



**DANIEL MENDONÇA TORRES**

**INFLUÊNCIA DE BORDAS NATURAIS E  
ANTRÓPICAS NA ESTRUTURAÇÃO  
FILOGENÉTICA DE COMUNIDADES  
ARBÓREAS NO SUL DE MINAS GERAIS**

**LAVRAS - MG  
2018**

**DANIEL MENDONÇA TORRES**

**INFLUÊNCIA DE BORDAS NATURAIS E ANTRÓPICAS  
NA ESTRUTURAÇÃO FILOGENÉTICA DE COMUNIDADES  
ARBÓREAS NO SUL DE MINAS GERAIS**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Doutor.

Prof. Dr. Marco Aurélio Leite Fontes  
Orientador

Prof. Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho  
Coorientador

**LAVRAS - MG**

**2018**

**Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca  
Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).**

Torres, Daniel Mendonça.

Influência de bordas naturais e antrópicas na estruturação  
filogenética de comunidades arbóreas no sul de Minas Gerais /  
Daniel Mendonça Torres. – 2018.

81 p. : il.

Orientador: Marco Aurélio Leite Fontes.

Coorientador: Warley Augusto Caldas Carvalho.

Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2018.

Bibliografia.

1. Biologia Evolutiva. 2. Floresta Atlântica. 3.  
Fitossociologia. I. Fontes, Marco Aurélio Leite. II. Carvalho,  
Warley Augusto Caldas. III. Título.

**DANIEL MENDONÇA TORRES**

**INFLUÊNCIA DE BORDAS NATURAIS E ANTRÓPICAS NA  
ESTRUTURAÇÃO FILOGENÉTICA DE COMUNIDADES ARBÓREAS  
NO SUL DE MINAS GERAIS**

**INFLUENCE OF NATURAL AND ANTHROPIC BORDERS ON THE  
PHYLOGENETIC STRUCTURE OF TREE COMMUNITIES IN  
SOUTHERN MINAS GERAIS, BRAZIL**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para a obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 03 de maio de 2018.

Prof. Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho	UFLA
Profa. Dra. Vanessa Leite Rezende	UFLA
Prof. Dr. Jean Daniel Morel	UFLA
Prof. Dr. David Tng	UFBA
Profa. Dra. Deborah Mattos Guimarães Apgaua	UFLA

Prof. Dr. Marco Aurélio Leite Fontes  
Orientador

**LAVRAS - MG  
2018**

## **AGRADECIMENTOS**

Gratidão à minha família, esposa e filhos, Ana Cristina, Ravi e Cauã, pela companhia, resistência, alegria e ensinamentos durante esta travessia. Sou também grato aos meus antepassados por toda a base que me deram na vida.

Agradeço aos professores Dr. Marco Aurélio Leite Fontes, por toda orientação, paciência e amizade e ao Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho pela coorientação.

Registro meu muito obrigado aos colegas de laboratório por todo suporte e boas conversas: Carolina Njaime, Ravi Mariano, Wanderley Junior e Aloysio Moura. E agradeço a todos os doutores e doutoras membros da banca de defesa.

Agradeço ao programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal da UFLA pela oportunidade e à CAPES pela concessão da bolsa de doutorado.

## RESUMO GERAL

O presente trabalho teve como objetivo analisar a influência de bordas naturais e antrópicas na estrutura filogenética de comunidades arbóreas de florestas em uma paisagem fragmentada do sul de Minas Gerais. As hipóteses testadas foram: (1) comunidades arbóreas apresentam variação na estrutura filogenética entre bordas naturais e antrópicas e (2) bordas naturais por heterogeneidade edáfica apresentam estruturação filogenética diferente das bordas naturais aluviais e também em relação às bordas antrópicas. Os resultados demonstraram que diferentes origens de borda influenciam a estruturação filogenética das comunidades arbóreas florestais no sul de Minas Gerais. Em bordas naturais há tendência de agregação filogenética em relação à dispersão filogenética nas bordas antrópicas. A estrutura agregada mais pronunciada nas bordas aluviais parece ser moldada por filtros ambientais, no entanto, a riqueza florística e a ecologia desses ambientes de bordas, com diferentes históricos de perturbação e estocasticidade sucessional sugere, portanto, que o aprofundamento das análises filogenéticas dessas fitofisionomias através de descritores de diversidade funcional permitirá melhores previsões sobre os processos envolvidos na organização dessas comunidades. As relações encontradas entre as variáveis espaciais e as métricas de diversidade demonstraram que a distância de florestas contínuas e o tamanho do fragmento também influenciam a estrutura filogenética de comunidades arbóreas da província sudeste da Floresta Atlântica. Por fim, identificou-se a tendência de maiores diversidades filogenéticas nos fragmentos de menores dimensões sugerindo, com isso, que todos os remanescentes da Floresta Atlântica, das florestas contínuas aos pequenos fragmentos, são relevantes para sua conservação.

**Palavras-chave:** Biologia Evolutiva. Floresta Atlântica. Fitossociologia.

## GENERAL ABSTRACT

The present work aimed at analyzing the influence of natural and anthropic edges on the phylogenetic structure of forest tree communities in a fragmented landscape in southern Minas Gerais. The hypotheses tested were: (1) tree communities present variation in the phylogenetic structure between natural and anthropic edges; and (2) natural edges by edaphic heterogeneity present phylogenetic structure different from alluvial natural edges and also in relation to anthropic edges. The results demonstrated that different edge origins influenced the phylogenetic structuring of forest tree communities in southern Minas Gerais. In natural edges, there was a tendency of phylogenetic clustering in relation to the phylogenetic overdispersion in the anthropic edges. The more pronounced clustered structure at the alluvial edges might be shaped by environmental filters. However, the floristic richness and ecology of these edge environments, with different histories of perturbation and successional stochasticity, suggest that the phylogenetic analyzes of these phytophysiognomies through functional diversity descriptors will allow better predictions about the processes involved in the organization of these communities. The relationships found between spatial variables and diversity metrics showed that the distance of continuous forests and the size of the fragment also influenced the phylogenetic structure of tree communities in the southeast province of the Atlantic Forest. Finally, we identified the trend of greater phylogenetic diversity in the smaller fragments, suggesting that all the remnants of the Atlantic Forest, from the continuous forests to the small fragments, are relevant for its conservation.

**Keywords:** Evolutionary Biology. Atlantic Forest. Phytosociology.

## LISTA DE FIGURAS

### SEGUNDA PARTE – ARTIGO

- Figura 1 - Área de estudo em relação a Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro, e os domínios fitogeográficos da Mata Atlântica e do Cerrado. Áreas identificadas com (●) representam fragmentos com bordas naturais edáficas; (■) fragmentos com bordas naturais aluviais e (▲) fragmentos de borda antrópica. ....37
- Figura 2 - Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) das 115 parcelas de vegetação arbórea de sete fragmentos de florestas ao Sul de Minas Gerais em função dos habitats de borda. Estresse = 0,239. ....44
- Figura 3 - Modelos Lineares Generalizados (GLM) significativos com a relação das métricas de diversidade filogenética e variáveis espaciais comparados com a relação da diversidade filogenética e tipos de borda de sete fragmentos florestais ao Sul de Minas Gerais. (A) MPD; (B) sesMPD x distância de florestas contínuas (km); e (C) PD x tamanho do fragmento (ha). ....51



## LISTA DE TABELAS

### SEGUNDA PARTE – ARTIGO

- Tabela 1 - Comparação das características gerais sobre localização, vegetação, tipo de borda, coordenadas geográficas, clima, médias de precipitação anual, cotas de elevação e área dos fragmentos florestais, levantada em sete trabalhos fitossociológicos ao Sul de Minas Gerais, além dos parâmetros de amostragem com número e tamanho das parcelas.....38
- Tabela 2 - Comparação das métricas de diversidade filogenética entre parcelas de borda natural e borda antrópica (hipótese 1) de sete comunidades arbóreas florestais ao Sul de Minas Gerais. Valores apresentados em médias  $\pm$  desvios-padrão. Valores de (*p*) são os resultados do teste estatístico de Wilcoxon e (\*\*) indicam resultados significantes a 5 % de confiança. ....45
- Tabela 3 - Comparação das métricas de diversidade filogenética entre parcelas de borda natural aluvial, borda natural edáfica e borda antrópica (hipótese 2) de sete comunidades arbóreas florestais ao Sul de Minas Gerais. Valores apresentados em médias  $\pm$  desvios-padrão. Valores de (*p*) são os resultados do teste estatístico de Wilcoxon e (\*\*) indicam resultados significantes a 5 % de confiança. Correlação entre parcelas de bordas naturais aluviais e bordas naturais edáficas não apresentaram diferenças. ....48

## SUMÁRIO

	<b>PRIMEIRA PARTE</b> .....	11
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	11
<b>2</b>	<b>REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	13
<b>3</b>	<b>CONSIDERAÇÕES GERAIS</b> .....	19
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	21
	<b>SEGUNDA PARTE – ARTIGO</b> .....	25
	<b>ARTIGO 1 - INFLUÊNCIA DE BORDAS NATURAIS E ANTRÓPICAS NA ESTRUTURAÇÃO FILOGENÉTICA DE COMUNIDADES ARBÓREAS AO SUL DE MINAS GERAIS</b> .....	25
<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	31
<b>2</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	35
<b>2.1</b>	<b>Área de estudo</b> .....	35
<b>2.2</b>	<b>Procedimentos de amostragem</b> .....	39
<b>2.3</b>	<b>Análise de dados</b> .....	40
<b>3</b>	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	43
<b>4</b>	<b>CONCLUSÕES</b> .....	55
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	57
	<b>ANEXO A – RELAÇÕES FILOGENÉTICAS ENTRE ESPÉCIES ARBÓREAS DE SETE FRAGMENTOS FLORESTAIS AO SUL DE MINAS GERAIS COM BASE NA “SUPERÁRVORE” R20120829 (GASTAUER; MEIRA-NETO, 2013)</b> .....	65
	<b>ANEXO B – COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DE SETE FRAGMENTOS FLORESTAIS DO DOMÍNIO ATLÂNTICO INVENTARIADOS AO SUL DE MINAS GERAIS</b> .....	67

## **PRIMEIRA PARTE**

### **1 INTRODUÇÃO**

O Departamento de Ciências Florestais (DCF) da Universidade Federal de Lavras (UFLA) e o Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da UFLA, por meio de seus professores, pesquisadores e colaboradores, vêm desenvolvendo, há mais de 20 anos, inúmeros projetos científicos em diversas estações de pesquisa no Sul de Minas Gerais. Essa iniciativa já resultou em dezenas de artigos científicos em periódicos nacionais e internacionais, além de outras tantas monografias, dissertações e teses de discentes da UFLA. O presente trabalho é mais um fruto de parte desse banco de dados sobre a ecologia vegetal da região e tem como meta, dentre outras, contribuir para o avanço no conhecimento e conservação da paisagem e das florestas sul mineiras e valorizar todo o recurso humano despendido nessas pesquisas ao longo desse tempo.

Com o intuito de imprimir celeridade ao processo de publicações científicas do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da UFLA, o presente estudo foi estruturado, no formato de artigo, segundo o Manual de normalização de estrutura de trabalhos acadêmicos. A seguinte tese intitulada “Influência de bordas naturais e antrópicas na estruturação filogenética de comunidades arbóreas no Sul de Minas Gerais” é composta, portanto de uma primeira parte, Introdução Geral e de uma segunda parte, neste caso, a versão preliminar de um artigo científico, considerando o escopo e as instruções para autores do periódico “REVISTA CERNE” sob administração do DCF/UFLA.



## 2 REFERENCIAL TEÓRICO

O Brasil possui a maior biodiversidade continental do planeta sendo considerado um país megadiverso (BRANDON et al., 2005). Essa imensa riqueza biológica encontra-se distribuída de forma heterogênea na paisagem, e a fragmentação desses habitats pode ser de origem natural ou antrópica (VELOSO, 2012). Segundo Ab'Sáber (2003), no território brasileiro, existem seis grandes domínios morfoclimáticos e fitogeográficos, os quais, inclusive, são herança e patrimônio do seu povo. A responsabilidade do Brasil, no manejo de seus recursos naturais, no entanto extrapola suas fronteiras, e a identificação de padrões ecológicos e evolutivos é fundamental para estabelecer programas mais eficientes de conservação da biodiversidade quanto aos desafios impostos pela globalização (DINIZ-FILHO et al., 2009).

Os quatro principais processos ecológicos da fragmentação natural da vegetação – podendo eles agir só ou em conjunto – são os seguintes: variações climáticas; heterogeneidade edáfica; relevo e regime hidrológico (CONSTANTINO et al., 2005; EISENLOHR et al., 2015). A fragmentação antrópica, por sua vez, consiste na remoção da cobertura vegetal naturalmente contínua dando origem a dois ou mais fragmentos de tamanho inferior ao original (LAURANCE et al., 1997). A paisagem resultante desse processo assemelha-se ao modelo de biogeografia de ilhas, com os fragmentos atuando como ilhas dentro de um oceano de matriz antrópica (RODRIGUES; PRIMACK, 2001). Ainda, segundo Rodrigues e Primack (2001), os fragmentos de habitat diferem-se do habitat original de dois modos principais, a saber: 1) os fragmentos apresentam maior quantidade de borda por área e 2) o centro de cada fragmento encontra-se mais próximo dessa borda.

O aumento da exposição dos remanescentes florestais às bordas antrópicas gera inúmeras consequências à ecologia das comunidades arbóreas e

aos organismos associados, sendo denominado efeito de borda (LAURANCE et al., 1997). Diversos trabalhos vêm discutindo, nas últimas décadas, os efeitos bióticos e abióticos, no tempo e no espaço, desse processo de “hiperdinamismo” nas bordas (CONSTANTINO et al., 2005; EISENLOHR et al., 2015; LAURANCE, 2002; LAURANCE; BIERREGAARD, 1997). Dentre eles, destacam-se a maior densidade e mortalidade de árvores, proliferação de lianas e bambus e reorganização da comunidade nos setores de borda (LAURANCE, 2002; MATLACK, 1994), além da elevação da temperatura média nas bordas, da amplitude térmica com exposição à ação dos ventos e maior susceptibilidade a agentes patogênicos e espécies invasoras (LAURANCE, 2000; LAURANCE et al., 1997).

Outro aspecto amplamente discutido sobre os efeitos da fragmentação antrópica na vegetação diz respeito ao gradiente do efeito de borda, ou seja, qual a distância na direção borda-centro do fragmento que é experimentada pelas alterações dos processos naturais decorrentes dessas transformações (LAURANCE; BIERREGAARD, 1997). Segundo Laurance (2000), a distância média, em que o efeito de borda penetra no fragmento, é de 150m, porém esse gradiente pode variar de acordo com o histórico de perturbação e as características bióticas e abióticas do ecossistema perturbado. O efeito de borda, também, pode variar, em função do estrato observado, como, por exemplo, elevação no número de indivíduos arbóreos pioneiros e de menor porte em setores de borda (LAURANCE et al., 1997), diminuição e queda de grandes árvores (LAURANCE, 2000) e variações na estrutura sucessional das comunidades nas bordas (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007).

As consequências da fragmentação e do efeito de borda sobre a biodiversidade também afetam outras comunidades bióticas além da vegetação (LAURANCE et al., 1997). Vertebrados endotérmicos como aves e pequenos mamíferos são vulneráveis ao processo de insularização de florestas, e a

perturbação, na história de vida de diversas espécies desses grupos, é bem documentada nos trópicos (BIERREGAARD; STOUFER, 1997; SILVA et al., 1996). Animais de menor porte como insetos e anfíbios terrestres também são sensíveis às variações do microclima e da estrutura florestal em setores de borda, sofrendo alterações nas suas dinâmicas populacionais (BROWN; HUTCHINGS, 1997; ZIMMERMAN; SIMBERLOFF, 1996). Os padrões tróficos de determinados grupos de dispersores (p.ex. aves, morcegos e roedores), também, sofrem modificações, em decorrência de mudanças na disponibilidade de recursos, evidenciando, com isso, o prejuízo em múltiplas escalas dos distúrbios antrópicos sobre a regeneração florestal (SILVA et al., 1996).

Os ciclos biogeoquímicos locais, os regimes pluviométricos regionais e o clima global são indicadores abióticos monitorados há anos acerca dos efeitos da fragmentação da vegetação sobre o ambiente (CONSTANTINO et al., 2005). Embora a dimensão e amplitude dos efeitos deletérios das mudanças climáticas experimentadas pelo planeta sobre a biodiversidade, ainda, não serem consenso entre a comunidade científica (COOK et al., 2013), inúmeros estudos correlacionam a retirada da vegetação com a diminuição da quantidade de chuvas e elevação dos períodos secos anuais (GHAZOUL; SHEIL, 2010), sem deixar de mencionar os processos de desertificação documentados para o século XX e em outras épocas da trajetória humana na Terra (CARTER; DALE, 1955).

A ocupação humana da superfície terrestre e a adaptabilidade das civilizações ao meio ambiente sempre estiveram intimamente ligadas à vegetação e à exploração dos recursos naturais (MORAN, 1994). A história e a economia, nessa perspectiva, sempre estiveram à sombra dos recursos florestais e, por meio dessas ciências é, também, possível compreender as causas e consequências da fragmentação antrópica de habitats sobre o próprio agente transformador desse processo, ou seja, o ser humano (GHAZOUL; SHEIL, 2010). mesmo que contraditória, a fragmentação florestal não gera somente

prejuízos e, sim, certos benefícios sociais descritos como melhorias na qualidade de vida das pessoas que ocupam determinado espaço. Da mesma forma que se pode gerar lucro com as atividades de desmatamento (serrarias, pastos e lavouras), é possível obter renda pela exploração de florestas em pé (extrativismo, turismo e manejo agroflorestal), e o nível econômico ótimo, no manejo da fragmentação, está exatamente quando os custos marginais de remoção da vegetação são iguais ao lucro gerado pelos produtos e serviços oriundos do ambiente conservado (KAHN; MCDONALD, 1997).

As causas da fragmentação antrópica, sob o prisma historiográfico, estão relacionadas, principalmente, aos pulsos migratórios e à dinâmica econômica de investimentos em determinados segmentos (FEARNSIDE, 2008). Essa lógica elucida o principal mecanismo do desmatamento, no qual os agentes diretos da fragmentação, injustamente culpados, são os pequenos agricultores – os peões do tabuleiro social – enquanto os agentes indiretos, não responsabilizados, são os mandatários da degradação dos habitats, na figura das grandes corporações, quase sempre vinculadas às estruturas governamentais dos países detentores dos recursos essenciais à manutenção de suas atividades (RIBEIRO, 1995).

Segundo Begon (2006), a Biologia da Conservação é uma disciplina de crise, ou seja, confronta diversos problemas com poucos recursos disponíveis na busca de prevenir a extinção das espécies quanto às ações antropogênicas sobre os ecossistemas. O problema da fragmentação de habitats, em contextos locais ou regionais, parece ser descrito pelo mesmo conceito de crise, o que leva a crer que essa disciplina é de concreta relevância para o enfrentamento desse problema. A Biologia da Conservação é uma matéria multidisciplinar e aplicada (SOULÉ, 1985). Enquanto ciência aproxima-se da essência filosófica científica que é interdisciplinar por natureza (VOLPATO, 2015). Talvez a principal causa da fragmentação de ecossistemas seja a própria fragmentação da ciência como fonte da razão, bem como da ética humana manifestada na intolerância. Neste



sentido, um dos principais agravantes das crises ambientais poderia ser a corrupção política, reflexo direto da ausência de caráter governamental que impacta majoritariamente os setores sociais mais pobres (LAURANCE, 2004).

Estudos de arqueologia ecológica desenvolvidos, em sítios ocupados por antigas civilizações ao redor do globo, demonstraram que as sociedades ancoradas nos princípios belicistas e patriarcais tiveram seu declínio fortemente associado à degradação do solo e à desertificação. Nestes trabalhos, ficou evidente que formas destrutivas de manejo da vegetação, do solo e da água estão diretamente relacionadas com condutas sociais de violência, segregação racial e repressão (DEMEO, 2006; EISLER, 2007). Apesar de se tratarem de civilizações com não menos de 4000 anos, as descrições supracitadas parecem ter sido tecidas de sociedades contemporâneas. Resta crer que a evolução científica e social atual seja a saída, para que a trajetória vivida pelos povos do Vale do Nilo e Eufrates, por exemplo, não mais se repita.

A tendência científica adotada pelos pesquisadores da conservação biológica, nas últimas duas décadas, é a de busca por soluções práticas para o manejo dos recursos naturais (GEETA et al., 2014). Levantamentos desenvolvidos por importantes revistas em ecologia aplicada, nos primeiros anos do século XXI, atestaram que cerca de 90% dos artigos com o termo biologia da conservação ou conservação da biodiversidade faziam recomendações sobre o manejo de ecossistemas e que mais de 50% dessas recomendações foram, de fato, consideradas em situações de manejo (ORMEROD, 2002; RODRIGUES; PRIMACK, 2001). Essa conclusão sobre a adoção das conclusões científicas no manejo de ecossistemas atesta e justifica o desenvolvimento de pesquisas dessa natureza. No entanto, segundo Geeta et al. (2014), o mais novo desafio da ecologia aplicada se trata do envolvimento dos processos evolutivos da biodiversidade no manejo de ecossistemas.

Os parâmetros recomendados por Loyola e Lewinsohn (2009), para identificação de áreas prioritárias para conservação no Brasil, vêm ao encontro desse desafio, pois levam em consideração características ecológicas das espécies (p. ex. distribuição geográfica), história de vida (p. ex., modos reprodutivos), características evolutivas (p. ex., diversidade filogenética), além de características inerentes às próprias regiões potencialmente prioritárias como histórico de perturbação e integridade da paisagem. Com isso, acredita-se que o cenário atual apresentado aos ecólogos é aquele descrito por Putz e Zuidema (2008) como de sóbria responsabilidade, na qual determinam que as pesquisas em ecologia devam ser de abordagem apropriada à realidade socioeconômica local, de desenvolvimento parcimonioso, flexíveis a mudanças e, principalmente, cautelosas quanto à “supersimplificações” de ordem prática.

### 3 CONSIDERAÇÕES GERAIS

Embora o objeto do presente estudo não seja a discussão amíúde das causas da fragmentação de habitas, ou a abordagem de todas as consequências desse processo, procurou-se, nesse referencial teórico, delinear, minimamente, o problema que os ecólogos e a ciência ecológica têm em mãos.

Do ponto de vista da filosofia da ciência, a fragmentação de habitat e o efeito de borda, enquanto linha de pesquisa, permite que o pesquisador se aproxime da complexidade interdisciplinar em que a ciência deve ser desenvolvida. Por outro lado, estruturou-se, neste preâmbulo, um pequeno esboço sobre a importância da delimitação cuidadosa da escala ecológica a ser adotada e discutida.

Assim sendo, defronte à magnitude do tema, da diversidade paisagística brasileira, de todas as fitofisionomias que nele ocorrem e suas relações ecológicas e evolutivas, a presente investigação foi pensada no contexto de comunidades arbóreas de florestas do Sul do estado de Minas Gerais, região Sudeste do Brasil. Conclui-se, portanto, dessa primeira parte, que o envolvimento das relações evolutivas de espécies arbóreas, nas análises de ecologia da vegetação, muito pode somar ao manejo de ecossistemas do estado de Minas Gerais. Futuros empreendimentos geradores de impacto na região, por exemplo, poderão ser dimensionados levando em consideração a filogenia das comunidades afetadas. Além disso, acredita-se que as análises de diversidade filogenética das comunidades arbóreas do Sul de Minas Gerais servirão para melhor elaboração das listagens de espécies ameaçadas em uma escala de Brasil bem como daquelas para recuperação de ecossistemas degradados.



## REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil:** potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.
- BEGON, M. et al. **Ecology:** from individuals to ecosystems. Hoboken: Blackwell, 2006.
- BIERREGAARD, R. O.; STOUFFER, P. C. Understory birds and dynamic habitat mosaics in Amazonian rainforests. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants:** ecology, management and conservation of fragmented communities. Chicago: Chicago Press, 1997. p. 55-70.
- BRANDON, K. et al. Conservação brasileira: desafios e oportunidades. **Megadiversidade**, São Paulo, v. 1, n. 1, p. 7-13, 2005.
- BROWN, K. S.; HUTCHINGS, R. W. Disturbance, fragmentation, and the dynamics of diversity in Amazonian forest butterflies. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants:** ecology, management and conservation of fragmented communities. Chicago: Chicago Press, 1997. p. 91-110.
- CARTER, V. G.; DALE, T. **Topsoil and civilization.** Norman: University of Oklahoma Press, 1955.
- CONSTANTINO, R. et al. **Fragmentação de ecossistemas:** causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações políticas públicas. 2. ed. Brasília, DF: MMA/SBF, 2005.
- COOK, J. et al. Quantifying the consensus on anthropogenic global warming in the scientific literature. **Environmental Research Letters**, Bristol, v. 8, n. 2, p. 24-30, 2013.
- DEMEO, J. **Saharasia:** the 4000 BCE origins of child abuse, sex-repression, warfare and social violence in the deserts of the old world: the revolutionary discovery of a geographical basis to human behavior. Ashland: Orgone Biophysical Research Lab, 2006.
- DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Padrões e processos ecológicos e evolutivos em escala regional. **Megadiversidade**, São Paulo, v. 5, p. 5-16, 2009.

EISENLOHR, P. V. et al. Estrutura de comunidades vegetais em áreas suscetíveis a efeitos de borda: conceitos e estudos de caso. In: \_\_\_\_\_. **Fitossociologia do Brasil: métodos e estudos de caso**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2015. v. 2, p. 119-138.

EISLER, R. **O cálice e a espada: nosso passado, nosso futuro**. São Paulo: Palas, 2007.

FEARNSIDE, P. M. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. **Ecology and Society**, Wolfville, v. 13, n. 1, p. 1-23, 2008.

GEETA, R. et al. Biodiversity only makes sense in the light of evolution. **Journal of Biosciences**, Bangalore, v. 39, n. 3, p. 333-337, 2014.

GHAZOUL, J.; SHEIL, D. **Tropical rain forest ecology, diversity, and conservation**. Oxford: Oxford University Press, 2010.

KAHN, J. R.; MCDONALD, J. A. The role of economic factors in tropical deforestation. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: Chicago Press, 1997. p. 13-18.

LAURANCE, W. F. Do edge effects occur over large spatial scales? **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 15, p. 134-135, 2000.

LAURANCE, W. F. Hyper-dynamism in fragmented habitats. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 13, p. 595-602, 2002.

LAURANCE, W. F. The perils of payoff: corruption as a threat to global biodiversity. **Trends in Ecology & Evolution**, Amsterdam, v. 19, n. 8, p. 399-401, 2004.

LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: Chicago Press, 1997.

LAURANCE, W. F. et al. Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: Chicago Press, 1997. p. 502-514.

- LOYOLA, R. D.; LEWINSOHN, T. M. Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação em um contexto macrogeográfico. **Megadiversidade**, São Paulo, v. 5, p. 35-46, 2009.
- MATLACK, G. R. Vegetation dynamics of the forest edge: trends in space and successional time. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 82, p. 113-123, 1994.
- MORAN, E. F. **Adaptabilidade humana**. São Paulo: Ed. SENAC, 1994.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. et al. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, p. 149-161, 2007.
- PUTZ, F. E.; ZUIDEMA, P. A. Contribution of ecologists to tropical forest conservation. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Ed.). **Tropical forest community ecology**. Oxford: Blackwell, 2008. p. 474-490.
- RIBEIRO, D. **O povo brasileiro: evolução e o sentido do Brasil**. São Paulo: Companhia das Letras, 1995.
- RODRIGUES, E.; PRIMACK, R. **Biologia da conservação**. Londrina: Planta, 2001.
- SILVA, J. M. C. et al. Plant succession, landscape management, and the ecology of fruit-eating birds in abandoned Amazonian pastures. **Conservation Biology**, Boston, v. 10, p. 491-503, 1996.
- SOULÉ, M. E. What is conservation biology? **BioScience**, Washington, v. 35, n. 11, p. 727-734, 1985.
- VELOSO, H. P. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.
- VOLPATO, G. L. O método lógico para redação científica. **Revista Eletrônica de Comunicação, Informação & Inovação em Saúde**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 1, p. 1-14, jan./mar. 2015.
- ZIMERMANN, B. L.; SIMBERLOFF, D. An historical interpretation of habitats use by frogs in a Central Amazon Forest. **Journal of Biogeography**, Oxford, v. 23, p. 27-46, 1996.





**SEGUNDA PARTE – ARTIGO**

**ARTIGO 1 - INFLUÊNCIA DE BORDAS NATURAIS E ANTRÓPICAS  
NA ESTRUTURAÇÃO FILOGENÉTICA DE COMUNIDADES  
ARBÓREAS AO SUL DE MINAS GERAIS**

**INFLUENCE OF NATURAL AND ANTHROPOGENIC EDGES IN THE  
PHYLOGENETIC STRUCTURE OF TREE COMMUNITIES IN  
SOUTHERN MINAS GERAIS**

**Artigo redigido conforme a NBR 6022 (ABNT, 2003) e formatado de acordo  
com o Manual da UFPA de apresentação de teses e dissertações.**



## RESUMO

O objetivo deste estudo foi analisar a influência de bordas naturais e antrópicas na estrutura filogenética de assembleias arbóreas florestais e testar as seguintes hipóteses: (1) comunidades arbóreas apresentam variação na estrutura filogenética entre bordas naturais e antrópicas; e (2) bordas naturais por heterogeneidade edáfica apresentam estruturação diferente das bordas naturais aluviais e também em relação às bordas antrópicas. Também buscou-se identificar a relação da estrutura filogenética com atributos da paisagem. Por meio de dados de 10.143 indivíduos de 481 espécies e 78 famílias botânicas, os resultados demonstraram que diferentes tipos de borda influenciam a estruturação filogenética das comunidades. Em bordas naturais, há tendência de agregação filogenética em relação à dispersão nas bordas antrópicas. A estrutura agregada nas bordas aluviais parece ser moldada por filtros ambientais. No entanto a ecologia desses ambientes, com diferentes históricos de perturbação e estocasticidade sucessional, sugere que o aprofundamento das análises filogenéticas permita melhores previsões sobre os processos envolvidos na organização dessas comunidades. A relação da paisagem com as métricas de diversidade demonstrou que a distância de florestas contínuas e o tamanho do fragmento também influenciam na estruturação filogenética. Por fim, identificou-se a tendência de maiores diversidades filogenéticas, nos fragmentos de menores dimensões, sugerindo, com isso, que todos os remanescentes da Floresta Atlântica são relevantes para sua conservação.

**Palavras-chave:** Biologia Evolutiva. Floresta Atlântica. Fitossociologia.



### ABSTRACT

The aim of this study was to analyze the influence of natural and anthropic edges on the phylogenetic structure of forest tree assemblages and to test the following hypotheses: (1) tree communities present variation in the phylogenetic structure between natural and anthropic edges; and (2) natural edges by edaphic heterogeneity present different structure of alluvial natural edges and also in relation to anthropic borders. We also sought to identify the relationship of phylogenetic structure with landscape attributes. Using data from 10,143 individuals from 481 species and 78 botanical families the results showed that different types of edges influence the phylogenetic structuring of the communities. In natural edges there is a tendency of phylogenetic clustering in relation to the overdispersion in the anthropic edges. The clustered structure at alluvial edges seems to be shaped by environmental filters, however, the ecology of these environments, with different histories of perturbation and successional stochasticity, suggests that the improvement of the phylogenetic analyzes will allow better predictions about the processes involved in the organization of these communities . The relation of the landscape with the diversity metrics showed that the distance of continuous forests and the size of the fragment also influence the phylogenetic structuring. Finally, we identified the trend of greater phylogenetic diversity in the smaller fragments suggesting, therefore, that all remnants of the Atlantic Forest are relevant for its conservation.

**Keywords:** Evolutionary Biology. Atlantic Forest. Phytosociology.



## 1 INTRODUÇÃO

Minas Gerais é o estado que apresenta a maior variedade de fitofisionomias da região Sudeste do Brasil, com florestas, cerrados, caatingas, campos de altitude e agroecossistemas. É também um estado com a vegetação original severamente fragmentada pelo homem em decorrência de sua histórica vocação agropecuária, hidroenergética e mineradora. Apesar dos esforços no conhecimento sobre a ecologia da vegetação em Minas Gerais e de métodos de manejo e conservação da flora (DRUMMOND et al., 2005), estudos que buscam integrar as relações ecológicas e evolutivas da flora com as fontes de distúrbio ainda são escassos (LOYOLA; LEWINSOHN, 2009). O manejo de ecossistemas é uma disciplina que visa integrar o conhecimento científico às complexidades sociais e econômicas da humanidade (CROME, 1997), e o novo paradigma imposto ao tema se trata da incorporação dos mecanismos evolutivos nos planos de manejo e conservação da biodiversidade (GEETA et al., 2014).

Apesar de diversos estudos fitossociológicos sobre comunidades arbóreas terem sido desenvolvidos na região Sul de Minas Gerais (BERG; OLIVEIRA-FILHO, 2000; CARVALHO et al., 2005, 2007; DALANESI et al., 2004; FRANÇA; STEHMANN, 2004; LOPES et al., 2013; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994, 2004; OLIVEIRA-FILHO; FLUMINHAN-FILHO, 1999; POMPEU et al., 2014; SOUZA et al., 2003; TERRA et al., 2017; TORRES et al., 2017), poucos trabalhos procuraram identificar os efeitos da fragmentação de habitats e do efeito de borda sobre a vegetação (CARVALHO et al., 2007; MENINO, 2014; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007) e, dentre eles, a premissa taxonômica foi o método de análise e inferência sobre a diversidade e as interações ecológicas dessas comunidades. Segundo Arellano-Rivas et al. (2017), a diversidade taxonômica, apesar da ampla utilização e aceitação científica, assume que as espécies são entidades homogêneas, em caracteres biométricos, por exemplo e,

nesse sentido, desconsidera a sua história evolutiva. A diversidade filogenética leva em consideração as relações de parentesco entre as espécies coocorrentes, permitindo melhores inferências sobre a ecologia de comunidades (CIANCIARUSO et al., 2009; FAITH, 1992; SOBRAL; CIANCIARUSO, 2012; WEBB et al., 2002) e diversos trabalhos já vêm atestando a robustez das medidas de diversidade filogenética na predição dos processos atuantes na estruturação de assembleias arbóreas (BATALHA et al., 2011; SILVA; BATALHA, 2009; WEBB et al., 2008a).

A diversidade filogenética pode variar em função de fatores ambientais e das interações bióticas do *pool* de espécies (KEMBEL; HUBBEL, 2006; WEBB et al., 2002). Segundo Cavender-Bares et al. (2009), a informação filogenética pode esclarecer a história evolutiva de uma determinada região em diversas escalas espaciais. Da mesma forma que são utilizadas, na descrição de comunidades arbóreas em alguns domínios fitogeográficos brasileiros (GASTAUER; MEIRA-NETO, 2015; SILVA et al., 2017), recentemente, alguns trabalhos vêm discutindo a influência da fragmentação antrópica na diversidade filogenética de comunidades arbóreas no Brasil (CIANCIARUSO et al., 2012; MATOS et al., 2017; RIBEIRO et al., 2016; SANTOS et al., 2010). Eisenlohr et al. (2015) declaram que bordas naturais podem ser utilizadas como áreas controle na identificação de processos envolvidos na fragmentação antrópica de ecossistemas. Neste sentido, bordas naturais e antrópicas podem atuar como filtros ambientais em comunidades arbóreas, limitando ou favorecendo a coexistência das espécies (CAVENDER-BARES et al., 2004; CIANCIARUSO et al., 2009; WEBB et al., 2002).

Assim, considerando a importância de integrar modelos ecológicos e evolutivos ao manejo da vegetação, o presente trabalho teve como objetivo analisar a influência de bordas naturais e antrópicas na organização das comunidades e na estrutura filogenética de assembleias arbóreas de florestas em



uma paisagem fragmentada do Sul de Minas Gerais. As hipóteses delineadas no escopo do estudo foram as seguintes: (1) as comunidades arbóreas apresentam variação na sua organização e na estrutura filogenética entre bordas naturais e antrópicas; e (2) bordas naturais por heterogeneidade edáfica apresentam organização e estruturação filogenética diferente das bordas naturais aluviais e também em relação às bordas antrópicas. Além disso, tendo em vista a aplicação da premissa ecológica filogenética ao manejo ambiental procurou-se identificar a relação da estrutura filogenética com atributos espaciais da paisagem, a saber: área dos fragmentos, densidade de borda e distância de florestas contínuas.



## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo

O domínio fitogeográfico tropical atlântico, no passado pré-colonial, apresentava dois grandes contínuos florestais, um ligado à faixa costeira brasileira, no eixo Norte-Sul, com formações de vegetação ombrófila, e outro no eixo Leste-Oeste, associado às feições geomorfológicas montanhosas e onduladas com fisionomias florestais de altitude, semidecíduas e decíduas (AB'SÁBER, 2003). O Sul de Minas Gerais destacava-se na paisagem tropical atlântica pelas grandes extensões florestais contínuas do eixo Leste-Oeste, substituídas por fragmentos esparsos e lavouras de café, no início do século XVIII, pelas disjunções campestres em altitudes mais elevadas que deram lugar às pastagens de gramíneas exóticas e cerrados arbóreos em áreas de solos distróficos e bem drenados, atualmente, sendo substituídos por plantações de grãos e reflorestamentos comerciais.

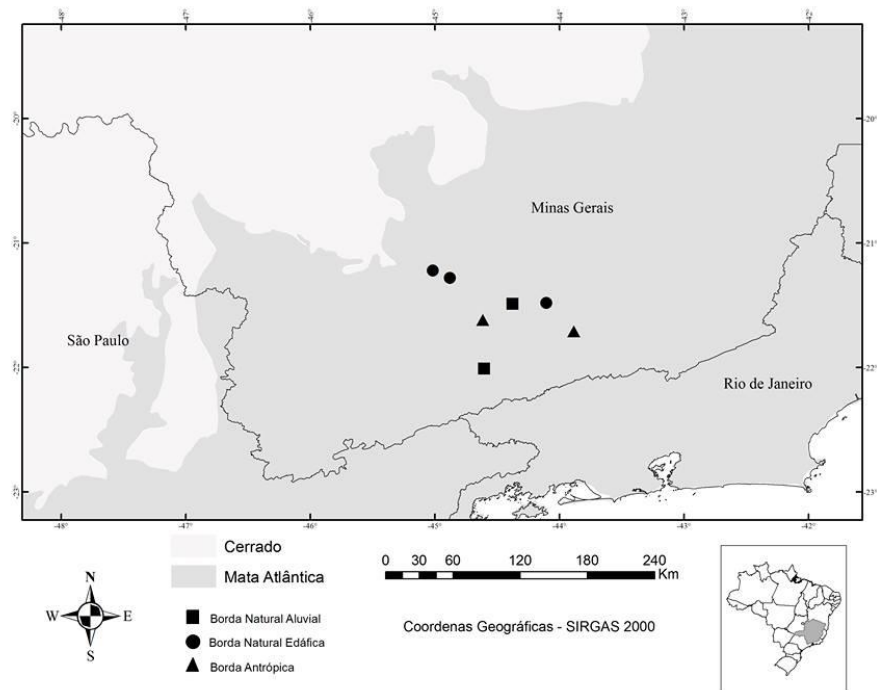
A floresta tropical atlântica é uma das florestas mais ameaçadas do planeta (JOLY et al., 2014). No entanto menos de 15% de sua área original ainda existe (RIBEIRO et al., 2009) e, desse remanescente, aproximadamente, 90% encontram-se altamente fragmentadas (HADDAD et al., 2015). No Sul de Minas Gerais existe um dos relictos mais importantes da floresta tropical atlântica, a Serra da Mantiqueira, na divisa dos estados de Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro. A Serra da Mantiqueira representa, para a região Sul mineira, uma importante fonte de propágulos para as demais florestas da região e é considerada por Le Saout et al. (2013) como uma das áreas insubstituíveis do planeta pela elevada biodiversidade.

A área de estudo encontra-se inserida em uma matriz de florestas semidecíduas, decíduas e ombrófilas, campos rupestres e de altitude, além de

paisagens agrícolas, pastagens, estradas e zonas urbanas. Os dados de vegetação e demais parâmetros ecológicos obtidos foram levantados de sete fragmentos florestais da região, dos quais seis estão inseridos na bacia hidrográfica do rio Grande e um na bacia do rio Paraíba do Sul (FIGURA 1). As coordenadas geográficas, áreas em hectare, cotas de elevação, fitofisionomia vegetal, clima local, precipitação média e tipo de borda estão descritos, para cada um dos fragmentos, na Tabela 1. Os dados da caracterização geral (TABELA 1) foram retirados de Carvalho et al. (2007), Higuchi et al. (2008), Menino (2014), Oliveira-Filho et al. (1994, 2004), Souza et al. (2003) e Torres (2012).

Portanto, para subsidiar as hipóteses delineadas no presente estudo, os fragmentos florestais foram tipificados, de acordo com a natureza de borda de duas formas: (1) bordas naturais e bordas antrópicas (hipótese 1); e (2) bordas naturais aluviais e bordas naturais edáficas, além das bordas antrópicas (hipótese 2). As bordas naturais são aquelas cuja fisionomia florestal dá lugar à vegetação nativa de menor porte, enquanto as bordas antrópicas são aquelas em que as florestas estão em contato direto com pastagens, estradas ou lavouras.

Figura 1 - Área de estudo em relação a Minas Gerais, São Paulo e Rio de Janeiro, e os domínios fitogeográficos da Mata Atlântica e do Cerrado. Áreas identificadas com (●) representam fragmentos com bordas naturais edáficas; (■) fragmentos com bordas naturais aluviais e (▲) fragmentos de borda antrópica.



Fonte: Ab'Sáber (2003).

Tabela 1 - Comparação das características gerais sobre localização, vegetação, tipo de borda, coordenadas geográficas, clima, médias de precipitação anual, cotas de elevação e área dos fragmentos florestais, levantada em sete trabalhos fitossociológicos ao Sul de Minas Gerais, além dos parâmetros de amostragem com número e tamanho das parcelas.

<b>Cód.</b>	<b>Localidade</b>	<b>Fisionomia</b>	<b>Borda</b>	<b>Lat. (S)</b>	<b>Lon.(W)</b>	<b>Clima</b>	<b>Precipitação</b>	<b>Cota (m)</b>	<b>Área</b>	<b>Parcelas</b>
MD	Madre de Deus (MG)	FESD	Natural (aluvial)	21°29'	44°22'	Cwb	1517 mm	900-950	15 ha	11 (225m <sup>2</sup> )
AR	Aiuruoca (MG)	FESD	Natural (aluvial)	22°00'	44°36'	Cwa	1500 mm	950-1150	12,2 ha	15 (400m <sup>2</sup> )
CR	Carrancas (MG)	FESD	Natural (edáfica)	21°36'	44°37'	Cwa	1483 mm	1440-1513	36 ha	10 (400m <sup>2</sup> )
IB	Lima Duarte (MG)	FOD	Natural (edáfica)	21°42'	43°53'	Cwb	2200 mm	1400-1505	94 ha	16 (200m <sup>2</sup> )
PD	Piedade do Rio Grande (MG)	FESD	Antrópica (pastagem)	21°29'	44°06'	Cwb	1510 mm	1050-1150	30 ha	12 (400m <sup>2</sup> )
CP	Lavras (MG)	FESD	Antrópica (estrada)	21°18'	44°20'	Cwb	1493 mm	920-940	13,6 ha	28 (400m <sup>2</sup> )
SE	Lavras (MG)	FESD	Antrópica (lavoura)	21°13'	44°57'	Cwa	1343 mm	890-948	8,75 ha	23 (400m <sup>2</sup> )

Fonte: Do autor (2018).

## 2.2 Procedimentos de amostragem

Os dados de vegetação arbórea foram obtidos em levantamentos de campo de sete fragmentos florestais com áreas totais variando de 8,75 hectares até 94 hectares no período entre os anos de 1993 e 2012 (TABELA 1). O procedimento adotado, em todos os inventários, foi o de parcelas permanentes, totalizando 115 unidades amostrais e 4,08 hectares de florestas amostradas. Em cada parcela, os indivíduos arbóreos com circunferência à altura do peito (CAP), medido a 1,30m do solo, igual ou superior a 15,7 cm, foram identificados e demarcados com placas metálicas para posteriores monitoramentos. O material botânico dos sete inventários encontra-se devidamente depositado na coleção do Herbário ESAL da Universidade Federal de Lavras. A identificação do material botânico se deu, mediante visita de diversos especialistas à coleção, ao longo desse período, por consulta à literatura e por comparação ao material do acervo do Herbário ESAL e de outras instituições de pesquisa do Brasil. As espécies foram classificadas seguindo o sistema APG III (ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP - APG, 2009) e a nomenclatura botânica sinonimizada pela ferramenta digital Plantminer (CARVALHO et al., 2010), considerando o banco de dados da Flora do Brasil 2020 (FLORA DO BRASIL, 2016).

Por fim, as variáveis espaciais de tamanho do fragmento (em hectares), distância da floresta contínua mais próxima (em quilômetros) e de densidade de borda (perímetro do fragmento [m] / tamanho do fragmento [ha]) que compuseram os modelos ecológicos adaptados de Matos et al. (2017), para testar a influência da configuração da paisagem sobre as métricas de diversidade filogenética, foram retiradas do programa computacional de cartografia digital *Google Earth Pro 7.2*, utilizando-se os mapas de alta resolução mais recentes (ano de 2013) para a região Sul de Minas Gerais.

### 2.3 Análise de dados

Como exposto por Gastauer e Meira-Neto (2015), a análise filogenética de comunidades arbóreas é constituída basicamente de duas etapas; uma primeira, caracterizada pela listagem do banco de dados taxonômicos (espécies) do *pool* regional em uma árvore filogenética, e uma segunda, na qual as métricas de diversidade são processadas e analisadas. Para efeito de comparação inicial entre a ecologia da comunidade, em relação ao tipo de borda, uma análise preliminar, considerando os dados taxonômicos da matriz de abundância foi desenvolvida, por meio de uma Análise de Variância Multivariada Permutacional – PERMANOVA (ANDERSON, 2001) a 5% de confiança, seguida de um Escalonamento Multidimensional Não Métrico – NMDS (MINCHIN, 1987). Em ambas as análises preliminares, PERMANOVA e NMDS, os habitats de borda, considerados para a matriz florística de abundância, foram três: (1) bordas antrópicas, (2) bordas naturais edáficas e (3) bordas naturais aluviais.

Na análise filogenética inicial, a partir da listagem dos táxons, identificados nas parcelas organizados em família, gênero e espécie, segundo o sistema APG III (APG, 2009), foi construída uma árvore filogenética, utilizando a relação dada pela “superárvore filogenética” R20120829 (GASTAUER; MEIRA-NETO, 2013) com auxílio da função *Phyloomatic* do pacote PHYLOCOM 4.2 (WEBB et al., 2008b). A calibragem da filogenia da comunidade, na qual os comprimentos dos ramos dos cladogramas expressam uma escala temporal em milhões de anos, foi feita utilizando o algoritmo BJJ (GASTAUER; MEIRA-NETO, 2013). A árvore gerada com as espécies e utilizada para o cálculo das métricas filogenéticas foi, então, exportada, para o programa FigTree v.1.4.2 (RAMBAUT, 2012), tendo sua organização simplificada visível no ANEXO A.



As métricas de diversidade filogenética calculadas, na segunda fase da análise, para avaliar a história evolutiva das comunidades, em função do tipo de borda, foram as seguintes (FAITH, 1992; WEBB, 2000; WEBB et al., 2002): PD (diversidade filogenética); MPD (distância média de pares); MNTD (distância média entre os vizinhos mais próximos); sesPD (diversidade filogenética padronizada); sesMPD (distância média de pares padronizada); e sesMNTD (distância média entre os vizinhos mais próximos padronizada). PD é baseada na presença e ausência de espécies e mede a soma da história evolutiva de uma comunidade; MPD considera a abundância e mede a distância filogenética média entre todas as combinações de pares de espécies da comunidade; e MNTD utiliza abundância para medir as médias de distância filogenética entre os indivíduos mais próximos em relação às espécies coocorrentes na amostra (GASTAUER; MEIRA-NETO, 2015). Segundo Matos et al. (2017), as métricas padronizadas sesPD, sesMPD e sesMNTD são equivalentes à PD, MPD e MNTD, respectivamente, porém são relativizadas em função dos valores totais de riqueza de espécies para cada comunidade.

Os valores obtidos para as seis métricas foram agrupados, em relação às hipóteses previamente delineadas, ou seja, para a hipótese 1, em dois grupos: bordas naturais e bordas antrópicas; e, para hipótese 2, em três grupos: bordas naturais edáficas, bordas naturais aluviais e bordas antrópicas. As diferenças entre as seis métricas de diversidade calculadas, em relação às hipóteses 1 e 2, foram testadas estatisticamente pelos testes não paramétricos de Wilcoxon a 5% de confiança (HART, 2001), seguidos de testes de Monte Carlo com 999 aleatorizações. As relações entre as métricas de diversidade filogenética e as variáveis espaciais de área do fragmento, distância da floresta contínua mais próxima e de densidade de borda foram acessadas em modelos lineares generalizados – GLM (um modelo por métrica), também, a 5% de confiança. As

análises foram desenvolvidas por meio dos programas estatísticos PAST (HAMMER et al., 2009) e R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2015).

### 3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

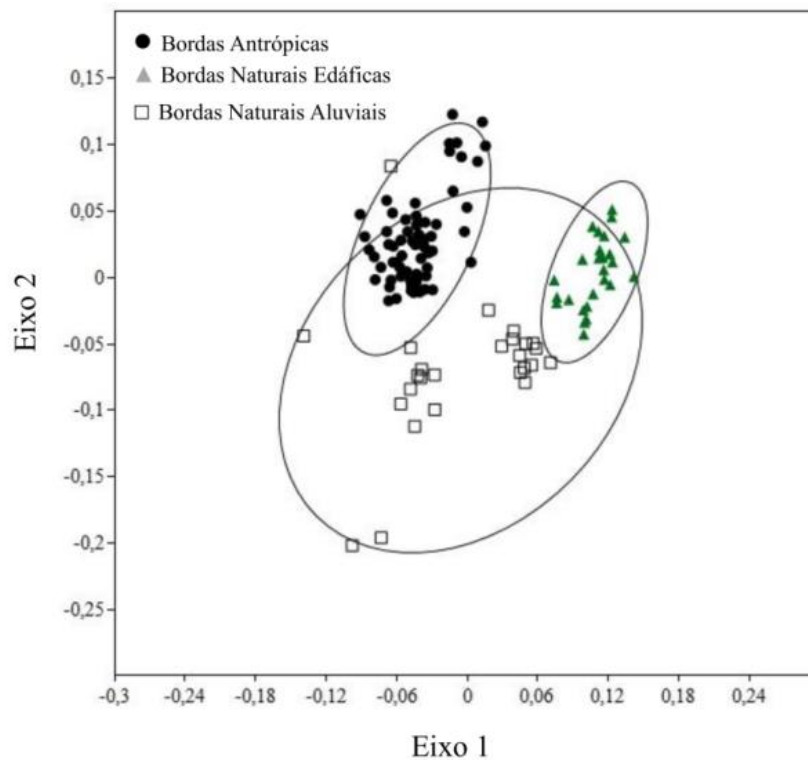
Foram inventariados, no presente estudo, 10.143 indivíduos arbóreos de 481 espécies e 78 famílias botânicas (ANEXO B) e esse valor representa 33% de todo o *pool* de espécies arbóreas, observado por Terra et al. (2017), em 158 áreas nos três domínios fitogeográficos (Cerrado, Floresta Atlântica e Caatinga) de Minas Gerais. O conceito de *pool* de espécies engloba tanto o banco de unidades taxonômicas esperadas, para uma determinada região macroecológica, quanto o conjunto de espécies encontradas na amostragem de uma comunidade (DINIZ-FILHO et al., 2009; GASTAUER; MEIRA-NETO, 2015). Segundo Cianciaruso et al. (2009), o tamanho do *pool* amostrado, em relação ao esperado para a região, pode influenciar as análises filogenéticas e a amostragem ideal é obtida de comunidades intermediárias com 30 a 60% da representatividade regional.

A área mais rica em espécies foi CP com 181 táxons e 2.200 indivíduos registrados, seguida de SE (166 espécies / 1.642 indivíduos); AR (160 espécies / 1.005 indivíduos); PD (155 espécies / 1.152 indivíduos); IB (142 espécies / 1.363 indivíduos); MD (109 espécies / 1.521 indivíduos) e CR (105 espécies / 1.260 indivíduos). Os resultados taxonômicos preliminares, considerando a diferenciação de habitats de bordas naturais aluviais e edáficas e de bordas antrópicas, na PERMANOVA, indicaram variação significativa ( $p < 0,001$ ) entre os fragmentos sobre a composição florística. Essa variação ficou evidente na NMDS (estresse = 0,239) com a formação de três agrupamentos distintos de unidades amostrais com uma pequena subdivisão no grupo de parcelas de bordas naturais aluviais (FIGURA 2). Diversos estudos recentes em paisagens fragmentadas da Floresta Atlântica, que utilizaram esses descritores ecológicos (PERMANOVA/NMDS), na análise da vegetação arbórea, encontraram

diferenças taxonômicas em função de variações de fertilidade, relevo e disponibilidade de água no solo (MARCON et al., 2014; SOUZA et al., 2015).

De modo similar, Carvalho et al. (2007), Eisenlohr et al. (2015) e Oliveira-Filho et al. (2007) encontraram variações significativas, na estrutura fitossociológica e florística de comunidades arbóreas, em diferentes habitats de borda, em relação ao interior de florestas semidecíduas no Sudeste do Brasil.

Figura 2 – Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) das 115 parcelas de vegetação arbórea de sete fragmentos de florestas ao Sul de Minas Gerais em função dos habitats de borda. Estresse = 0,239.



Fonte: Do autor (2018).

Na primeira hipótese evolutiva, testou-se a diferença das seis métricas filogenéticas entre dois habitats de borda – naturais e antrópicas – com diferenças significativas em três delas: sesPD; sesMPD e MPD (Tabela 1). A distância média de pares (MPD) permite uma visão geral da estrutura filogenética da comunidade, e essa desigualdade observada sugere inicialmente que as comunidades de borda apresentam estruturação filogenética distinta daquelas de borda natural. Esse padrão em MPD foi observado entre parcelas de borda e de interior de floresta por Santos et al. (2010), em fragmentos da Floresta Atlântica do Nordeste do Brasil, nos quais comunidades de bordas apresentaram valores de MPD diferentes e inferiores ao de comunidades de interior de florestas. E, segundo Matos et al. (2017), também em paisagens fragmentadas na Floresta Atlântica (Bahia e Espírito Santo), habitats de borda detêm menores valores de MPD, quando comparados ao interior de florestas como resultado de processos de extinção local de espécies.

Tabela 2 - Comparação das métricas de diversidade filogenética entre parcelas de borda natural e borda antrópica (hipótese 1) de sete comunidades arbóreas florestais ao Sul de Minas Gerais. Valores apresentados em médias  $\pm$  desvios-padrão. Valores de (*p*) são os resultados do teste estatístico de Wilcoxon e (\*\*) indicam resultados significantes a 5 % de confiança.

Métrica de Diversidade Filogenética	Habitat de Borda		Wilcoxon
	Antrópica	Natural	<i>p</i> – valor
PD	3625,41 $\pm$ 474,61	3521,34 $\pm$ 797,66	0,638
sesPD	-0,31 $\pm$ 0,48	0,003 $\pm$ 0,80	0,033**
MPD	265,56 $\pm$ 7,90	278,87 $\pm$ 26,78	0,032**
sesMPD	-0,81 $\pm$ 0,34	-0,23 $\pm$ 1,06	0,011**
MNTD	155,39 $\pm$ 12,28	160,98 $\pm$ 21,01	0,212
sesMNTD	-0,86 $\pm$ 0,80	-0,70 $\pm$ 1,08	0,461

Fonte: Do autor (2018).

Os valores negativos obtidos da distância média de pares padronizada (sesMPD), embora diferentes para os dois habitats, indicam que as espécies coocorrentes são mais distantes ou menos aparentadas filogeneticamente do que o esperado ao acaso, sugerindo, portanto superdispersão filogenética nos dois ambientes (GASTAUER; MEIRA-NETO, 2015; WEBB, 2000). No entanto, no grupo formado pelas parcelas de bordas naturais, existe certo grau de elevação em sesMPD, com valores positivos observados, considerando o desvio-padrão da média (TABELA 2), sugerindo, nesse caso, que nas bordas naturais há tendência ao incremento da agregação filogenética em relação às bordas antrópicas. Esse comportamento de tendência à agregação filogenética foi documentado, em comunidades vegetais em gradientes de elevação, nos quais houve aumento nos valores de sesMPD com a cota altitudinal da vegetação (LE BAGOUSSE-PINGUET et al., 2018). Como três das quatro áreas de bordas naturais do presente estudo encontram-se em cotas altitudinais mais elevadas que as três florestas de borda antrópica (TABELA 1), o incremento em sesMPD também pode ser influenciado por esse gradiente.

A diversidade filogenética padronizada (sesPD), diferentemente da não padronizada (PD), é menos correlacionada com a riqueza de espécies e, portanto indica com mais robustez as relações filogenéticas das comunidades em análise (HONORIO-CORONADO et al., 2015). A diferença registrada em sesPD entre as parcelas de bordas naturais e antrópicas (TABELA 2), com valores negativos para bordas antrópicas e positivos para bordas naturais sugere que, ao contrário do observado em sesMPD, haja tendência de agregação filogenética nas áreas antropizadas e de dispersão filogenética nos habitats naturais. A maior heterogeneidade ambiental observada, nas áreas de bordas naturais do presente estudo, com parcelas influenciadas por pulsos aluviais e parcelas com elevada heterogeneidade edáfica, podem estar atuando como filtros de dispersão filogenética. Porém, segundo Le Bagousse-Pinguet et al. (2018), valores

observados de sesPD entre -1,96 até 1,96 são indicativos de assembleias filogeneticamente organizadas ao acaso.

A segunda hipótese da premissa filogenética procurou segmentar os habitats de bordas em escalas de heterogeneidade ambiental mais fina de modo a correlacionar os padrões filogenéticos com os aspectos da ecologia desses ambientes. Das métricas analisadas entre os habitats de borda antrópica e edáfica, nenhuma apresentou diferença, segundo o teste de Wilcoxon (todas com  $p > 0,185$ ). Por outro lado, foram identificadas variações em três métricas (sesPD, MPD e sesMPD) na comparação entre bordas antrópicas e aluviais e em duas (sesPD e MPD) entre bordas naturais aluviais e edáficas (TABELA 3). Apesar de não significativos, a inexistência de diferenças na estrutura filogenética entre bordas por heterogeneidade edáfica e bordas antrópicas, com valores de sesMPD negativos, em ambos os ambientes, indica que, nessas áreas, há maior padrão de dispersão filogenética ocorrendo ao longo de toda a filogenia (GASTAUER; MEIRA-NETO, 2015; LE BAGOUSSE-PINGUET et al., 2018).

Tabela 3 - Comparação das métricas de diversidade filogenética entre parcelas de borda natural aluvial, borda natural edáfica e borda antrópica (hipótese 2) de sete comunidades arbóreas florestais ao Sul de Minas Gerais. Valores apresentados em médias  $\pm$  desvios-padrão. Valores de (*p*) são os resultados do teste estatístico de Wilcoxon e (\*\*) indicam resultados significantes a 5 % de confiança. Correlação entre parcelas de bordas naturais aluviais e bordas naturais edáficas não apresentaram diferenças.

<b>Métrica de Diversidade Filogenética</b>	<b>Habitat Borda Antrópica</b>	<b>Wilcoxon Antrópica-Aluvial (<i>p</i> – valor)</b>	<b>Habitat Borda Aluvial</b>	<b>Wilcoxon Aluvial-Edáfica (<i>p</i> – valor)</b>	<b>Habitat Borda Edáfica</b>
PD	3625,41 $\pm$ 474,61	0,584	3581,00 $\pm$ 979,23	0,266	3461,69 $\pm$ 553,64
sesPD	-0,31 $\pm$ 0,48	0,0002**	0,27 $\pm$ 0,71	0,013**	-0,26 $\pm$ 0,80
MPD	265,56 $\pm$ 7,90	0,003**	286,23 $\pm$ 29,31	0,044**	271,51 $\pm$ 21,60
sesMPD	-0,81 $\pm$ 0,34	0,002**	0,05 $\pm$ 1,13	0,054	-0,51 $\pm$ 0,89
MNTD	155,39 $\pm$ 12,28	0,053	166,73 $\pm$ 23,34	0,164	155,22 $\pm$ 16,50
sesMNTD	-0,86 $\pm$ 0,80	0,086	-0,42 $\pm$ 0,99	0,121	-0,98 $\pm$ 1,09

Fonte: Do autor (2018).

As florestais aluviais, sempre associadas à rede hidrográfica, são fitofisionomias que sofrem inundações periódicas na estação chuvosa e estão presentes em maior ou menor extensão, em todos os domínios fitogeográficos brasileiros na forma de matas-de-igapó na amazônia; matas-de-galeria no cerrado e pradarias sul brasileiras, brejos-de-vales-úmidos na caatinga e na vegetação ripária ao longo da floresta atlântica e matas de araucária (AB’SÁBER, 2003; VELOSO, 2012). Em áreas de florestas estacionais semidecíduas aluviais na bacia do rio Grande, em Minas Gerais, essas inundações periódicas geram saturação hídrica do solo e eventos de sedimentação de modo que, nessas áreas, há alterações estruturais singulares, quando em comparação às formações estacionais semidecíduas não aluviais (GUIMARÃES et al., 2008; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994; RODRIGUES; SHEPHERD, 2000).

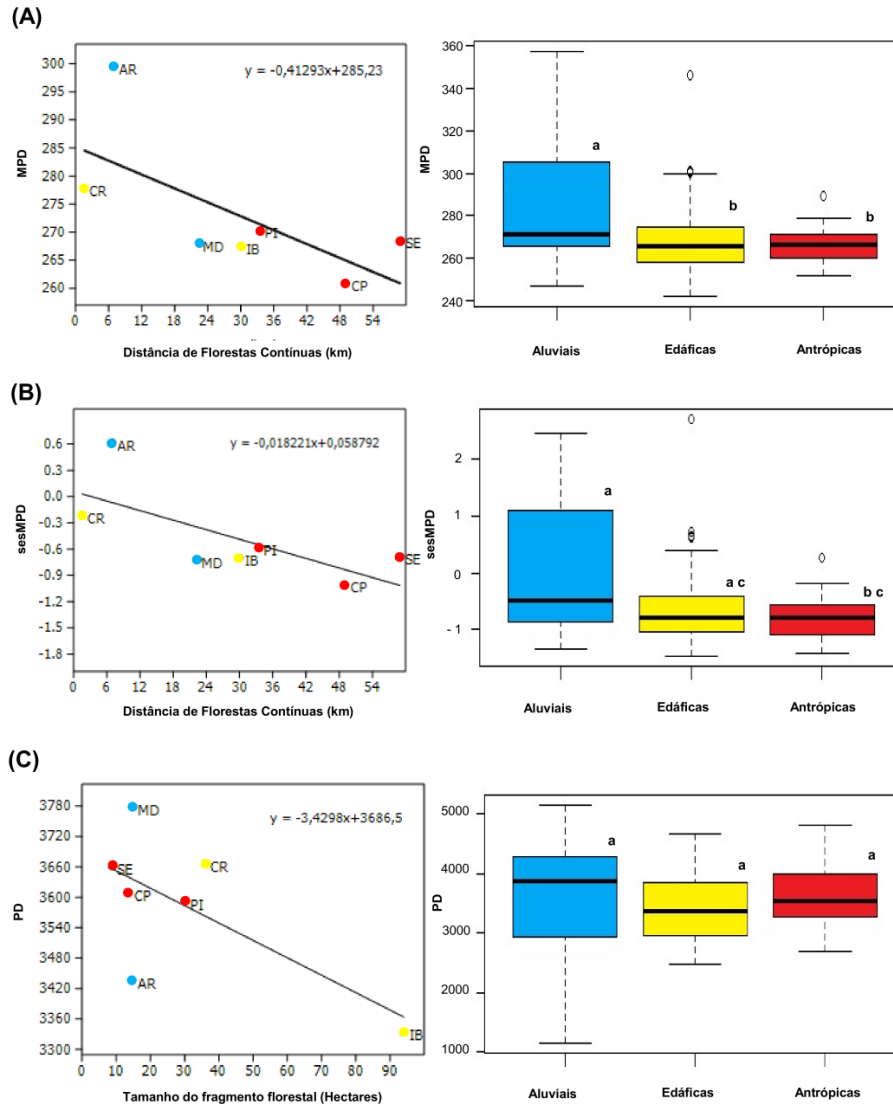


Os valores dos testes estatísticos observados para sesMPD na comparação de bordas aluviais e antrópicas ( $p = 0,002$ ) e bordas aluviais e edáficas ( $p = 0,054$  marginalmente significativo), com médias negativas para bordas antrópicas (sesMPD =  $-0,81 \pm 0,34$ ) e edáficas (sesMPD =  $-0,51 \pm 0,89$ ) e média positiva para bordas aluviais (sesMPD =  $0,05 \pm 1,13$ ) sugerem que o filtro ambiental, imposto pela condição de estresse hídrico aluvial, permite o estabelecimento de uma estrutura filogenética mais agrupada, característica de processos ecológicos dominantes (inundações periódicas) nos quais os níveis de coocorrência entre espécies filogeneticamente mais próximas é maior (CIANCIARUSO et al., 2009; WEBB, 2000). Os valores negativos de sesMPD, observados nas bordas antrópicas e edáficas, por sua vez, indicam um processo ecológico distinto daquele visto nas bordas aluviais no qual a competição por recursos limitados regula a estruturação da comunidade e, por exclusão competitiva, há dispersão filogenética com baixo grau de proximidade filogenética entre as espécies coocorrentes (CIANCIARUSO et al., 2009; GASTAUER; MEIRA-NETO, 2015; WEBB et al., 2002).

A fragmentação de ecossistemas é o maior responsável pela extinção e empobrecimento da biodiversidade neotropical (HADDAD et al., 2015; LAURANCE et al., 1997). Estudos recentes, a exemplo de inúmeros trabalhos de natureza taxonômica nos trópicos (LAURANCE et al., 2006; TABARELLI et al., 2008), investigaram os efeitos das alterações da paisagem sobre a diversidade filogenética (ARELLANO-RIVAS et al., 2017; ARROYO-RODRÍGUES et al., 2009, 2012; MATOS et al., 2017; SANTOS et al., 2010). Dos 18 modelos lineares generalizados gerados, considerando três variáveis espaciais e seis métricas de diversidade, três apresentaram correlação significativa entre os atributos espaciais e a estrutura filogenética da vegetação (FIGURA 3). O primeiro ( $p = 0,037$  /  $G = 4,338$ ) e segundo ( $p = 0,024$  /  $G = 5,065$ ) modelos significativos identificaram correlação negativa entre a distância

de florestas contínuas sobre MPD (FIGURA 3A) e sesMPD (FIGURA 3B), respectivamente, enquanto o terceiro GLM atestou a correlação, também negativa, entre o tamanho dos fragmentos ( $p = 0,038 / G = 4,266$ ) e PD (FIGURA 3C). A presente modelagem apresentou correspondência parcial com os modelos significativos encontrados por Matos et al. (2017) nos quais os valores de PD também decaíram com o aumento dos fragmentos. Os resultados obtidos para as correlações de MPD e sesMPD e a distância de florestas contínuas foram inovadores em relação a Arellano-Rivas et al. (2017), os quais não encontraram nenhuma relação entre a proximidade de contínuos florestais e a diversidade filogenética. Por outro lado, enquanto a densidade de borda não apresentou nenhuma correlação nos modelos, essa variável foi a mais influente na estruturação filogenética de florestas em sesPD, sesMPD e sesMNTD, segundo Arellano-Rivas et al. (2017).

Figura 3 - Modelos Lineares Generalizados (GLM) significativos com a relação das métricas de diversidade filogenética e variáveis espaciais comparados com a relação da diversidade filogenética e tipos de borda de sete fragmentos florestais ao Sul de Minas Gerais. (A) MPD; (B) sesMPD x distância de florestas contínuas (km); e (C) PD x tamanho do fragmento (ha).



Fonte: Do autor (2018).

A integração dos modelos preditivos sobre os efeitos espaciais da fragmentação, nas métricas de diversidade filogenética e a origem (bordas naturais e antrópicas) dos eventos de fragmentação (FIGURA 3), sugeridos por Arellano-Rivas et al. (2017), indicaram pela distância média de pares padronizada (sesMPD) que a proximidade de florestas contínuas e mais conservadas favorece a agregação filogenética com valores crescentes de sesMPD (FIGURA 3B). Esse resultado de sesMPD, em conjunto com o modelo para MPD (FIGURA 3A), sugere que a redução de áreas contínuas de florestas (aumento do desmatamento), no domínio atlântico sudeste, poderá afetar negativamente a diversidade filogenética arbórea e, também, a riqueza de espécies (LAURANCE et al., 2011; MATOS et al., 2017; MUNGUÍA-ROSAS et al., 2014). Contudo o que se vê de inovador, em relação aos possíveis efeitos deletérios do aumento da fragmentação sobre a diversidade filogenética e taxonômica, no presente estudo, é que tais processos antropogênicos poderão agir de forma diferenciada em ambientes de bordas naturais e bordas antrópicas.

A elevação da diversidade filogenética (PD) com a diminuição do tamanho dos fragmentos, em contrapartida, foi um comportamento uniforme entre todos os tipos de borda (FIGURA 3C). Esse padrão já foi registrado, no domínio atlântico no leste do Brasil e a explicação, para tal comportamento, é que com a redução das áreas de floresta com o aumento das bordas dos fragmentos há uma incorporação de espécies e indivíduos de diversas matrizes da paisagem (MATOS et al., 2017). Esse comportamento de anexação taxonômica, em decorrência da fragmentação de habitat, pode explicar os dois maiores valores de riqueza arbórea do presente estudo, pois tanto CP (181 espécies) quanto SE (166 espécies) são áreas de bordas antrópicas e histórico de perturbação mais recente que os outros cinco fragmentos estudados. Isso sugere, portanto que os pequenos fragmentos florestais do domínio atlântico ainda

detêm elevada diversidade filogenética e não devem ser negligenciados quanto à sua conservação (ARROYO-RODRÍGUES et al., 2009; MATOS et al., 2017).

Segundo Crome (1997), generalizações de padrões ecológicos e predição de processos, em estudos sobre fragmentação de florestas tropicais, são particularmente difíceis de desenvolver, porque cada matriz é única em biodiversidade, fisiografia e ameaças a alterações da paisagem. O que se esperava da estruturação filogenética das áreas de florestas com bordas naturais era maior agregação filogenética em relação aos fragmentos de bordas antrópicas (CAVENDER-BARES et al., 2006; CIANCIARUSO et al., 2009; WEBB, 2000), e isso se confirmou em certa medida. Não obstante, o padrão inverso, ou seja, de estrutura filogenética dispersa parece ser favorecido pela antropização dos remanescentes florestais, nos quais as alterações ambientais (p.ex. fogo, espécies exóticas) favorecem interações competitivas, ataque de patógenos e herbivoria (CIANCIARUSO et al., 2012; GASTAUER; MEIRA-NETO, 2015; SILVA; BATALHA, 2009).

A identificação de agregação filogenética associada às características específicas dos sítios de bordas aluviais com grupos de espécies adaptadas à alta umidade e saturação hídrica (p.ex. *Cyathea* spp.) sugere que os filtros ambientais são os fatores predominantes na estruturação dessas comunidades (CIANCIARUSO et al., 2009; GASTAUER; MEIRA-NETO, 2015; WEBB, 2000). No caso das bordas naturais por heterogeneidade edáfica, como se trata de duas áreas com marcantes gradientes de montanha, acredita-se que o padrão da estruturação filogenética seja misto com parcelas mais agregadas, em sítios de topo ou base de encosta com filtros ambientais mais evidentes (p.ex. estresse hídrico e acidez do solo) e parcelas mais dispersas filogeneticamente em setores intermediários do gradiente (CAVENDER-BARES et al., 2009; GASTAUER; MEIRA-NETO, 2014). Contudo, para responder com exatidão se o agrupamento filogenético de fragmentos florestais de bordas naturais é causado por filtros

ambientais ou por outros processos ecológicos e evolutivos, faz-se necessário acrescentar medidas de diversidade funcional com as quais seria possível observar, no novo modelo, os fatores e processos determinantes na estruturação de comunidades arbóreas.

#### 4 CONCLUSÕES

Os resultados demonstraram que diferentes origens de borda influenciam distintamente a estruturação filogenética das comunidades arbóreas de fragmentos florestais no domínio fitogeográfico atlântico ao Sul de Minas Gerais. Dessa forma, como delineado na primeira hipótese do estudo, a premissa de variação das métricas de diversidade filogenética entre bordas naturais e antrópicas foi aceita parcialmente, pois apenas três dos seis descritores filogenéticos separaram-se significativamente.

A segunda hipótese, também aceita parcialmente, evidenciou diferenças na estrutura filogenética entre bordas naturais aluviais e bordas antrópicas e entre bordas naturais aluviais e naturais edáficas. Entretanto a segunda hipótese permitiu concluir que, nos setores de bordas naturais, há tendência de agregação filogenética em relação à dispersão filogenética nas bordas antrópicas. A estrutura agregada parece ser mais pronunciada nas bordas aluviais em decorrência das próprias características do ambiente. A elevada riqueza florística e a complexidade ecológica encontradas nesses ambientes de bordas, naturais e antrópicas, com diferentes históricos de perturbação e estocasticidade sucessional, sugerem, contudo que o aprofundamento das análises filogenéticas dessas fitofisionomias permitirá melhores predições sobre os processos envolvidos na organização dessas comunidades.

As relações encontradas entre as variáveis espaciais da paisagem e as métricas de diversidade demonstraram que a distância de florestas contínuas e o tamanho do fragmento também influenciam a estrutura filogenética de comunidades arbóreas da província sudeste da Floresta Atlântica. Surpreendeu identificar a tendência de maiores diversidades filogenéticas, nos fragmentos de menores dimensões, sugerindo, com isso, que todos os remanescentes da

Floresta Atlântica, das florestas contínuas aos pequenos fragmentos são relevantes para sua a conservação.



## REFERÊNCIAS

- AB'SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.
- ANDERSON, M. J. A new method for non-parametricmultivariate analysis of variance. **Austral Ecology**, Carlton, v. 26, p. 32-46, 2001.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, London, v. 161, n. 2, p. 105-121, 2009.
- ARELLANO-RIVAS, A. et al. Effects of spatial patch characteristics and landscape context on plant phylogenetic diversity in a naturally fragmented forest. **Tropical Conservation Science**, Menlo Park, v. 10, p. 1-11, 2017.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Maintenance of tree phylogenetic diversity in a highly fragmented rain forest. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 100, n. 3, p. 702-711, 2012.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Value of small patches in the conservation of plant-species diversity in highlyfragmented rain forest. **Conservation Biology**, Boston, v. 23, p. 729-739, 2009.
- BATALHA, M. A. et al. Phylogeny, traits, environment, and space in cerrado plant communities at Emas National Park (Brazil). **Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, New York, v. 206, n. 11, p. 949-956, 2011.
- BERG, E. van den; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Composição florística e estrutura fitossociológica de uma floresta ripária em Itutinga, MG, e comparação com outras áreas. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 3, p. 231-253, 2000.
- CARVALHO, D. A et al. Variações florísticas e estruturais do componente arbóreo de uma floresta ombrófila altomontana às margens do rio Grande, Bocaina de Minas, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 19, p. 91-109, 2005.

CARVALHO, G. H. et al. Plantminer: a web tool for checking and gathering plant species taxonomic information. **Environmental Modelling & Software**, Oxfordshire, v. 25, n. 6, p. 815-816, 2010.

CARVALHO, W. A. C. et al. Variação espacial da estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua em Piedade do Rio Grande, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 2, p. 315-335, 2007.

CAVENDER-BARES, J. et al. The merging of community ecology and phylogenetic biology. **Ecology letters**, Oxford, v. 12, n. 7, p. 693-715, 2009.

CAVENDER-BARES, J. et al. Phylogenetic overdispersion in Floridian oak communities. **The American Naturalist**, Chicago, v. 163, n. 6, p. 823-843, 2004.

CAVENDER-BARES, J. et al. Phylogenetic structure of Floridian plant communities depends on taxonomic and spatial scale. **Ecology**, Durham, v. 87, n. sp7, p. s109-s122, July 2006.

CIANCIARUSO, M. V. et al. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 3, p. 93-103, 2009.

CIANCIARUSO, M. V. et al. The influence of fire on phylogenetic and functional structure of woody savannas: moving from species to individuals. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 14, n. 3, p. 205-216, 2012.

CROME, F. H. J. Researching tropical forest fragmentation: shall we keep on doing what we're doing? In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: Chicago Press, 1997. p. 485-501.

DALANESI, P. E. et al. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 18, n. 4, p. 737-757, 2004.

DINIZ-FILHO, J. A. F. et al. Padrões e processos ecológicos e evolutivos em escala regional. **Megadiversidade**, São Paulo, v. 5, p. 5-16, 2009.

DRUMMOND, G. M. et al. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. 2. ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005.

EISENLOHR, P. V. et al. Estrutura de comunidades vegetais em áreas suscetíveis a efeitos de borda: conceitos e estudos de caso. In: \_\_\_\_\_. **Fitossociologia do Brasil: métodos e estudos de caso**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2015. v. 2, p. 119-138.

FAITH, D. P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological Conservation**, Essex, v. 61, n. 1, p. 1-10, 1992.

FLORA DO BRASIL. **2020 em construção**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB252>>. Acesso em: 20 dez. 2017.

FRANÇA, G. S.; STEHMANN, J. R. Composição florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta altimontana no município de Camanducaia, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 1, p. 19-30, 2004.

GASTAUER, M.; MEIRA-NETO, J. A. A. Avoiding inaccuracies in tree calibration and phylogenetic community analysis using Phylocom 4.2. **Ecological Informatics**, New York, v. 15, p. 85-90, 2013.

GASTAUER, M.; MEIRA-NETO, J. A. A. Estrutura filogenética de comunidades no Cerrado: introdução e estudo de caso. In: EISENLOHR, P. V. et al. (Ed.). **Fitossociologia do Brasil: métodos e estudos de caso**. Viçosa, MG: Ed. UFV, 2015. v. 2, p. 302.

GASTAUER, M.; MEIRA-NETO, J. A. A. Interactions, environmental sorting and chance: phylostructure of a tropical forest assembly. **Folia Geobotanica**, Praha, v. 49, n. 3, p. 443-459, 2014.

GEETA, R. et al. Biodiversity only makes sense in the light of evolution. **Journal of Biosciences**, Bangalore, v. 39, n. 3, p. 333-337, 2014.

GUIMARÃES, J. C. C. et al. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 621-632, 2008.

- HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, Washington, v. 1, n. 2, p. e1500052, 2015.
- HAMMER, O. et al. **PAST - Palaeontological Statistics**. 2009. Disponível em: <<http://www.nhm.uio.no/norges/past/download.htm>>. Acesso em: 10 mar. 2017.
- HART, A. Mann-Whitney test is not just a test of medians: differences in spread can be important. **BMJ British Medical Journal**, London, v. 323, n. 7309, p. 391, 2001.
- HIGUCHI, P. et al. Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 3, p. 417-426, 2008.
- HONORIO-CORONADO, E. N. et al. Phylogenetic diversity of Amazonian tree communities. **Diversity and Distributions**, London, v. 21, n. 11, p. 1295-1307, 2015.
- JOLY, C. A. et al. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**, Cambridge, v. 204, n. 3, p. 459-473, 2014.
- KEMBEL, S. W.; HUBBELL, S. P. The phylogenetic structure of a neotropical forest tree community. **Ecology**, Durham, v. 87, n. sp7, p. s86-s99, July 2006.
- LAURANCE, W. F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, Essex, v. 144, n. 1, p. 56-67, 2011.
- LAURANCE, W. F. et al. Rapid decay of tree-community composition in Amazonian forest fragments. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Washington, v. 103, n. 50, p. 19010-19014, 2006.
- LAURANCE, W. F. et al. Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: Chicago Press, 1997. p. 502-514.
- LE BAGOUSSE-PINGUET, Y. et al. A multi-scale approach reveals random phylogenetic patterns at the edge of vascular plant life. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, Jena, v. 30, p. 22-30, Feb. 2018.

- LE SAOUT, S. et al. Protected areas and effective biodiversity conservation. **Science**, New York, v. 342, n. 6160, p. 803-805, 2013.
- LOPES, R. M. F. et al. Structure of the tree component in areas of cerrado in São Tomé das Letras, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 37, n. 5, p. 801-813, 2013.
- LOYOLA, R. D.; LEWINSOHN, T. M. Diferentes abordagens para a seleção de prioridades de conservação em um contexto macrogeográfico. **Megadiversidade**, São Paulo, v. 5, p. 35-46, 2009.
- MARCON, A. K. et al. Variação florístico-estrutural em resposta à heterogeneidade ambiental em uma Floresta Nebular em Urubici, Planalto Catarinense. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 42, n. 103, p. 439-450, 2014.
- MATOS, F. A. R. et al. Effects of landscape configuration and composition on phylogenetic diversity of trees in a highly fragmented tropical forest. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 105, n. 1, p. 265-276, 2017.
- MENINO, G. C. O. **Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta nebulosa na Serra de Ibitipoca, Minas Gerais**. 2014. 64 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2014.
- MINCHIN, P. R. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. **Vegetatio**, The Hague, v. 69, p. 89-107, 1987.
- MUNGUÍA-ROSAS, M. A. et al. Continuous forest has greater taxonomic, functional and phylogenetic plant diversity than an adjacent naturally fragmented forest. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 30, n. 4, p. 323-333, 2014.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. de et al. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, p. 149-161, 2007.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T. de et al. Effect of flooding regime and understorey bamboos on the physiognomy and tree species composition of a tropical semideciduous forest in Southeastern Brazil. **Vegetatio**, The Hague, v. 113, n. 2, p. 99-124, 1994.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. de et al. Variações estruturais do compartimento arbóreo de uma floresta semidecídua alto-montana na chapada das Perdizes, Carrancas, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 2, p. 291-309, 2004.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. de; FLUMINHAN-FILHO, M. Ecologia da vegetação do parque florestal Quedas do Rio Bonito. **Cerne**, Lavras, v. 5, n. 2, p. 51-64, 1999.

POMPEU, P. V. et al. Floristic composition and structure of an upper montane cloud forest in the Serra da Mantiqueira Mountain Range of Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 28, n. 3, p. 456-464, 2014.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. **R**: a language and environment for statistical computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing, 2015.

RAMBAUT, A. **FigTree v1.4**: molecular evolution, phylogenetics and epidemiology. Edinburgh: Institute of Evolutionary Biology, University of Edinburgh, 2012.

RIBEIRO, E. et al. Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. **Ecology**, Durham, v. 97, n. 6, p. 1583-1592, 2016.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed?: implications for conservation. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009.

RODRIGUES, R. R.; SHEPHERD, G. J. Fatores condicionantes da vegetação ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP, 2000. v. 2, p. 15-25.

SANTOS, B. A. et al. Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented Brazilian Atlantic forest. **PLoS One**, San Francisco, v. 5, n. 9, p. e12625, 2010.

SILVA, A. C. et al. Organização da comunidade e estrutura filogenética do componente arbóreo de um fragmento de floresta nebulosa no Planalto Catarinense. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 27, n. 1, p. 129-141, 2017.

SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Phylogenetic overdispersion of plant species in southern Brazilian savannas. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 69, p. 631-637, 2009.

SOBRAL, F. L.; CIANCIARUSO, M. V. Estrutura filogenética e funcional de assembléias: (re)montando a ecologia de comunidades em diferentes escalas espaciais. **Biosciences Journal**, Uberlândia, v. 28, n. 4, p. 617-631, 2012.

SOUZA, J. S. et al. Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do rio Capivari, Lavras-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 2, p. 185-206, 2003.

SOUZA, K. et al. Estrutura e estratégias de dispersão do componente arbóreo de uma floresta subtropical ao longo de uma topossequência no Alto-Uruguai. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 43, n. 106, p. 321-332, 2015.

TABARELLI, M. et al. Edge-effects drive tropical forest fragments towards an early-successional system. **Biotropica**, Washington, v. 40, n. 6, p. 657-661, 2008.

TERRA, M. N. et al. Tree dominance and diversity in Minas Gerais, Brazil. **Biodiversity and Conservation**, Bengaluru, v. 26, p. 2133-2153, 2017.

TORRES, D. M. **Estrutura da comunidade arbórea e heterogeneidade ambiental em uma floresta ciliar montana na APA da Mantiqueira, em Aiuruoca, MG, Brasil**. 2012. 60 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal)-Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

TORRES, D. M. et al. Soil-vegetation relationships in structuring cerrado sensu stricto communities in southern Minas Gerais, Brazil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 68, n. 1, p. 115-128, 2017.

VELOSO, H. P. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

WEBB, C. O. Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. **American Naturalist**, Chicago, v. 156, n. 1, p. 145-155, 2000.

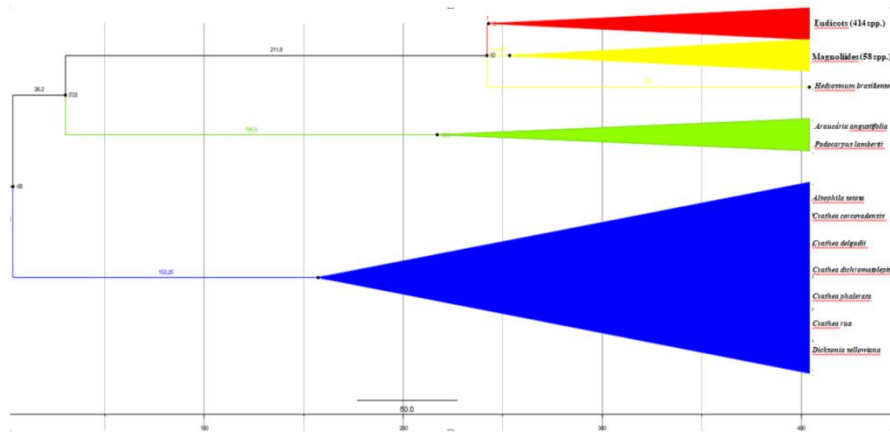
WEBB, C. O. et al. Ecological organization, biogeography, and the phylogenetic structure of tropical forest tree communities. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Ed.). **Tropical forest community ecology**. Oxford: Blackwell, 2008a. p. 79-97.

WEBB, C. O. et al. Phylocom: software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. **Bioinformatics**, Oxford, v. 24, n. 18, p. 2098-2100, Sept. 2008b.

WEBB, C. O. et al. Phylogenies and community ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, Palo Alto, v. 33, n. 1, p. 475-505, 2002.



**ANEXO A – RELAÇÕES FILOGENÉTICAS ENTRE ESPÉCIES  
ARBÓREAS DE SETE FRAGMENTOS FLORESTAIS AO SUL DE  
MINAS GERAIS COM BASE NA “SUPERÁRVORE” R20120829  
(GASTAUER; MEIRA-NETO, 2013)**



Escala temporal dos ramos em milhões de anos.



**ANEXO B – COMPOSIÇÃO FLORÍSTICA DE SETE FRAGMENTOS  
FLORESTAIS DO DOMÍNIO ATLÂNTICO INVENTARIADOS AO SUL  
DE MINAS GERAIS**

<b>ESPÉCIES ARBÓREAS</b>	<b>AR</b>	<b>CP</b>	<b>CR</b>	<b>IB</b>	<b>MD</b>	<b>PD</b>	<b>SE</b>
<i>Acacia polyphylla</i>							X
<i>Actinostemon klotzschii</i>		X					
<i>Actinostemon verticillatus</i>		X					
<i>Aegiphila integrifolia</i>		X				X	
<i>Aegiphila sellowiana</i>					X		
<i>Agonandra excelsa</i>		X					
<i>Aiouea saligna</i>						X	
<i>Albizia polycephala</i>		X		X		X	X
<i>Alchornea glandulosa</i>					X	X	
<i>Alchornea triplinervia</i>	X		X	X	X		
<i>Allophylus edulis</i>				X			X
<i>Allophylus petiolulatus</i>		X					X
<i>Allophylus racemosus</i>		X					
<i>Aloysia virgata</i>						X	
<i>Alsophila setosa</i>	X						
<i>Amaioua guianensis</i>		X		X	X		X
<i>Amaioua intermedia</i>	X	X	X	X		X	
<i>Anadenanthera colubrina</i>	X					X	X
<i>Andira fraxinifolia</i>		X			X		
<i>Aniba firmula</i>	X	X		X			X
<i>Annona cacans</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Annona dolabripetala</i>		X				X	
<i>Annona neolaurifolia</i>						X	
<i>Annona neosericea</i>		X				X	
<i>Annona sylvatica</i>		X				X	
<i>Araucaria angustifolia</i>	X					X	
<i>Aspidosperma australe</i>			X	X			
<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>		X	X				

<b>ESPÉCIES ARBÓREAS</b>	<b>AR</b>	<b>CP</b>	<b>CR</b>	<b>IB</b>	<b>MD</b>	<b>PD</b>	<b>SE</b>
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	X	X					
<i>Aspidosperma parvifolium</i>			X	X	X	X	
<i>Aspidosperma polyneuron</i>		X					
<i>Aspidosperma ramiflorum</i>		X		X			X
<i>Aspidosperma spruceanum</i>				X			X
<i>Astronium graveolens</i>							X
<i>Aureliana velutina</i>				X			
<i>Austroeupatorium inulaefolium</i>						X	
<i>Baccharis oblongifolia</i>				X			
<i>Balfourodendron riedelianum</i>							X
<i>Banara parviflora</i>		X					
<i>Bathysa australis</i>	X						
<i>Bauhinia forficata</i>	X					X	
<i>Bauhinia longifolia</i>						X	X
<i>Beilschmiedia angustifolia</i>				X			
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	X	X			X		X
<i>Bowdichia virgilioides</i>		X					
<i>Byrsonima laxiflora</i>			X	X			X
<i>Byrsonima myricifolia</i>				X			
<i>Cabralea canjerana</i>	X	X	X	X		X	X
<i>Callisthene major</i>					X		
<i>Calophyllum brasiliense</i>					X		
<i>Calycorectes acutatus</i>				X	X		
<i>Calyptranthes brasiliensis</i>	X		X				
<i>Calyptranthes clusiifolia</i>	X	X			X	X	X
<i>Calyptranthes concinna</i>		X		X			
<i>Calyptranthes widgreniana</i>			X	X			
<i>Campomanesia guaviroba</i>		X				X	
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	X	X					X
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>		X					
<i>Cariniana estrellensis</i>		X				X	X
<i>Cariniana legalis</i>		X					X
<i>Casearia arborea</i>		X			X		X

<b>ESPÉCIES ARBÓREAS</b>	<b>AR</b>	<b>CP</b>	<b>CR</b>	<b>IB</b>	<b>MD</b>	<b>PD</b>	<b>SE</b>
<i>Casearia decandra</i>	X	X	X	X		X	X
<i>Casearia gossypiosperma</i>							X
<i>Casearia lasiophylla</i>		X				X	X
<i>Casearia malictesens</i>	X						
<i>Casearia obliqua</i>	X	X		X	X	X	X
<i>Casearia sylvestris</i>	X	X			X	X	X
<i>Casearia ulmifolia</i>	X					X	X
<i>Cassia ferruginea</i>		X				X	
<i>Cecropia glaziovii</i>						X	X
<i>Cecropia pachystachya</i>					X		X
<i>Cedrela fissilis</i>	X	X				X	X
<i>Ceiba speciosa</i>		X				X	
<i>Celtis brasiliensis</i>		X					X
<i>Celtis iguanaea</i>		X				X	
<i>Centrolobium tomentosum</i>	X						
<i>Cestrum schlechtendalii</i>						X	
<i>Chionanthus crassifolius</i>				X			
<i>Chomelia brasiliana</i>						X	
<i>Chomelia sericea</i>		X			X		
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>							X
<i>Chrysophyllum marginatum</i>		X					X
<i>Cinnamodendron dinisii</i>						X	
<i>Cinnamomum glaziovii</i>			X			X	
<i>Cinnamomum triplinerve</i>					X		X
<i>Citronella paniculata</i>						X	X
<i>Clethra scabra</i>	X	X	X	X		X	
<i>Clusia criuva</i>			X				
<i>Clusia organensis</i>				X			
<i>Coccoloba alnifolia</i>							X
<i>Coccoloba warmingii</i>		X					
<i>Colubrina glandulosa</i>						X	X
<i>Connarus regnellii</i>	X	X			X	X	X
<i>Copaifera langsdorffii</i>	X	X			X	X	X

<b>ESPÉCIES ARBÓREAS</b>	<b>AR</b>	<b>CP</b>	<b>CR</b>	<b>IB</b>	<b>MD</b>	<b>PD</b>	<b>SE</b>
<i>Copaifera trapezifolia</i>	X						
<i>Cordia ecalyculata</i>		X				X	X
<i>Cordia magnoliifolia</i>						X	
<i>Cordia sellowiana</i>	X		X		X	X	X
<i>Cordia trichotoma</i>		X					
<i>Cordia concolor</i>	X					X	X
<i>Cordia elliptica</i>				X			
<i>Cordia sessilis</i>				X			X
<i>Cordia vinosa</i>				X			
<i>Coussapoa microcarpa</i>			X		X	X	
<i>Coutarea hexandra</i>		X					X
<i>Croton echinocarpus</i>	X					X	
<i>Croton floribundus</i>	X	X			X	X	X
<i>Croton organensis</i>	X						
<i>Croton salutaris</i>	X						
<i>Croton urucurana</i>	X				X		
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Cryptocarya moschata</i>				X			
<i>Cupania emarginata</i>				X			
<i>Cupania ludowigii</i>		X					X
<i>Cupania racemosa</i>				X			
<i>Cupania vernalis</i>	X	X			X		X
<i>Cupania zanthoxyloides</i>	X	X	X	X		X	X
<i>Cyathea corcovadensis</i>	X		X				
<i>Cyathea delgadii</i>	X		X				
<i>Cyathea dichromatolepis</i>	X			X			
<i>Cyathea phalerata</i>				X			
<i>Cyathea rufa</i>			X				
<i>Cybianthus cuneifolius</i>					X		
<i>Cybianthus peruvianus</i>			X	X			
<i>Cybistax antisiphilitica</i>		X					
<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i>		X					
<i>Dalbergia foliolosa</i>				X			

<b>ESPÉCIES ARBÓREAS</b>	<b>AR</b>	<b>CP</b>	<b>CR</b>	<b>IB</b>	<b>MD</b>	<b>PD</b>	<b>SE</b>
<i>Dalbergia frutescens</i>				X			
<i>Dalbergia villosa</i>	X	X	X		X		X
<i>Daphnopsis brasiliensis</i>	X	X				X	
<i>Daphnopsis fasciculata</i>			X	X	X	X	
<i>Daphnopsis utilis</i>			X				
<i>Dendropanax cuneatus</i>	X	X				X	X
<i>Dendrophorbium glaziovii</i>	X						
<i>Dicksonia sellowiana</i>	X						
<i>Diospyros inconstans</i>		X					
<i>Duguetia lanceolata</i>		X					X
<i>Duguetia riedeliana</i>						X	
<i>Duguetia salicifolia</i>				X			
<i>Endlicheria paniculata</i>						X	X
<i>Eremanthus erythropappus</i>			X	X			
<i>Eriotheca candolleana</i>					X		X
<i>Erythroxylum cuneifolium</i>						X	
<i>Erythroxylum gonocladum</i>				X			
<i>Erythroxylum pelleterianum</i>							X
<i>Esenbeckia febrifuga</i>		X					
<i>Eugenia acutata</i>		X					X
<i>Eugenia dodonaeifolia</i>		X	X				X
<i>Eugenia florida</i>		X			X		X
<i>Eugenia handroana</i>			X			X	X
<i>Eugenia hyemalis</i>			X			X	
<i>Eugenia involucrata</i>			X	X			
<i>Eugenia leitonii</i>		X					X
<i>Eugenia mansoi</i>				X	X		
<i>Eugenia neomyrtifolia</i>		X		X			
<i>Eugenia pluriflora</i>	X						
<i>Eugenia prasina</i>				X			
<i>Eugenia puniceifolia</i>	X		X				
<i>Eugenia pyriformis</i>		X					
<i>Eugenia sonderiana</i>	X				X		

<b>ESPÉCIES ARBÓREAS</b>	<b>AR</b>	<b>CP</b>	<b>CR</b>	<b>IB</b>	<b>MD</b>	<b>PD</b>	<b>SE</b>
<i>Eugenia umbellata</i>		X					
<i>Euplassa inaequalis</i>		X					
<i>Euplassa itatiaiae</i>	X						
<i>Euplassa legalis</i>	X						
<i>Euplassa organensis</i>	X		X		X		
<i>Euterpe edulis</i>				X			X
<i>Faramea nigrescens</i>		X			X		
<i>Ficus adhatodifolia</i>							X
<i>Ficus enormis</i>						X	X
<i>Ficus mexiae</i>			X				
<i>Ficus pertusa</i>					X		
<i>Galipea jasminiflora</i>		X				X	X
<i>Garcinia brasiliensis</i>					X		
<i>Garcinia gardneriana</i>			X				
<i>Geissanthus ambiguus</i>		X					
<i>Geonoma schottiana</i>	X		X	X	X		
<i>Gochnatia paniculata</i>			X				
<i>Gomidesia anacardiifolia</i>				X			
<i>Gomidesia eriocalyx</i>			X				
<i>Gordonia fruticosa</i>			X				
<i>Guapira graciliflora</i>	X						X
<i>Guapira hirsuta</i>				X		X	X
<i>Guapira opposita</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Guarea kunthiana</i>						X	
<i>Guarea macrophylla</i>							X
<i>Guatteria australis</i>	X	X	X		X	X	X
<i>Guatteria nigrescens</i>	X		X				
<i>Guatteria pohliana</i>				X			
<i>Guazuma ulmifolia</i>		X				X	X
<i>Guettarda uruguensis</i>						X	
<i>Guettarda viburnoides</i>					X		
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>		X					
<i>Handroanthus albus</i>			X				



<b>ESPÉCIES ARBÓREAS</b>	<b>AR</b>	<b>CP</b>	<b>CR</b>	<b>IB</b>	<b>MD</b>	<b>PD</b>	<b>SE</b>
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	X						
<i>Handroanthus ochraceus</i>		X					
<i>Handroanthus serratifolius</i>		X		X			
<i>Handroanthus vellosi</i>	X			X			
<i>Hedyosmum brasiliensis</i>	X						
<i>Heisteria silvianii</i>		X	X				X
<i>Helicteres brevispira</i>							X
<i>Helicteres ovata</i>		X					
<i>Hieronyma alchorneoides</i>						X	
<i>Hirtella glandulosa</i>					X		
<i>Hyeronima ferruginea</i>			X				
<i>Hymenaea courbaril</i>					X		X
<i>Hyptidendron asperrimum</i>						X	
<i>Ilex cerasifolia</i>	X	X				X	X
<i>Ilex conocarpa</i>		X	X	X			
<i>Ilex paraguariensis</i>	X		X				
<i>Ilex theezans</i>	X			X			
<i>Inga cylindrica</i>						X	X
<i>Inga ingoides</i>		X				X	
<i>Inga marginata</i>		X				X	
<i>Inga sessilis</i>			X	X			
<i>Inga striata</i>		X					X
<i>Inga vera</i>	X	X			X		
<i>Ixora brevifolia</i>		X			X	X	X
<i>Ixora gardneriana</i>				X			
<i>Ixora warmingii</i>	X						
<i>Jacaranda macrantha</i>						X	X
<i>Jacaranda puberula</i>		X					
<i>Jacaranda subalpina</i>			X				
<i>Kiellmeyera lathrophyton</i>						X	
<i>Lacistema hasslerianum</i>		X					
<i>Lafoensia pacari</i>		X	X				
<i>Lafoensia vandelliana</i>	X						

<b>ESPÉCIES ARBÓREAS</b>	<b>AR</b>	<b>CP</b>	<b>CR</b>	<b>IB</b>	<b>MD</b>	<b>PD</b>	<b>SE</b>
<i>Lamanonia ternata</i>	X	X				X	
<i>Laplacea fruticosa</i>				X			
<i>Leucochloron incuriale</i>	X	X			X	X	X
<i>Lithrea molleoides</i>	X	X				X	
<i>Lonchocarpus cultratus</i>		X					X
<i>Lonchocarpus muehlbergianus</i>							X
<i>Luehea candicans</i>		X					X
<i>Luehea divaricata</i>	X	X				X	X
<i>Luehea grandiflora</i>	X	X				X	X
<i>Machaerium acutifolium</i>							X
<i>Machaerium brasiliense</i>	X	X					X
<i>Machaerium dimorphandrum</i>	X						
<i>Machaerium hirtum</i>	X	X				X	X
<i>Machaerium isadelphum</i>					X		
<i>Machaerium lanceolatum</i>				X			
<i>Machaerium nictitans</i>		X			X	X	X
<i>Machaerium stipitatum</i>		X				X	X
<i>Machaerium villosum</i>	X	X	X		X	X	X
<i>Maclura tinctoria</i>		X				X	X
<i>Manihot grahamii</i>	X					X	
<i>Marlierea obscura</i>				X			
<i>Marlierea racemosa</i>				X	X	X	X
<i>Matayba elaeagnoides</i>	X	X				X	
<i>Matayba guianensis</i>	X	X		X	X		X
<i>Matayba juglandifolia</i>	X	X				X	X
<i>Matayba leucodictya</i>	X						
<i>Matayba marginata</i>				X			
<i>Matayba mollis</i>				X			
<i>Maytenus aquifolia</i>		X					X
<i>Maytenus communis</i>						X	
<i>Maytenus glazioviana</i>	X			X	X		
<i>Maytenus gonoclada</i>						X	
<i>Maytenus ilicifolia</i>							X

<b>ESPÉCIES ARBÓREAS</b>	<b>AR</b>	<b>CP</b>	<b>CR</b>	<b>IB</b>	<b>MD</b>	<b>PD</b>	<b>SE</b>
<i>Maytenus officinalis</i>						X	
<i>Maytenus robusta</i>	X						
<i>Maytenus salicifolia</i>		X	X		X		X
<i>Meliosma brasiliensis</i>				X			
<i>Metrodorea stipularis</i>		X				X	X
<i>Miconia albicans</i>							X
<i>Miconia argyrophylla</i>							X
<i>Miconia chartacea</i>	X		X	X			
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	X			X	X	X	X
<i>Miconia cubatanensis</i>				X			
<i>Miconia eichlerii</i>				X			
<i>Miconia latecrenata</i>	X		X	X		X	
<i>Miconia minutiflora</i>				X			
<i>Miconia paulensis</i>					X		
<i>Miconia pusilliflora</i>					X		
<i>Miconia sellowiana</i>	X		X	X		X	
<i>Miconia theaezans</i>	X						
<i>Miconia triana</i>	X	X					
<i>Miconia tristis</i>	X						
<i>Miconia urophylla</i>			X	X			
<i>Miconia willdenowii</i>						X	X
<i>Mimosa scabrella</i>					X		
<i>Mollinedia argyrogyna</i>	X		X		X		
<i>Mollinedia triflora</i>				X			
<i>Mollinedia widgrenii</i>	X	X	X			X	X
<i>Mouriri glazioviana</i>							X
<i>Muelleria campestris</i>		X					
<i>Myrceugenia bracteosa</i>				X			
<i>Myrceugenia miersiana</i>					X		
<i>Myrceugenia rufescens</i>	X						
<i>Myrcia aethusa</i>					X		
<i>Myrcia amazonica</i>				X			
<i>Myrcia diaphana</i>	X						

<b>ESPÉCIES ARBÓREAS</b>	<b>AR</b>	<b>CP</b>	<b>CR</b>	<b>IB</b>	<b>MD</b>	<b>PD</b>	<b>SE</b>
<i>Myrcia eriopus</i>				X			
<i>Myrcia guianensis</i>	X		X	X			
<i>Myrcia hebetata</i>		X					X
<i>Myrcia laruotteana</i>	X	X					
<i>Myrcia multiflora</i>	X	X			X		
<i>Myrcia obovata</i>	X		X				
<i>Myrcia pulchra</i>		X	X	X	X		
<i>Myrcia retorta</i>				X			
<i>Myrcia rostrata</i>	X						
<i>Myrcia splendens</i>	X	X	X	X		X	X
<i>Myrcia tomentosa</i>	X	X				X	
<i>Myrcia venulosa</i>		X	X	X			
<i>Myrciaria floribunda</i>	X	X	X				X
<i>Myrciaria tenella</i>	X			X	X		
<i>Myroxylon peruiferum</i>							X
<i>Myrsine coriacea</i>	X						
<i>Myrsine gardneriana</i>			X	X			
<i>Myrsine lancifolia</i>						X	
<i>Myrsine leuconeura</i>			X				
<i>Myrsine umbellata</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Myrsine venosa</i>	X						
<i>Myrsine villosissima</i>			X	X			
<i>Nectandra grandiflora</i>		X	X	X	X	X	
<i>Nectandra lanceolata</i>		X				X	
<i>Nectandra megapotamica</i>		X					X
<i>Nectandra nitidula</i>					X	X	
<i>Nectandra oppositifolia</i>	X	X	X		X		X
<i>Neocabreria pennivenia</i>				X			
<i>Ocotea aciphylla</i>			X	X			
<i>Ocotea bicolor</i>	X	X					
<i>Ocotea brachybotrya</i>	X						
<i>Ocotea corymbosa</i>	X		X	X	X	X	X
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	X	X	X		X		X

<b>ESPÉCIES ARBÓREAS</b>	<b>AR</b>	<b>CP</b>	<b>CR</b>	<b>IB</b>	<b>MD</b>	<b>PD</b>	<b>SE</b>
<i>Ocotea domatiata</i>	X						
<i>Ocotea elegans</i>				X			X
<i>Ocotea glaziovii</i>		X					X
<i>Ocotea indecora</i>		X				X	
<i>Ocotea laxa</i>				X			X
<i>Ocotea longifolia</i>				X			
<i>Ocotea odorifera</i>		X	X	X	X	X	X
<i>Ocotea puberula</i>						X	
<i>Ocotea pulchella</i>	X	X	X	X	X		
<i>Ocotea teleiandra</i>	X						
<i>Ocotea velutina</i>		X					X
<i>Ormosia fastigiata</i>	X			X			
<i>Ouratea semiserrata</i>							X
<i>Peltophorum dubium</i>							X
<i>Pera glabrata</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Persea major</i>	X	X	X				X
<i>Persea rufotomentosa</i>						X	
<i>Persea willdenowii</i>	X						
<i>Picramnia ciliata</i>		X					
<i>Picramnia glazioviana</i>					X		
<i>Picramnia parvifolia</i>				X	X		
<i>Picrasma crenata</i>				X		X	
<i>Pilocarpus spicatus</i>				X			
<i>Pimenta pseudocaryophyllus</i>	X	X	X				
<i>Piper cernuum</i>				X			
<i>Piptadenia adiantoides</i>					X		
<i>Piptadenia gonoacantha</i>		X				X	X
<i>Piptocarpha macropoda</i>	X		X			X	X
<i>Pisonia zapallo</i>						X	
<i>Platycyamus regnellii</i>	X	X			X	X	X
<i>Platypodium elegans</i>		X					
<i>Plinia grandifolia</i>		X				X	
<i>Podocarpus sellowii</i>			X				

<b>ESPÉCIES ARBÓREAS</b>	<b>AR</b>	<b>CP</b>	<b>CR</b>	<b>IB</b>	<b>MD</b>	<b>PD</b>	<b>SE</b>
<i>Prockia crucis</i>						X	
<i>Protium heptaphyllum</i>	X						
<i>Protium spruceanum</i>	X	X			X		
<i>Protium widgrenii</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Prunus myrtifolia</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>					X	X	
<i>Pseudopiptadenia contorta</i>	X						
<i>Psidium cattleianum</i>				X			X
<i>Psidium rufum</i>		X	X				X
<i>Psychotria carthagenensis</i>		X			X		
<i>Psychotria deflexa</i>					X		
<i>Psychotria suterella</i>				X			
<i>Psychotria vellosiana</i>	X		X	X		X	
<i>Qualea cordata</i>	X		X		X		X
<i>Qualea cryptanta</i>	X						
<i>Qualea multiflora</i>		X			X		
<i>Randia armata</i>		X				X	
<i>Randia ferox</i>		X					
<i>Rhamnidium elaeocarpum</i>							X
<i>Rhamnus sphaerosperma</i>			X	X			
<i>Rhodostemonodaphne macrocalyx</i>	X						
<i>Rollinia cericea</i>	X						
<i>Rollinia dolabripetala</i>					X		X
<i>Rollinia emarginata</i>	X						
<i>Rollinia laurifolia</i>					X		X
<i>Rollinia sylvatica</i>	X			X	X		X
<i>Roupala meisneri</i>				X			
<i>Roupala montana</i>	X	X		X	X	X	X
<i>Roupala rhombifolia</i>			X	X			
<i>Rudgea jasminoides</i>	X			X			
<i>Rudgea triflora</i>				X			
<i>Rudgea viburnoides</i>		X					

<b>ESPÉCIES ARBÓREAS</b>	<b>AR</b>	<b>CP</b>	<b>CR</b>	<b>IB</b>	<b>MD</b>	<b>PD</b>	<b>SE</b>
<i>Ruprechtia laxiflora</i>		X					
<i>Sacoglottis mattogrossensis</i>					X		
<i>Salacia elliptica</i>		X			X		X
<i>Salix humboldtiana</i>					X		
<i>Sapium glandulosum</i>	X						
<i>Schefflera angustissima</i>			X				
<i>Schefflera calva</i>	X		X	X	X		X
<i>Schefflera longipetiolata</i>	X						
<i>Schinus terebinthifolius</i>						X	
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	X						
<i>Sebastiania commersoniana</i>	X				X		X
<i>Sebastiania schottiana</i>					X		
<i>Seguiera langsdorffii</i>		X				X	X
<i>Senecio glaziovii</i>				X			
<i>Senegalia langsdorffii</i>		X					
<i>Senegalia polyphylla</i>		X				X	X
<i>Senna macranthera</i>	X	X		X		X	X
<i>Senna multijuga</i>						X	
<i>Simira pikia</i>				X			
<i>Siparuna guianensis</i>		X			X		X
<i>Siphoneugena densiflora</i>		X		X			X
<i>Siphoneugena kiaerskoviana</i>				X		X	
<i>Siphoneugena kuhlmannii</i>			X				
<i>Siphoneugena reitzii</i>				X			
<i>Siphoneugena widgreniana</i>	X	X	X	X			
<i>Sloanea hirsuta</i>		X					
<i>Sloanea monosperma</i>					X		X
<i>Solanum aspeurimum</i>	X						
<i>Solanum bulatum</i>	X						
<i>Solanum cernuum</i>						X	X
<i>Solanum hazenii</i>					X		
<i>Solanum leucodendron</i>				X	X	X	X
<i>Solanum pseudoquina</i>	X			X		X	

<b>ESPÉCIES ARBÓREAS</b>	<b>AR</b>	<b>CP</b>	<b>CR</b>	<b>IB</b>	<b>MD</b>	<b>PD</b>	<b>SE</b>
<i>Solanum swartzianum</i>				X			
<i>Sorocea bonplandii</i>		X	X	X		X	X
<i>Strychnos brasiliensis</i>						X	
<i>Strychnos gardneri</i>		X					
<i>Stryphnodendron polyphyllum</i>				X			
<i>Styrax acuminatus</i>	X						
<i>Styrax camporum</i>		X					X
<i>Styrax ferrugineus</i>							X
<i>Styrax latifolius</i>		X				X	X
<i>Syagrus romanzoffiana</i>					X	X	X
<i>Symplocos celastrinea</i>	X		X				
<i>Symplocos lanceolata</i>			X				
<i>Symplocos pubescens</i>		X					
<i>Syzygium jambos</i>					X		X
<i>Tabebuia alba</i>			X				
<i>Tabebuia heptaphylla</i>				X			
<i>Tapirira guianensis</i>	X	X			X	X	X
<i>Tapirira obtusa</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>Terminalia glabrescens</i>	X	X					
<i>Ternstroemia brasiliensis</i>	X						
<i>Tibouchina sellowiana</i>			X				X
<i>Tibouchina stenocarpa</i>							X
<i>Toulicia subsquamulata</i>				X			
<i>Tovomita paniculata</i>				X			
<i>Tovomitopsis saldanhae</i>			X				
<i>Trema micrantha</i>		X			X	X	
<i>Trembleya parviflora</i>				X			
<i>Trichilia catigua</i>					X		
<i>Trichilia claussemi</i>						X	
<i>Trichilia emarginata</i>				X		X	
<i>Trichilia glabra</i>					X		
<i>Trichilia lepidota</i>		X					X
<i>Trichilia pallens</i>		X					



<b>ESPÉCIES ARBÓREAS</b>	<b>AR</b>	<b>CP</b>	<b>CR</b>	<b>IB</b>	<b>MD</b>	<b>PD</b>	<b>SE</b>
<i>Vantanea compacta</i>				X	X		
<i>Vernonanthura diffusa</i>	X						
<i>Vernonanthura discolor</i>				X			
<i>Vernonanthura divaricata</i>	X	X	X			X	X
<i>Vernonanthura paniculata</i>	X						
<i>Vernonanthura phosphorica</i>					X		
<i>Virola bicuhyba</i>						X	
<i>Vismia brasiliensis</i>		X	X		X	X	X
<i>Vismia guianensis</i>	X	X					
<i>Vitex cymosa</i>			X				
<i>Vitex megapotamica</i>				X		X	
<i>Vitex polygama</i>	X		X	X		X	
<i>Vitex sellowiana</i>	X						
<i>Vochysia magnifica</i>	X		X	X		X	
<i>Vochysia oppugnata</i>				X			
<i>Vochysia schwackeana</i>						X	
<i>Vochysia tucanorum</i>	X	X	X			X	
<i>Xylopia brasiliensis</i>		X				X	
<i>Xylosma ciliatifolia</i>	X	X	X				X
<i>Xylosma prockia</i>	X	X				X	X
<i>Zanthoxylum caribaeum</i>				X		X	X
<i>Zanthoxylum fagara</i>		X				X	X
<i>Zanthoxylum monogynum</i>		X				X	X
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	X		X		X	X	X
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>							X