decídua, havendo também uma porcentagem considerável em formações fechadas de floresta decídua.

*A. polyneuron* foi a única espécie do conjunto aqui selecionado que apresentou a distribuição potencial mais ao sul e sudeste do país, em formações de floresta estacional decídua e semidecídua, com as áreas potenciais situadas principalmente nos estados de São Paulo, Mato Grosso do Sul e Paraná, além de áreas menores na parte central da Bahia. São indicadas áreas para buscar novas populações em Pernambuco, notadamente nos municípios de Custódia, Flores, Água Branca e Brejinho, na fronteira com o estado da Paraíba, e também no Espírito Santo, com maiores áreas destacadas nos municípios de Castelo, Cachoeiro de Ita, Muniz Freire e Alegre.

A maioria dessas áreas de vegetação sobrepostas com os modelos de *A. polyneuron* foram aquelas de florestas decíduas com formações fechadas, ao contrário das demais espécies, que foram encontradas majoritariamente em formações abertas de florestas decíduas. Esse fato está de acordo com os resultados do estudo populacional da espécie realizado por Martini *et al.* (2004), que detectaram que as condições ambientais favoráveis ao estabelecimento da espécie não parecem ser relacionadas com a existência de clareiras. Assim, o estabelecimento predominante em formações de florestas fechadas é um diferencial para espécie, indicado nos modelos e corroborado pelo estudo populacional.

Os modelos gerados para a espécie *A. pyrifolium* indicaram áreas potencialmente estáveis coincidentes com a distribuição conhecida no nordeste do Brasil, notavelmente na porção norte do Ceará e na porção oeste do Rio Grande do Norte, onde ocorrem formações de caatinga. Também foram encontradas áreas potenciais na porção norte da Bahia, na porção central dos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte, onde há registros para a espécie em formações vegetacionais de caatinga.

Uma grande área ao noroeste do estado do Amazonas foi apontada como área de elevada probabilidade de ocorrência para a espécie, onde não são conhecidos registros. Como os modelos levam em conta apenas variáveis climáticas, é desejável utilizar informações auxiliares para compreender a possibilidade de ocorrência nessas novas localidades, uma vez que a simples

existência de condições ambientais adequadas (nicho fundamental) em determinado local não irá resultar na presença da espécie neste local (nicho realizado). Nesse sentido, avaliado o mapa de fragmentos de SDTF (adaptado do MMA; Miranda *et al.*, 2011) foram encontrados fragmentos próximos às áreas apontadas como potenciais, no município amazônico de Barcelos. No entanto, para que a espécie ocorra em determinada área também é necessário um terceiro componente, que é a capacidade de dispersão (“movimento”), o que restringe dramaticamente a distribuição da espécie (ver Soberón & Peterson, 2005).

Uma área com alta adequabilidade ambiental também foi destacada em Roraima, estado que inclui um mosaico complexo de formações de matas de galerias, campos varzeanos e ainda campos de dunas (Ab’Saber, 2002). Esta área de ocorrência potencial localiza-se na proximidade da fronteira com a Venezuela, país onde ocorre uma formação de SDTFs conhecida como *gran sabana*, que é um ecossistema rupestre local (Ab’Saber, 2002).

Partindo da hipótese de que as áreas disjuntas atuais são resultantes de uma distribuição mais contínua no passado, torna-se importante verificar se há ou houve, em algum momento, condições adequadas para a ocorrência da espécie em áreas intermediárias, que permitiriam a dispersão e ocupação da área disjunta. Entretanto, no presente estudo não foram detectados fragmentos de áreas potenciais conectando essas áreas dentro do território brasileiro tratando especificamente do LGM. É possível observar, entretanto, que as áreas de maior adequabilidade para a ocorrência da espécie eram maiores e mais conectadas em cenário climático do último glacial máximo, para as regiões nordeste e sudeste, do que são atualmente (Fig. 14). Este resultado coincide parcialmente com o resultado de Werneck *et al.* (2011) (Fig. 18), tendo sido detectadas áreas historicamente estáveis que podem ter funcionado como corredores, conectando as regiões norte e sudeste/centro-oeste do Brasil a partir de áreas da Bolívia, Paraguai e Argentina. Neste estudo considerou-se apenas o território do Brasil.

Para *A. riedelii*, espécie ameaçada de extinção e considerada rara, são apontadas áreas para serem buscadas novas populações em áreas historicamente estáveis que abrigam fragmentos de SDTFs relativamente grandes ao sul do Piauí, se estendendo até o limite com o Maranhão.

Várias das áreas de alta adequabilidade ambiental para a espécie apontadas na região nordeste se sobrepõem áreas mais elevadas, tais como a Chapada Diamantina, a Serra do Espinhaço, o Planalto de Ibiapaba, Borborema, e mesmo na região sudeste, na Serra da Mantiqueira (Fig. 16). As altitudes mais elevadas nessas localidades estão associadas a uma diminuição da temperatura que, relacionada à disposição do relevo, pode aumentar a umidade por favorecer ou forçar chuvas por convecção (Araújo et al., 2011), o que está de acordo com as variáveis climáticas apresentadas pelas espécie (Tab. 2). Nessas localidades são conhecidas formações de SDTFs, que se apresentam em um mosaico: no Planalto da Borborema ocorre caatinga e FES (Rodal et al., 2005), carrasco no Planalto de Ibiapaba (Araújo et al., 2011), sendo os solos em geral rasos e arenosos (Silva et al., 2003; Benites et al., 2003; Zappi et al., 2003).

A ocorrência da espécie é conhecida na Bahia (Marcondes-Ferreira, 1988) e, apesar de não ter sido possível utilizar os pontos deste estado devido à falta de informação detalhada sobre a localidade de coleta, os modelos apontaram áreas na Bahia com uma alta adequabilidade ambiental para a sua ocorrência.

Também são apontadas áreas relativamente grandes permeando boa parte do estado do Ceará, em formações de caatinga, além de fragmentos menores e mais isolados no Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco. Todos os fragmentos apontados na porção sul e sudeste do país são pequenos e relativamente isolados, e novas áreas são indicadas no Espírito Santo, Rio de Janeiro e no Paraná, além de áreas em São Paulo e no Rio Grande do Sul, estados em que a ocorrência da espécie é conhecida (Marcondes-Ferreira & Kinoshita, 1996).

No que se refere à distribuição potencial do conjunto de espécies aqui apresentado, tem-se que áreas comuns para a ocorrência das espécies incluem locais nos estados do Ceará e Piauí, na região central do Rio Grande do Norte e da Paraíba, nas Serras do Espinhaço e Diamantina na Bahia e em Minas Gerais, bem como na Chapada do Rio São Francisco (MG) (Fig. 18), excetuando-se a espécie *A. polyneuron*, cuja distribuição se dá na porção sul e sudeste do país. Essas áreas previstas como historicamente estáveis são importantes para cada uma das espécies, sendo esperado que abriguem maior

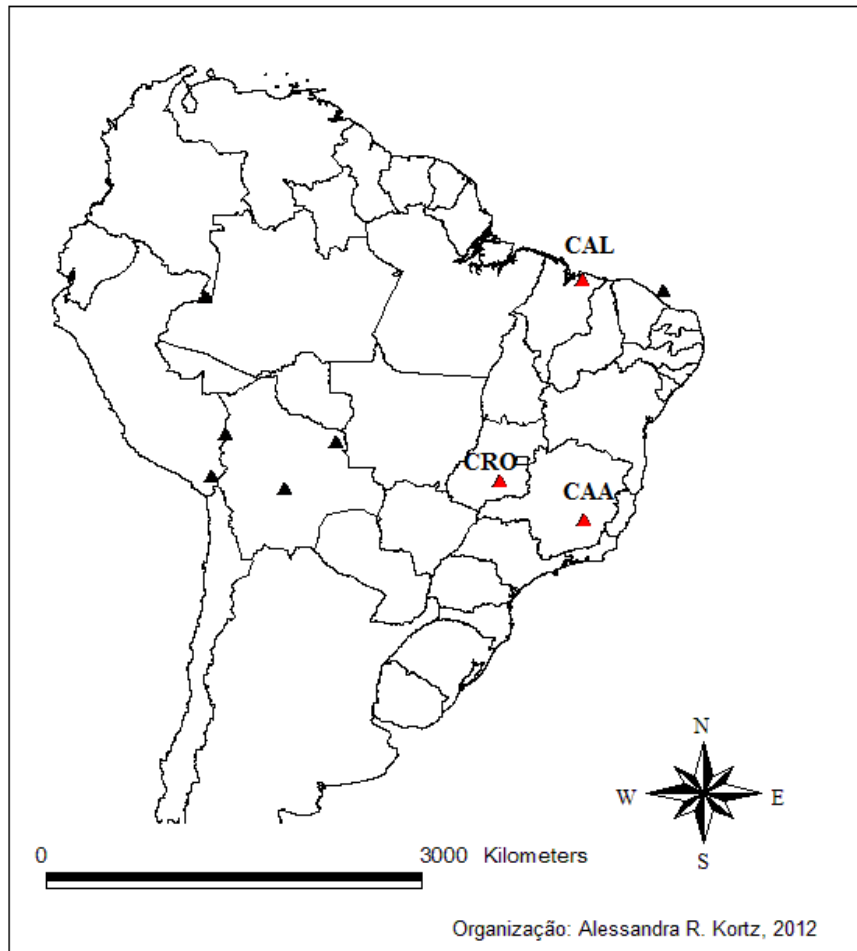
diversidade genética. Sendo assim, são áreas importantes para direcionar coletas visando tanto a ampliação do conhecimento da distribuição da espécie, bem como para corroborar os modelos, confrontando os resultados também com futuros estudos filogeográficos.

Apesar de o conjunto de variáveis ambientais utilizadas ter sido diferente para cada espécie, selecionadas a partir da PCA, ainda assim foram indicadas áreas potenciais comuns para as espécies, o que pode indicar as características propícias para a permanência de espécies de SDTFs nesses locais em um contexto mais amplo.

Quando avaliamos os valores de AUC, obtidos a partir dos testes externos dos modelos, o melhor resultado foi obtido para *A. cuspa* (0.85), seguida de *A. polyneuron* (0.821), *A. pyriformium* (0.784), *A. discolor* (0.782), e *A. riedelii* (0.776). Apesar de os resultados mostrarem valores significativos, comparativamente melhores do que os resultados gerados de forma aleatória (de valor igual ou inferior a 0.5), os valores mais baixos de AUC foram obtidos para *A. discolor*, que possui ampla distribuição, e *A. riedelii*, considerada uma espécie rara. Isso ocorre porque os modelos produzidos a partir de um número reduzido de pontos e aqueles que representam espécies com ampla distribuição tendem a resultar em uma sobreprevisão considerável (altas taxas de erro de comissão e baixo valor de AUC) (ver Loiselle *et al.*, 2008). As espécies com maior distribuições de freqüência abrangem uma maior gama de condições ambientais (Gaston, 2003) e, portanto, podem ser mais difíceis de serem modeladas.

Foi feita a comparação entre os modelos gerados no presente trabalho, construídos a partir de espécies representativas de SDTFs, com os dados palinológicos disponibilizados por Werneck *et al.* (2011) para o LGM. Dos nove estudos destacados, apenas quatro localizam-se no território brasileiro, sendo um deles associado ao oceano Atlântico (Behling *et al.*, 2000), e assim apenas três trabalhos puderam ter os valores de cada modelo extraídos.

Os dados palinológicos resultantes do estudo realizado em Cromínia (CRO), no estado de Goiás (Ferraz-Vicentini & Salgado-Labouriau, 1996; Salgado-Labouriau *et al.*, 1997) (Fig. 17) indicam um número reduzido de táxons de formações úmidas, mas a vegetação de cerrado ainda não havia se estabelecido completamente durante o LGM.



**Figura 17.** Estudos palinológicos utilizados por Werneck *et al.* (2011) para a validação dos modelos de distribuição das SDTFs na América do Sul. As localidades destacadas em vermelho foram consideradas no presente estudo. (CAA: Catas Altas, Minas Gerais; CAL: Lago do Caçó, Maranhão; CRO: Cromínia, Goiás).

Nesta localidade, foi encontrado um alto valor de probabilidade de ocorrência para duas espécies: *A. discolor* (84.4%) e *A. riedelii* (72%). Atualmente nessa localidade a vegetação encontrada compreende um complexo de cerrado, floresta de galeria e ainda veredas (Werneck *et al.*, 2011).

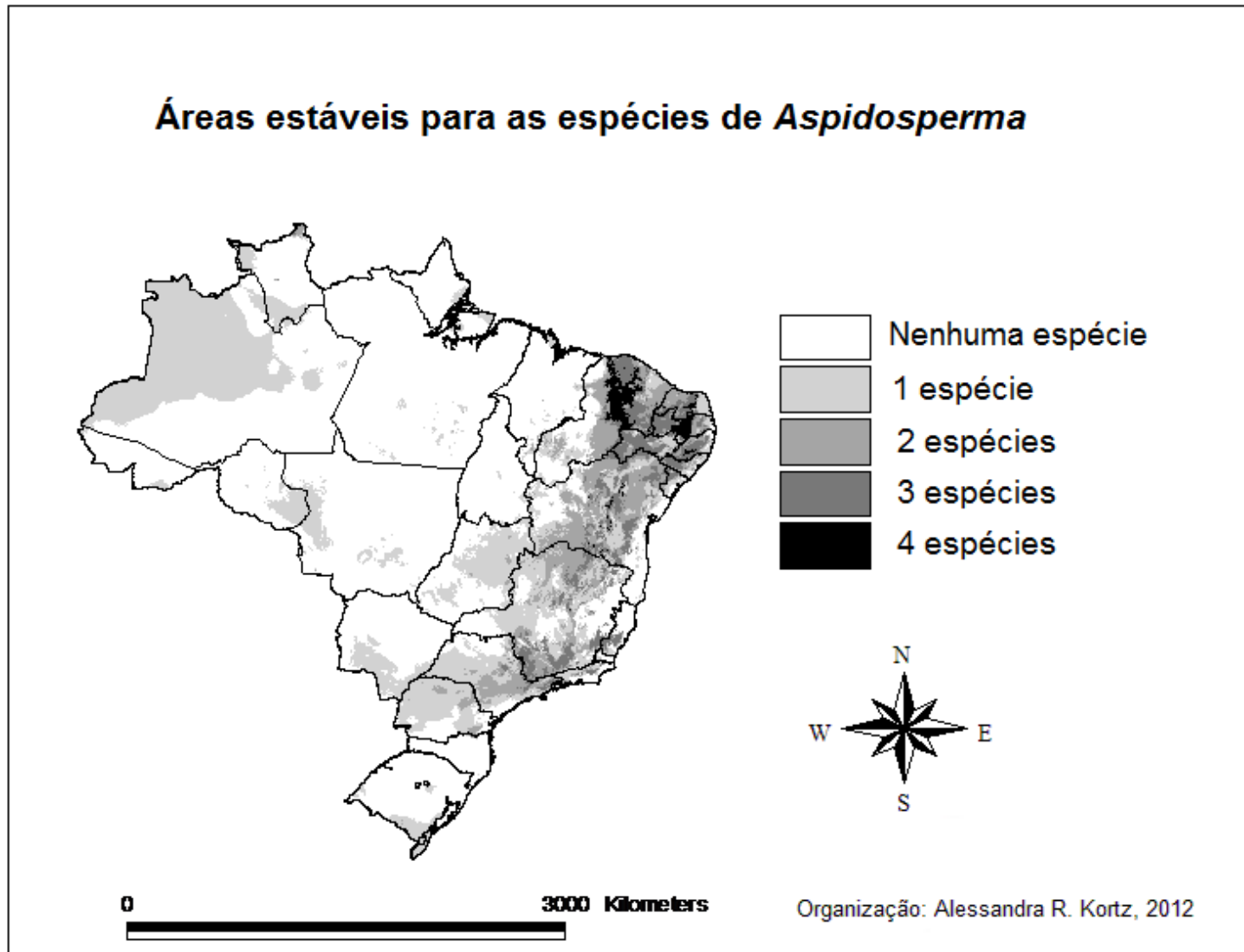
O estudo realizado em Lago do Caçó (CAL), no Maranhão (Ledru *et al.*, 2001, Ledru *et al.*, 2006) (Fig. 17), apresenta atualmente vegetação de transição entre restinga e cerrado, e os registros sugerem que durante o LGM a área era composta por vegetação esparsa, que não incluía cerrado ou



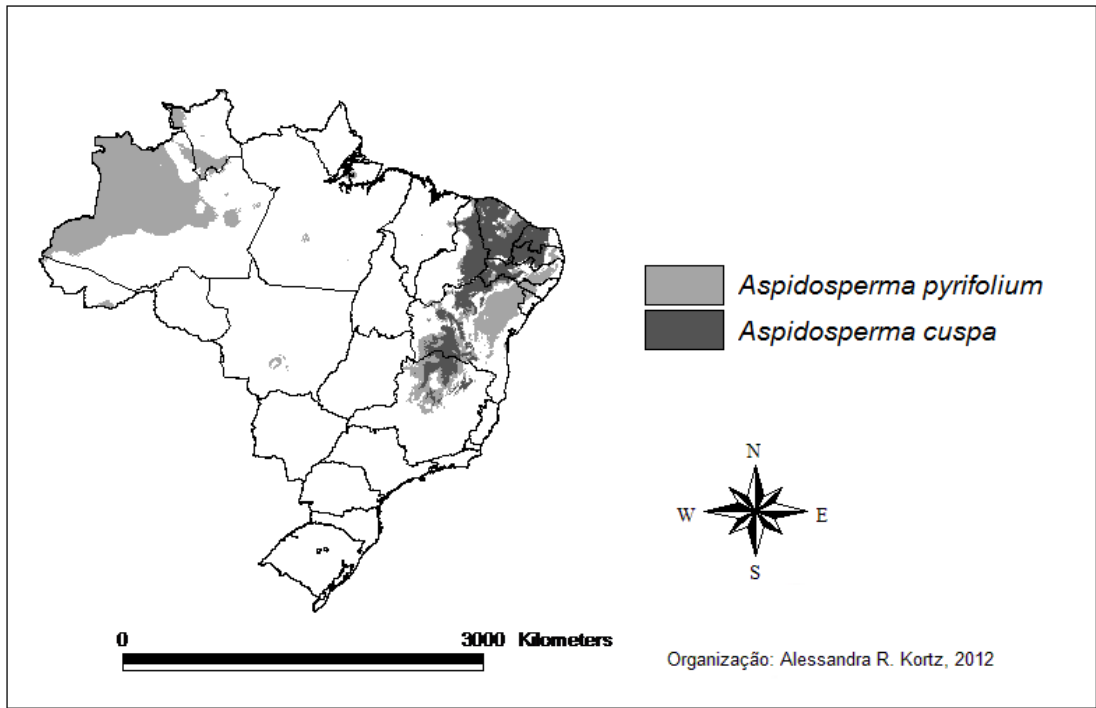
formações de SDTFs. Apenas a espécie *A. riedelii* apresentou valor significativo de adequabilidade ambiental nesta localidade (65%).

Em Catas Altas (CAA), Minas Gerais (Behling & Lichte, 1997) (Fig. 17), os dados palinológicos sugerem que no LGM a vegetação da região era composta por campos subtropicais e pequenas áreas de florestas de galeria ao longo dos rios. Atualmente, a localidade apresenta floresta estacional semidecidual com manchas de cerrado (Werneck *et al.*, 2011). Apenas *A. discolor* apresentou probabilidade de ocorrência significativa (60%), sendo que áreas bastante próximas, no mesmo município, apresentaram alta probabilidade de ocorrência para a espécie. É necessário ressaltar que os pontos de ocorrência disponibilizados dos estudos têm uma resolução mais grosseira, sem incluir os segundos, sendo possível e até mesmo desejável uma análise mais geral da localidade.

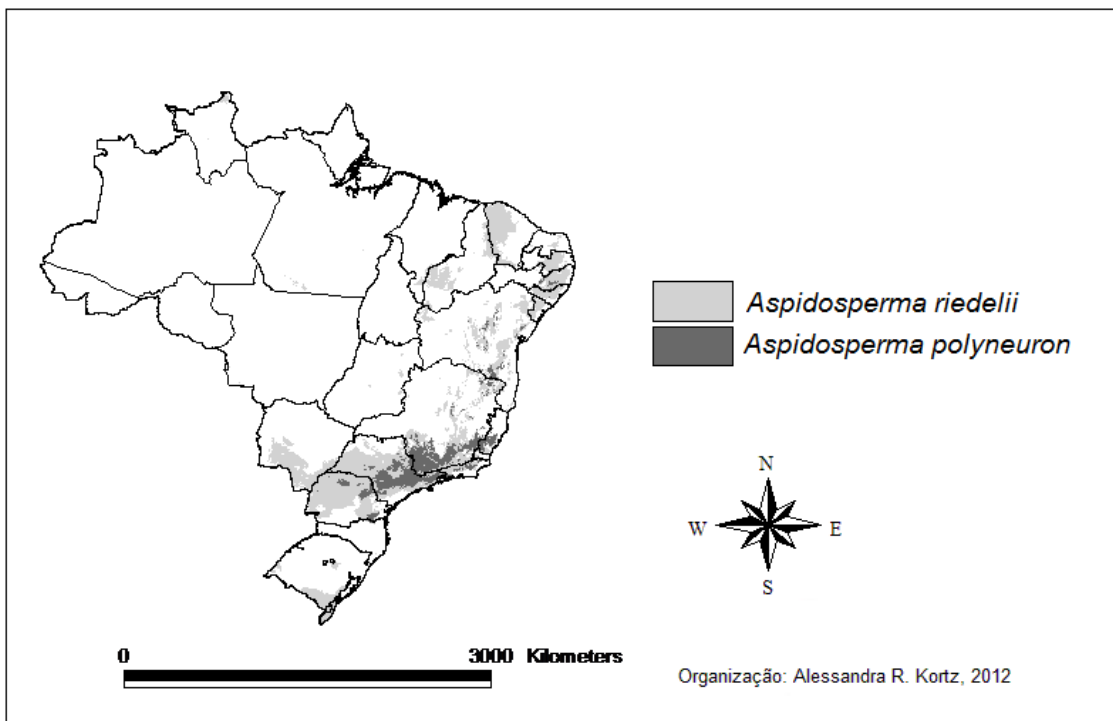
As áreas historicamente estáveis aqui geradas para cada espécie analisadas em conjunto apresentam uma notável correspondência com as áreas estáveis encontradas por Werneck *et al.* (2011) (Fig. 18), que construíram os modelos a partir das áreas da própria formação de SDTFs. Sendo assim, os modelos gerados para as espécies evidenciaram particularidades, indicando históricos de ocupação distintos, com dois padrões gerais: um relacionado à porção nordeste, em formações de caatinga (sertão) e carrasco (Fig. 19), e outro relacionado à porção sudeste, em especial em formações de floresta estacional semidecidual (Fig. 20). As áreas potenciais de ocorrência estável são bastante semelhantes às encontradas pelos autores supracitados, com áreas principalmente na região nordeste do Brasil, que se estende até o sudeste a partir de uma ampla área em Minas Gerais até o Paraná, incluindo a porção sudoeste do Mato Grosso do Sul (onde ocorre contato com a vegetação do Chaco).



**Figura 18.** Áreas historicamente estáveis (com base no limite de corte de 30%) para as espécies de *Aspidosperma*. As áreas mais escuras representam áreas comuns para um maior número de espécies.



**Figura 19.** Sobreposição das áreas historicamente estáveis (considerando o limite de corte de 30%) das espécies *Aspidosperma pyrifolium* (cinza claro) e *A. cuspa* (cinza escuro), que apresentam distribuição preferencial ao nordeste do Brasil.



**Figura 20.** Sobreposição das áreas historicamente estáveis (considerando o limite de corte de 30%) das espécies *Aspidosperma riedelii* (cinza claro) e *A. polyneuron* (cinza escuro), que apresentam distribuição preferencial ao sudeste do Brasil.

## **5. Considerações finais**

As espécies selecionadas se confirmaram representativas de formações de SDTFs, cujas características climáticas e ambientais peculiares evidenciaram a heterogeneidade desta formação, ao relacionar as diferentes espécies a históricos de ocupação distintos.

A definição das características morfológicas que delimitam cada uma das espécies é fundamental para o processo de modelagem de distribuição potencial, que deve partir de dados sempre checados e de identificação confiável. As visitas a diferentes herbários do Brasil foram importantes no estabelecimento das diferenças morfológicas dentro de cada espécie, checagem e correção de registros duvidosos e a identificação espécimes indeterminados nos herbários, o que permitiu encontrar novos dados de ocorrência.

A adoção de uma metodologia coerente com os objetivos do estudo, a partir de uma junção de diversas recomendações recentes da literatura é importante não somente para criar os modelos de distribuição potencial, mas também para a interpretação ao se compreender as possíveis restrições dos mesmos. Neste estudo foi proposta a abordagem de distribuição potencial em formações de SDTFs, para as quais não existe ainda uma metodologia definida. O uso das variáveis ambientais mais importantes para as espécies características de SDTFs, separadas previamente pela PCA para gerar os modelos, resultou em uma notável correspondência com as áreas historicamente estáveis comparadas às encontradas por Werneck *et al.* (2011), sendo possível também indicar particularidades dentro dessas formações.

## 6. Referências

AB'SABER, A. N. Bases para o estudo dos ecossistemas da Amazônia brasileira. **Estud. av.**, São Paulo, v. 16, n. 45, p., ago. 2002. Disponível em: <[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0103-40142002000200002&lng=en&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142002000200002&lng=en&nrm=iso)>. Acesso em: 01 abr. 2012.

AB'SABER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.

ALFANO, M. J. et al. Comparison of climate model results with european vegetation and permafrost during oxygen isotope stage three. **Quaternary Research**, Oxford, v. 59, p. 97–107, 2003.

AMERICAS REGIONAL WORKSHOP (Conservation and Sustainable Management of Trees, Costa Rica), 1998. *Aspidosperma polyneuron*. In: **IUCN 2011**. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2011,1. Disponível em: <[www.iucnredlist.org](http://www.iucnredlist.org)>. Acesso em: 21 ago. 2011.

AMORIM, I. L.; SAMPAIO, E. V. S. B.; ARAÚJO, E. L.. Flora e estrutura da vegetação arbustivo-arbórea de uma área de caatinga do Seridó, RN, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, São Paulo, v. 19, n. 3, p. 615-623, 2005.

ARASATO et al. Densidade de Drenagem e HAND (*Height Above the Nearest Drainage*) do SRTM para modelagem de distribuição de espécie de palmeiras no Brasil. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 14., 2009, **Anais...** Natal, RN: INPE, 2009. p. 5089-5097

ARAÚJO, F. S. et al. Composição florística da vegetação de carrasco, Novo Oriente, CE. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 21, n. 2, p. 105-116, 1998a.

ARAÚJO, F. S. et al. Floristics and life-forms along a topographic gradient, central-western Ceará, Brazil = Florística e formas de vida ao longo de um gradiente topográfico no centro-oeste do estado do Ceará, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 62, n. 2, p. 341-366, 2011.

ARAÚJO, F. S.; MARTINS, F. R.; SHEPHERD, G. J. Variações estruturais e florísticas do carrasco no planalto da Ibiapaba, estado do Ceará. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, SP, v. 59, n. 4, p. 663-678, 1998b.

AUSTIN, M. P. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 157, p. 101–118, 2002.

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

BEAN, W. T.; STAFFORD, R.; BRASHARES, J. S. The effects of small sample size and sample bias on threshold selection and accuracy assessment of species distribution models. **Ecography**, Malden, v. 34, p. 1-9, 2011.

BEHLING, H. et al. Late quaternary vegetational and climate dynamics in northeastern Brazil, inferences from marine core GeoB 3104-1. **Quaternary Science Reviews**, Oxford, v. 19, p. 981 – 994, 2000.

BEHLING, H.; COSTA, M. L. Holocene vegetational and coastal environmental changes from the Lago Crispim record in north eastern Pará State, eastern Amazonia. **Review Palaeobotany and Palynology**, Amsterdam, v. 114, p. 155, 2001.

BEHLING, H. et al. Late quaternary vegetational and climatic dynamics in southeastern Brazil, inferences from marine cores GeoB 3229-2 and GeoB 3202-1. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, Amsterdam, v. 179, p. 227-243, 2002.

BEHLING, H. et al. Late quaternary vegetation and climate dynamics in the Serra da Bocaina, southeastern Brazil. **Quaternary International**, Oxford, v. 161, n. 1, p. 22-31, 2007.

BEHLING, H.; LICHTER, M. Evidence of dry and cold climatic conditions at glacial times in tropical southeastern Brazil. **Quaternary Research**, Oxford, v. 48, p. 348-358, 1997.

BENITES, V. M., et al. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. **Floresta e Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 10, p. 76-85, 2003.

BINI, L. M. et al. Challenging wallacean and linnean shortfalls: knowledge gradients and conservation planning in a biodiversity hotspot. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 12, p. 475-482, 2006.

BIODIVERSITY HERITAGE LIBRARY. 2011. Disponível em: <<http://www.biodiversitylibrary.org/>>. Acesso em: 21 jul. 2011.

BONNACORSO, E.; KOCH, I.; PETERSON, T. Pleistocene fragmentation of Amazon species' ranges. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 12, p. 157-164, 2006.

BRACONNOT, P. et al. Results of PMIP2 coupled simulations of the Mid-Holocene and last glacial maximum - part 1: experiments and large-scale features. **Climate of the Past**, Göttingen, Germany, v. 3, n. 2, p. 261-277, 2007.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Download de dados ambientais**. Disponível em: <<http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm>>. Acesso em: 12 jul. 2011.

BRUMMITT, R. K.; POWELL, C. E. (Ed.). **Authors of plant names**: list of authors of scientific names of plants, with recommended standard forms of their names, including abbreviations. [s. l.]: Autre Institution Internationale; Royal Botanic Garden, 1992. 732p.

BUSH, M. B.; OLIVEIRA, P. E. The rise and fall of the refugial hypothesis of Amazonian speciation: a paleoecological perspective. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, 2006. Disponível em:

<<http://www.biotaneotropica.org.br/v6n1/en/abstract?point-of-view+bn00106012006>>. Acesso em: 16 mar. 2010.

CAETANO, S. et al. The history of seasonally dry tropical forests in eastern South America: inferences from the genetic structure of the tree *Astronium urundeuva* (Anacardiaceae). **Molecular Ecology**, Oxford, v. 17, p. 3147–3159, 2008.

CAMPOS, J. C.; LANDGRAF, P. R. C.; Análise da regeneração natural de espécies florestais em Matas Ciliares de acordo com a distância da margem do lago. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 2, p.143-151, 2001.

CARNAVAL, A. C. et al. Stability predicts genetic diversity in the Brazilian Atlantic forest hotspot. **Science**, Cambridge, v. 323, p. 785–789, 2009.

CARNAVAL, A. C.; MORITZ, C. Historical climate modeling predicts patterns of current biodiversity in the Brazilian Atlantic forest. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 35, p. 1187–1201, 2008.

CARVALHO, D. A. et al. Distribuição de espécies arbóreo-arbustivas ao longo de um gradiente de solos e topografia em um trecho de floresta ripária do Rio São Francisco em Três Marias, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 329-345, abr./jun. 2005.

CHEDDADI, R. et al. Imprints of glacial refugia in the modern genetic diversity of *Pinus sylvestris*. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 15, p. 271–282, 2006.

CHILCOTT, C. et al (Ed.). **Climate change impacts on biodiversity in Australia**: outcomes of a workshop sponsored by the Biological Diversity Advisory Committee. Canberra, Austrália: Environment Australia, 2003. p. 63–66

COLINVAUX, P. A. et al. A paradigm to be discarded: geological and paleoecological data falsify the Haffer and Prance refuge hypothesis of Amazonian speciation. **Amazoniana**, Plön, v. 16, p. 609–646, 2001.

COSTA-JUNIOR, R. R. et al. Florística arbórea de um fragmento de Floresta Atlântica em Catende, Pernambuco – Nordeste do Brasil. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, Pe, v. 2, n. 4, p. 297-302, 2007.



COUTO, A. P. L.; FUNCH, L. S.; CONCEIÇÃO, A. A. Composição florística e fisionomia de floresta estacional semidecídua submontana na Chapada Diamantina, Bahia. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 61, n. 2, p. 391-405, 2011.

CUNHA, M. C. L. **Comunidades de árvores e o ambiente na floresta estacional semidecidual montana do Pico do Jabre, Pb.** 2010. 283 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) - Universidade de Brasília, Brasília, 2010.

DURIGAN, G. et al. Estrutura e diversidade do componente arbóreo da floresta na Estação Ecológica dos Caetetus, Gália, SP. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 2, p. 369-381, 2000.

EARTH RESOURCES OBSERVATIONS AND SCIENCE (EROS) CENTER. **Hydro 1k Documentation.** 2011. Disponível em: <[http://eros.usgs.gov/#/Find\\_Data/Products\\_and\\_Data\\_Available/gtopo30/REA\\_DME](http://eros.usgs.gov/#/Find_Data/Products_and_Data_Available/gtopo30/REA_DME)>. Acesso em: 02 mar. 2012.

ELITH, J. et al. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. **Ecography**, Malden, v. 29, p. 129–151, 2006.

ELITH, J. et al. Statistical explanation of MaxEnt for ecologists. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 17, n. 1, p. 43-57, 2011.

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

ENVIRONMENTAL SYSTEMS RESEARCH INSTITUTE (ESRI). **Inc.ArcGIS.** Version 9.0. Redlands, CA, 2000.

FERRAZ-VICENTINI, K. R.; SALGADO-LABOURIAU, M. L. Palynological analysis of a palm swamp in Central Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, Columbia, v. 9, p. 207- 219, 1996.

FIGUEIRÊDO, L. S.; RODAL, M. J. N.; MELO A. L. Florística e fitossociologia da vegetação caducifólia espinhosa arbustiva no município de Buíque, Pernambuco. **Naturalia**, Rio Claro, SP, v. 25, p. 205-224, 2000.

FONSECA, G. A. B. et al. It's time to work together and stop duplicating conservation efforts: following Africa's lead in setting priorities. **Nature**, Basingstoke, v. 405, n. 6785, p. 393–394, 2000.

FONSECA, M. G., MARTINI, A. M. Z.; SANTOS, F. A. M. Spatial structure of *Aspidosperma polyneuron* in two semideciduous forest in southeast Brazil. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, Sweden, v. 15, p. 41-48, 2004.

FRANÇA, H.; SETZER, A. W. **Regime de queimadas no Parque Nacional das Emas: 1973-1995**. São José dos Campos, SP: INPE, 1997. 85 p. (Relatório de Pesquisa FAPESP)

FRANKIE, G. W.; BAKER, H. G.; OPLER, P. A. Comparative phenological studies of trees in tropical wet and dry forests in lowlands of Costa-Rica. **Journal of Ecology**, London, v. 62, p. 881–919, 1974.

GASTON, K. **The structure and dynamics of geographic ranges**. Oxford: Oxford University Press, 2003.

GENTRY, A. H. Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In: Bullock, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. (Ed.). **Seasonal dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 146-194.

GIBSON, L.; BARRETT, B.; BURBIDGE, A. Dealing with uncertain absences in habitat modeling: a case study of a rare ground-dwelling parrot. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 13, n. 6, p. 704-713, 2007.

GIULIETTI, A. M. et al. Espécies endêmicas da caatinga. In: SAMPAIO, E. et al. (Ed.). **Vegetação e flora da caatinga**. Recife, Pe: Associação Plantas do Nordeste; CNIP, 2002. p. 103-108.

GODOWN, M. E.; PETERSON, A. T. Preliminary distributional analysis of US endangered bird species. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 9, p. 1313–1322, 2000.

GOMES, A. P. S. **Florística e fitossociologia de uma vegetação arbustiva subcaducifólia no município de Buíque – Pernambuco**. 1999. ix, 53 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 1999.

GRAHAM, C. H., MORITZ, C.; WILLIAMS, S. E. Habitat history improves prediction of biodiversity in rainforest fauna. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, Washington, DC, v. 103, n. 3, p. 632–636, 2006.

HAFFER, J. Speciation in Amazonian forest birds. **Science**, Cambridge, v. 165, p. 131–137, 1969.

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

HANDRO, O. Notas sobre algumas espécies de *Aspidosperma* Mart. & Zucc. Archos. **Bot. Est. S. Paulo**, São Paulo, v. 3, n. 5, p. 279-83, 1962.

HERNANDEZ, P. A. et al. The effect of sample size and species characteristics on performance of different species distribution modeling methods. **Ecography**, Malden, v. 29, p. 773-785, 2006.

HIJMANS *et al.* Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 25, p. 1965-1978, 2005. Disponível em: <<http://www.worldclim.org/>>. Acesso em: 12 jan. 2010.

HOWE, H. A.; SMALLWOOD, J. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, CA, v. 13, p. 201-228, 1982.

HUGALL, A. et al. Reconciling paleodistribution models and comparative phylogeography in the wet tropics rainforest land snail *Gnarosiphia bellendenkerensis* (Brazier 1875). **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of American**, Washington, DC, v. 99, n. 9, p. 6112–6117, 2002.

HUTCHINSON, G. E. Concluding remarks. In: COLD SPRING HARBOR SYMPOSIA ON QUANTITATIVE BIOLOGY, 22., 1957. **Anais...** New York: Long Island Biological Association; The Biological Laboratory, 1958. p. 415-427.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R. Florística e fitossociologia de remanescentes de floresta estacional decidual em Piracicaba, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 291-304, 2000.

JANZEN, D. H. Tropical dry forests: the most endangered major tropical ecosystem. In: WILSON, E. O. (Ed.). **Biodiversity**, Washington, DC: National Academy Press, 1988. p. 130–137.

JOLY, C.A. et al. Evolution of the Brazilian phytogeography classification systems: implications for biodiversity conservation. **Ciência e Cultura**, Campinas, v. 51, n. 5-6, p. 331-348, 1999.

KEW ROYAL BOTANIC GARDENS. 2011. Disponível em: <<http://www.kew.org/>>. Acesso em: 03 dez. 2011.

KOCH, I.; RAPINI, A. *Apocynaceae*. In: **Lista de espécies da flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2012. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB000048>>. Acesso em: 19 mar. 2010.

KOHFELD, K. E.; HARRISON, S. P. How well can we simulate past climates? Evaluating the models using palaeoenvironmental datasets. **Quaternary Science Reviews**, Oxford, v. 19, p. 321–346, 2000.

KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O.; JOLY, C. A.; BERNACCI, L. C. Relação entre o solo e a composição florística de remanescentes de vegetação natural no Município de Ribeirão Preto, SP. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, v. 28, n. 3, p. 541-562, 2005.

KRITICOS, D. J.; RANDALL, R. P. A comparison of systems to analyse potential weed distributions. In: GROVES, R. H.; PANETTA, F. D.; VIRTUE, J. G. (Ed.). **Weed risk assessment**. Melbourne, Austrália: CSIRO Publishing, 2001. p 61–79.

KUNZ, S. H. et al. Aspectos florísticos e fitossociológicos de um trecho de Floresta Estacional Perenifólia na Fazenda Trairão, Bacia do rio das Pacas, Querência - MT. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 38, n. 2, p. 245 – 254, 2008.

LEDRU, M. - P. et al. Late - glacial cooling in Amazonia inferred from pollen at Lagoa do Caçó, Northern Brazil. **Quaternary Research**, Oxford, v. 55, n. 1, p. 47– 56, jan. 2001.

LEDRU, M. - P. et al. Millennial-scale climatic and vegetation changes in a northern Cerrado (Northeast, Brazil) since the Last Glacial Maximum. **Quaternary Science Reviews**, Oxford, v. 25, n. 9-10, p.1110-1126, 2006.

LEDRU, M. - P. et al. Paleoclimate changes during the last 100,000 yr from a record in the Brazilian Atlantic rainforest region and interhemispheric comparison. **Quaternary Research**, Oxford, v. 64, n. 3, p. 444–450, nov. 2006.

LINARES-PALOMINO, R.; KESSLER, M. The role of dispersal ability, climate and spatial separation in shaping biogeographic patterns of phylogenetically distant plant groups in seasonally dry Andean forests of Bolivia. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 36, p. 280-290, 2009.

LIU, C. et al. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. **Ecography**, Malden, v. 28, n. 3, p. 385-393, 2005.

LOISELLE, B. A. et al. Avoiding pitfalls of using species distribution models in conservation planning. **Conservation Biology**, Washington, DC, v. 17, p. 1591–1600, 2003.

LOISELLE, B. A. et al. Predicting species distributions from herbarium collections: does climate bias in collection sampling influence model outcomes? **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 35, p. 105-116, 2008.

LOPES, S. F. et al. Estrutura e grupos ecológicos em uma floresta estacional semidecidual em Uberlândia, MG. In: SIMPÓSIO NACIONAL DO CERRADO, 9., 2008, Brasília, DF, **Anais...** Brasília, DF: EMBRAPA Cerrados, 2008.

MARANGON, L. C.; SOARES, J. J.; FELICIANO, A. L. P.. Florística arbórea da Mata da Pedreira, município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 2, p. 207-215, 2003.

MARCONDES-FERREIRA NETO, W. **Aspidosperma Mart., nom. cons. (Apocynaceae): estudos taxonômicos**. 1988. 431 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1988.

MARCONDES-FERREIRA, W. *Aspidosperma* Mart. In: WANDERLEY, M. G. L. et al (Ed.). **Flora fanerogâmica do estado de São Paulo**. São Paulo: Rima, 2005. p. 39-47.

MARCONDES-FERREIRA, W.; KINOSHITA, L. Z. Uma nova divisão infragenérica para *Aspidosperma* Mart. (Apocynaceae). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 19, n. 2, 1996

MARINI, M. et al. Predicting the occurrence of rare Brazilian birds with species distribution models. **Journal of Ornithology**, Heidelberg, v. 151, n. 4, p.1–10, 2010.

MARMION, M. et al. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modelling. **Diversity and Distributions**, Oxford, v. 15, n. 1, p. 59–69, 2009.

MAYLE, F.E. et al. Responses of Amazonian ecosystems to climatic and atmospheric carbon dioxide changes since the last glacial maximum. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B**, London, v. 359, p. 499–514, mar. 2004.

MILES L. et al. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 33, p. 491–505, 2006.

MIRANDA, E. E. et al. **Mapa da cobertura vegetal do Brasil**. Embrapa Monitoramento por Satélite. Disponível em: <<http://www.cobveget.cnpm.embrapa.br/resulta/brasil/>>. Acesso em: 25 jul. 2011.

MOONEY, H. A.; BULLOCK, S. H.; MEDINA, E. Introduction. In: BULLOCK, S. H.; MOONEY, H. A.; MEDINA, E. (Ed.). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: Cambridge University Press, 1995. p. 1–8.

MORAES, E.M. et al. Phylogeography of the cactophilic species *Drosophila gouveai*: demographic events and divergence timing in dry vegetation enclaves in eastern Brazil. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 36, n. 11, p. 2136-2147, 2009.

MÜLLER ARGOVIENSIS, J. Apocynaceae. In: MARTIUS, C.F.P. (Ed.). **Flora Brasiliensis**, München, 1860. v. 1, p.1–180.

MURPHY P.; LUGO, A. E. Ecology of tropical dry forest. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, CA, v. 17, p. 67–88, 1986.

NABOUT, J. C. et al . Distribuição geográfica potencial de espécies americanas do caranguejo "violonista" (*Uca* spp.) (Crustacea, Decapoda) com base em modelagem de nicho ecológico. **Iheringia Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 99, n. 1, p. 92-98, mar. 2009. Disponível em:

<[http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0073-47212009000100013&lng=pt&nrm=iso](http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0073-47212009000100013&lng=pt&nrm=iso)>. Acesso em: 19 mar. 2010.

NAIMI, B. et al. Spatial autocorrelation in predictors reduces the impact of positional uncertainty in occurrence data on species distribution modelling. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 38, p. 1497–1509, 2011.

NEE, S.; MAY, R. M.; HARVEY, P. H. The reconstructed evolutionary process. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B**, London, v. 344, p. 305–311, 1994.

NEW YORK BOTANIC GARDENS. Disponível em:  
<<http://sciweb.nybg.org/science2/IndexHerbariorum.asp>>. Acesso em: 18 fev. 2011.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, Malden, v. 32, p. 793-810, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; JARENKOW, J. A.; RODAL, M. J. N. Floristic relationships of seasonally dry forests of Eastern South America based on tree species distribution patterns. In: PENNINGTON, R. T.; LEWIS, G. P.; RATTER, J. A. (Ed.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests: plant diversity, biogeography and conservation**. Boca Raton, Fl.: Francis and Taylor, 2006. p. 159-192.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MACHADO, J. N. M. Composição florística de uma floresta semidecídua montana, na Serra de São José, Tiradentes, MG. **Acta Botânica Brasílica**, Feira de Santana, BA, v. 7, p. 71-88, 1993.

OLIVEIRA, M. E. A.; MARTINS, F. R. Mapeamento, florística e estrutura da transição campo-floresta na vegetação (Cerrado) do Parque Nacional de Sete Cidades, Nordeste do Brasil. **Tecnologia e Desenvolvimento Sustentável**, Nata, RN, v. 3, 2007. Disponível em:  
<<http://www.redenet.edu.br/ojs/index.php/tecnologia/article/viewFile/37/33>>. Acesso em: 02 ago. 2011.

PEARSON, R. G. Predicting species distributions from small numbers of occurrence records: a test case using cryptic geckos in Madagascar. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 34, p. 102–117, 2007.

PENNINGTON, R. T. et al. Historical climate change and speciation: neotropical seasonally dry forest plants show patterns of both Tertiary and Quaternary

diversification. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B**, London, v. 359, p. 515–38, 2004.

PENNINGTON, R. T.; LAVIN, M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, CA, v. 40, p. 437–457, 2009.

PENNINGTON, R. T.; PRADO, D. A.; PENDRY, C. Neotropical seasonally dry forests and Pleistocene vegetation changes. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 27, p. 261–73, 2000.

PENNINGTON, R. T.; RATTER, J. A.; LEWIS, G. P. (Ed.). **Neotropical savannas and seasonally dry forests**: plant biodiversity, biogeography and conservation. Boca Raton, FL: CRC Press, 2006.

PETERSON, A. T. Predicting the geography of species' invasions via ecological niche modeling. **Quarterly Review of Biology**, Chicago, v. 78, p. 419–433, 2003.

PETERSON, A. T.; HOLT, R. D. Niche differentiation in Mexican birds: Using point occurrences to detect ecological innovation. **Ecology Letters**, Oxford, v. 6, p. 774–782, 2003.

PETERSON, A. T.; PAPES, M.; SOBERÓN, J. Rethinking receiver operating characteristic analysis applications in ecological niche modeling. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 213, n.1, p. 63–72, apr. 2008.

PETERSON, A. T.; SOBERON, J.; SANCHEZ-CORDERO, V. Conservatism of ecological niches in evolutionary time. **Science**, Cambridge, v. 285, p. 1265–1267, 1999.

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

PHILLIPS, S. J.; DUDÍK, M. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. **Ecography**, Malden, v. 31, p. 161–175, 2008.



PRADO, D. E.; GIBBS, P. E. Patterns of species distributions in the dry seasonal forests of South America. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, St. Louis, v. 80, p. 902–927, 1993.

PRADO, D. E. Seasonally dry forests of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. **Edinburgh Journal of Botany**, Edinburgh, v. 57, p. 437–461, 2000.

PRANCE, G. T.; SCHALLER, G. B. Preliminary study of some vegetation types of the Pantanal, Mato Grosso, Brazil. **Brittonia**, Bronx, NY, v. 34, p. 228-251, 1982.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R. Foundation for Statistical Computing, 2010. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 12 dez. 2011.

RAMELLA, L.; SPICHIGER, R. Interpretación preliminar del medio físico y de la vegetación del Chaco Boreal. **Candollea**, Geneva, v. 44, p. 639–680, 1989.

RAMOS-NETO, M. B.; PIVELLO, V. R. Lightning fires in a Brazilian savanna national park: rethinking management strategies. **Environmental Management**, New York, v. 26, n. 6, p. 675-684, 2000.

RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. **Annals of Botany**, Oxford, v. 80, p. 223-230, 1997.

RICHARDS, C. L.; CARSTENS, B. C.; KNOWLES, L. L. Distribution modelling and statistical phylogeography: an integrative framework for generating and testing alternative biogeo-graphical hypotheses. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 34, p. 1833–1845, 2007.

RIO GRANDE DO SUL (Estado). Assembléia Legislativa. Decreto n. 42.099, de 31 de dezembro de 2002. Declara as espécies da flora nativa ameaçadas de extinção no Estado do Rio Grande do Sul e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Sul**, Porto Alegre, 01 jan. 2003. p. 1. Disponível em: <[http://www.al.rs.gov.br/legis/M010/M0100099.ASP?Hid\\_Tipo=TEXTO&Hid\\_To dasNormas=320&hTexto=&Hid\\_IDNorma=320](http://www.al.rs.gov.br/legis/M010/M0100099.ASP?Hid_Tipo=TEXTO&Hid_To dasNormas=320&hTexto=&Hid_IDNorma=320)>. Acesso em: 12 jan. 2012.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1992. 747p.

RODAL, M. J. N. **Fitoecologia de uma área do médio vale do Moxotó, Pernambuco**. 1983. 132 f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 1984.

RODAL, M. J. N. et al. Fitossociologia do componente lenhoso de um refúgio vegetacional no município de Buíque, Pernambuco. **Revista Brasileira de Biologia**, São Carlos, SP, v. 58, p. 517-526, 1998.

RODAL, M. J. N. et al. Vegetação e flora fanerogâmica da área de Betânia, Pernambuco. In: ARAÚJO, F. S.; RODAL, M. J. N.; ARBOSA, M. R. V. (Org.). **Análise das variações da biodiversidade do bioma caatinga: suporte a estratégias regionais de conservação**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 91-119

RODAL, M. J. N.; NASCIMENTO, L. M.; MELO, A. L. Composição florística de um trecho de vegetação arbustiva caducifólia, no município de Ibimirim, Pernambuco, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, BA, v. 13, p. 15-28, 1999.

RODRIGUES, V. H. P. et al. Composição, estrutura e aspectos ecológicos da floresta ciliar do rio Araguari no Triângulo Mineiro. **Hoehnea**, São Paulo, v. 37, n. 1, p. 87-105, 2010.

ROURA-PASCUAL, N. et al. Consensual predictions of potential distributional areas for invasive species: a case study of Argentine ants in the Iberian Peninsula. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 11, p. 1017–1031, 2009.

ROZZA, A. F. **Florística, fitossociologia e caracterização sucessional em uma floresta estacional semidecidual: Mata da Virgínia, Matão, SP**. 1997. 246 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1997.

RUGGIERO, P. G. et al. Soil-vegetation relationships in cerrado (Brazilian savanna) and semideciduous forest, Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Perth, v. 160, p. 1–16, 2002.

SAFFORD, H. D. Brazilian paramos IV. Phytogeography of the campos de

altitude. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 34, p. 1701–1722, 2007.

SALGADO-LABOURIAU, M. L. et al. Late Quaternary vegetational and climatic changes in cerrado and palm swamp from Central Brazil. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, Amsterdam, v. 128, n. 1-4, p. 215- 226, 1997.

SANCHEZ-CORDERO, V.; MARTINEZ-MEYER, E. Museum specimen data predict crop damage by tropical rodents. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, Washington, DC, v. 97, p. 7074–7077, 2000.

SANTIN, D. A. **A vegetação remanescente do município de Campinas (SP): mapeamento, caracterização fisionômica e florística, visando a conservação.** 1999. 467 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto de Biologia, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

SANTOS-FILHO, F. S. **Composição florística e estrutural da vegetação de restinga do estado do Piauí.** 2009. 124 f. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2009.

SANTOS, K.; KINOSHITA, L. S. Flora arbustivo-arbórea de fragmento de floresta estacional semidecidual do Ribeirão Cachoeira, município de Campinas - SP. **Acta Botanica Brasílica**, Feira de Santana, BA, v. 17, p. 325-486, 2003.

SANTOS, R. M. et al. Florística e estrutura de uma floresta estacional decidual, no Parque Municipal de Sapucaia, Montes Claros, MG. **Cerne**, Lavras, MG, v. 13, n. 03, 2007.

SÃO PAULO. Secretaria do Meio Ambiente. Resolução SMA n. 48, de 21 de setembro de 2004. Lista oficial de espécies da flora do Estado de São Paulo ameaçadas de extinção. **IMESP**, São Paulo, v. 114, n. 179, 22 set. 2004.

SÃO PAULO. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Resolução SMA n. 08, de 31 de janeiro de 2008.** Fixa a orientação para o reflorestamento heterogêneo de áreas degradadas e dá providências correlatas, 2008.

SILVA-CARDOSO, D. B. O. et al. Composição florística e análise fitogeográfica de uma floresta semidecídua na Bahia, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 60, p. 4, p. 1055-1076, 2009.

SILVA, L. A.; SCARIOT, A. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea em uma floresta estacional decidual em afloramento calcário (Fazenda São José, São Domingos, GO, bacia do rio Paraná). **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, BA, v. 17, n. 2, p. 305-313, 2003.

SILVA, L. A.; SOARES, J. J. Composição florística de um fragmento de floresta estacional semidecídua no município de São Carlos-SP. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 5, p. 647- 656, 2003.

SISTEMA DE INFORMAÇÃO DISTRIBUÍDO PARA COLEÇÕES BIOLÓGICAS. 2011. Disponível em: <splink.cria.org.br/>. Acesso em: 12 set. 2011.

SOBERÓN, J.; NAKAMURA, M. Niches and distributional areas: concepts, methods and assumptions. **Proceedings of the National Academy of Sciences USA**, Washington, DC, v. 106 (suppl. 2), p. 19644-19650, 2009.

SOBERÓN, J.; PETERSON, A. T. Biodiversity informatics: managing and applying primary biodiversity data. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London, Series B**, London, v. 359, p. 689–698, 2004.

STEFANELLO, D. et al. Síndromes de dispersão de diásporos das espécies de trechos de vegetação ciliar do rio das Pacas, Querência - MT. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 40, n. 1, mar. 2010.

STOCKWELL, D. R. B.; PETERSON, A. T. Effects of sample size on accuracy of species distribution models. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 148, p. 1-13, 2002.

*THE PLANT LIST*. Disponível em: <<http://www.theplantlist.org>>. Acesso em: 09 jul. 2011.

THOMAS, W. W. Conservation and monographic research on the flora of Tropical America. **Biodiversity and Conservation**, Michigan, v. 8, p. 1007–1015, 1999.

TOGNETTI, M. F et al . An evaluation of methods for modelling distribution of Patagonian insects. **Revista Chilena de Historia Natural**, Santiago, v. 82, n. 3, 2009. Disponível em: <[http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0716-078X2009000300003&lng=es&nrm=iso](http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0716-078X2009000300003&lng=es&nrm=iso)>. Acesso em: 20 mar. 2010.

- URREGO, D. H.; SILMAN, M. R.; BUSH, M. B. The last glacial maximum: stability and change in a western Amazonian cloud forest. **Journal of Quaternary Science**, Saint Louis, v. 20, p. 693–701, 2005.
- VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um Sistema Universal**. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1991.
- WALTARI, E. et al. Locating Pleistocene refugia: comparing phylogeographic and ecological niche model predictions. **PLoS ONE**, San Francisco, v. 2, n. 7, e563, 2007.
- WALTARI, E.; GURALNICK, R. P. Ecological niche modeling of montane mammals in the Great Basin, North America: examining past and present connectivity of species across basins and ranges. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 36, p. 148–161, 2009.
- WARD, D. F. Modelling the potential geographic distribution of invasive ant species in New Zealand. **Biological Invasions**, Dordrecht, v. 9, p.723–735, 2007.
- WARREN, D. L.; SEIFERT, S. N. Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. **Ecological Applications**, Washington, DC, v. 21, n. 2, p. 335 – 342, 2011.
- WERNECK, F. P. et al. Revisiting the historical distribution of Seasonally Dry Tropical Forests: new insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidence. **Global Ecology and Biogeography**, Oxford, v. 20, p. 272–288, 2011.
- WERNECK, F. P. The diversification of eastern South American open vegetation biomes: Historical biogeography and perspectives. **Quaternary Science Reviews**, Oxford, v. 30, n. 13-14, p. 1630-1648, 2011.
- WERNECK, F. P.; COLLI, G. R. The lizard assemblage from seasonally dry tropical forest enclaves in the Cerrado biome, Brazil, and its association with the Pleistocenic arc. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 33, p. 1983–1992, 2006.
- WIENS, J. J.; GRAHAM, C. H. Niche conservatism: integrating evolution, ecology, and conservation biology. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, Gray, v. 36, p. 519–539, 2005.

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

WOODSON JR., R. An interim revision of the genus *Aspidosperma*. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, Cambridge, v. 38, p. 119-206, 1951.

XAVIER, K. R.F. et al. Florística e Fitossociologia em um fragmento de floresta serrana no município de Dona Inês, Paraíba. In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 9., 2009, São Lourenço, MG. **Anais...**: São Lourenço, MG: Sociedade de Ecologia do Brasil, 2009.

ZAPPI, D. C. et al. Lista de plantas vasculares de Catolés, Chapada Diamantina, Bahia, Brasil. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, São Paulo, v. 21, p. 345-398, 2003.

## **7. Anexos**

### **7.1. Características morfológicas e comentários taxonômicos das espécies de *Aspidosperma* Mart. & Zucc.**

Caracteristicamente é constituído por árvores, muitas vezes de grande porte, latescentes, com folhas simples, alternas, inflorescências cimosas, com flores tubulosas, pequenas, de coloração clara e frutos do tipo folículo, geralmente lenhosos e achatados, com sementes papiráceas.

As seções do gênero foram criadas baseadas em características morfológicas e, como ainda não há um estudo filogenético publicado para o grupo, não é possível avaliar se refletem ou não grupos naturais. Assim sendo, as relações entre as espécies selecionadas para o estudo não são conhecidas.

A seguir são apresentadas as principais características morfológicas utilizadas para o reconhecimento de cada espécie, comentários sobre sua circunscrição, ecologia e distribuição, a partir das seções apresentadas por Marcondes-Ferreira & Kinoshita (1996).

#### **7.1.1. SEÇÃO ASPIDOSPERMA:**

Plantas com gemas apicais dormentes protegidas por catafilos, que deixam suas cicatrizes nos ramos; limbo foliar sem nervura intra-marginal conspícua. Frutos dolabriformes, estipitados, com lenticelas na superfície.

Esta secção é predominantemente extra-amazônica, sendo que a maioria das espécies ocorre em matas e cerrados do Planalto Central do Brasil, podendo ser encontradas também na caatinga, em Mata de Restinga, na Mata Atlântica, no Chaco e até mesmo na Amazônia (Marcondes-Ferreira & Kinoshita, 1996).

### **7.1.1.1. *Aspidosperma pyrifolium* Mart.**

#### **Nome popular: Pereiro**

Espécie de pequeno a médio porte, com folhas amplo-elípticas a ovadas, ápice agudo e base obtusa a arredondada, finamente pilosas, com 2-12 cm de comprimento e 2-6 cm de largura. Inflorescência com poucas flores, geralmente dicasial. As flores possuem lobos com 1-2 cm de comprimento e tubo com até 0,6 mm de largura. Os frutos são arredondados, lenticelados, curtamente estipitados, com 4-5 cm de comprimento e 3-5 cm de largura (adaptado de Woodson, 1951).

### **7.1.1.2. *Aspidosperma riedelii* Müll. Arg.**

#### **Nome popular: Guatambu-mirim**

Esta espécie caracteriza-se por possuir porte pequeno, folhas congestas no ápice dos ramos, com cerca de 4 x 1 cm, espatuladas a obovadas, curto-pecioladas, face superior glabra ou com raros tricomas na nervura central, face inferior glabra ou com tricomas esparsos. Inflorescência séssil, fasciculada. As flores apresentam tubo de 2,3-3 mm e lobos com 2-3,5 mm, folículo 3 x 1,5 cm, piriforme, estipitado, mucronado, costa um pouco excêntrica, com lenticelas (adaptado de Marcondes-Ferreira, 2005).

Na revisão de Woodson (1951), a espécie *Aspidosperma riedelii* Müll. Arg. foi descrita como sinônimo de *Aspidosperma pyricollum* Muell. Arg. porém Handro (1962 *apud* Marcondes-Ferreira, 1988), considerou *A. riedelii* como uma espécie boa, sem listar seus sinônimos. A partir das descrições disponíveis na *Flora Brasiliensis* (Müller-Argovensis, 1860), de análise em material de herbário, e por meio de fotos digitais, principalmente dos materiais tipo (Kew Royal Botanic Gardens, 2011; New York Botanical Garden, 2011) e das considerações feitas pelos autores citados, adotamos no presente trabalho *Aspidosperma riedelii* Müll. Arg. e *Aspidosperma pyricollum* Muell. Arg. como espécies distintas.



### **7.1.2. SEÇÃO POLYNEURA**

Plantas com gemas apicais dormentes não protegidas por catafilos; lâmina foliar com nervura coletora intra-marginal conspícua. Frutos alongados, não estipitados, com lenticelas na superfície.

Esta seção apresenta distribuição disjunta, com espécies ocorrendo na Colômbia, Venezuela e Antilhas (Hispaniola), e outras nas regiões nordeste e sudeste do Brasil (Marcondes-Ferreira & Kinoshita, 1996).

#### **7.1.2.1. *Aspidosperma cuspa* (Kunth) S.F.Blake ex Pittier**

**Nome Popular: Guatambuzinho**

Arbustos ou árvores pequenas, folhas oblongo-elípticas a ovais, base obtusa a arredondada e ápice obtuso a arredondado, com lâmina de 2,5-13,5 x 1,5-8 cm inflorescência axilar ou extra-axilar, paniculada, corola amarelada, tubo de 3 mm, lobos de 1 mm, frutos falciformes, alongados, 2-4 x 1,5 cm, com lenticelas diminutas (Marcondes-Ferreira, 2005).

É diferenciada das demais espécies do gênero pelas características marcantes de forma do fruto e do tipo de inflorescência (ver Marcondes-Ferreira, 1988).

#### **7.1.2.2. *Aspidosperma polyneuron* Müll. Arg.**

**Nome popular: peroba-rosa**

Árvores de grande porte, folhas oblongo a obovado-elípticas, obtusas a arredondadas no ápice, cuneadas na base, com 5-14 cm de comprimento e 1,5-4 cm de largura, com venação terciária reticulada evidente em ambas as faces, inflorescência subapical, dicásio composto modificado, com tubo de 2,5mm e lobo de 1,5 mm. Folículos 3-4 x 1 cm, oblongo-clavados, alongados, mais ou menos cilíndricos, com muitas lenticelas (adaptado de Woodson, 1951 e Marcondes-Ferreira, 2005).

### **7.1.3. SEÇÃO EXCELSA**

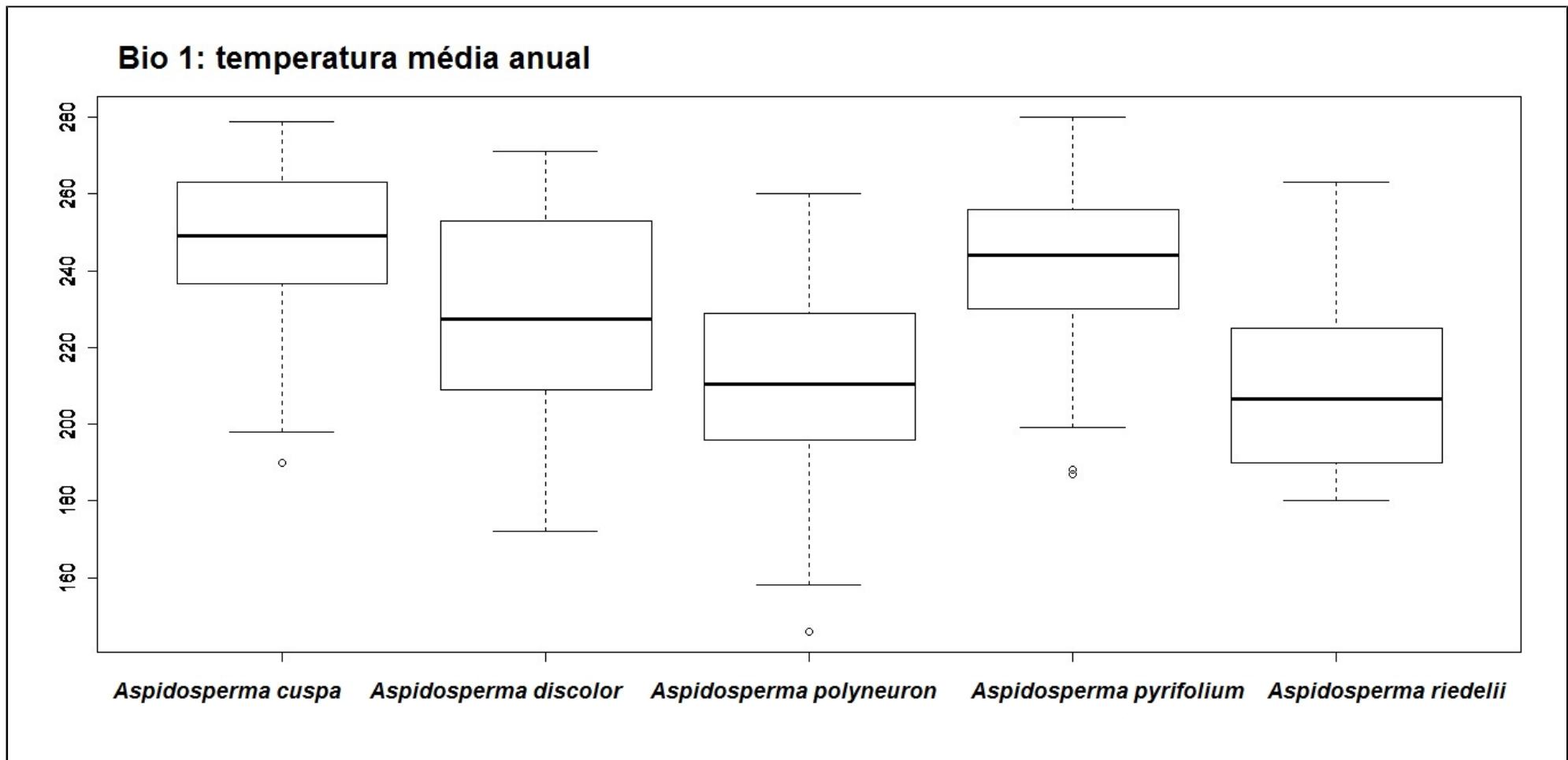
Árvores com tronco muitas vezes sulcado ou lamelado, com gemas apicais dormentes não protegidas por catafilos nos ramos; lâminas foliares coriáceas, sem nervura coletora intra-marginal conspícua, com margem revoluta. Flores pilosas, lobos oblongos, eretos. Folículos com superfície verrucosa ou muricada.

#### **7.1.3.1. *Aspidosperma discolor* A. DC.**

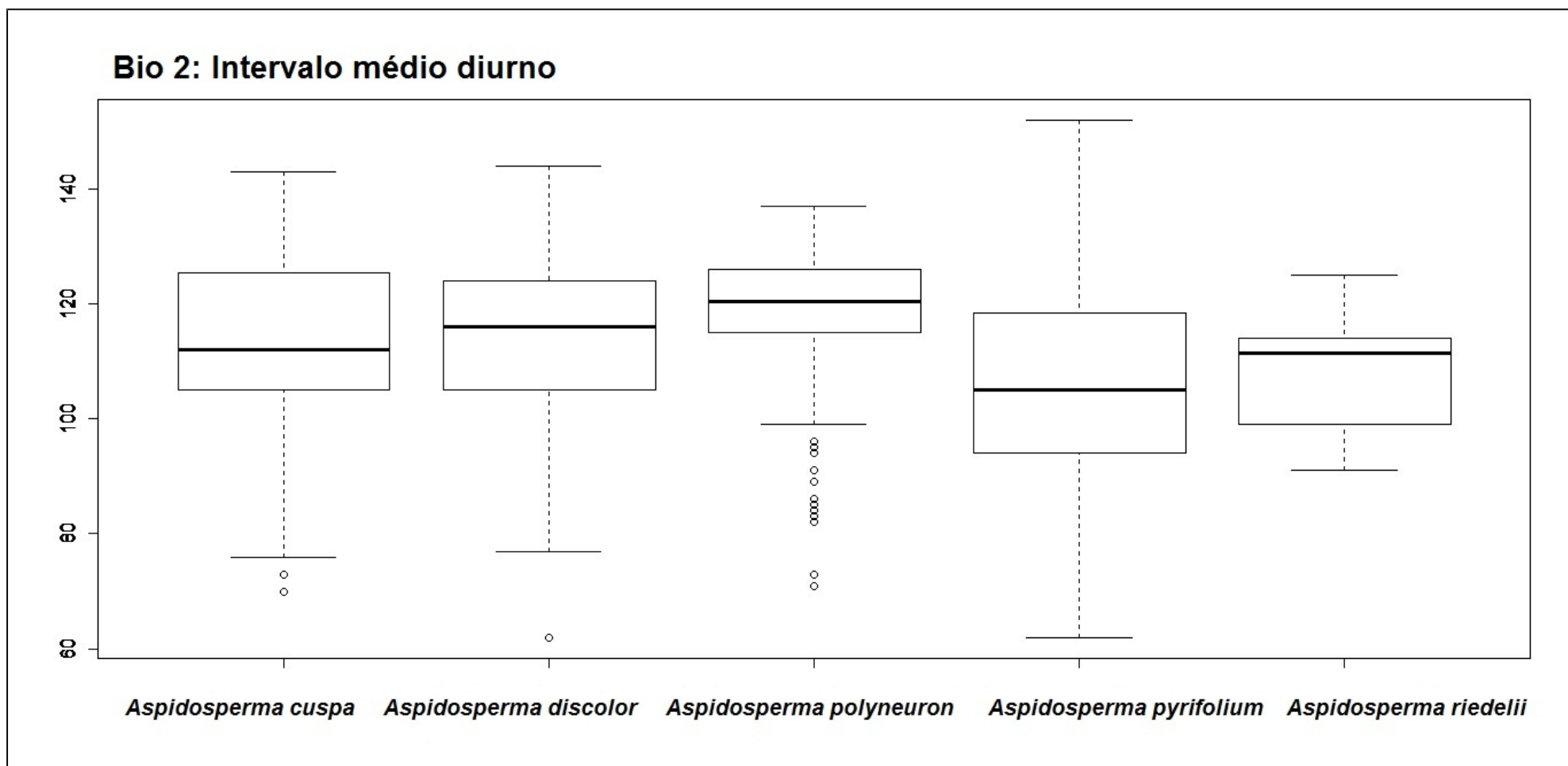
**Nome popular: Pau-pereiro**

Árvores ou arbustos, folhas com formatos muito variáveis, de elíptica a oval, com 7-11 cm de comprimento e 2-5 cm de largura, sendo a base em geral revoluta. A face superior é brilhante, sendo a abaxial opaca e discolor, e as nervuras bastante evidentes em ambas as faces. Inflorescências terminais ou axilares, corola branca, tubo com cerca de 6 mm e lobo com 3 mm. Frutos dobraliformes ou quase circulares, espinescentes ou muricados (adaptado de Marcondes-Ferreira, 1988).

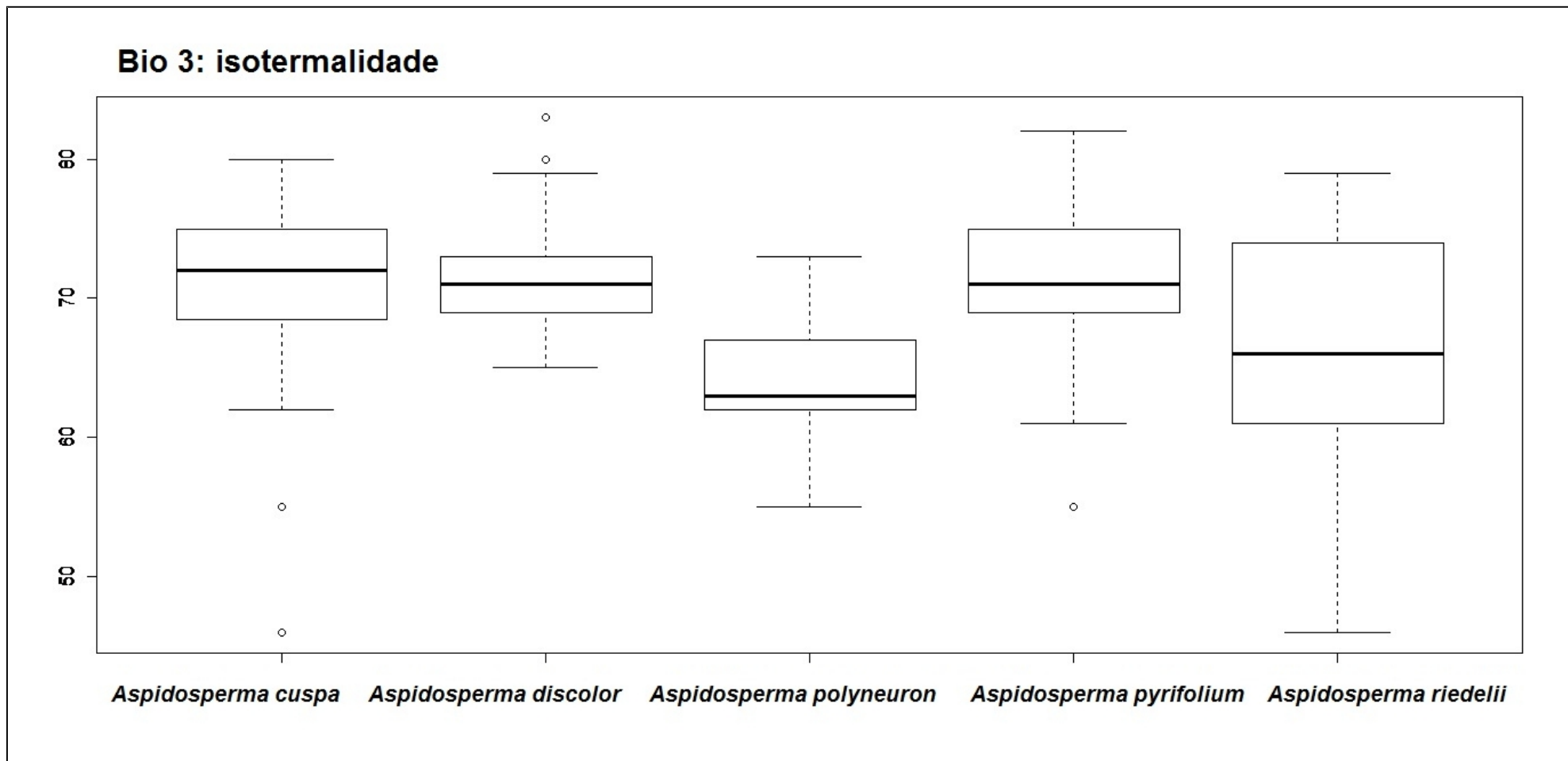
## 7.2 Boxplots das variáveis climáticas



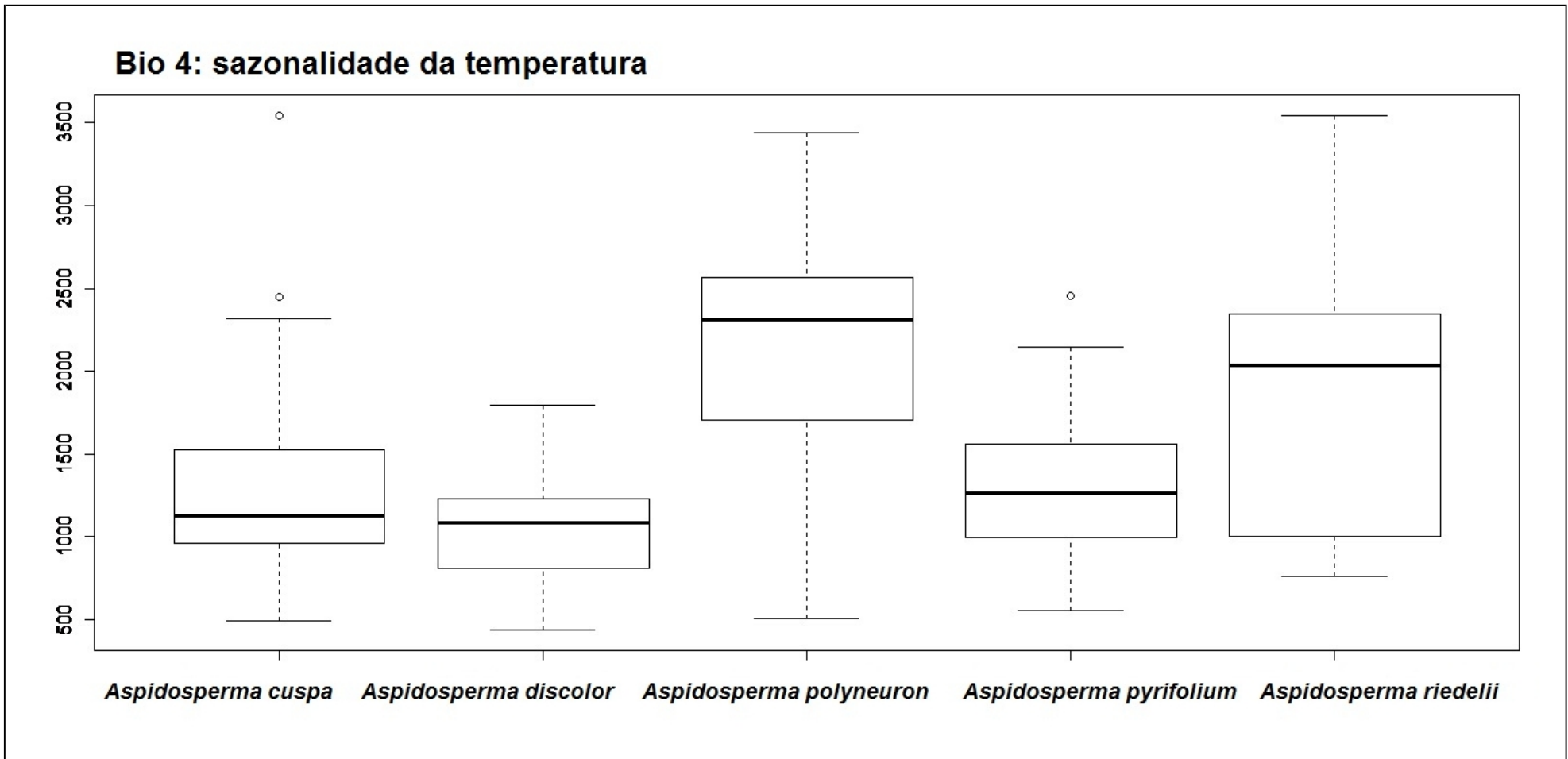
**Figura 21.** Boxplot da variável climática bio 1 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.



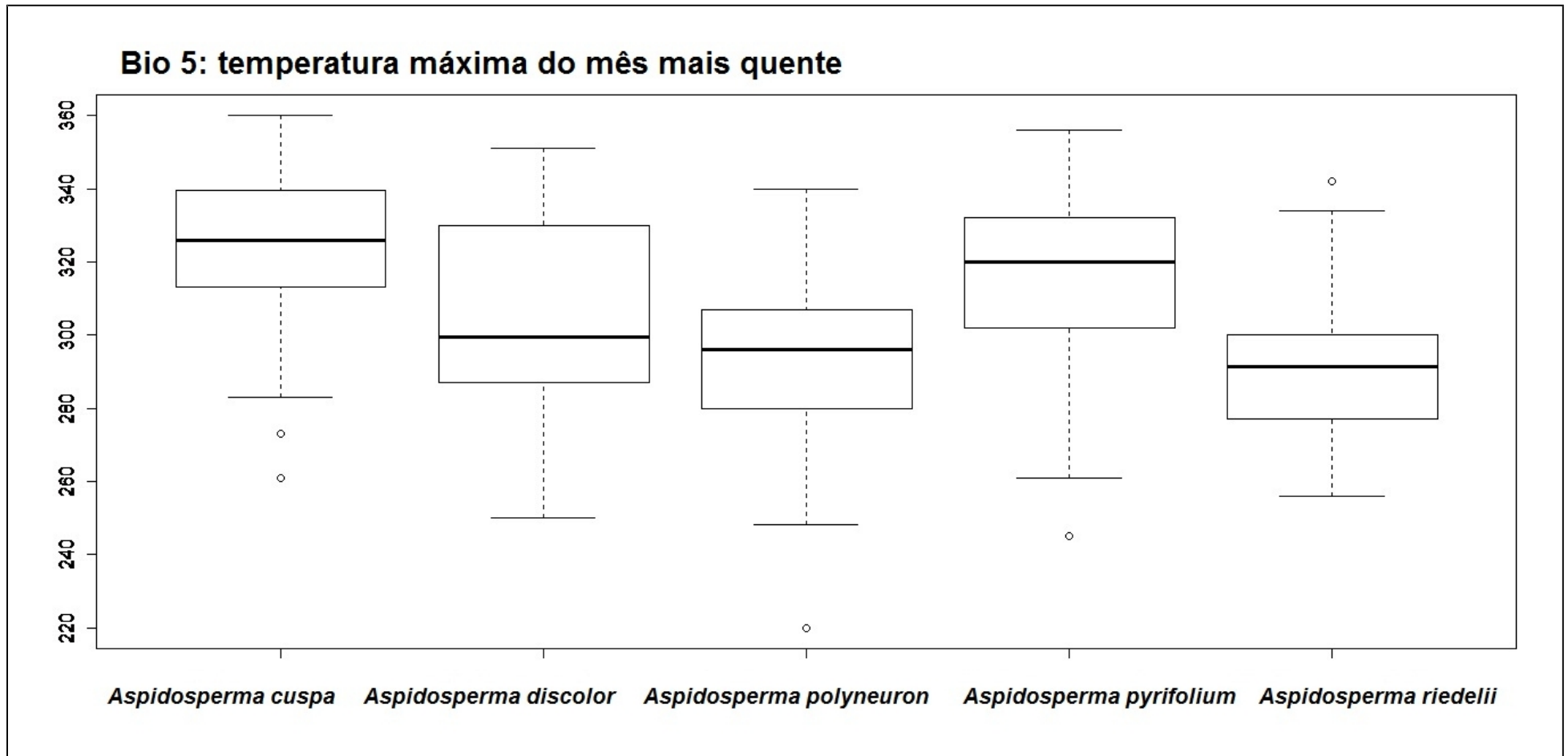
**Figura 22.** Boxplot da variável climática bio 2 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.



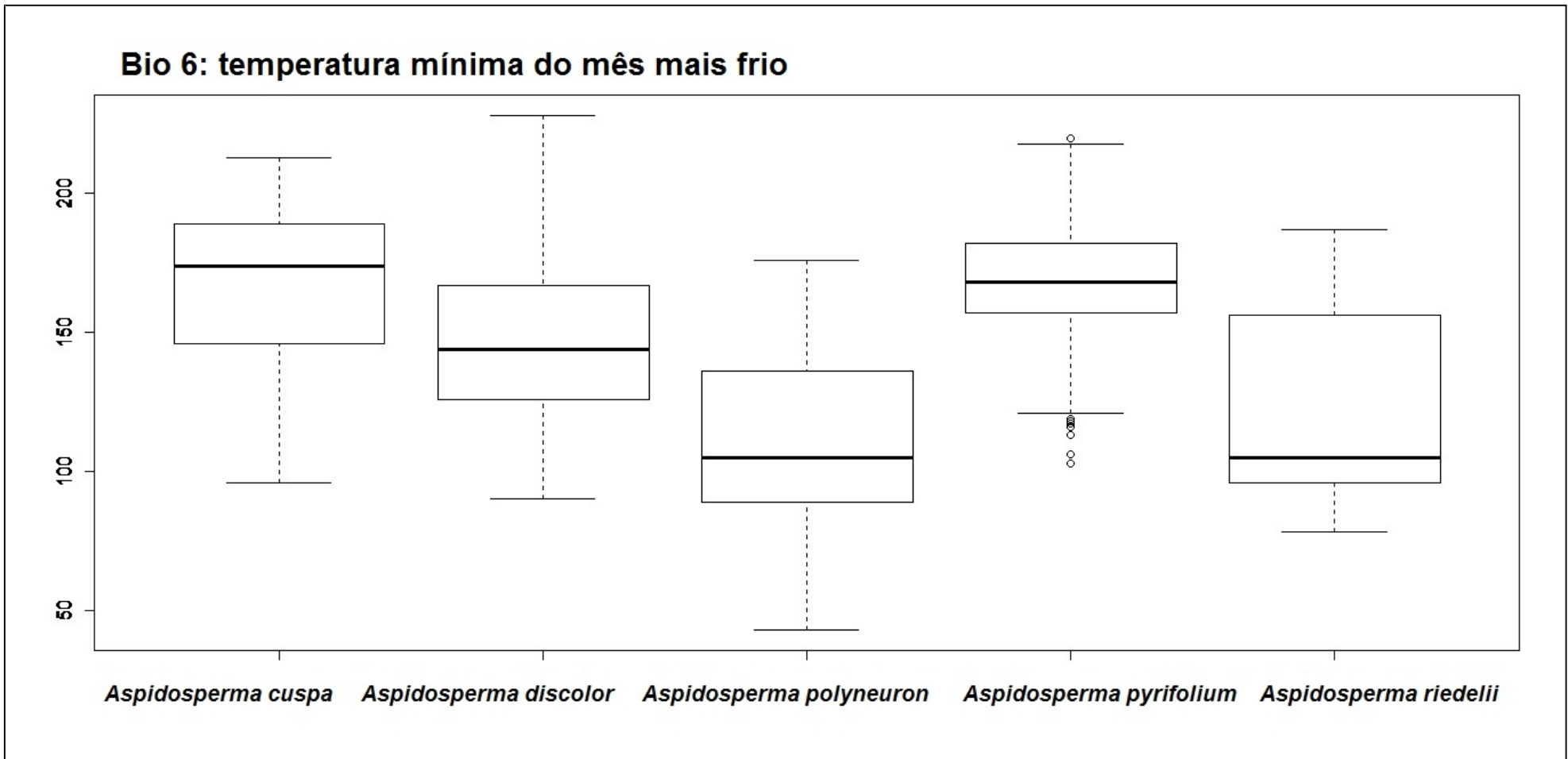
**Figura 23.** Boxplot da variável climática bio 3 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.



**Figura 24.** Boxplot da variável climática bio 4 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.

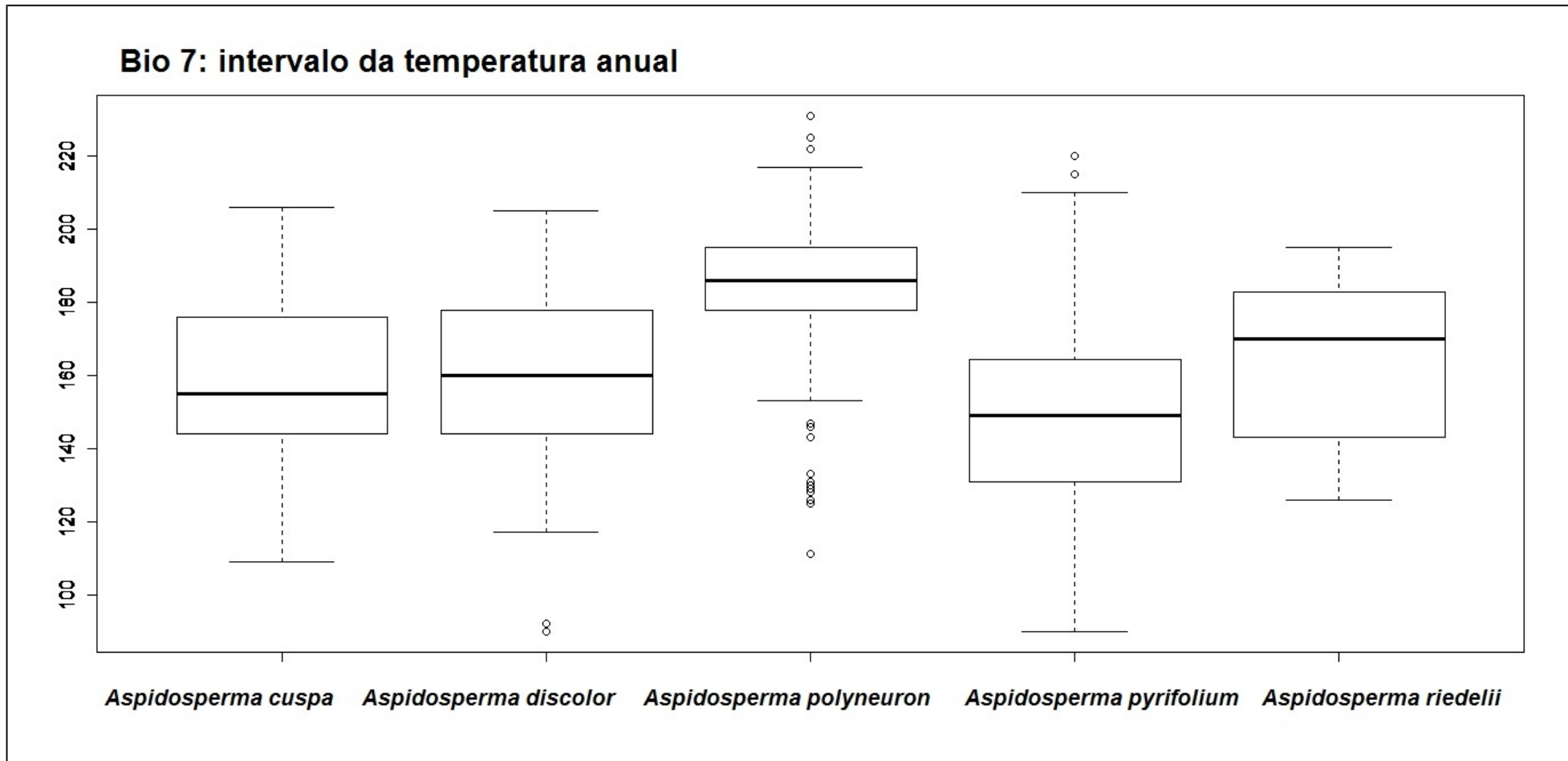


**Figura 25.** Boxplot da variável climática bio 5 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.

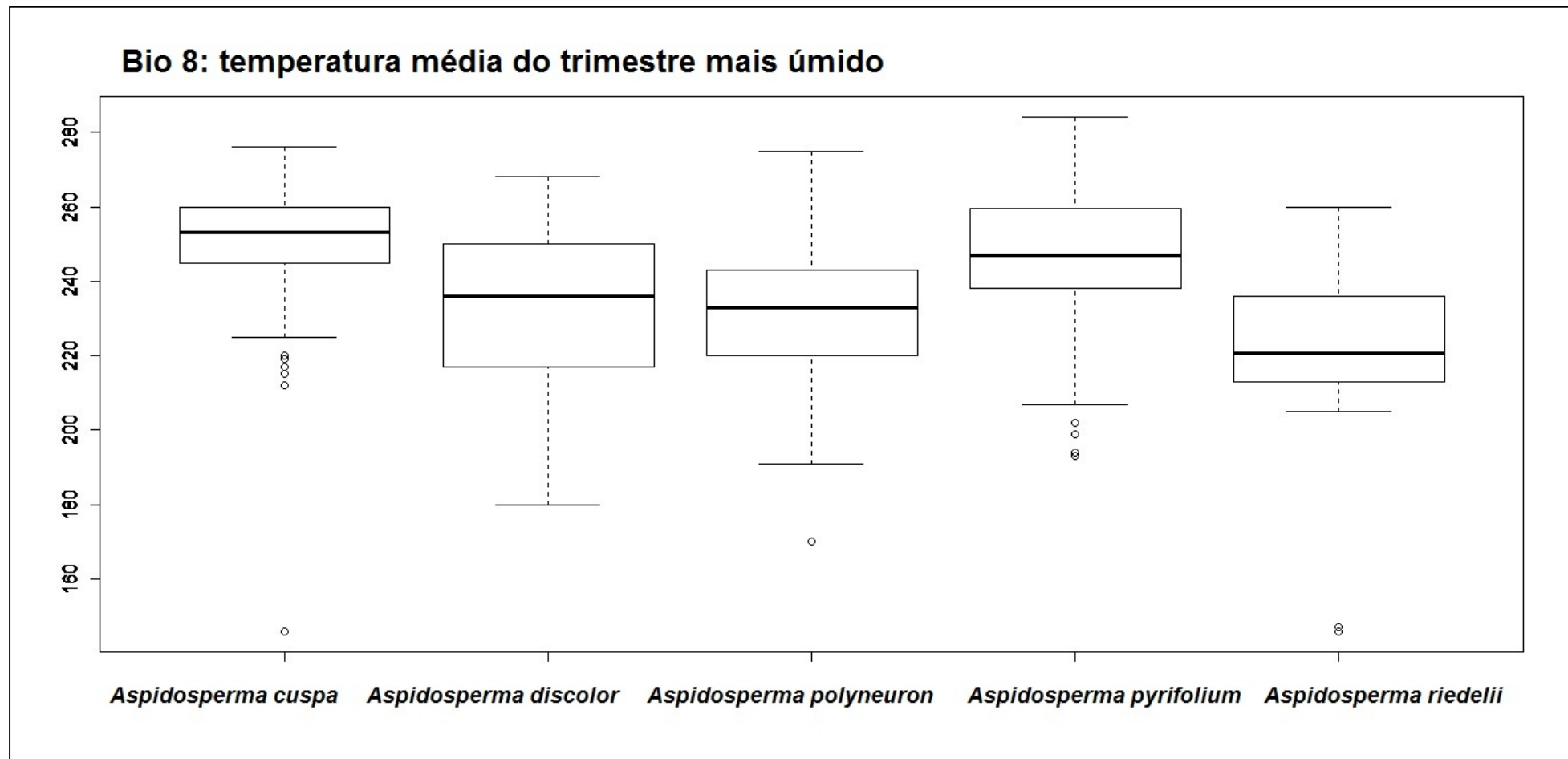


**Figura 26.** Boxplot da variável climática bio 6 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.

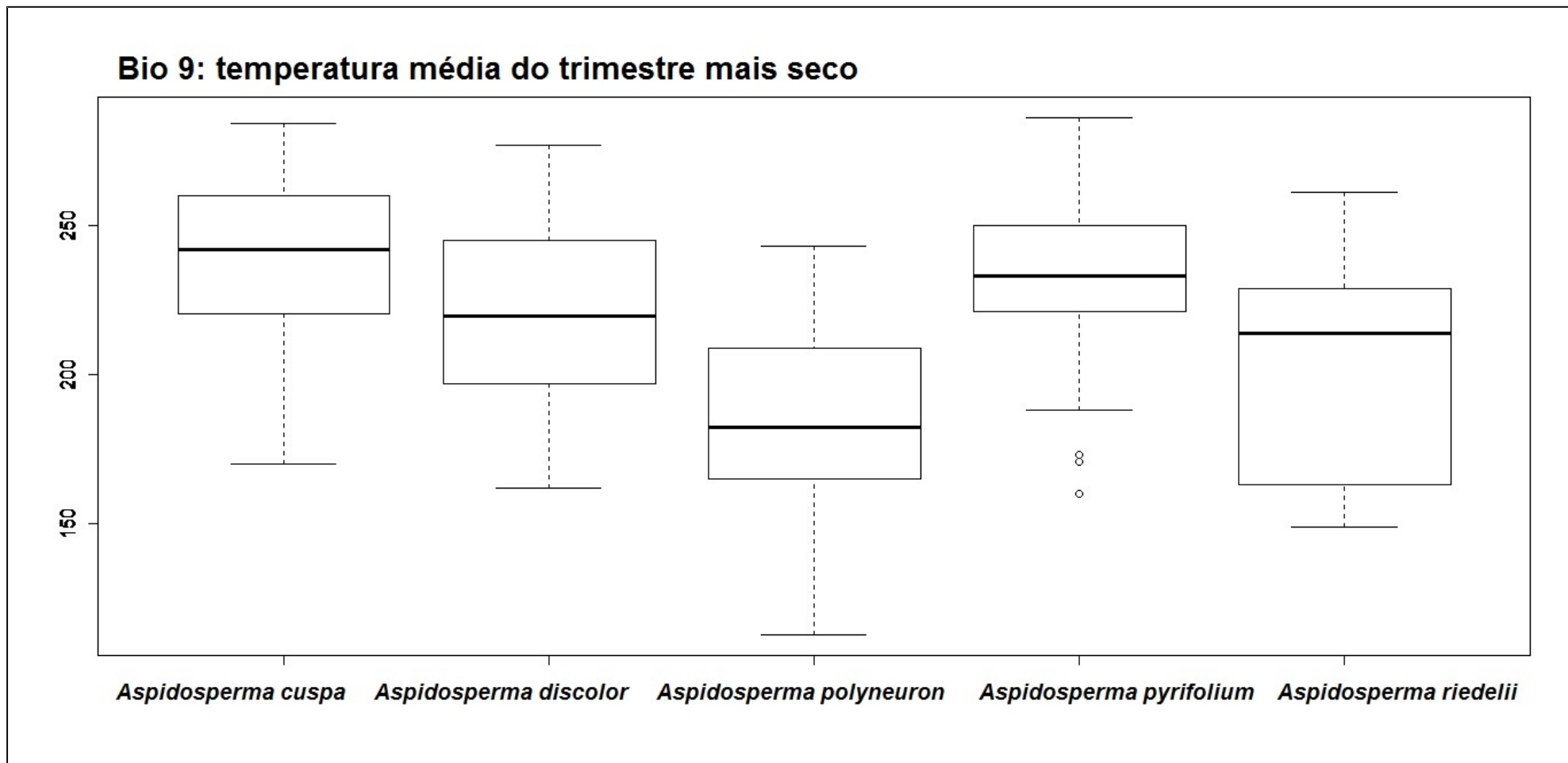




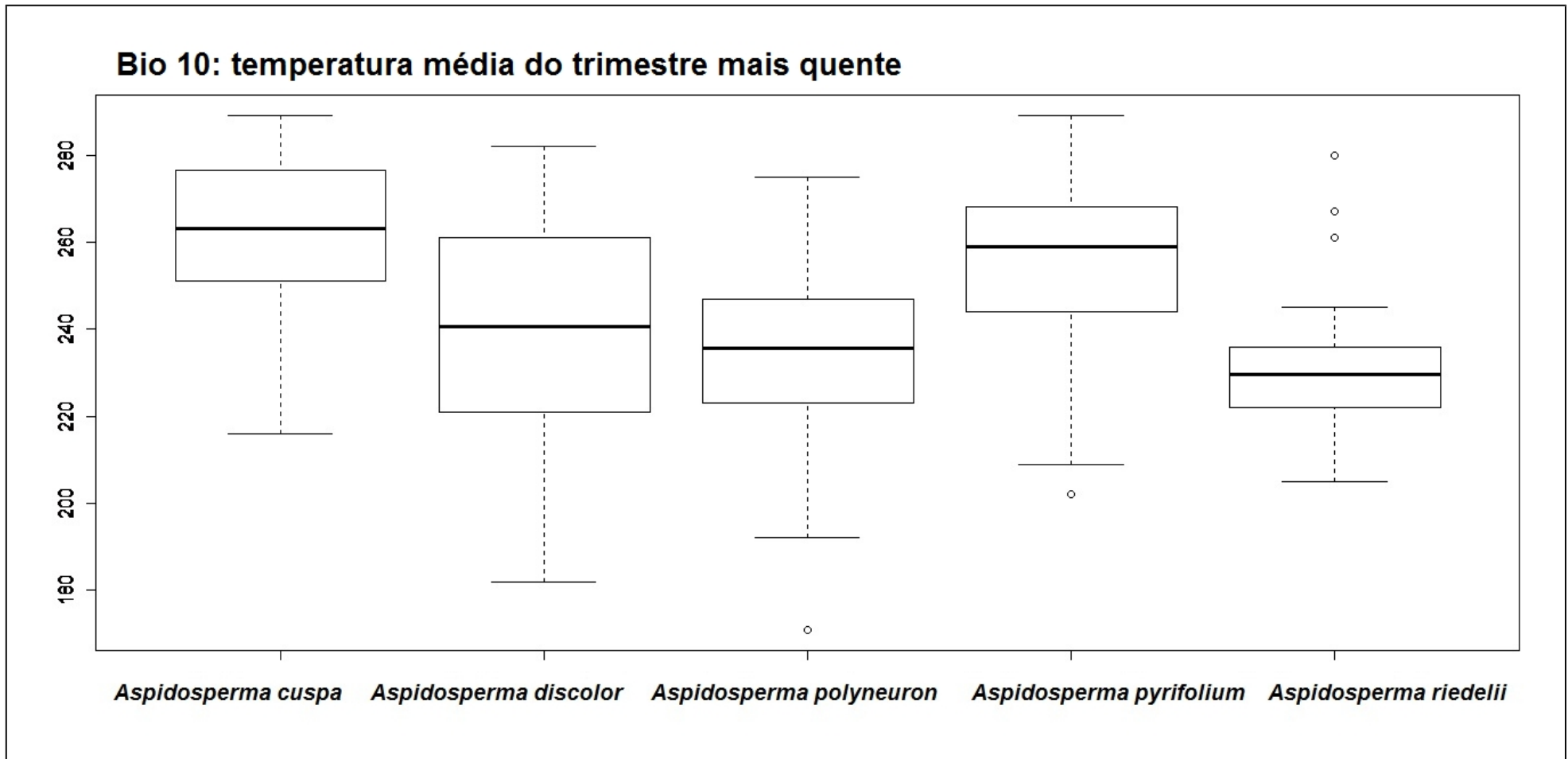
**Figura 27.** Boxplot da variável climática bio 7 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.



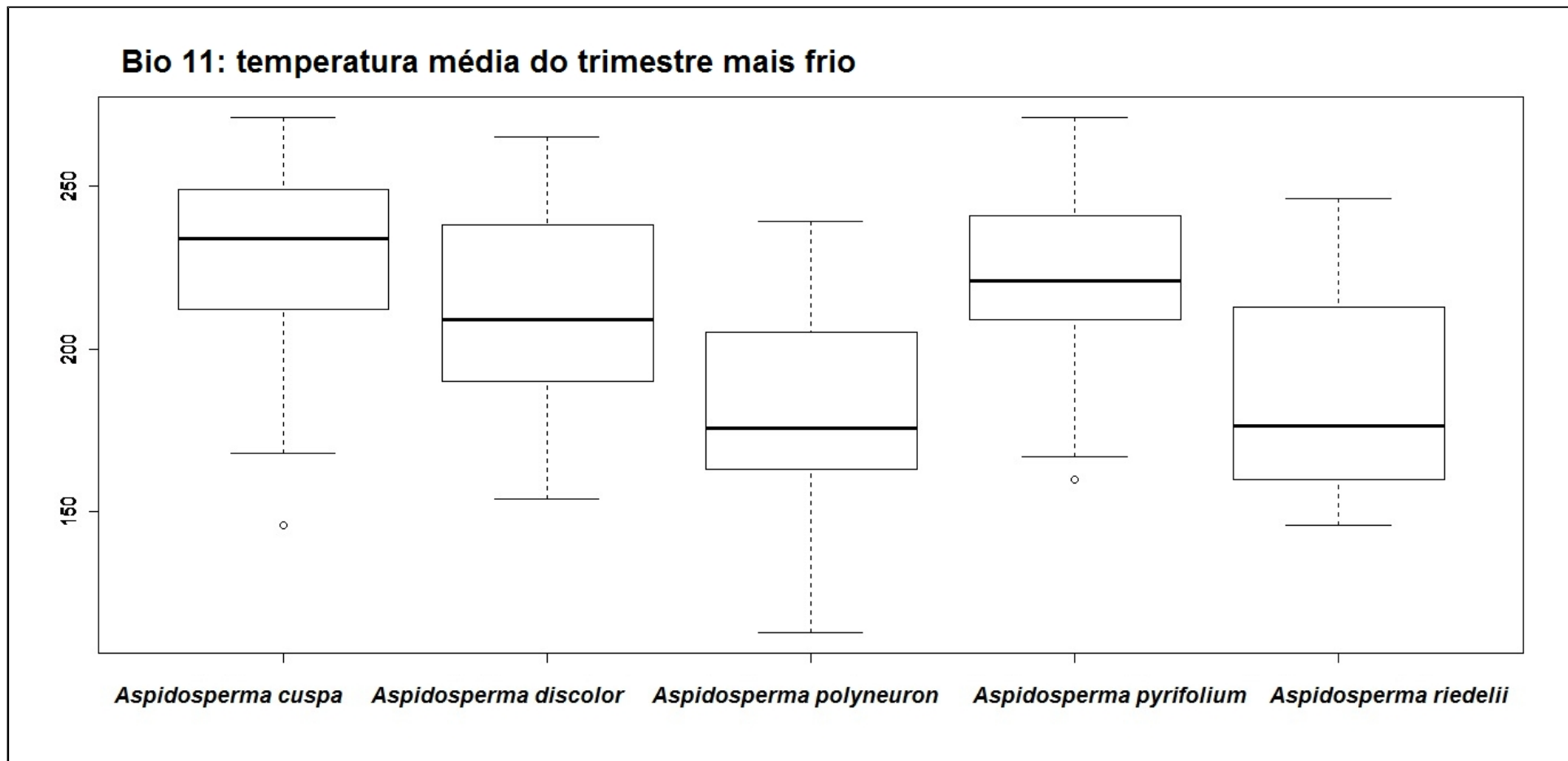
**Figura 28.** Boxplot da variável climática bio 8 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.



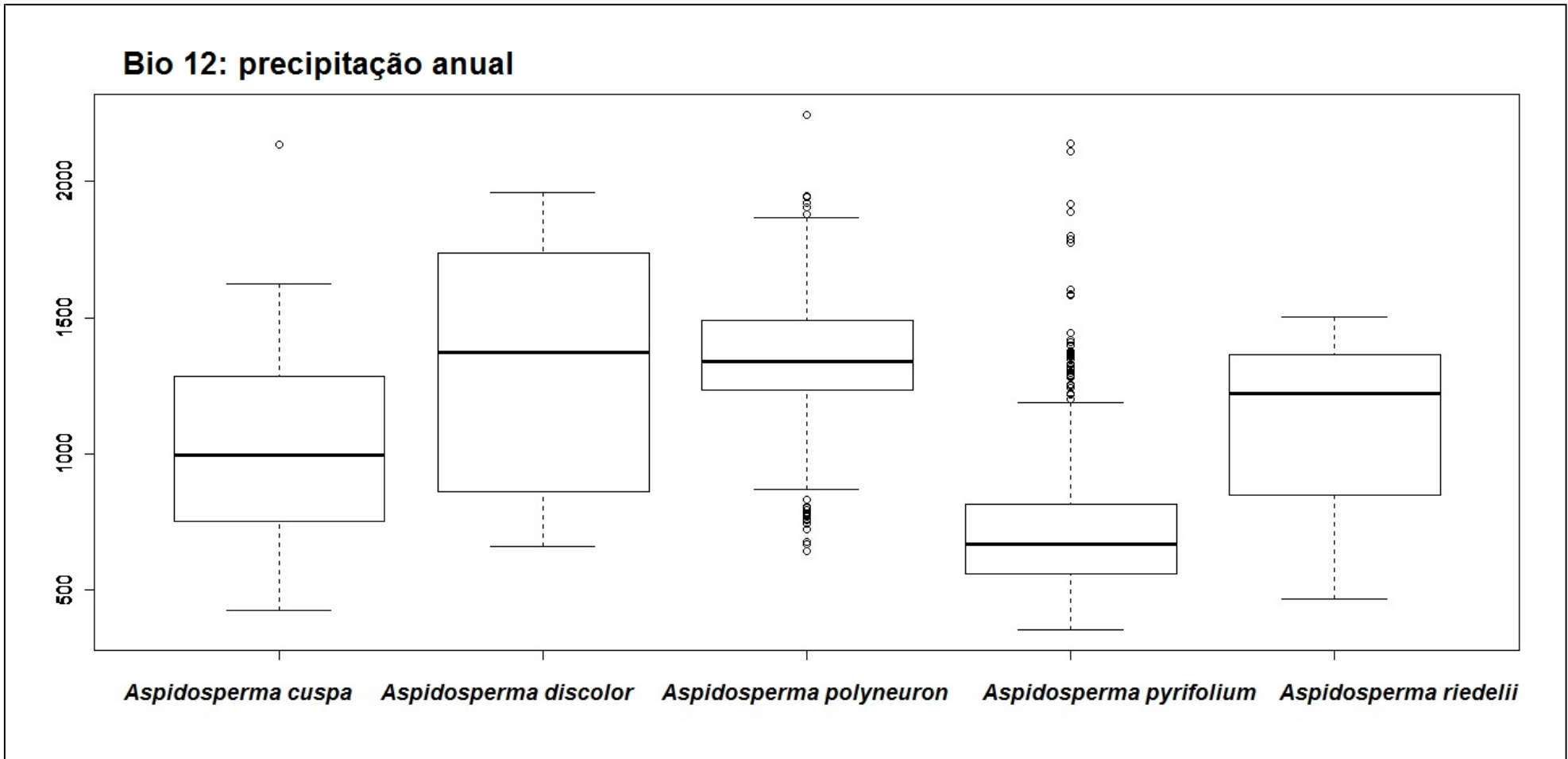
**Figura 29.** Boxplot da variável climática bio 9 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.



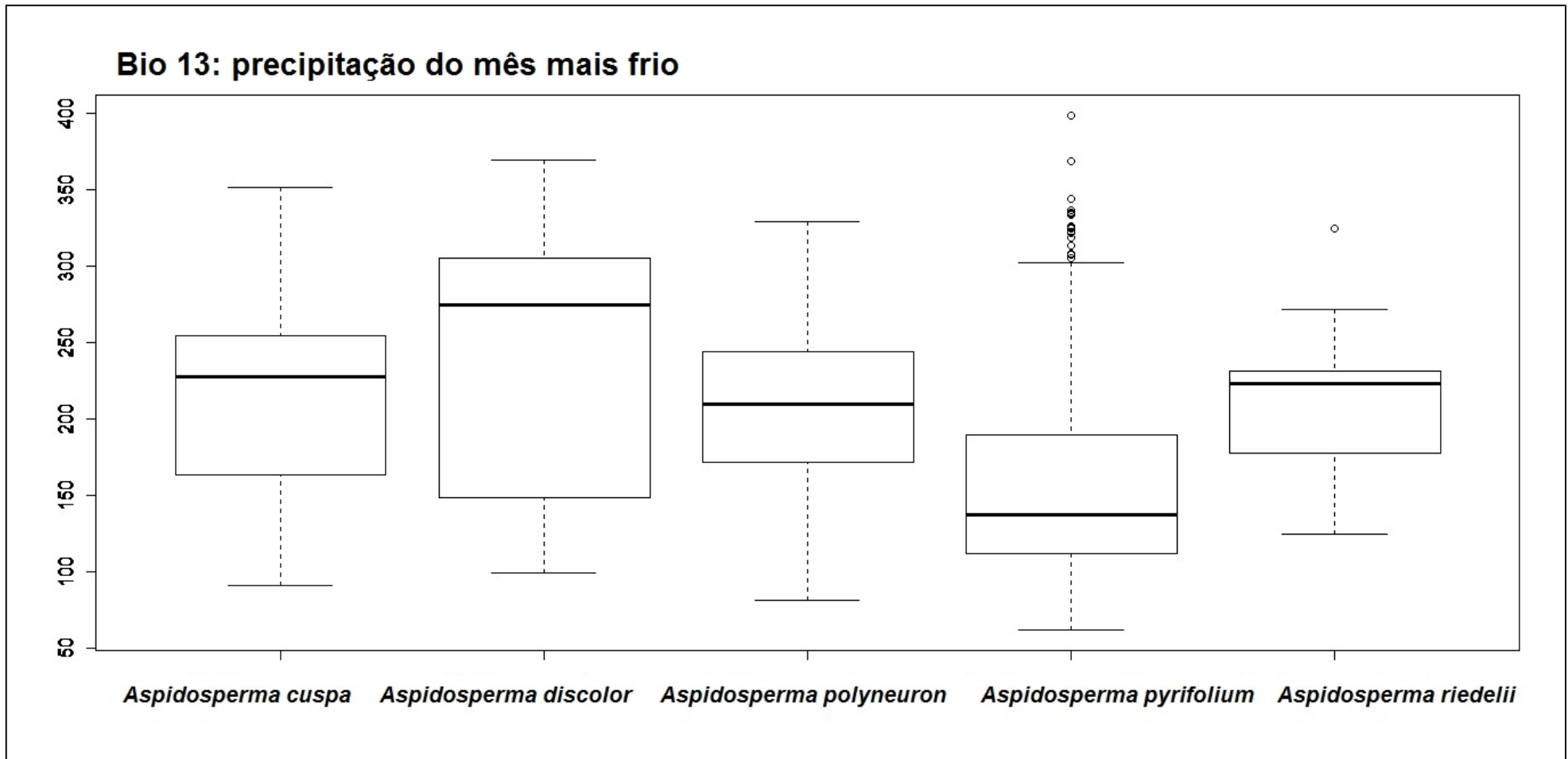
**Figura 30.** Boxplot da variável climática bio 10 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.



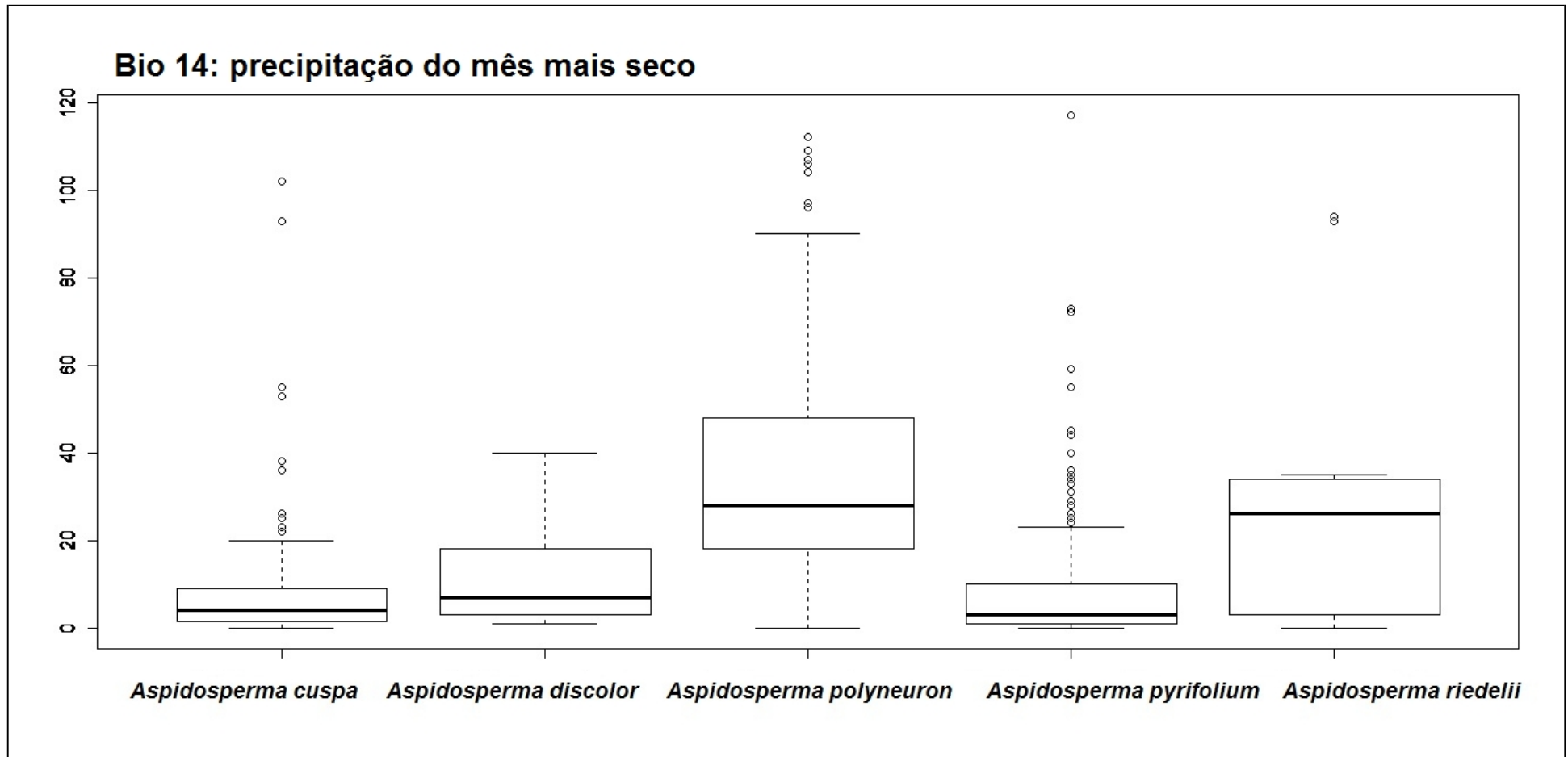
**Figura 31.** Boxplot da variável climática bio 11 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.



**Figura 32.** Boxplot da variável climática bio 12 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.

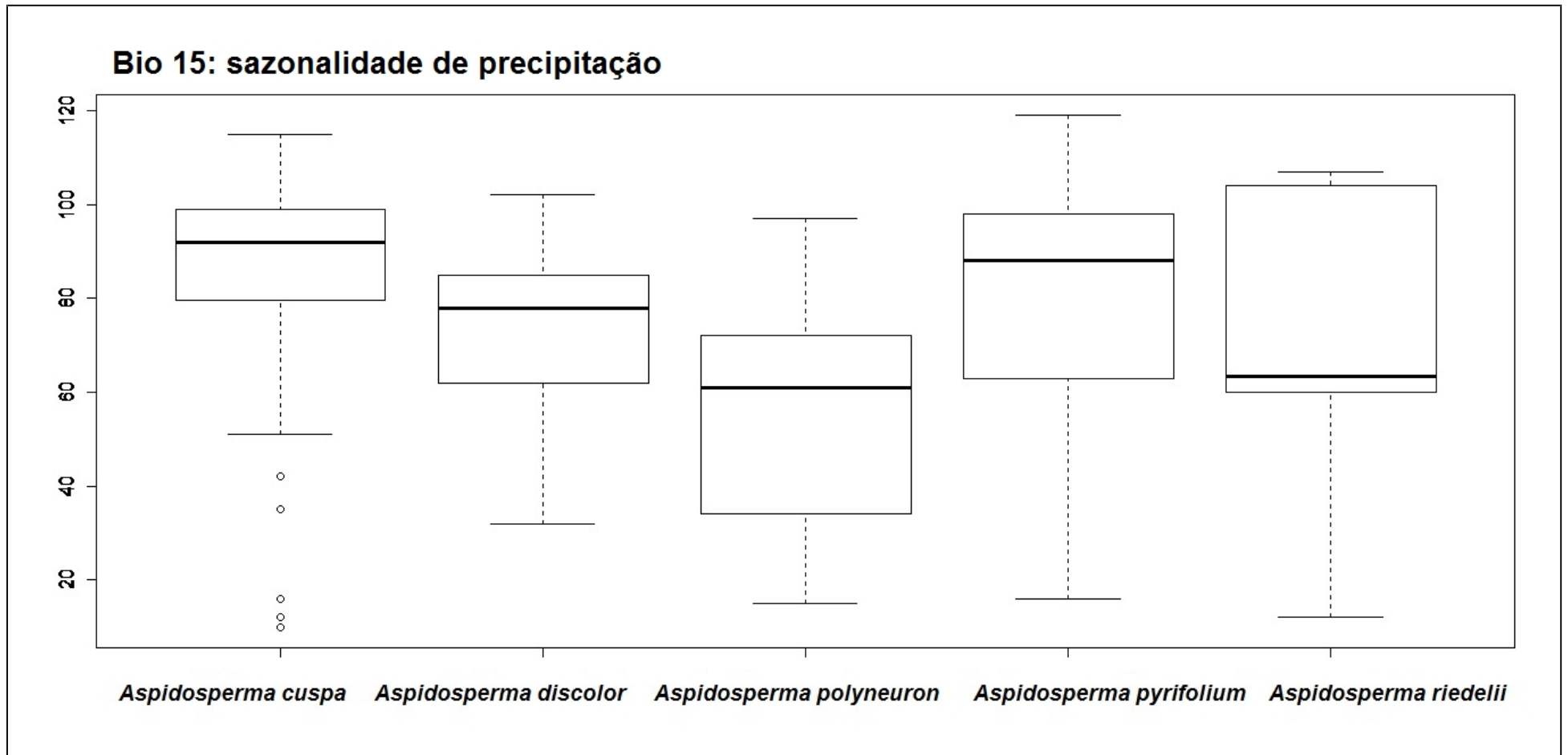


**Figura 33.** Boxplot da variável climática bio 13 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.

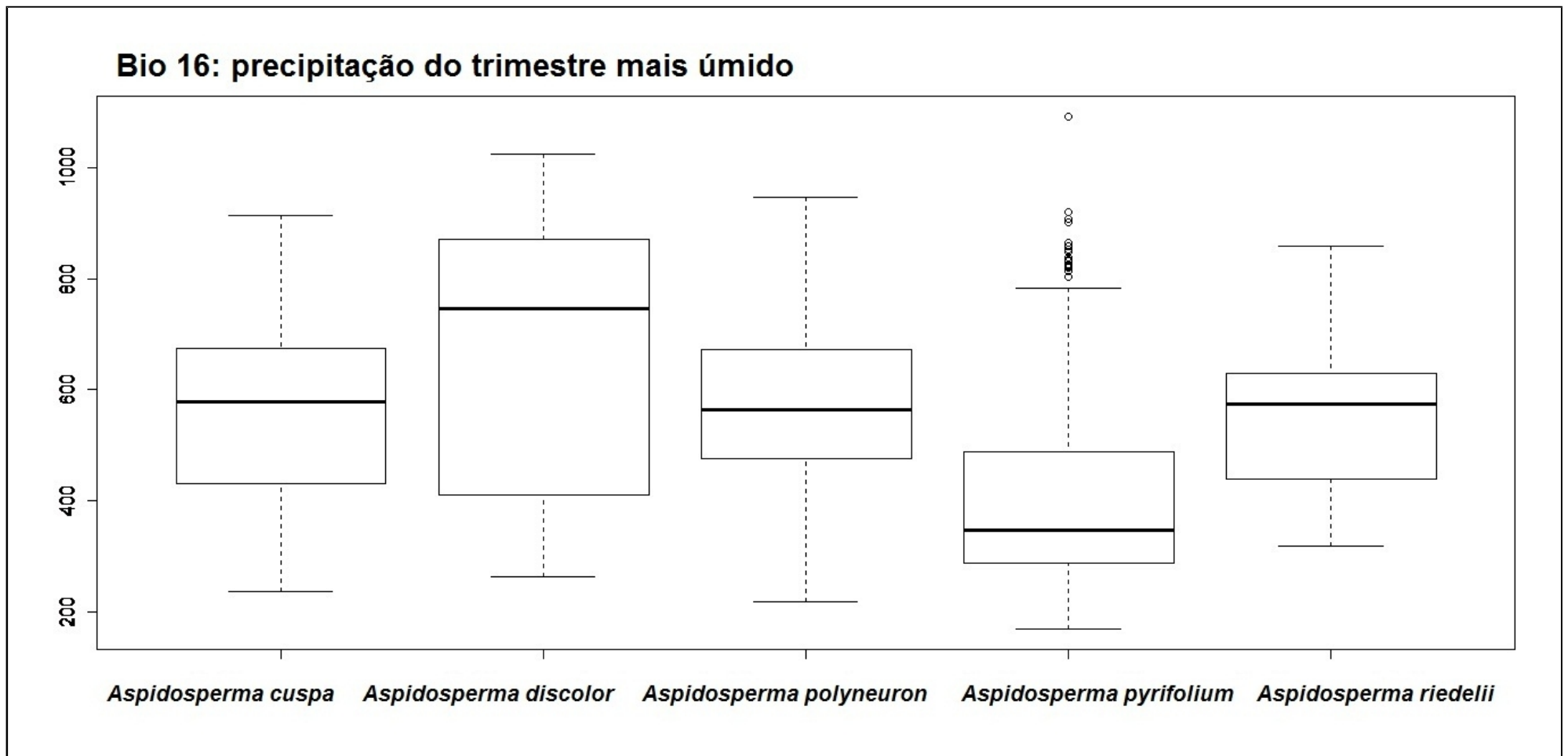


**Figura 34.** Boxplot da variável climática bio 14 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.

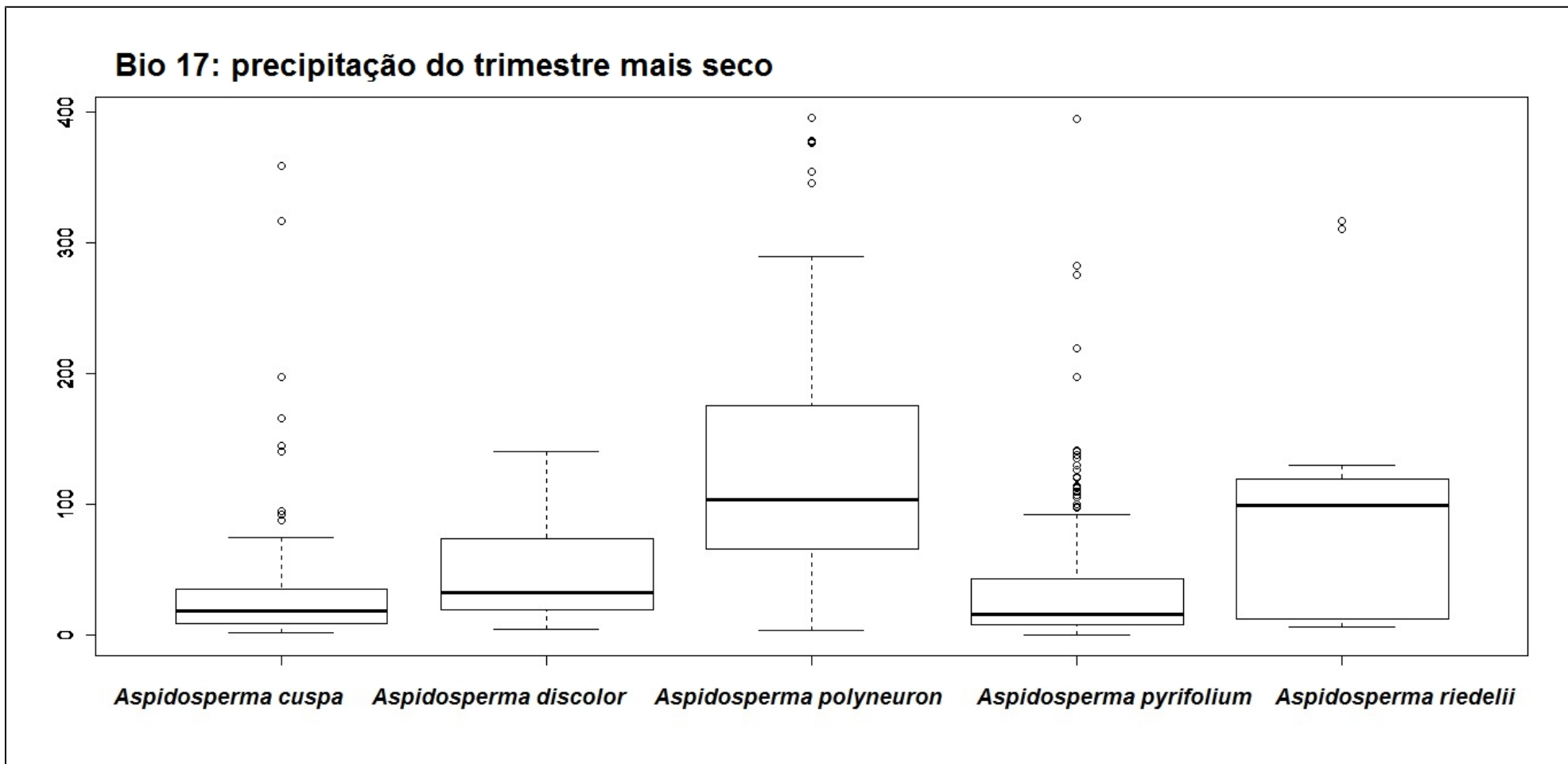




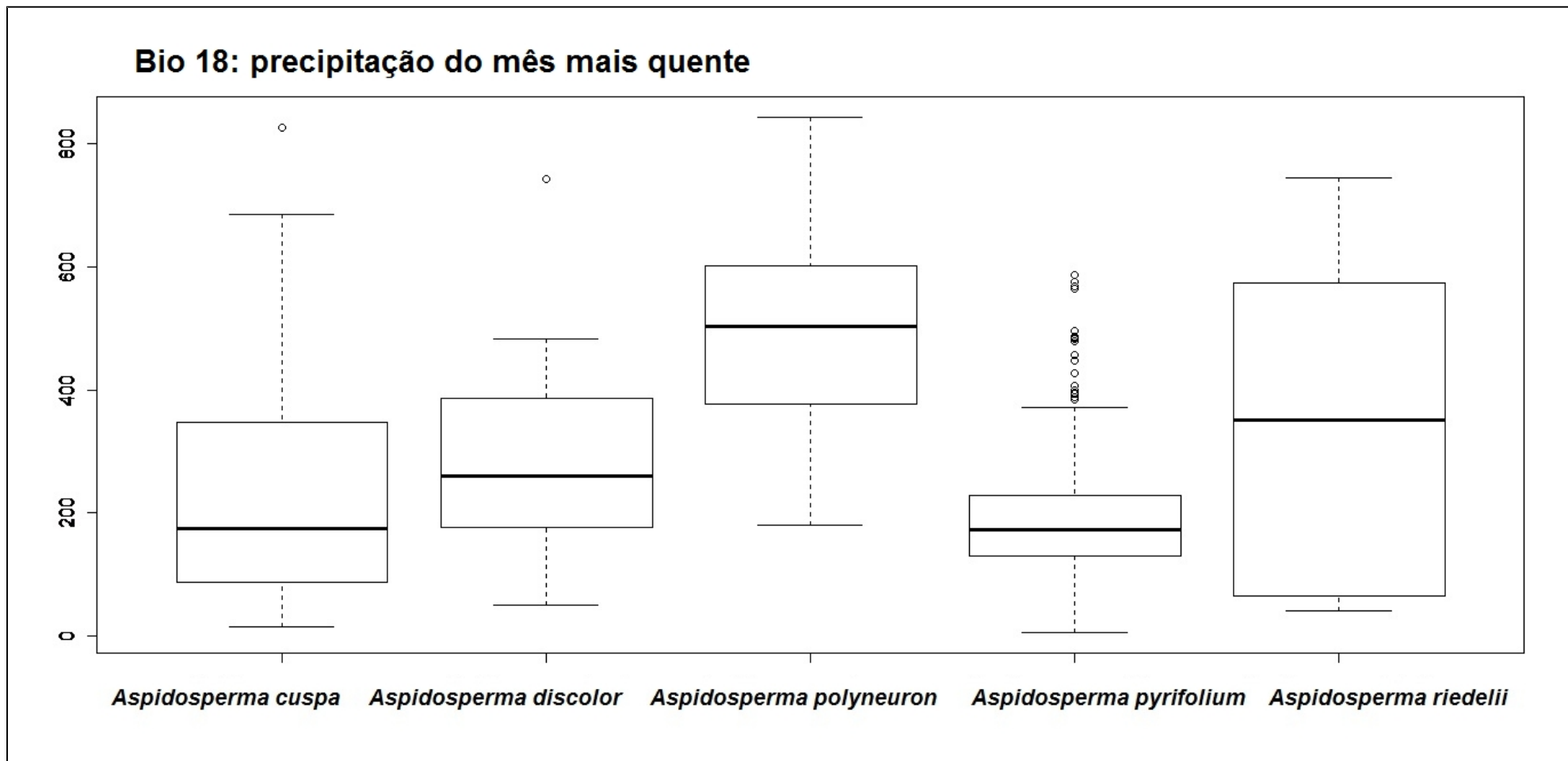
**Figura 35.** Boxplot da variável climática bio 15 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.



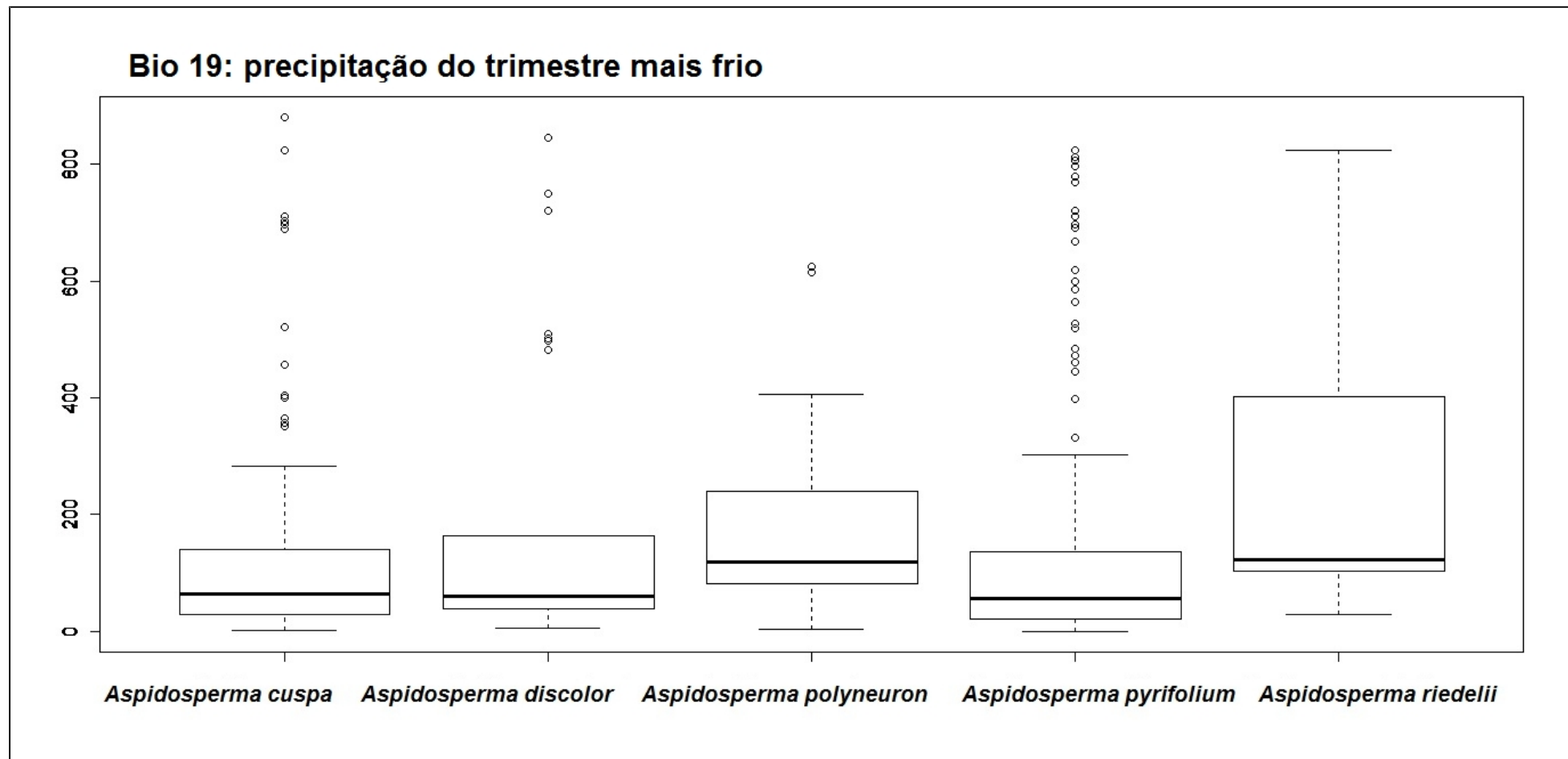
**Figura 36.** Boxplot da variável climática bio 16 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.



**Figura 37.** Boxplot da variável climática bio 17 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.



**Figura 38.** Boxplot da variável climática bio 18 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.



**Figura 39.** Boxplot da variável climática bio 19 (Hijmans et al., 2005) elaborado no programa R (R Development Team Core, 2010) para as espécies de *Aspidosperma*.