



PAULO OSWALDO GARCIA

**ROTATIVIDADE DA COMUNIDADE ARBÓREA
EM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA E
CORRELAÇÕES COM FATORES EDÁFICOS,
TOPOGRÁFICOS, BIÓTICOS E ECOLÓGICOS**

LAVRAS-MG

2012

PAULO OSWALDO GARCIA

**ROTATIVIDADE DA COMUNIDADE ARBÓREA EM FRAGMENTO
DE MATA ATLÂNTICA E CORRELAÇÕES COM FATORES
EDÁFICOS, TOPOGRÁFICOS, BIÓTICOS E ECOLÓGICOS**

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.

Orientador

Dr. Ary Teixeira de Oliveira-Filho

LAVRAS-MG

2012

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Divisão de Processos Técnicos da
Biblioteca da UFLA**

Garcia, Paulo Oswaldo.

Rotatividade da comunidade arbórea em fragmento de Mata Atlântica e correlações com fatores edáficos, topográficos, bióticos e ecológicos / Paulo Oswaldo Garcia. – Lavras : UFLA, 2012.

144 p. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Federal de Lavras, 2012.

Orientador: Ary Teixeira de Oliveira Filho.

Bibliografia.

1. Efeito borda. 2. Guilda de espécies arbóreas. 3. Taxas de recrutamento. 4. Taxas de mortalidade. 5. Pesquisa ecológica de longa duração. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 574.52642

PAULO OSWALDO GARCIA

**ROTATIVIDADE DA COMUNIDADE ARBÓREA EM FRAGMENTO
DE MATA ATLÂNTICA E CORRELAÇÕES COM FATORES
EDÁFICOS, TOPOGRÁFICOS, BIÓTICOS E ECOLÓGICOS**

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 31 de julho de 2012.

Dra. Luciana Botezelli	UNIFEI
Dr. Marco Aurélio Leite Fontes	UFLA
Dr. Rubens Manoel dos Santos	UFLA
Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho	UFLA

Dr. Ary Teixeira de Oliveira-Filho
Orientador

LAVRAS-MG
2012

Este trabalho é dedicado à minha família, em especial a meus pais, Paulo Oswaldo Garcia (*in memoriam*) e Josilene Junqueira Alexandre Garcia, que arduamente batalharam para o enriquecimento pessoal e profissional dos filhos.

AGRADECIMENTOS

A Deus.

À minha família e amigos, pelo frequente apoio e incentivo, além do enorme carinho;

À Carol, pela parceria, compreensão, carinho e paciência, características que mantiveram “a magia” do nosso relacionamento diante dos frequentes obstáculos;

À Universidade Federal de Lavras e ao Departamento de Ciências Florestais, pelas oportunidades oferecidas para a realização de trabalhos científicos, os quais auxiliaram no amadurecimento profissional,

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais, pela concessão da bolsa para o doutoramento e pelo financiamento do projeto CRA-APQ-02318-09.

Ao orientador e amigo, Ary Teixeira de Oliveira-Filho, pelas arguições e direcionamentos que tanto contribuíram para o presente trabalho bem como para o amadurecimento pessoal e profissional;

Aos professores e amigos Ana Carolina Barbosa, José Aldo, Marco Aurélio Leite Fontes, Rubens Manoel dos Santos e Warley Carvalho, pelos debates científicos, quando necessários e, também, pelo ambiente descontraído e conversas informais;

Ao amigo Pedro V. Eisenlohr, pelos ensinamentos e ajuda na análise dos dados;

Ao senhor Galdino e família, proprietários da fazenda onde foi conduzida a pesquisa, e que nos hospedaram de forma acolhedora e com carinho;

Aos amigos de pós-graduação da UFLA, não apenas pela ajuda nas coletas de dados, mas pelo divertido cotidiano e conversas de “buteco”;

A todos que acreditaram, auxiliaram e incentivaram esta empreitada acadêmica.

RESUMO

O presente estudo objetivou descrever e caracterizar padrões nas variações espaciais das taxas de rotatividade obtidas para a comunidade arbórea em um fragmento de Mata Atlântica localizado em Piedade do Rio Grande, sul de Minas Gerais (21°29'03"S and 44°06'04"W). O primeiro de um total de três inventários foi realizado em 1999, em que todos os indivíduos vivos arbóreos foram amostrados a partir de 30 parcelas permanentes de 400 m², distribuídas em habitats de Interior e Borda. As árvores com DAP \geq 5 cm foram identificadas em espécies e receberam etiquetas de alumínio numeradas, sendo registrados o DAP e altura total. O segundo e terceiro inventários foram conduzidos em 2004 e 2010, respectivamente, o que resultou em um período de 11 anos de monitoramento. Nesses inventários, as árvores sobreviventes foram reamostradas, os recrutados foram mensurados, receberam etiquetas numeradas e foram identificados quanto à espécie, enquanto as árvores mortas foram registradas. As correlações entre as taxas de rotatividade em abundância e área basal com variáveis ecológicas e ambientais foram verificadas a fim de reconhecer padrões espacialmente estruturados. No geral, as taxas de rotatividade para ambos os períodos (1999-2004 e 2004-2010) foram similares àquelas obtidas para florestas tropicais maduras tanto para abundância (1,91% e 1,67%) como para área basal (1,64% e 1,75%). Verificou-se o processo de autodesbaste, ou seja, houve o aumento de área basal dos indivíduos arbóreos simultaneamente à diminuição da abundância destes, havendo o predomínio deste processo ao longo dos 11 anos de monitoramento. Houve também o predomínio da ausência de estrutura espacial nas taxas de rotatividade, indicando a aleatoriedade quanto às alterações estruturais da comunidade arbórea. As áreas com solos pobres em nutrientes e com déficit hídrico foram associadas às lentas taxas de rotatividade, enquanto à proximidade com bordas florestais resultou em taxas de rotatividade aceleradas. A área basal inicial também foi correlacionada negativamente com as taxas de rotatividade, sugerindo a conexão entre estas taxas e as distintas fases silvigenéticas. Soma-se que houve maior susceptibilidade da comunidade arbórea a distúrbios em áreas íngremes. Os resultados reiteram a necessidade de atividades de manejo para reduzir o efeito borda e, deste modo, promover a manutenção da diversidade de espécies.

Palavras-chave: Efeito borda. Pesquisas ecológicas de longa duração. Guildas de espécies arbóreas. Taxas de recrutamento. Taxas de mortalidade.

ABSTRACT

This study aimed at describing and characterizing spatial variation patterns of the turnover rates of the tree community in an Atlantic Forest fragment located in Piedade do Rio Grande, Minas Gerais State, Southeastern Brazil (21°29'03"S and 44°06'04"W). The first of three surveys took place in 1999 and enumerated all individual live trees sampled in 30 permanent plots of 400 m², divided into Interior and Edge habitats. The trees with dbh \geq 5 cm were identified to species, identified by aluminum tags and measured to record their dbh and total height. The second and third surveys took place in 2004 and 2010, respectively, so that the monitoring period spanned for 11 years. During those surveys, surviving trees were re-measured; recruiting trees were measured, tagged and identified; and dead trees were recorded as such. The correlations between density and basal area turnover rates with environmental and ecological variables were assessed in order to search for spatially structured patterns. Overall annual turnover rates in the two periods (1999-2004 and 2004-2010) were similar to those generally observed in mature tropical forests for both density (1.91% and 1.67%) and basal area (1.64% and 1.75%). A self-thinning process, that is, net increase in tree basal area together with net decrease in tree density, prevailed in the whole fragment throughout the 11-year period. Absence of spatial structure also prevailed, indicating the randomness regarding differences in tree community structural changes. The areas where the soils were poorer in both mineral nutrients and water content were associated with lower turnover rates, while the proximity of fragment edges was associated with higher turnover rates. The initial basal area was also negatively correlated with turnover rates therefore suggesting a connection between variation in turnover rates and the patchy pattern of sylvigenetic phases. In addition, tree community showed higher susceptibility to disturbances in steeper areas. The results reinforce the need of management interventions to reduce edge effects and therefore promoting the maintenance of species diversity.

Keywords: Edge effect. Long-term ecological research. Tree species guilds. Recruitment rates. Mortality rates.

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 Fisionomias da comunidade arbórea (A) observadas na borda (B) e interior (C) florestais, com destaque para os indivíduos de grande porte (D), regeneração natural (E) e colonização do subosque por populações de bambus (F) na Mata dos Pinheiros, Piedade do Rio Grande, Minas Gerais..... 27
- Figura 2 Curvas para a riqueza específica média (A) e índice de diversidade de Shannon (B) obtidas para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração conduzido na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais..... 46
- Figura 3 Curvas para a riqueza específica média (A) e índice de diversidade de Shannon (B) obtidas para a comunidade arbórea no Interior (Int) e Borda (Bor) florestais, em um estudo de longa duração conduzido na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais..... 47
- Figura 4 Frequências dos indivíduos arbóreos em classes diamétricas para Borda (A), Interior (B) e amostra total (C) obtidas em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais. Esp. 2010, valores esperados para a distribuição diamétrica em 2010 76
- Figura 5 Correlogramas para as taxas de rotatividade em abundância (A, C) e em área basal (B, D) obtidos para a comunidade arbórea entre os períodos de 1999 a 2004 (A, B) e de 2004 a 2010 (C, D), em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais. Círculos escuros e vazios correspondem a coeficientes I de Moran significantes e não-significantes, respectivamente..... 95

- Figura 6 Correlogramas para as taxas de rotatividade em abundância (A, C) e em área basal (B, D) obtidos para a comunidade arbórea na Borda, entre os períodos de 1999 a 2004 (A, B) e de 2004 a 2010 (C, D), em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais. Círculos escuros e vazios correspondem a coeficientes I de Moran significantes e não-significantes, respectivamente..... 100
- Figura 7 Correlogramas para as taxas de rotatividade em abundância (A, C) e em área basal (B, D) obtidos para a comunidade arbórea no Interior, entre os períodos de 1999 a 2004 (A, B) e de 2004 a 2010 (C, D), em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais. Círculos escuros e vazios correspondem a coeficientes I de Moran significantes e não-significantes, respectivamente..... 101
- Figura 8 Posição geográfica das unidades amostrais (A) e valores do filtro espacial nº 4 (representados como bolhas) em função das coordenadas geográficas das parcelas (B) utilizadas para o monitoramento da comunidade arbórea em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais. Valores positivos e negativos são representados pelas cores cinza e branco, respectivamente 104

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 Parâmetros demográficos e de biomassa obtidos para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais..... 55
- Tabela 2 Parâmetros estruturais, número de indivíduos mortos e recrutados registrados para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais..... 57
- Tabela 3 Parâmetros estruturais e de dinâmica, guildas de regeneração e distribuições preferenciais das populações arbóreas mais abundantes em um estudo de longa duração conduzido na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais 69
- Tabela 4 Atributos de abundância e área basal por classes de diâmetro (DAP) na Borda, Interior e para a amostra total, obtidos em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais..... 78
- Tabela 5 Taxas de dinâmica e parâmetros estruturais obtidos para árvores com diâmetro (DAP) menor ou igual a 10 cm e para árvores com diâmetro superior a 10 cm em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais 82
- Tabela 6 Distribuições de frequência dos indivíduos arbóreos, riqueza específica e áreas basais totais, abundância de mortos e recrutas exibidos por guildas de regeneração inventariados em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais..... 87

Tabela 7	Taxas anuais de rotatividade em abundância e área basal registradas para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais.....	93
Tabela 8	Resultados dos modelos lineares generalizados utilizados para explicar as taxas de rotatividade em abundância e área basal da comunidade arbórea em um estudo de longa duração na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais.....	97

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	14
2	REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1	Mata Atlântica: fragmentação, efeito borda e conservação	16
2.2	Monitoramento em longo prazo de comunidades arbóreas e ecologia de florestas tropicais	20
3	MATERIAL E MÉTODOS	26
3.1	Alocação das parcelas permanentes, levantamento e monitoramento da comunidade arbórea	28
3.2	Alterações na riqueza e diversidade de espécies	29
3.3	Parâmetros para a avaliação da dinâmica da comunidade arbórea	30
3.4	Avaliação das populações arbóreas mais abundantes	34
3.5	Avaliação da distribuição dos indivíduos por classes diamétricas	35
3.6	Avaliação das guildas de regeneração	36
3.7	Análises estatísticas	37
3.7.1	Avaliação das abundâncias e áreas basais entre habitats e das áreas basais entre guildas de regeneração	37
3.7.2	Avaliação das abundâncias e áreas basais dos sobreviventes	38
3.7.3	Avaliação da distribuição de frequência dos indivíduos por classes diamétricas e guildas de regeneração	38
3.7.4	Avaliação das abundâncias dos indivíduos mortos e recrutados e do fluxo de espécimes entre classes diamétricas	39
3.7.5	Avaliação das taxas de rotatividade	40
3.7.6	Transformação dos dados	44
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
4.1	Transformações demográficas e estruturais da comunidade arbórea	54
4.2	Dinâmica das populações arbóreas mais abundantes	67
4.3	Dinâmica dos indivíduos arbóreos por classes diamétricas	75
4.4	Dinâmica das guildas de regeneração	85
4.5	Taxas de rotatividade para área basal e abundância e suas correlações com atributos edáficos, topográficos, bióticos e ecológicos	92
5	CONCLUSÃO	114
	REFERÊNCIAS	116
	APÊNDICE	131

1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais foram historicamente compreendidas como fonte de recursos para o desenvolvimento humano, o que promoveu intensa alteração das paisagens naturais nestes ecossistemas. No Brasil, o cenário atual da Mata Atlântica reflete os resultados negativos da exploração inadequada dos recursos naturais e realça os impactos promovidos pela colonização humana. A extensa cobertura vegetal Atlântica foi reduzida a pequenos fragmentos florestais, geralmente, com dimensões inferiores a 100 ha, cuja conectividade entre os remanescentes foi depauperada (RIBEIRO et al., 2011).

A fragmentação florestal conduziu à redução da biodiversidade e alterações climáticas nos ecossistemas perturbados, acentuando as pressões promovidas pelo efeito borda sobre habitats interioranos da comunidade arbórea. No final do século XX, a perda de espécies e conseqüentemente de conhecimento científico gerou a mobilização dos administradores públicos em prol de pesquisas destinadas ao inventário da biodiversidade. A reunião dos resultados desses estudos evidenciou padrões fitogeográficos, interações bióticas e correlações entre a biodiversidade e atributos abióticos, sendo necessária a manutenção do monitoramento em longo prazo que corroborassem os padrões e processos identificados.

Nesse sentido, destacam-se as pesquisas do grupo de Conservação e Manejo da Biodiversidade, do Departamento de Ciências Florestais, da Universidade Federal de Lavras. Esse, desde a década de 1990, desenvolve pesquisas ecológicas de longa duração em fragmentos florestais no estado de Minas Gerais. Com o apoio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico (CNPq), da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), do Instituto Brasileiro de Meio Ambiente (IBAMA), da Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig) e do Projeto de

Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica (PROBIO), comunidades arbóreas localizadas em fragmentos florestais do sul de Minas Gerais foram inventariadas e vêm sendo monitoradas. Essas pesquisas abrangem elevada diversidade de condições ecológicas e, conseqüentemente, alta heterogeneidade ambiental. A continuidade dos estudos permitiu o esclarecimento de padrões observados nos inventários anteriores e impulsionou novos questionamentos (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA FILHO; GUILHERME, 2005; GUILHERME et al., 2004; HIGUCHI et al., 2008a, 2008b; MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997).

Assim, com o presente trabalho objetivou caracterizar a dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento florestal Atlântico cuja maior porção encontra-se protegida de perturbações antrópicas há no mínimo 150 anos, visando elucidar o desenvolvimento florestal pós-distúrbio. Ainda, buscou-se dispor informações que maximizem a compreensão das alterações florísticas e estruturais em longo prazo nos habitats de borda e interior florestais. Especificamente, avaliou-se a dinâmica da comunidade arbórea, tanto no interior como na borda florestal, a fim de diagnosticar padrões espaciais quanto às alterações florísticas e estruturais. Posteriormente, analisaram-se as correlações entre as alterações estruturais do componente arbóreo e fatores edáficos, topográficos, ecológicos e bióticos, com o intuito de clarificar a interferência destes atributos na dinâmica temporal do fragmento florestal.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

O relevante papel das florestas tropicais quanto a abrigar alta biodiversidade é realçado quando analisada a reduzida extensão territorial destes ecossistemas (WILSON, 1988). Dentre os países inseridos na região tropical, o Brasil se destaca como centro de conservação de ecossistemas florestais, sendo responsável por 30% dos remanescentes (AYRES et al., 2005). No entanto, de modo indistinto ao tipo florestal, as comunidades arbóreas no Brasil foram perturbadas por ações antrópicas, o que interferiu na dinâmica destes ecossistemas.

O histórico de distúrbios remonta ao período do descobrimento do país (AZEVEDO, 1964), principalmente ao analisar as florestas sob o domínio Atlântico, visto a coincidência da extensão territorial destas com os núcleos de colonização humana (DEAN, 1996; GIULIETTI et al., 2005; MORELLATO; HADDAD, 2000). Deste modo, o contínuo florestal Atlântico foi exposto à fragmentação, que ocasionou a distribuição em manchas dos remanescentes florestais, as quais atualmente representam 11,7% da área original do domínio (RIBEIRO et al., 2011).

2.1 Mata Atlântica: fragmentação, efeito borda e conservação

A Mata Atlântica foi submetida a diversos impactos que incluíram tanto a exploração direta dos produtos florestais como a substituição deste bioma por áreas de cultivo ou urbanizadas (AZEVEDO, 1964; DEAN, 1996; GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005; RIBEIRO et al., 2011). Essas pressões tiveram repercussões sobre a sustentabilidade dos recursos e serviços naturais, assim como sobre a conservação e manejo da biodiversidade (DRUMMOND et al., 2005; GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005). A degradação dessas florestas

alterou cenários naturais cujo conhecimento ainda era incipiente e potencialmente gerou a perda de espécies, de modo semelhante ao apontado para florestas tropicais amazônicas (KORNING; BALSLEV, 1994).

A fragmentação florestal corresponde aos processos que geram tanto a diminuição da extensão espacial destes ecossistemas como a redução da quantidade e qualidade de habitats, com efeitos sobre o tamanho e a sustentabilidade das comunidades biológicas (LAURANCE et al., 1998; MURCIA, 1995; WHITMORE, 1997). Assim, essas alterações promovem a heterogeneidade ambiental verificada imediatamente pós-distúrbios, porém, que perdura no tempo devido às consequências sobre a aptidão competitiva das espécies e disponibilidade de recursos (LAURANCE et al., 1998; MATLACK, 1993, 1994; MURCIA, 1995; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; WHITMORE, 1997).

As pressões impostas pela fragmentação florestal foram potencializadas pelo efeito borda, o qual apresenta sinergismo com a devastação florestal e modifica inúmeros processos e funções ecológicas (BIERREGAARD JUNIOR et al., 1992). Esse constitui um processo geralmente atrelado a ações deletérias sobre a conservação da biodiversidade, que ocorre em áreas limítrofes de comunidades florestais (BIERREGAARD JUNIOR et al., 1992; LAURANCE et al., 1998; MATLACK, 1993, 1994; MURCIA, 1995; RODRIGUES; NASCIMENTO, 2006). Nesse ecótono, as principais alterações no compartimento arbóreo decorrem do incremento da mortalidade de indivíduos de grande porte (ANGELO et al., 2004; LAURANCE et al., 2000). Assim, a comunidade arbórea na borda florestal apresenta elevada densidade de indivíduos e a redução da altura do estrato de dossel (CARVALHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997).

Em bordas florestais também foram verificadas a redução do recrutamento e diminuição do crescimento de inúmeras espécies florestais, com pronunciados impactos sobre as classes de menor tamanho (RANKIN DE MÉRONA; HUTCHINGS; LOVEJOY, 1990). Fisionomicamente se destaca o aumento de importância da comunidade de lianas, que incrementa a mortalidade na sinúsia arbórea e acentua o seu empobrecimento (LETCHER; CHAZDON, 2012; PHILLIPS et al., 2004; SCHNITZER; BONGERS, 2011; UHL; BUSCHBACHER; SERRAO, 1988).

Dentre as alterações abióticas impostas pelo efeito borda ressaltam-se a redução da umidade atmosférica e do solo, além do aumento da temperatura (ANGELO et al., 2004; BIERREGAARD JUNIOR et al., 1992; KAPOS; CAMARGOS; DANDE, 1997; MATLACK, 1993). Essas acarretam em interferências na dispersão dos organismos, nas relações bióticas e, por fim, nos padrões demográficos populacionais, promovendo modificações na estrutura e composição de espécies (BIERREGAARD JUNIOR et al., 1992; CARVALHO et al., 2007; KAPOS; CAMARGOS; DANDE, 1997; LAURANCE, 2002; MURCIA, 1995; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; PEREIRA; OLIVEIRA-FILHO; LEMOS FILHO, 2007).

Portanto, as interações negativas entre o desenvolvimento humano e os recursos naturais geraram fragmentos florestais com tamanhos, formatos, conectividade e permeabilidade, estrutura e composição de espécies particulares a cada comunidade (GALINDO LEAL; CÂMARA, 2005; GARCIA et al., 2011; METZGER, 2003; OLIVEIRA-FILHO; MACHADO, 1993; PEREIRA; OLIVEIRA-FILHO; LEMOS FILHO, 2007; VALENTE et al., 2011; VIANA; PINHEIRO, 1998). Acrescenta-se que as perturbações sobre os fragmentos não cessaram, tornando-os susceptíveis a novos distúrbios, em um processo continuado de degradação florestal (TABARELLI; CARDOSO; GASCON, 2004).

Mesmo que alteradas a estrutura, composição e extensão originais dos ecossistemas do domínio Atlântico, estes ainda abrigam enorme biodiversidade, sendo centros de endemismos (GALINDO LEAL; CÂMARA, 2005; GIULIETTI et al., 2005; MITTERMEIER et al., 2005; RIBEIRO et al., 2011). Assim, as frequentes ameaças e o aumento da probabilidade de perdas quanto ao conhecimento científico promoveram pesquisas destinadas à caracterização das comunidades remanescentes ou em regeneração, que visaram elucidar o grau de conservação destas (PEREIRA; OLIVEIRA-FILHO; LEMOS FILHO, 2007). A partir da segunda metade do século XX, a devastação florestal no Brasil, sobretudo no domínio Atlântico, passou a desempenhar papel central nas discussões científicas, havendo destaque para a conservação dos recursos naturais (TABARELLI et al., 2005). Além de evidenciar o grau de conservação dos fragmentos florestais, as pesquisas permitiram elucidar as relações florísticas entre as manchas de vegetação nativa sob domínio Atlântico (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000).

Inicialmente, em uma perspectiva global, houve a subestimação da relevância ecológica das florestas secundárias, que foram arbitrariamente categorizadas como de baixa complexidade e extremamente instáveis, sendo pouco atraentes às pesquisas (LUGO, 2009). Porém, verificou-se que essas apresentavam elevada produtividade (BROWN; LUGO, 1990; GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; LUGO, 2009), desenvolvendo marcante papel no ciclo do carbono. Assegurada a regeneração natural das florestas secundárias e cessado os distúrbios, constatou-se que potencialmente pode haver o restabelecimento da estrutura, riqueza de espécies e funções ecológicas exercidas por formações maduras (BROWN; LUGO, 1990; LUGO, 2009; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004a; TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999).

Deste modo, a atenção científica que era focada em comunidades primárias foi alterada, passando a predominar no meio acadêmico a Era das

Florestas Secundárias (BROWN; LUGO, 1990; LUGO, 2009). Atualmente, as florestas secundárias se destacam pela ampla extensão geográfica ocupada, quanto ao armazenamento de carbono e como mantenedoras da biodiversidade, além de fornecer serviços ambientais (CHAZDON et al., 2010).

2.2 Monitoramento em longo prazo de comunidades arbóreas e ecologia de florestas tropicais

Ao final do século XX e início do século XXI, os resultados das pesquisas quantitativas no Brasil apontaram principalmente para novas perspectivas de estudos e o prolongamento da coleta de dados (BERTONCELLO et al., 2011), a fim de consolidar os padrões e processos ecológicos observados. Esses monitoramentos em longo prazo corresponderam aos “PELDs”, ou seja, Pesquisas Ecológicas de Longa Duração. As pesquisas de longa duração caracterizam-se pela coleta sistemática e regular de informações, cujo monitoramento em intervalos de tempo revela e clarifica padrões, processos e funções em comunidades biológicas (CONDIT, 1995; HERBEN, 1996; LINDENMAYER et al., 2012; MAGURRAN et al., 2010; PHILLIPS, 1996; WHITMORE, 1989b). Inicialmente, esses estudos retrataram as transformações na composição e estrutura da vegetação (MAGURRAN et al., 2010; PHILLIPS, 1996; WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004; WHITMORE, 1989b). Porém, interações bióticas intra e interespecíficas, além das correlações entre as comunidades biológicas e fatores abióticos também podem ser evidenciadas (HERBEN, 1996; LINDENMAYER et al., 2012; PHILLIPS, 1996; PRIMACK et al., 1985).

Pesquisas de longa duração permitem a descrição das complexas interações ecossistêmicas e possibilitam a compreensão dos padrões da biodiversidade frente às perturbações naturais e antrópicas ou diante de

mudanças climáticas (CONDIT, 1995; LINDENMAYER et al., 2012). Assim, essas pesquisas fornecem subsídios que permitem modelagens climáticas ou bióticas, além de fornecer suporte para estudos multidisciplinares (CONDIT, 1995; LINDENMAYER et al., 2012). Recentemente, estudos de longa duração também foram aplicados para a mensuração do estoque de carbono em ecossistemas florestais, o que permitiu valorar financeiramente este serviço (LAURANCE; VENTER, 2010).

O desenvolvimento de projetos de monitoramento demonstraram elevadas taxas de produtividade e aceleração da dinâmica em florestas tropicais (LAURANCE et al., 2009; LEWIS et al., 2004a; PHILLIPS, 1996; PHILLIPS; GENTRY, 1994). Esse padrão foi diagnosticado tanto para os ecossistemas neotropicais como pantropicais (LEWIS et al., 2004a; PHILLIPS, 1996; PHILLIPS; GENTRY, 1994) e decorreram primordialmente da alta mortalidade de indivíduos arbóreos e do aumento em área basal dos sobreviventes (LAURANCE et al., 2009; LEWIS et al., 2004a, 2004b; PHILLIPS, 1996; PHILLIPS; GENTRY, 1994). Esses atributos corresponderam aos principais aceleradores da dinâmica de florestas tropicais no final do século XX (LAURANCE et al., 2009; LEWIS et al., 2004a, 2004b; PHILLIPS, 1996).

As transformações em comunidades arbóreas englobam múltiplos agentes (edáficos, climáticos e biogeoquímicos) que influenciam a colonização do ambiente e, modelam a dinâmica ao interferir no sucesso das diferentes estratégias de vida (PHILLIPS et al., 2004). Em escalas regionais, eventos atrelados às modificações de temperatura das massas oceânicas no hemisfério sul podem promover oscilações interanuais da dinâmica de comunidades arbóreas tropicais (CONDIT; HUBBELL; FOSTER, 1996; PHILLIPS et al., 2004). Esses eventos podem causar ou acentuar os períodos de estresse hídrico, repercutindo em reduções das taxas de crescimento e de retenção de água pelos indivíduos arbóreos, com conseqüente elevação das taxas de mortalidade

(PHILLIPS et al., 2004). Em escala geográfica reduzida, as oscilações das taxas de rotatividade (*turnover*) foram atribuídas às intervenções antrópicas ou oriundas da elasticidade natural dos ciclos florestais (CONDIT, 1995; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; PHILLIPS, 1996; PRIMACK et al., 1985; SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000).

A velocidade das modificações em comunidades arbóreas está associada às condições de temperatura, precipitação e relevo locais, flutuações climáticas globais, ao acúmulo de CO₂ atmosférico (CONDIT; HUBBELL; FOSTER, 1996; LAURANCE et al., 2009; LEWIS et al., 2004a, 2004b, 2011; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; PHILLIPS, 1996; PHILLIPS; GENTRY, 1994; SAITER et al., 2011) e à representatividade dos distintos grupos funcionais (CHAZDON et al., 2010; LAURANCE, 2002; LAURANCE et al., 2011; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; TABARELLI et al., 2010). Somam-se os efeitos das diferentes condições edáficas (MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; PHILLIPS et al., 2004; PHILLIPS; GENTRY, 1997), de regimes naturais de perturbação (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; GUILHERME et al., 2004; GUIMARÃES et al., 2008; KORNING; BALSLEV, 1994; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; PRIMACK et al., 1985; SILVA et al., 2011), do efeito borda (HIGUCHI et al., 2008b; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997), da qualidade da matriz na paisagem (PHILLIPS; GENTRY, 1994), além de relacionarem-se com o período e intervalo de tempo do monitoramento (LEWIS et al., 2004b; SHEIL, 1995; SHEIL; BURSLEM; ALDER, 1995; SHEIL; MAY, 1996).

Em curto prazo, a rotatividade acelerada em comunidades arbóreas sugere a manutenção da heterogeneidade ambiental e, conseqüentemente, da diversidade de espécies (PHILLIPS; GENTRY, 1994). Em comunidades florestais pouco perturbadas, a riqueza de espécies se associa aos eventos de

mortalidade e de recrutamento que atuam na dinâmica de clareiras (BROKAW, 1982; DENSLOW, 1980, 1987, 1995; WHITMORE, 1989a) e, conseqüentemente, na manutenção da diversidade. Entretanto, a riqueza e diversidade de espécies em florestas tropicais podem ser asseguradas apenas em escala geográfica local, com depauperamento destes atributos em escalas mais amplas, pois a dinâmica acelerada pode beneficiar grupos heliófitos (LAURANCE, 2002; PHILLIPS, 1996; PHILLIPS; GENTRY, 1994; TABARELLI et al., 2010; UHL; BUSCHBACHER; SERRAO, 1988).

Diante da heterogeneidade ambiental inata ao mosaico florestal, há também a multiplicidade de respostas da comunidade arbórea, que pode ocasionar padrões ecológicos espacialmente estruturados (FORTIN; DALE, 2005; LEGENDRE; FORTIN, 1989; MCGILL, 2011; OLDEMAN, 1990). Portanto, inúmeros dos padrões reconhecidos em comunidades florestais estariam atrelados a localidades específicas desta, não ocorrendo de forma aleatória ao longo de sua extensão (DINIZ FILHO; RANGEL; BINI, 2008; FORTIN; DALE, 2005). Fenômenos naturais como alagamentos, surgimento de clareiras e o efeito borda afetam os parâmetros demográficos e, potencialmente promovem a estruturação espacial das populações arbóreas (CASCANTE-MARÍN; MEZA-PICADO; ESTRADA-CHAVARRÍA, 2011; FORTIN; DALE, 2005; GUIMARÃES et al., 2008; HIGUCHI et al., 2008b; LEGENDRE; FORTIN, 1989; OLDEMAN, 1990). A identificação de padrões estruturais em comunidades biológicas possibilita o reconhecimento de processos, que por fim denotam funções ecológicas (LANDEIRO; MAGNUSSON, 2011; LEGENDRE, 1993; MCGILL, 2011).

Portanto, há vários fatores que interferem na dinâmica de comunidades florestais e, conforme a conjugação destes há dissimilaridades quanto às velocidades das alterações. No Brasil, as principais informações sobre a dinâmica de florestas tropicais referem-se às formações ombrófilas amazônicas,

sendo as florestas ombrófilas extra-amazônicas e estacionais ainda pobremente conhecidas (CARVALHO; FELFILI, 2011; HIGUCHI et al., 2008b; SAITER et al., 2011; WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004). Assim, os resultados obtidos em pesquisas de longa duração na base amazônica são extrapolados e, potencialmente, geram equívocos quanto à compreensão da ecologia das demais formações florestais brasileiras.

As florestas estacionais distribuem-se pelo interior do Brasil (LEITÃO FILHO, 1987; MORELLATO; HADDAD, 2000; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000; RIBEIRO et al., 2011; RIZZINI, 1997), sendo que a rigorosidade climática das estações secas pode ocasionar idiosincrasias quanto à dinâmica destes ecossistemas. Durante o período de seca pode ocorrer a interrupção do crescimento vegetal, geralmente atrelada à inatividade do câmbio vascular (BULLOCK, 1997; DEVALL; PARRESOL; WRIGHT, 1995; MARIAUX, 1995; YÁÑEZ ESPINOSA; TERRAZAS; LÓPEZ MATA, 2006), o que repercutirá sobre as taxas de crescimento. Deste modo, a subestimação das pressões da estacionalidade climática sobre o crescimento da vegetação gera interpretações imprecisas sobre o comportamento e desenvolvimento da vegetação, com implicações sobre as atividades conservacionistas (MARIAUX, 1995; YÁÑEZ ESPINOSA; TERRAZAS; LÓPEZ MATA, 2006).

Objetivou-se, com o presente estudo, caracterizar as alterações em longo prazo quanto à abundância, biomassa e composição de espécies, em habitats interioranos e de borda, em um remanescente de floresta estacional semidecidual sob o domínio de Mata Atlântica. O reconhecimento da dinâmica das manchas componentes do mosaico florestal torna robusto o discernimento das distintas etapas serais e/ou condições ecológicas vigentes, auxiliando na definição de atividades conservacionistas, além de potencializar os benefícios destas.

Especificamente, pretendeu-se diagnosticar padrões espaciais quanto às modificações em abundância e área basal na comunidade arbórea e avaliar a

persistência em longo prazo destes. Posteriormente, buscou-se identificar correlações entre as taxas de rotatividade da comunidade arbórea e variáveis edáficas, topográficas, ecológicas e com atributos estruturais do próprio componente arbóreo. Os objetivos específicos foram testados a partir das seguintes premissas de nulidade: habitats de borda e interior apresentam taxas de rotatividade similares ao longo do período de monitoramento (i); não há variação da rotatividade em determinado habitat entre os períodos de amostragem (ii) e; fatores edáficos, topográficos, ecológicos e bióticos (= estrutura pretérita da comunidade) não interferem nas taxas de rotatividade (iii).

3 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em parcelas permanentes alocadas em um fragmento florestal situado na fazenda Mata dos Pinheiros (21°29'03" S e 44°06'04" W), localizada no município de Piedade do Rio Grande, em Minas Gerais. Esse corresponde a um remanescente de floresta Atlântica, com área de 30,2 ha, localizado em relevo acidentado, onde as altitudes variam entre 1.050 m a 1.150 m (Figura 1) (CARVALHO et al., 2007).

Segundo levantamento histórico, o fragmento florestal não foi submetido ao corte raso (CARVALHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007) ocorrendo, porém, o extrativismo seletivo de madeira para a construção de benfeitorias na propriedade. Há no mínimo 150 anos predomina a regeneração florestal na Mata dos Pinheiros (CARVALHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007), com exceção de uma pequena porção da vertente oeste, que acerca de 60 anos sofreu, novamente, corte seletivo. No interior do fragmento, destaca-se a colonização do subosque por populações de bambus (Figura 1), que formam densos emaranhados e potencialmente interferem na regeneração natural do estrato arbóreo.

De acordo com a classificação da vegetação proposta por Oliveira-Filho e Fontes (2000), a comunidade florestal na fazenda Mata dos Pinheiros abrange Florestas Estacionais Semidecíduas Baixo-Montana e Alto-Montana.



Figura 1 Fisionomias da comunidade arbórea (A) observadas na borda (B) e interior (C) florestais, com destaque para os indivíduos de grande porte (D), regeneração natural (E) e colonização do subosque por populações de bambus (F) na Mata dos Pinheiros, Piedade do Rio Grande, Minas Gerais

Fotos de W.C. Carvalho (A, C) e J.D. Morel (B, D, E, F)

O clima local se caracteriza por verões brandos e suaves, havendo estiagem no inverno, correspondendo ao tipo Cwb de Köppen. De acordo com a estação meteorológica de Barbacena, distante aproximadamente 50 km da área de estudo, as médias anuais de precipitação e temperatura são iguais a 1.510 mm e 17,9 °C, respectivamente (INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA - INMET, 1992).

O embasamento rochoso é o gnaisse granítico. Nas áreas de amostragem Carvalho et al. (2007) diagnosticaram Latossolos Vermelho-Amarelos Ácricos típicos, Argissolos Vermelho-Amarelos Distróficos típicos e Argissolos Vermelho-Amarelos Eutróficos típicos.

3.1 Alocação das parcelas permanentes, levantamento e monitoramento da comunidade arbórea

Entre junho a agosto de 1999, foi realizado o primeiro levantamento fitossociológico da comunidade arbórea em 30 parcelas de 400 m², distribuídas em habitats de interior e borda florestais, referidos deste ponto em diante como “Interior” e “Borda”, respectivamente. A alocação das parcelas permanentes seguiu o procedimento amostral estratificado e aleatório, onde o posicionamento das unidades amostrais ocorreu conforme sorteio sobre ortofotocarta 1:10.000. A localização das parcelas de interior ocorreu por sorteio entre as coordenadas de uma grade de pontos de 20 × 20 m ajustada ao acaso à ortofotocarta. Para as parcelas de borda, as unidades amostrais foram sorteadas ao longo do perímetro da borda do fragmento e seu lado maior foi justaposto à borda (CARVALHO et al., 2007).

Foram alocadas 18 parcelas de 20 × 20 m no interior do fragmento e 12 parcelas de 10 × 40 m nas bordas, totalizando uma área amostral de 1,2 ha. Todos os indivíduos arbóreos vivos com circunferência à altura do peito (CAP,

que equivale à circunferência a 1,30 m de altura) $\geq 15,7$ cm receberam etiquetas numeradas de alumínio e foram medidos em circunferência e altura. Caules múltiplos foram registrados quando à circunferência quadrática foi $\geq 15,7$ cm (CARVALHO et al., 2007).

Em julho de 2004 (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007) e julho de 2010 (presente estudo) foram realizados os inventários de monitoramento das parcelas permanentes alocadas em 1999. Esses objetivaram remensurar os CAPs dos indivíduos sobreviventes, contabilizar os indivíduos mortos e incorporar os recrutas à amostragem, os quais corresponderam aos indivíduos que alcançaram o CAP de inclusão mínimo. Os recrutas foram plaqueados com etiquetas de alumínio numeradas, identificados e tiveram o CAP e altura registrados.

Deste modo, considerando julho como o ponto médio do período de amostragem do primeiro levantamento fitossociológico, foram estabelecidos dois intervalos de tempo para a análise da dinâmica florestal. O primeiro intervalo de tempo abrangeu o período entre julho de 1999 a julho de 2004, com duração de cinco anos. O segundo intervalo se estendeu de julho de 2004 a julho de 2010, com duração de seis anos. Com isso, a presente pesquisa ecológica de longa duração abrangeu intervalo de 11 anos de monitoramento.

3.2 Alterações na riqueza e diversidade de espécies

Os padrões da riqueza e diversidade de espécies arbóreas ao longo de 11 anos de monitoramento foram analisados graficamente, com o uso do software EstimateS, versão 8.2 (COLWELL, 2011). Foram construídas curvas para a acumulação de espécies e para o índice de diversidade de Shannon em função da abundância de indivíduos (GOTELLI; COLWELL, 2001). As curvas foram comparadas a partir das médias (e respectivos desvios padrão) obtidas para a

riqueza e diversidade de espécies. A construção das curvas ocorreu após 500 aleatorizações das unidades amostrais.

As relações entre as abundâncias das populações foram verificadas por meio da equabilidade de Pielou. Tanto o índice de diversidade de Shannon (H') como a equabilidade de Pielou (J') foram calculados conforme Magurran (1988) e utilizaram as seguintes fórmulas:

$$H' = - \sum_{i=1}^S [p_i \times \ln p_i]$$

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

Onde: p_i , corresponde à representatividade da abundância da população “i” em relação ao número total de indivíduos inventariados na comunidade; S, corresponde ao número total de espécies.

As curvas de acumulação de riqueza e diversidade específicas e a equabilidade de Pielou foram calculadas para o Interior, Borda e amostra total.

3.3 Parâmetros para a avaliação da dinâmica da comunidade arbórea

Os parâmetros de dinâmica calculados foram as taxas de mortalidade (M) e recrutamento (R) de indivíduos e perda (P) e ganho (G) em área basal, que foram obtidas assumindo-se modificações nos tamanhos populacionais por intervalo de tempo em proporção constante (SHEIL; BURSLEM; ALDER, 1995; SHEIL; MAY, 1996), conforme as expressões exponenciais abaixo:

$$M = \left\{ 1 - \left[\frac{(N_0 - N_m)}{N_0} \right]^{\frac{1}{t}} \right\} \times 100$$

$$R = \left\{ 1 - \left[1 - \left(\frac{N_r}{N_1} \right) \right]^{\frac{1}{t}} \right\} \times 100$$

$$P = \left\{ 1 - \left[\frac{(Ab_0 - (Ab_d + Ab_m))}{Ab_0} \right]^{\frac{1}{t}} \right\} \times 100$$

$$G = \left\{ 1 - \left[1 - \left(\frac{Ab_r + Ab_i}{Ab_1} \right) \right]^{\frac{1}{t}} \right\} \times 100$$

Onde: N_0 e N_1 correspondem às abundâncias de indivíduos no tempo t_0 e t_1 , respectivamente; N_m e N_r correspondem às abundâncias de indivíduos mortos e recrutados, respectivamente; t corresponde à extensão do intervalo de tempo; Ab corresponde à área basal, obtida para a comunidade em t_0 (Ab_0) e t_1 (Ab_1), para a população de mortos (Ab_m) e de recrutas (Ab_r) e para a área basal reduzida por decremento (Ab_d) ou elevada por incremento (Ab_i).

Os parâmetros de dinâmica representam mudanças médias anuais e foram calculados para a comunidade arbórea no Interior, Borda e amostra total, para as populações mais abundantes ($n \geq 50$) e para as classes diamétricas. As taxas de mortalidade e recrutamento de indivíduos calculadas para a amostra total após 11 anos foram corrigidas segundo Lewis et al. (2004b), devido às irregularidades de tempo entre os períodos de amostragem. Essa correção permite comparações entre levantamentos conduzidos em outras localidades e com períodos de amostragem distintos, sendo realizada pela fórmula:

$$\lambda' = \lambda \times t^{0,8}$$

Onde: λ' corresponde às taxas de dinâmica corrigidas; λ corresponde às taxas de dinâmica verificadas; t corresponde ao intervalo de tempo.

A partir dos parâmetros de dinâmica foram obtidas as velocidades com que as modificações ocorrem nas comunidades arbóreas e a direção destas, expressas, respectivamente, pelas taxas de rotatividade e de mudança líquida (KORNING; BALSLEV, 1994; PHILLIPS; GENTRY, 1994). A rotatividade e a mudança líquida foram calculadas tanto para abundância de indivíduos como para área basal. As fórmulas de rotatividade seguem Phillips (1996) e Phillips e Gentry (1994), enquanto a mudança líquida foi computada segundo Korning e Balslev (1994).

$$\text{Rot}_N = \left[\frac{(M+R)}{2} \right]$$

$$\text{Rot}_{Ab} = \left[\frac{(P+G)}{2} \right]$$

$$\text{Ch}_N = \left[\left(\frac{N_1}{N_0} \right)^{\frac{1}{t}} - 1 \right] \times 100$$

$$\text{Ch}_{Ab} = \left[\left(\frac{Ab_1}{Ab_0} \right)^{\frac{1}{t}} - 1 \right] \times 100$$

Onde: Rot_N e Rot_{Ab} correspondem às rotatividades em abundância e área basal, respectivamente; Ch_N e Ch_{Ab} correspondem às mudanças líquidas em abundância e área basal, respectivamente.

De acordo com Korning e Balslev (1994), foram estimados os tempos para a reestruturação da comunidade arbórea quanto à abundância e biomassa (inferida a partir da área basal). Trata-se do intervalo de tempo necessário para que a comunidade reduza pela metade (meia vida) ou duplique (duplicação) o número de indivíduos ou valor de área basal (KORNING; BALSLEV, 1994). As fórmulas utilizadas foram:

$$T_{1/2} = \frac{\ln(0,5)}{\ln(1+M)}$$

$$T_2 = \frac{\ln(2)}{\ln(1+R)}$$

$$T_{1/2} = \frac{\ln(0,5)}{\ln(1+P)}$$

$$T_2 = \frac{\ln(2)}{\ln(1+G)}$$

Onde: $T_{1/2}$ e T_2 correspondem aos intervalos de tempo para meia vida e duplicação, respectivamente.

Devido a problemas metodológicos (mensuração do CAP equivocada e não retenção das etiquetas numeradas de alumínio), os indivíduos de *Geonoma schottiana* Mart., *Piper aduncum* L. e *P. amalago* L. foram removidos da amostragem. Quanto à Arecaceae, Korning e Balslev (1994) relataram que o crescimento secundário restrito das espécies desta família deprecia as taxas envolvendo área basal, imprimindo viés às estimativas de biomassa. Welden et al. (1991) também removeram os indivíduos de Arecaceae para análise da dinâmica florestal, pois, segundo os autores, estes não apresentam crescimento secundário. Assim, os indivíduos de Arecaceae não possuem correlações entre o seu desenvolvimento e o crescimento secundário.

3.4 Avaliação das populações arbóreas mais abundantes

As populações arbóreas que foram inventariadas com 50 ou mais indivíduos tiveram a dinâmica avaliada, a fim de evidenciar as possíveis transformações fitossociológicas quanto às principais espécies da comunidade. A abundância mínima utilizada como critério de avaliação foi estabelecida de forma subjetiva e teve como princípio assegurar repetições que reduzissem o viés estatístico.

Com base no levantamento conduzido em 1999, as populações selecionadas foram *Duguetia riedeliana* R. E. Fr., *Galipea jasminiflora* (A. St.-Hil.) Engl. e *Metrodorea stipularis* Mart., preferenciais ao Interior (CARVALHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007), e *Bauhinia forficata* Link, *Croton floribundus* Spreng., *Mollinedia widgrenii* A. DC. e *Piptadenia gonoacantha* (Mart.) J. F. Macbr., preferenciais à Borda (CARVALHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007). A seguir, encontram-se os padrões estruturais dessas populações registrados por Carvalho et al. (2007) e o comportamento verificado após o primeiro intervalo de dinâmica (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007).

Mollinedia widgrenii, na Mata dos Pinheiros, se destacou na Borda pela frequência e densidade de indivíduos, ocorrendo em sítios mais sombreados e férteis (CARVALHO et al., 2007). Após o primeiro intervalo de monitoramento, essa espécie apresentou equilíbrio entre os eventos de recrutamento e mortalidade, porém, com os recrutas registrados principalmente na Borda. Houve ainda o incremento em área basal (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007).

Metrodorea stipularis também evidenciou o equilíbrio entre o número de recrutas e mortos, entretanto, a espécie apresentou uma mortalidade mais acentuada no Interior. Em 2004, a espécie apresentou o aumento da área basal (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007). *M. stipularis* se destaca na Mata dos Pinheiros

pelas elevadas frequência, densidade e área basal, compondo o dossel florestal (CARVALHO et al., 2007).

As populações de *Duguetia riedeliana* e *Galipea jasminiflora* apresentaram elevada densidade de indivíduos na Mata dos Pinheiros, compondo os estratos de subdossel no interior florestal (CARVALHO et al., 2007). Ambas as populações demonstraram equilíbrio entre as taxas de recrutamento e mortalidade, com o ganho em área basal, decorridos cinco anos do inventário fitossociológico (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007). Faz-se ressalva quanto à adequação do nome de *Duguetia riedeliana*, que nos levantamentos de 1999 e 2004 foi incorretamente identificada como *Anaxagorea silvatica* R.E.Fr..

As espécies pioneiras *Croton floribundus* e *Piptadenia gonoacantha* divergiram quanto ao comportamento demográfico de suas populações; porém, ambas evidenciaram o aumento em área basal. *C. floribundus* apresentou o predomínio da mortalidade, enquanto *P. gonoacantha* possuiu elevado recrutamento (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007). *C. floribundus* e *P. gonoacantha* se destacaram na comunidade arbórea da Mata dos Pinheiros devido às elevadas densidades e áreas basais registradas na Borda (CARVALHO et al., 2007).

Bauhinia forficata apresentou elevadas frequência, densidade e áreas basais na Borda da Mata dos Pinheiros (CARVALHO et al., 2007). Em 2004, foi observado o predomínio da mortalidade de indivíduos de *B. forficata* sobre o recrutamento, não se detectando padrões quanto à área basal (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007).

3.5 Avaliação da distribuição dos indivíduos por classes diamétricas

Foram estabelecidas classes de diâmetro com amplitude crescente para compensar o forte decréscimo da densidade nas maiores classes de tamanho, típico da distribuição em exponencial negativo conhecida como J-reverso. Os

padrões das distribuições de indivíduos por classes de diâmetro foram comparados entre os três inventários, a fim de descrever o desenvolvimento florestal. A comparação ocorreu para a amostra total e para o Interior e Borda. Ainda, a comunidade arbórea foi subdividida em apenas dois estratos: árvores com $DAP \leq 10$ cm, englobando os indivíduos de pequeno porte, e $DAP > 10$ cm, abrangendo os indivíduos de grande porte. Isso permitiu a avaliação dicotômica da dinâmica arbórea por classes de tamanho.

Para descrever as variações temporais ocorridas em cada classe de diâmetro foram contabilizados os seguintes eventos: abundância de indivíduos que permaneceram na classe diamétrica; número de mortos e recrutas por classe de DAP; e imigração (*ingrowth*) e emigração (*outgrowth*) na classe, que podem ser progressivos ou regressivos (LIEBERMAN et al., 1985a). Para sintetizar a informação sobre a velocidade das alterações por classe de diâmetro, o fluxo de indivíduos entre classes foi analisado conforme a abundância de egressos (mortos + emigrantes) e ingressantes (recrutadas + imigrantes). Assim, as rotatividades representaram as modificações decorrentes dos eventos de mortalidade, recrutamento, emigrações e imigrações e foram tratadas pela sigla Rot (D).

3.6 Avaliação das guildas de regeneração

O processo de sucessão florestal na comunidade arbórea da Mata dos Pinheiros foi avaliado também a partir da categorização das espécies em guildas de regeneração. As espécies florestais respondem à heterogeneidade ambiental, onde se percebem diferentes habilidades competitivas conforme o desenvolvimento da cobertura do estrato arbóreo. Basicamente, há espécies que se regeneram apenas em áreas abertas, desprovidas de dossel florestal, denominadas pioneiras e, aquelas cujas plântulas e indivíduos jovens

desenvolvem-se ou permanecem latentes sob a cobertura do estrato arbóreo, denominadas climácicas (SWAINE; WHITMORE, 1988). A análise das guildas de regeneração foi realizada por comparações entre o Interior e Borda.

3.7 Análises estatísticas

Os parâmetros estruturais e de dinâmica foram analisados segundo os testes t de Student, t de Wilcoxon, análises de variância, testes G de aderência, contagens de Poisson e regressões múltiplas. Os detalhes das referidas análises encontram-se abaixo.

3.7.1 Avaliação das abundâncias e áreas basais entre habitats e das áreas basais entre guildas de regeneração

O teste t de Student (ZAR, 2010) foi utilizado para comparação dos parâmetros de abundância e área basal registrados para as comunidades arbóreas no Interior e Borda florestais. A análise ocorreu por inventário fitossociológico e avaliou a premissa de nulidade em que as comunidades arbóreas inventariadas na Borda e Interior não se distinguem significativamente quanto às abundâncias e áreas basais. Essas análises foram computadas a fim de caracterizar a estrutura da comunidade arbórea, quanto à abundância e biomassa, nos distintos habitats florestais, e avaliar as modificações promovidas pelo desenvolvimento florestal.

O teste t de Student também foi empregado para comparações das áreas basais registradas para as guildas de regeneração entre os habitats. Neste caso, a hipótese nula foi: espécies pioneiras, climácicas exigentes de luz e climácicas tolerantes à sombra possuem áreas basais semelhantes no Interior e Borda florestais. Essas análises foram computadas a fim de caracterizar a biomassa das

distintas guildas de regeneração entre os habitats e avaliar este parâmetro com o desenvolvimento da regeneração florestal.

3.7.2 Avaliação das abundâncias e áreas basais dos sobreviventes

Para caracterizar o comportamento dos indivíduos arbóreos sobreviventes quanto à abundância e biomassa entre os inventários fitossociológicos foi utilizado o teste t de Wilcoxon (ZAR, 2010). Esse teste foi selecionado devido às informações de abundância e área basal dos sobreviventes se caracterizarem como dados pareados, sendo as análises efetuadas tanto para a amostra total como para comparação entre os habitats.

A hipótese nula foi de igualdade entre as abundâncias e áreas basais dos espécimes sobreviventes entre os intervalos de amostragem. Deste modo, o teste t de Wilcoxon foi efetuado para avaliar o comportamento dos indivíduos sobreviventes com o avanço da sucessão florestal.

3.7.3 Avaliação da distribuição de frequência dos indivíduos por classes diamétricas e guildas de regeneração

A partir do levantamento de caracterização da estrutura da comunidade arbórea realizado em 1999 (CARVALHO et al., 2007), foram computadas as distribuições esperadas de frequência de indivíduos por classes diamétricas e por guildas de regeneração. Com o uso do teste G de aderência (ZAR, 2010), as distribuições esperadas e observadas foram comparadas estatisticamente.

As premissas foram: (i) as distribuições de indivíduos por classes de diâmetro e guildas de regeneração, obtidas tanto para a amostra total como para os habitats, não evidenciaram diferenças significativas entre os anos; (ii) as distribuições de indivíduos por classes de diâmetro e guildas de regeneração não

se diferenciam entre os habitats nos distintos intervalos de amostragem. A análise pelo teste G de aderência foi computada para avaliar as alterações promovidas pelo avanço da regeneração florestal sobre as distribuições de indivíduos por classes de tamanho e grupos ecológicos.

3.7.4 Avaliação das abundâncias dos indivíduos mortos e recrutados e do fluxo de espécimes entre classes diamétricas

As abundâncias de indivíduos mortos e de recrutados foram comparadas através de contagens de Poisson. Essa análise permitiu avaliar se duas amostras obtidas de modo independente podem representar uma população comum (ZAR, 2010). Por meio das contagens de Poisson foram testadas se as abundâncias de indivíduos mortos e de recrutados diferiram entre os períodos de amostragem, entre os habitats florestais e nas guildas de regeneração.

Quanto ao período de amostragem e aos habitats florestais, as hipóteses nulas foram:

(i) o número de indivíduos mortos não apresenta diferenças significativas, tanto para a amostra total como para os habitats, entre os distintos intervalos de amostragem;

(ii) o número de recrutados não apresenta diferenças significativas, tanto para a amostra total como para os habitats, entre os distintos intervalos de amostragem;

(iii) as abundâncias de indivíduos mortos e de recrutados não se diferem, tanto para a amostra total como para os habitats, em um mesmo intervalo de tempo.

Quanto às guildas de regeneração:

(i) o número de indivíduos mortos registrado para cada guilda de regeneração não apresenta diferenças significativas, tanto para a amostra total como para os habitats, entre os distintos intervalos de amostragem;

(ii) o número de recrutados registrado para cada guilda de regeneração não apresenta diferenças significativas, tanto para a amostra total como para os habitats, entre os distintos intervalos de amostragem;

(iii) as abundâncias de indivíduos mortos e recrutados registradas para cada guilda de regeneração não se diferem, tanto para a amostra total como para os habitats, em um mesmo intervalo de tempo.

Por fim, a contagem de Poisson (ZAR, 2010) também foi utilizada para comparar os fluxos de indivíduos entre as classes de diâmetro, a fim de verificar se as abundâncias de egressos e ingressantes encontram-se equilibradas. Deste modo, as análises por contagens de Poisson foram efetuadas para avaliar as alterações promovidas pelo avanço do processo sucessional sobre as populações de recrutados e de mortos, além de auxiliar na caracterização das modificações quanto à organização dos indivíduos por classes de tamanho.

3.7.5 Avaliação das taxas de rotatividade

A ANOVA bifatorial (ZAR, 2010) foi utilizada para comparações simultâneas das taxas de rotatividade obtidas para os habitats nos diferentes intervalos de amostragem. Assim, buscou-se caracterizar as velocidades das alterações estruturais no componente arbóreo, sendo comparadas tanto as taxas de rotatividade em abundância como aquelas para área basal.

No entanto, a ANOVA bifatorial tem como pré-requisito a igualdade quanto ao esforço amostral (ZAR, 2010). Assim, por meio de sorteio, houve a seleção de 12 parcelas alocadas no Interior (cujo universo amostral correspondeu a 18 parcelas), e estas foram usadas para comparação com as parcelas de Borda.

A seleção ocorreu através da aleatorização das parcelas, sorteio e remoção da unidade amostral, sem haver reposição para o novo sorteio. A parcela sorteada era incorporada ao conjunto de unidades amostrais que representaram o Interior.

As hipóteses nulas foram: (i) as taxas de rotatividade não se diferenciam entre os intervalos de amostragem; (ii) as taxas de rotatividade não se diferenciam entre Interior e Borda em um mesmo período de amostragem; e (iii) as taxas de rotatividade verificadas por habitat não se diferenciam entre os distintos intervalos de amostragem.

Para verificar a existência de estrutura espacial nas taxas de rotatividade foi utilizado o programa Spatial Analysis in Macroecology (SAM), versão 4.0 (RANGEL; DINIZ FILHO; BINI, 2010). As taxas de rotatividade foram tratadas como variáveis respostas cujo comportamento foi relacionado às variáveis preditoras edáficas, topográficas, ecológicas e estruturais da comunidade arbórea. De acordo com Legendre e Fortin (1989), a autocorrelação espacial potencialmente proporciona erros estatísticos do tipo I, em que a hipótese nula é rejeitada de forma errônea.

Assim, a significância estatística da espacialidade das taxas de rotatividade foi testada a partir da análise dos resíduos dos modelos lineares generalizados (GLM), que se desenvolveu por meio de correlogramas construídos pelo coeficiente I de Moran (DINIZ FILHO; BINI; HAWKINS, 2003; LEGENDRE; FORTIN, 1989). Os correlogramas são funções que permitem avaliar a covariância dos atributos mensurados em distintas escalas geográficas (LEGENDRE, 1993; MCGILL, 2011). A significância global das autocorrelações espaciais foi testada através da correção sequencial de Bonferroni (FORTIN; DALE, 2005).

Por meio do teste de Shapiro-Wilk (ZAR, 2010) foi testada a normalidade dos resíduos das GLMs, que também tiveram a linearidade e a homocedasticidade verificadas graficamente. Neste sentido, as taxas de

rotatividade quanto à abundância obtidas para o primeiro intervalo de amostragem na Borda evidenciaram um desvio da normalidade, que foi atingida após a eliminação da unidade amostral número 10. Segundo a análise dos resíduos estudantizados, essa parcela comportou-se como discrepante.

Inicialmente, foram utilizadas 23 variáveis preditoras atreladas às condições edáficas, topográfica, biótica e ecológica, que foram analisadas quanto à colinearidade, segundo a variância do fator de inflação (VIF). As variáveis que apresentaram VIF superior a 10 foram retiradas da análise (SEABY; HENDERSON, 2007). As variáveis edáficas foram obtidas por Carvalho et al. (2007) e corresponderam a pH, teores de fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg), alumínio trocável (Al), acidez potencial (H+Al) e matéria orgânica (M.O.), além da soma de bases trocáveis (SB), capacidades de troca catiônica efetiva (t) e potencial (T), saturações por bases (V) e alumínio (m) e frações de argila, areia e silte. Uma variável composta foi criada para sintetizar a capacidade de drenagem do solo, a qual correspondeu ao produto entre o desnível e a declividade do terreno (Des×Dec). Assumiu-se que quanto maior o valor de Des×Dec, maior foi a capacidade de drenagem do solo.

Foram utilizadas quatro variáveis preditoras bióticas, as quais corresponderam à soma das abundâncias de espécies pioneiras e climáticas exigentes de luz por parcela, riqueza específica por parcela e abundâncias e áreas basais por parcela. Todos os parâmetros bióticos se referiram a características registradas anteriormente para a comunidade arbórea. A variável topográfica utilizada foi cota altimétrica, enquanto que a variável ecológica correspondeu ao fator borda. Esse foi definido pelo comprimento linear do contorno da borda medido entre dois ou mais pontos de intercessão com o perímetro de um círculo cujo raio de 100 m tem origem no centro da parcela em questão (CARVALHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFARO, 1997). As regressões lineares generalizadas foram computadas para analisar a

influência dos distintos atributos edáficos, topográficos, ecológicos e estruturais da comunidade arbórea sobre as taxas de rotatividade.

Para auxiliar na seleção de variáveis preditoras e diagnosticar redundâncias entre estas, foi realizada “a priori” uma análise de componentes principais (PCA), conduzida no software PC-Ord, versão 5.1 (MCCUNE; MEFFORD, 2006). Para a amostra total, as variáveis preditoras que compuseram o modelo linear generalizado (GLM) foram: abundância de indivíduos no inventário anterior, pH, P, Al, SB, M.O., T, areia, argila, cota, Des×Dec e fator borda. O conjunto de variáveis preditoras diferiu entre os habitats e entre estes e a amostra total.

Na Borda, as variáveis preditoras utilizadas para a GLM foram: área basal e riqueza específica registradas no inventário anterior, pH, Al, SB, M.O., argila e cota. Realça-se que nesse habitat, a variável ecológica “fator borda” não evidenciou correlações significativas com os eixos da PCA, ou seja, esta contribuiu pouco para as distinções entre as unidades amostrais. Para o Interior, as variáveis preditoras utilizadas para a GLM foram: abundância de indivíduos e área basal amostradas no inventário anterior, P, Al, SB, M.O., m, areia, argila, cota, Des×Dec e fator borda.

Os modelos lineares generalizados foram avaliados conforme os coeficientes de determinação ajustados (r^2 adj) e testes F de significância (com respectivos valores de p) dos modelos produzidos a partir das regressões de mínimos quadrados (OLS). Ainda, a significância das variáveis preditoras foi avaliada por meio dos coeficientes de determinação parciais e totais aliado aos testes t (ZAR, 2010).

Na Borda, devido à constatação de autocorrelação espacial dos resíduos para a taxa de rotatividade em área basal no primeiro intervalo de amostragem, foram realizadas análises para produção de filtros espaciais, a partir do método de mapeamento de vetores espaciais (DORMANN et al., 2007). Os filtros

espaciais correspondem a autovetores extraídos de uma matriz de distância truncada (BORCARD; LEGENDRE, 2002), cuja distância de truncamento corresponde à menor distância que conecta todos os pontos (parcelas) em uma árvore de conexões maximizadas (“Minimal Spanning Tree”, MST). Estes autovetores espaciais têm a função de capturar a estrutura espacial remanescente. Contudo, essa técnica não eliminou a estrutura espacial dos resíduos. Nessa situação, foram gerados autovetores espaciais a partir de uma matriz de conectividade (GRIFFITH, 2003), usando como critério o MST, que absorveu a estrutura espacial dos resíduos.

3.7.6 Transformação dos dados

Quando necessário [Testes t de Student, ANOVA-bifatorial e Regressões Ordinárias de Mínimos Quadrados (= OLS)], os dados foram transformados para atenderem os pressupostos estatísticos. Os parâmetros que corresponderam a valores quantitativos absolutos e de natureza contínua foram logaritmizados (ZAR, 2010), enquanto aqueles expressos por valores quantitativos absolutos, porém, discretos, foram transformados por meio de raiz quadrada. Os parâmetros obtidos como razão foram transformados pela expressão: $=\text{ARCSEN}\sqrt{x}$ (ZAR, 2010), onde ARCSEN representa a função trigonométrica arcoseno e, x refere-se ao atributo mensurado, variando de -1 a +1.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Após 11 anos de monitoramento da comunidade arbórea observaram-se as reduções tanto da riqueza quanto da diversidade de espécies, porém, estas não foram significativas (Figura 2). O levantamento de caracterização da comunidade arbórea realizado em 1999 resultou em 190 espécies, sendo verificadas 189 espécies em 2004, e 181 em 2010. O índice de diversidade de Shannon variou entre 4,44 nats.indivíduo⁻¹, em 1999, a 4,38 nats.indivíduo⁻¹, em 2010, enquanto em 2004 foi registrado o valor de 4,43 nats.indivíduo⁻¹ (Figura 2).

Independente às oscilações quanto aos valores absolutos de riqueza e diversidade de espécies arbóreas, a equabilidade de Pielou manteve-se constante, equivalendo a 0,84. No total, entre 1999 a 2010 foram diagnosticadas 199 espécies arbóreas (APÊNDICE A). Assim como verificado para a amostra total, a comunidade arbórea inventariada no Interior evidenciou a redução dos valores absolutos de riqueza e diversidade de espécies (Figura 3) que, entretanto, não repercutiram em diferenças significativas entre os intervalos de amostragem.

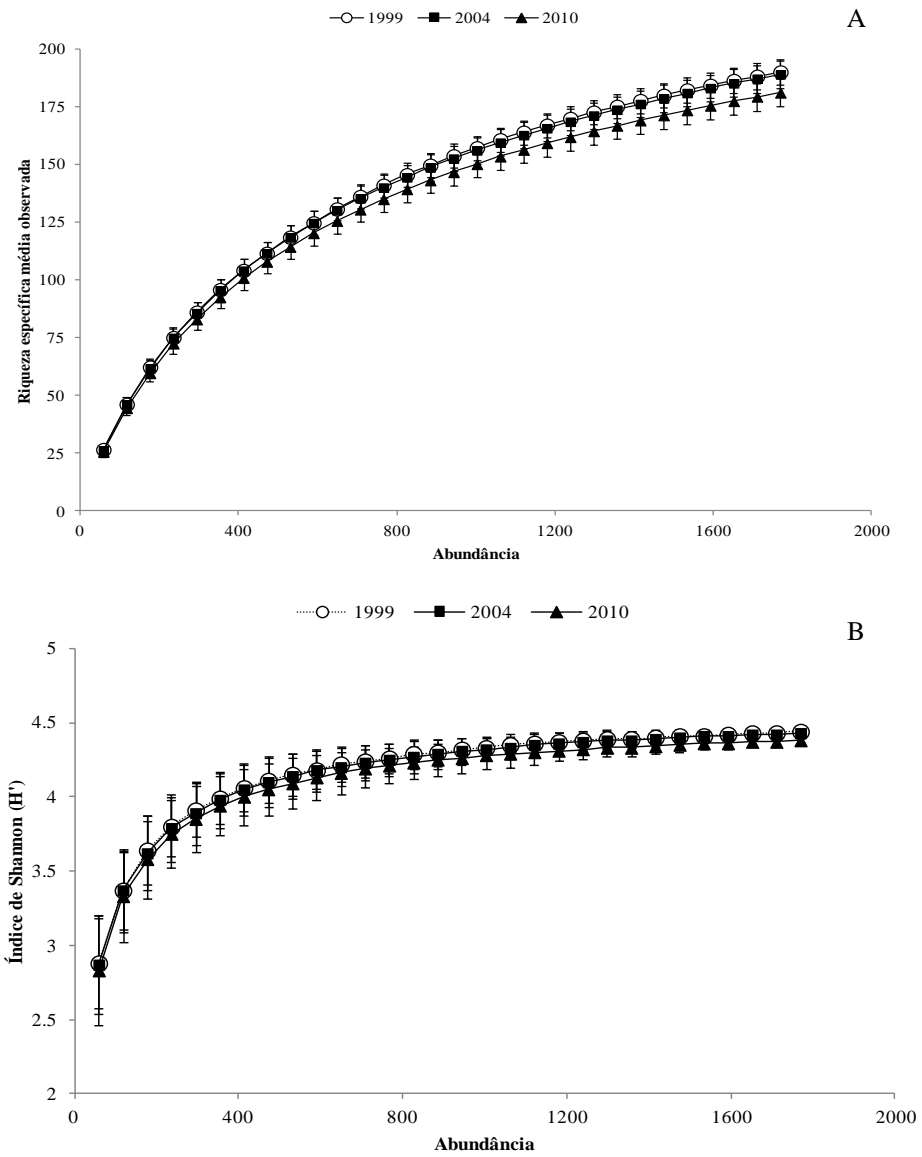


Figura 2 Curvas para a riqueza específica média (A) e índice de diversidade de Shannon (B) obtidas para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração conduzido na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais

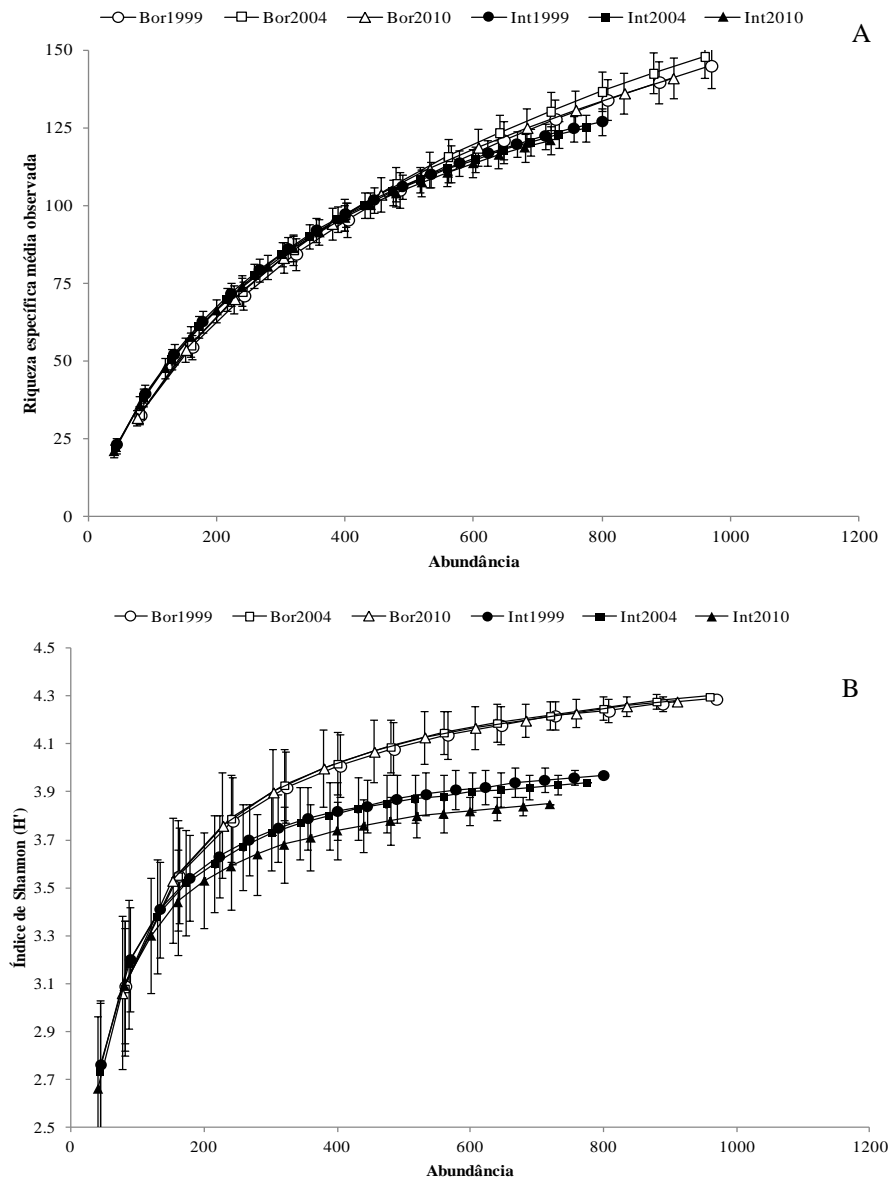


Figura 3 Curvas para a riqueza específica média (A) e índice de diversidade de Shannon (B) obtidas para a comunidade arbórea no Interior (Int) e Borda (Bor) florestais, em um estudo de longa duração conduzido na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais

A riqueza específica no Interior variou de 127, em 1999, a 121, em 2010, enquanto o índice de diversidade de Shannon oscilou de 3,97 nats.indivíduo⁻¹ (1999) a 3,85 nats.indivíduo⁻¹ (2010) (Figura 2). O valor da equabilidade para 1999 e 2004 foi de 0,81, sendo que em 2010 foi observado valor inferior, equivalente a 0,80. Na Borda também não se evidenciaram diferenças significativas quanto aos atributos de riqueza e diversidade de espécies no decorrer do monitoramento (Figura 3). O maior número de espécies, 148, e a maior diversidade, 4,3 nats.indivíduo⁻¹, foram registrados no segundo levantamento. Em contrapartida, os menores valores destes atributos foram amostrados em 2010, onde foram inventariadas 141 espécies arbóreas, sendo o índice de Shannon igual a 4,28 nats.indivíduo⁻¹. O valor da equabilidade de Pielou para a borda foi constante e equivaleu a 0,86. Em ambos os habitats, o comportamento dos parâmetros de riqueza e diversidade de espécies revelaram o aumento da estabilidade quanto às oscilações da composição florística (GOTELLI; COLWELL, 2011), assegurando a estrutura fitossociológica registrada por Carvalho et al. (2007).

Entre Interior e Borda não houve diferenças significativas quanto às riquezas específicas do compartimento arbóreo, ainda que os valores obtidos para o primeiro tenham sido inferiores (Figura 3). Graficamente percebe-se que as curvas de acúmulo de espécies no Interior apresentaram menores inclinações quando comparadas àquelas da Borda, sugerindo que as últimas potencialmente possuem maiores riquezas (GOTELLI; COLWELL, 2011).

Entretanto, em todos os três levantamentos, os valores dos índices de diversidade de Shannon obtidos para a Borda foram superiores àqueles registrados para o Interior (Figura 3).

As espécies *Alchornea triplinervia* (Sprengel) Müll.Arg., *Boehmeria caudata* Swartz e *Celtis iguanaea* (Jacquin) Sargent, presentes no Interior em 1999, e *Anadenanthera colubrina* (Vell.) Brenan, *Guettarda uruguensis* Cham.

& Schltdl., *Senna macranthera* (Collad.) Irwin & Barneby e *Strychnos brasiliensis* (Sprengel) Mart., amostradas na Borda em 1999, não foram registradas nas unidades amostrais em 2004. Essas espécies foram inventariadas com no máximo dois indivíduos e juntas representavam 3,6% da riqueza total de espécies. Em contrapartida, novas espécies foram acrescentadas em 2004 e corresponderam a 3,1% da riqueza total. As espécies ingressantes foram *Eugenia involucrata* DC. e *Ilex brevicuspis* Reissek, recrutadas no Interior, e *Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naudin, *Plinia* cf. *grandifolia* (Mattos) Sobral, *Prockia crucis* P.Browne ex L. e *Randia armata* (Sw.) DC., recrutadas na Borda. As espécies recrutadas foram representadas por um ou dois indivíduos.

Após o segundo intervalo de monitoramento, *Aspidosperma australe* Müll.Arg., *Eugenia involucrata* DC. e *Margaritaria nobilis* L.f., amostradas no Interior, e *Austroeupatorium inulaefolium* (Kunth) R.M.King & H.Robinson, *Daphnopsis brasiliensis* Mart. & Zucc., *Erythroxylum cuneifolium* (Mart.) O.E.Schulz, *Manihot grahami* Hook., *Matayba elaeagnoides* Radlk., *Maytenus communis* Reissek, *Miconia latecrenata* (DC.) Naudin, *Myrsine lancifolia* Mart. e *Randia armata* (Sw.) DC., observadas na Borda, foram excluídas da amostragem devido à morte de seus indivíduos. Essas espécies perfaziam 6,3% da riqueza total amostrada em 2004. Já, as espécies que ingressaram na amostragem foram *Coffea arabica* L., no Interior, e *Celtis iguanaea* (Jacquin) Sargent, *Miconia sellowiana* Naudin e *Vochysia tucanorum* Mart., presentes na Borda, que juntas corresponderam a 2,2% da riqueza total em 2010. Assim como no primeiro intervalo, as espécies ingressantes ou excluídas em 2010 foram representadas por poucos indivíduos (no máximo dois). Destaca-se a ocorrência de *C. arabica*, uma espécie subspontânea em comunidades florestais e que pode ocasionar efeitos deletérios sobre a flora nativa (MARTINS et al., 2008), pois interfere na disponibilidade de nichos e recursos para regeneração florestal. Dentre as espécies acrescentadas, aponta-se que *C. iguanaea* retornou a integrar a

composição das unidades amostrais, visto que esta já tinha sido inventariada no Interior. Já, *E. involucrata* e *R. armata*, que ingressaram na amostragem em 2004, foram excluídas em 2010.

Após 11 anos de monitoramento, houve a exclusão de 18 espécies arbóreas das parcelas permanentes e, apenas sete espécies foram acrescidas e permaneceram representadas na amostragem. A redução absoluta da riqueza ocorreu principalmente na Borda, onde 13 espécies foram removidas da amostragem. Por outro lado, a Borda apresentou ingresso acentuado de espécies (5) quando comparada ao Interior (2). Os eventos de exclusão e ingresso de espécies arbóreas nas parcelas de Borda caracterizaram este habitat como de acelerada rotatividade em espécies.

A comunidade arbórea da Mata dos Pinheiros se destacou por elevados índices de diversidade e alta riqueza de espécies (CARVALHO et al., 2007), característica sustentada após 11 anos, realçando a importância de pequenos fragmentos florestais para a conservação da diversidade biológica. Conforme Pereira, Oliveira-Filho e Lemos Filho (2007), os fragmentos de maior diversidade e riqueza de espécies, ainda que possuam pequenas extensões, comportam frações representativas da composição regional e devem ser preservados. Assim, na região do Alto Rio Grande, a Mata dos Pinheiros atua como matriz para conservação de espécies em um sistema metapopulacional, além de fornecer propágulos para a recuperação de áreas degradadas e proporcionar aumento da compreensão da estrutura, composição e dinâmica de comunidades florestais.

A ausência de relatos de corte raso no fragmento florestal aliada ao predomínio da regeneração natural há pelo menos 150 anos (CARVALHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007) potencialmente interferiram nas curvas de acumulação de espécies e de diversidade. Com isso, a redução dos valores absolutos de riqueza e diversidade de espécies pode decorrer do avanço da

sucessão ecológica, em que espécies heliófilas e com curtos ciclos de vida podem ser excluídas das unidades amostrais (BUDOWSKI, 1963, 1965; CHAZDON et al., 2010; SWAINE; WHITMORE, 1988; WHITMORE, 1998). Essa proposta foi reforçada pela perda de importância no recrutamento de espécies pioneiras (ver seção 4.4). As reduções dos valores absolutos das riquezas específicas geraram diminuições das declividades das curvas espécie-área, aproximando-a do ponto de assíntota e da estabilidade quanto às alterações na composição florística (BRAUN-BLANQUET, 1932; GOTELLI; COLWELL, 2011; SCHILLING; BATISTA, 2008).

As curvas mais íngremes obtidas em 1999 e 2004 provavelmente refletiram a regeneração pós-distúrbio (reflexos à fragmentação florestal), com o incremento no número de espécies devido à criação de sítios que mitigaram a exclusão competitiva ao propiciar a heterogeneidade ambiental (BROKAW, 1982; BROKAW; BUSING, 2000; CONNELL, 1978; NUNES et al., 2003; WHITMORE, 1989a, 1998). Segundo Oliveira-Filho et al. (2007), os efeitos promovidos pela fragmentação florestal tiveram marcante papel sobre a dinâmica da comunidade arbórea da Mata dos Pinheiros em 2004. Portanto, as perturbações favoreceram o recrutamento e desenvolvimento de espécies heliófitas, frequentes em estágios sucessionais iniciais e que maximizam a riqueza específica (BROKAW, 1982; BROKAW; BUSING, 2000; LIEBERMAN et al., 1985a; NUNES et al., 2003; WHITMORE, 1989a).

Porém, o desenvolvimento das seres sucessionais intensificou a competição interespecífica, tornando o ambiente desfavorável para o recrutamento, desenvolvimento e permanência de muitas espécies atreladas a estágios sucessionais menos avançados (BROKAW; BUSING, 2000; CHAZDON et al., 2010; LIEBERMAN et al., 1985a; OLDEMAN, 1990; SWAINE; WHITMORE, 1988; WHITMORE, 1998). A evolução da sere também atenuou as pressões promovidas pela fragmentação florestal,

principalmente, ao tamponar os efeitos de borda e amenizar as modificações luminosas, de temperatura e umidade (ANGELO et al., 2004; LAURANCE et al., 2011; MATLACK, 1993, 1994; MURCIA, 1995). Assim, as modificações introduzidas pela sucessão ecológica auxiliaram na redução da declividade da curva espécie-área, aumentando a estabilidade quanto às alterações florísticas.

No entanto, deve-se proceder com cautela ao inferir sobre a longevidade e ecologia das espécies arbóreas tropicais, pois há carência de pesquisas sobre estas populações e, também, de estudos de longa duração, principalmente no domínio Atlântico (GOMES; MANTOVANI; KAGEYAMA, 2003; SAITER et al., 2011). As espécies eliminadas ou recrutadas no presente estudo ocorreram em baixa abundância, o que acentuou as dificuldades em inferir sobre a sua ecologia. Essas espécies arbóreas apresentam ampla distribuição pelas formações estacionais semidecíduas, sendo muitas dessas frequentes nos remanescentes florestais de Minas Gerais (OLIVEIRA-FILHO, 2006; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). Portanto, a inclusão ou exclusão das espécies pode decorrer do efeito de amostragem, que se refere à probabilidade de inventariar espécies em determinado tempo e espaço (WILCOX; MURPHY, 1985).

Eventos de recrutamento ou exclusão de espécies geralmente se associam a fatores estocásticos, que durante o período de amostragem ocasionam a presença ou ausência de espécies nas parcelas, e não necessariamente evidenciam processos de eliminação desta na área pesquisada (LAURANCE et al., 2011; WILCOX; MURPHY, 1985). Essa estocasticidade torna-se acentuada pelo padrão intrínseco de raridade de espécies em florestas tropicais, o que aumenta as probabilidades de desaparecimento ou surgimento de espécies entre os levantamentos (MARTINS, 1991; PINTO; HAY, 2005; WERNECK et al., 2000; WILSON, 1988).

A manutenção da maior diversidade de espécies arbóreas na Borda após 11 anos de monitoramento pode ser atribuída à elevada instabilidade ambiental provocada pelo regime de distúrbios e condições climáticas peculiares (LAURANCE et al., 1998, 2011; MATLACK, 1993, 1994; MURCIA, 1995; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997). O desenvolvimento do processo sucessional na borda potencialmente atenua as modificações microclimáticas (ANGELO et al., 2004; LAURANCE et al., 2011; MATLACK, 1993, 1994; MURCIA, 1995), porém, não cessa com as pressões naturais, que seriam tamponadas pela expansão das fronteiras florestais. Visto que a Mata dos Pinheiros está inserida em uma matriz antropizada, sendo circunvizinha a áreas de pastagem e estradas, a expansão da comunidade florestal foi retardada ou inibida, com a manutenção das condições ambientais desfavoráveis.

A re-estruturação da comunidade arbórea na borda proporcionou principalmente a amortização dos efeitos da fragmentação em trechos interioranos da floresta, enquanto as áreas limítrofes, ainda que tenham evoluído no processo sucessional, permanecem submetidas a distúrbios naturais como ventos (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007). As alterações dos regimes hídrico e luminoso que promovem modificações na estrutura da vegetação após a formação das bordas (DIDHAM; LAWTON, 1999; KAPOS; CAMARGOS; DANDE, 1997) tornam-se menos relevantes com o avanço da regeneração florestal (ANGELO et al., 2004; MATLACK, 1993, 1994). Nesse caso, o vento desempenha importante papel modelador da dinâmica florestal (CHAO et al., 2009; LAURANCE, 2004, 2012; LAURANCE et al., 2011), promovendo abertura de clareiras no dossel (ANGELO et al., 2004; CHAO et al., 2009; LAURANCE, 2004; MURCIA, 1995; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997) e permitindo que espécies heliófilas sejam mantidas na comunidade, o que auxilia na manutenção da alta diversidade (BROKAW, 1982;

BROKAW; BUSING, 2000; CONNELL, 1978; DENSLOW, 1980, 1987; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997).

Assim como observado no presente estudo, a distinção entre as riquezas específicas de comunidades arbóreas em trechos de interior e de borda não é clara (MATLACK, 1994). O habitat de borda geralmente favorece o recrutamento de espécies heliófitas (MATLACK, 1993, 1994; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007), entretanto, estas podem permanecer no interior florestal devido a aberturas no dossel decorrentes da declividade do terreno ou formação de clareiras naturais (PAULA et al., 2004; PEREIRA; OLIVEIRA-FILHO; LEMOS FILHO, 2007). Deste modo, as principais modificações seriam quanto à abundância de espécies pioneiras e climáticas exigentes de luz em ambos os habitats (LIEBERMAN et al., 1995; PEREIRA; OLIVEIRA-FILHO; LEMOS FILHO, 2007).

4.1 Transformações demográficas e estruturais da comunidade arbórea

As taxas anuais de mortalidade, recrutamento e rotatividade em abundância foram 2,26%, 1,53% e 1,90%, respectivamente. Aplicada a correção proposta por Lewis et al. (2004b), as taxas anuais de mortalidade, recrutamento e rotatividade corresponderam a 2,74%, 1,85% e 2,30%, respectivamente. Em ambos os intervalos de monitoramento, as taxas de mortalidade para a amostra total foram mais elevadas do que aquelas para o recrutamento (Tabela 1). A rotatividade do número de indivíduos foi mais lenta no período entre 2004 a 2010, decorrente principalmente da redução do recrutamento (Tabela 1), visto que a taxa de mortalidade pouco se alterou.

Tabela 1 Parâmetros demográficos e de biomassa obtidos para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais

Habitat/ Cronologia	Taxas (% por ano)							
	M	R	P	G	Rot (N)	Rot (Ab)	Ch(N)	Ch(Ab)
Total 1999-2004	2,11	1,72	1,37	1,92	1,91	1,64	-0,40	0,49
Total 2004-2010	2,18	1,16	1,29	2,21	1,67	1,75	-1,04	0,85
Borda 1999-2004	2,45	2,25	1,93	2,97	2,35	2,45	-0,21	0,91
Borda 2004-2010	2,44	1,58	1,80	3,05	2,01	2,43	-0,87	1,11
Interior 1999-2004	1,71	1,08	1,05	1,34	1,39	1,20	-0,63	0,25
Interior 2004-2010	1,87	0,64	0,99	1,72	1,25	1,36	-1,24	0,70
Tempo (anos)								
			T_(1/2) (N)	T₍₂₎ (N)	T_(1/2) (Ab)	T₍₂₎ (Ab)		
Total 1999-2004			33,18	40,67	51,06	36,40		
Total 2004-2010			32,11	60,18	54,25	31,77		
Borda 1999-2004			28,64	31,20	36,31	23,70		
Borda 2004-2010			28,78	44,18	38,90	23,04		
Interior 1999-2004			40,94	64,46	66,35	51,95		
Interior 2004-2010			37,41	109,35	70,60	40,54		

Onde: M, R, P e G correspondem às taxas de mortalidade, recrutamento, perda e ganho em área basal, respectivamente; Rot e Ch correspondem à rotatividade e mudança líquida, respectivamente; T_(1/2), T₍₂₎ correspondem aos intervalos de tempo de meia vida e duplicação, respectivamente; N, abundância; Ab, área basal.

Para a amostra total, não houve diferença significativa entre o número de recrutas e de indivíduos mortos após o primeiro intervalo. Entretanto, após o segundo intervalo de amostragem, a abundância de indivíduos mortos foi significativamente superior à de recrutas ($Z= 5,82$; $p< 0,001$) (Tabela 2). Ainda, o número de recrutas em 2010 foi significativamente menor que aquele verificado em 2004 ($Z= 2,13$; $p< 0,05$) (Tabela 2). A abundância de espécimes mortos não evidenciou diferenças significativas entre os períodos de monitoramento (Tabela 2).

Os desequilíbrios entre recrutamento e mortalidade ocasionaram mudanças líquidas negativas para abundância em ambos os intervalos da dinâmica florestal (Tabela 1). Isso promoveu períodos mais curtos quanto ao tempo de meia vida (Tabela 1), ou seja, o intervalo necessário para que a abundância amostrada seja reduzida à metade de seu valor (KORNING; BALSLEV, 1994).

Em 2010, a taxa de mudança líquida negativa foi acentuada, o que implicou no aumento da diferença entre os tempos de meia vida e de duplicação do número de indivíduos (Tabela 1). Decorridos 11 anos de monitoramento das modificações na comunidade arbórea, houve a redução da abundância (Tabela 2). A biomassa da comunidade arbórea (inferida a partir da área basal) aumentou em ambos os períodos, sendo as taxas de ganho superiores às de perda (Tabela 1, Tabela 2). O incremento em área basal foi realçado entre os anos de 2004 a 2010, onde ocorreu tanto a redução da taxa de perda como o aumento da taxa de ganho (Tabela 1).

Devido principalmente ao valor elevado da taxa de ganho após o segundo intervalo, constatou-se a aceleração da taxa de rotatividade. As taxas mais elevadas de ganho em área basal proporcionaram mudanças líquidas positivas (Tabela 1). Deste modo, o intervalo de tempo necessário para a

duplicação da área basal foi mais curto do que aquele para a meia vida, sendo este comportamento evidenciado em ambos os períodos de amostragem.

Tabela 2 Parâmetros estruturais, número de indivíduos mortos e recrutados registrados para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais

		Cronologia			Intervalos	
		1999	2004	2010	1999-2004	2004-2010
Borda	N	969 (80,7±19,9)	959 (79,9±20,7)	910 (75,8±20,2)	-	-
	Ab (m²)	17,81 (1,48±0,59)	18,63 (1,55±0,52)	19,91 (1,65±0,51)	-	-
	Nm	-	-	-	113	132
	Nr	-	-	-	103	83
	S(N)	-	-	-	856	827
	S(Ab)	-	-	-	18,32	19,66
	Habitats	N	800 (44,4±11,6)	775 (43±11,1)	719 (39,9±11,2)	-
Interior	Ab (m²)	32,11 (1,78±1,2)	32,51 (1,8±1,2)	33,90 (1,88±1,4)	-	-
	Nm	-	-	-	66	83
	Nr	-	-	-	41	27
	S(N)	-	-	-	734	692
	S(Ab)	-	-	-	32,4	33,78
Total	N	1.769	1.734	1.629	-	-
	Ab (m²)	49,92	51,14	53,81	-	-
	Nm	-	-	-	179	215
	Nr	-	-	-	144	110
	S(N)	-	-	-	1.590	1.519
	S(Ab)	-	-	-	50,72	53,45

Onde: N, abundância; Ab, área basal; Nm, números de indivíduos mortos; Nr, número de indivíduos recrutados, S(N) corresponde ao número de indivíduos sobreviventes; S(Ab) corresponde à área basal dos indivíduos sobreviventes; Médias e desvios-padrões por parcela encontram-se entre parênteses.

A abundância de sobreviventes foi significativamente menor no segundo intervalo ($T= 53$; $p= 0,001$) quando comparado ao período de 1999 a 2004 (Tabela 2), relacionando-se ao incremento da taxa de mortalidade. Também, ainda que tenha sido verificado o aumento de área basal em ambos os períodos, a taxa mais elevada de ganho presenciada entre 2004 a 2010 proporcionou diferenças significativas ($T= 118$; $p= 0,018$) entre as áreas basais dos sobreviventes, sendo estas maiores após o segundo intervalo (Tabela 2).

Tanto na Borda como no Interior, em ambos os períodos de amostragem, as taxas de mortalidade foram mais elevadas do que aquelas para o recrutamento, sendo as diferenças entre estas mais acentuadas no segundo intervalo (Tabela 1). A mortalidade e o recrutamento apresentaram taxas mais elevadas na Borda, o que ocasionou a maior rotatividade em abundância [(recrutas: 1999-2004, $Z= 5,16$; $p< 0,001$ e 2004-2010, $Z= 5,33$; $p< 0,001$) (mortos: 1999-2004, $Z= 3,51$; $p< 0,001$ e 2004-2010, $Z= 3,34$; $p< 0,001$)] (Tabela 1). Em ambos os habitats foram observadas as reduções da rotatividade do número de indivíduos após o segundo intervalo de monitoramento, promovidas principalmente pelas diminuições das taxas de recrutamento (Tabela 1).

O número de recrutas no Interior foi significativamente menor que o de mortos em ambos os períodos (1999-2004, $Z= 2,41$; $p< 0,05$ e 2004-2010, $Z= 5,33$; $p< 0,001$) (Tabela 2), enquanto na Borda este fato foi observado apenas durante o segundo intervalo de amostragem ($Z= 3,34$; $p< 0,001$). No Interior e na Borda, não houve diferenças significativas tanto para o número recrutas como para o número de mortos entre os períodos de amostragem (Tabela 2).

Em ambos os períodos de amostragem, o predomínio da mortalidade proporcionou mudanças líquidas negativas para as abundâncias na Borda e no Interior (Tabela 1). Isso repercutiu no desbaste do número de indivíduos (Tabela 2). Em ambos os habitats, o tempo para a meia vida da abundância foi

menor do que aquele necessário para a duplicação, porém, no Interior a diferença entre estes foi mais nítida (Tabela 1), principalmente após o levantamento conduzido em 2010. A diferença média entre os intervalos de tempo para meia vida e para a duplicação da abundância na borda foi de 4,48 anos, enquanto que para o interior foi de 23,8 anos.

Dentre os indivíduos arbóreos recrutados em 2004 (Tabela 2), 25 (17,3%) foram categorizados como mortos em 2010. Do total de indivíduos recrutados na Borda (Tabela 2), 12,6% foram registrados como mortos no inventário seguinte, enquanto no Interior, cerca de 30% dos recrutados foram registrados como mortos em 2010. Deste modo, verificou-se uma porcentagem superior de indivíduos recrutados e que permaneceram na amostragem no habitat de borda (87,4%).

Quanto à estrutura da comunidade arbórea, as abundâncias médias na Borda foram superiores às do Interior nos três levantamentos realizados [(Borda-Interior 1999: $t = 6,63$; $p < 0,0001$) (Borda-Interior 2004: $t = 6,69$; $p < 0,0001$) (Borda-Interior 2010: $t = 6,47$; $p < 0,0001$)]. Portanto, após 11 anos, a Borda permaneceu com maior densidade de indivíduos quando comparada ao Interior (Tabela 2).

Assim como verificado para a amostra total, a Borda e o Interior apresentaram taxas de ganho em área basal superiores às taxas de perda (Tabela 1). Contudo, na Borda as taxas de ganho e de perda em área basal foram superiores às obtidas para o Interior, o que gerou acelerada rotatividade (Tabela 1). Na Borda, a rotatividade da área basal se manteve pouco alterada entre os períodos de estudo, enquanto no Interior percebeu-se o aumento desta durante o segundo intervalo de tempo (Tabela 1). Entre 1999 a 2010 predominou a mudança líquida positiva para a área basal (Tabela 1), havendo o incremento deste atributo nos dois habitats (Tabela 2).

Em ambos os habitats, o intervalo de tempo para a duplicação da área basal foi mais curto do que aquele estimado para a meia vida, evidenciando o incremento em biomassa (Tabela 1). A diferença média entre os intervalos para meia vida e para a duplicação da área basal na borda foi de 7,1 anos, enquanto que, no interior, este valor correspondeu a 11,1 anos.

Os valores médios de área basal verificados para Borda e Interior (Tabela 2) não diferiram significativamente em 1999 ($t = -0,42$; $p = 0,67$), 2004 ($t = -0,26$; $p = 0,79$) e 2010 ($t = -0,04$; $p < 0,96$). Assim, ainda que experimentem taxas peculiares, a área basal média por parcela não foi significativamente diferente entre os habitats (Tabela 2).

O comportamento quanto à abundância dos indivíduos sobreviventes foi distinto entre os habitats. Na Borda não foram registradas diferenças significativas na abundância ($T = 7$; $p = 0,058$), enquanto no Interior ocorreu a redução do número de sobreviventes ($T = 25$; $p = 0,01$) (Tabela 2), o que sugere o maior impacto da mortalidade neste habitat. Diferentemente do constatado para a amostra total, a área basal dos indivíduos sobreviventes no Interior ($T = 56$; $p = 0,19$) e na Borda ($T = 16$; $p = 0,07$) não apresentaram diferenças significativas (Tabela 2).

De acordo com os parâmetros de dinâmica florestal, a comunidade arbórea na Mata dos Pinheiros encontra-se em avançado estágio sucessional, em fase silvigenética madura. Nesse estágio predomina o incremento em área basal e a redução do número de indivíduos (MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; OLDEMAN, 1990). Outro aspecto que salientou o avançado estágio sucessional foram as taxas de rotatividade registradas, que se assemelharam às aquelas observadas em florestas tropicais maduras, que apresentam taxas próximas a 2% (PHILLIPS, 1996; SWAINE; HALL; ALEXANDER, 1987).

No Brasil, estudos extra-amazônicos envolvendo modificações temporais da comunidade arbórea geralmente foram realizados em formações

secundárias drasticamente alteradas por ações antrópicas (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; HIGUCHI et al., 2008a, 2008b; MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; PAIVA; ARAÚJO; PEDRONI, 2007; WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004) ou que evidenciaram forte gradiente ambiental decorrente de regimes de alagamento (BRAGA; REZENDE, 2007; FONTES; WALTER, 2011; SILVA et al., 2011). Isso repercutiu em dinâmicas aceleradas, com taxas anuais de rotatividade frequentemente superiores a 3%, em virtude da regeneração florestal pós-distúrbio.

Taxas similares às obtidas para a comunidade arbórea da Mata dos Pinheiros foram registradas por Fontes (2009) e Guilherme et al. (2004), que evidenciaram inclusive um padrão semelhante, com o ganho em área basal e a redução da abundância. As pesquisas realizadas por esses autores foram desenvolvidas em fragmentos florestais cujos históricos também demonstraram ausência de significativas perturbações antrópicas e o predomínio da regeneração natural. Em conjunto, a dinâmica da comunidade arbórea descrita no presente estudo aliada àquelas registradas por Fontes (2009) e Guilherme et al. (2004) podem representar padrões de modificações em fragmentos de florestas semidecíduas que se encontram em avançado estágio de regeneração. Entretanto, entre esses fragmentos podem ocorrer idiossincrasias provenientes de interações com distúrbios naturais e dissimilaridades edáficas, topográficas e climáticas locais.

Na Chapada das Perdizes, em Carrancas, a comunidade florestal, principalmente na borda, além das pressões naturais promovidas por incêndios oriundos das fisionomias campestres adjacentes (OLIVEIRA-FILHO et al., 2004b), sofreu distúrbios ocasionais provocados pelo gado e corte seletivo (FONTES, 2009). Em Madre de Deus de Minas, no fragmento florestal da fazenda Patrimônio, verificaram-se setores impactados por alagamento, assim como densamente colonizados por populações de bambus (GUILHERME et al.,

2004; OLIVEIRA-FILHO et al., 1994). Por fim, em Piedade do Rio Grande, na Mata dos Pinheiros, verificou-se o corte seletivo e ocasional nas bordas, a manutenção dos limites territoriais da comunidade arbórea devido à matriz antropizada e a colonização por populações de bambus em áreas interioranas do fragmento. Soma-se que em 2010 verificou-se a mortalidade das populações de bambus na Mata dos Pinheiros.

Os fragmentos florestais de Piedade do Rio Grande, Madre de Deus de Minas (GUILHERME et al., 2004) e Carrancas (FONTES, 2009) evidenciaram desequilíbrios quanto a demografia e modificações em biomassa, ainda que se encontrem protegidos de significativas intervenções antrópicas a um longo período. Em macroescala, as disparidades entre recrutamento e mortalidade de indivíduos arbóreos e entre perda e ganho em área basal podem ser atribuídas ao acúmulo de CO₂ atmosférico (LEWIS et al., 2004a; PHILLIPS, 1996; PHILLIPS et al., 2004; PHILLIPS; GENTRY, 1994), às diferenças edáficas (MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; PHILLIPS; SHEIL, 1997; PRIMACK et al., 1985), à estacionalidade da precipitação e temperatura (CONDIT; HUBBELL; FOSTER, 1996; DEVAL; PARRESOL; WRIGHT, 1995; LAURANCE et al., 2009; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987) e às diferentes representatividades das guildas de regeneração (CASCANTE-MARÍN; MEZA-PICADO; ESTRADA-CHAVARRÍA, 2011; CHAZDON et al., 2010; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; PHILLIPS, 1996; PHILLIPS et al., 2004).

Porém, em cada localidade, os desequilíbrios demográficos e de biomassa podem decorrer dos efeitos de longo prazo gerados pela fragmentação antrópica (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007). Essa interfere na dinâmica de comunidades arbóreas ao modificar a matriz e/ou alterar as proporções entre áreas de borda e aquelas interioranas (BIERREGAARD JUNIOR et al., 1992; LAURANCE et al., 1998; MURCIA, 1995; SAUNDERS; HOBBS;

MARGULES, 1991). Deste modo, as pressões potencialmente remetem a comunidade florestal a uma fase prolongada de não estabilidade, limitando a sua evolução (SWAINE; HALL, 1988).

Há a possibilidade de os desequilíbrios entre os parâmetros de dinâmica representarem ciclos naturais de florestas tropicais, em que ocorrem alternâncias entre eventos de recrutamento e mortalidade, porém, que são pobremente elucidadas em curto intervalo de tempo (PHILLIPS, 1996). A dinâmica de florestas tropicais pode demonstrar comunidades estáveis e equilibradas, com equidade entre recrutamento e mortalidade (KORNING; BALSLEV, 1994; MANOKARAN; KOCHUMMEN, 1987; ROLIM; COUTO; JESUS, 1999; SAITER et al., 2011; SWAINE; LIEBERMAN; PUTZ, 1987) ou que o equilíbrio seja mantido pela alternância entre estes (FONTES; WALTER, 2011; GOMES; MANTOVANI; KAGEYAMA, 2003; LAURANCE et al., 2009; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; PHILLIPS et al., 2004; PHILLIPS; GENTRY, 1994).

Contudo, ressalta-se o efeito do desenho amostral sobre a diagnose de tais processos envolvendo a estabilidade da comunidade arbórea. Geralmente, as transeções amostrais são estabelecidas abrangendo gradientes ambientais e, mesmo no interior de cada ambiente podem ocorrer variações das condições vigentes, implicando em crescente heterogeneidade. A dualidade do ambiente florestal expressa, por exemplo, como áreas ensolaradas e sombreadas pode promover o reducionismo da variabilidade de condições ambientais e biológicas (LIEBERMAN et al., 1995), pois não pondera a temperatura, umidade e a estrutura da vegetação em cada trecho.

Então, as transeções amostrais englobam inúmeras unidades da vegetação [eco unidades conforme Oldeman (1990)], com distintas idades de formação e em diferentes estágios sucessionais e, que segundo estas características se distinguem e compõem o mosaico sucessional (OLDEMAN,

1990; SWAINE; HALL, 1988). A heterogeneidade de ecounidades intrínseca tanto ao interior como à borda florestal promove dissimilaridades na dinâmica entre estes habitats e entre as unidades amostrais que os compõem, impondo barreiras quanto à compreensão e delimitação da estabilidade da comunidade. A análise silvigênica quanto à estabilidade de comunidades arbóreas deve ser conduzida a partir de blocos com unidades amostrais efetivamente homogêneas, preferencialmente alocadas geograficamente próximas, a fim de reduzir ruídos quanto às interpretações do desenvolvimento florestal.

Os padrões de incremento em área basal e redução da abundância obtida para a amostra total refletiram os comportamentos registrados tanto para o Interior como para a Borda. A Borda apresentou modificações demográficas e em área basal mais aceleradas, que podem ser atribuídas às condições de elevada temperatura e luminosidade características de áreas limítrofes em fragmentos florestais (CARVALHO et al., 2007; KAPOS; CAMARGOS; DANDE, 1997; MATLACK, 1993; MURCIA, 1995; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997), as quais favorecem o recrutamento e desenvolvimento de espécies heliófitas, com crescimento rápido e curtos ciclos de vida (BUDOWSKI, 1963, 1965; BROKAW, 1982; CAYUELA et al., 2009; DENSLOW, 1980; LIEBERMAN et al., 1995; SWAINE; WHITMORE, 1988; WHITMORE, 1989a). Visto que a expansão da fronteira florestal foi impedida, as unidades amostrais de borda permanecem sujeitas às perturbações por ventos e à competição com lianas, fatores que acentuam as modificações do componente arbóreo (ÂNGELO et al., 2004; CHAO et al., 2009; LAURANCE, 2004; LETCHER; CHAZDON, 2012; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; PHILLIPS; GENTRY, 1994).

Porém, realçam-se os efeitos do avanço da sucessão florestal sobre as taxas de dinâmica na Borda. À medida que a comunidade se desenvolve em

direção às seres tardias, ocorre o aumento da mortalidade de espécies heliófitas, com curtos ciclos de vida, a redução do recrutamento de modo geral e o ganho em biomassa (BRAGA; REZENDE, 2007; BROWN; LUGO, 1990; BUDOWSKI, 1965; CHAZDON et al., 2010; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1995; ROLIM; COUTO; JESUS, 1999; SWAINE; LIEBERMAN, 1988). Aparentemente, esses eventos predominam nas parcelas permanentes alocadas na Borda, sendo que a diminuição do recrutamento após o segundo período de monitoramento gerou, inclusive, diferenças significativas entre o recrutamento e mortalidade para a amostra total.

Ainda que o padrão verificado para a Borda tenha se repetido para o Interior, neste último a magnitude das taxas de dinâmica foi menor, situação característica devido à maior representatividade de espécies tardias no processo sucessional e que se desenvolvem lentamente (BUDOWSKI, 1965; CHAZDON et al., 2010; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1995; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; PHILLIPS et al., 2004; SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000; SWAINE; WHITMORE, 1988). Ao contrário da borda florestal, onde as conspícuas taxas de mortalidade remetem às ações conjuntas de distúrbios e transições entre seres sucessionais, a mortalidade no interior decorre predominantemente da competição por recursos (principalmente disponibilidade de luz), que desempenha relevante papel modelador da dinâmica em comunidades arbóreas maduras (HIGUCHI et al., 2008a; PHILLIPS, 1996; PHILLIPS et al., 2004). A competição árdua nos habitats interioranos provavelmente foi um dos principais agentes promotores da mortalidade de recrutas e de sobreviventes, o que no último caso repercutiu em diferenças para a amostra total.

Desta forma, acredita-se que a dicotomia Borda-Interior refletiu, principalmente, dissimilaridades biogeográficas associadas às estratégias de vida, conforme proposto por Phillips et al. (2004) ao analisarem comunidades arbóreas no domínio amazônico. Em determinadas localidades, como a borda,

podem prevalecer espécies que possuem baixa densidade do lenho, com ciclos de vida curtos e, incapazes de compor o banco de plântulas em ambiente sombreado. Essas apresentam sinergismo entre a frequente quebra de caules e a recolonização do ambiente, decorrente do processo de regeneração de clareiras. Por outro lado, há trechos compostos principalmente por espécies que possuem alta densidade do lenho e indivíduos jovens tolerantes à sombra, com lento crescimento, o que gera dinâmica menos acelerada (PHILLIPS et al., 2004). As peculiaridades quanto às estratégias de vida promovem e mantêm características fisionômicas dos habitats, como, por exemplo, a manutenção das diferentes abundâncias entre Interior e Borda.

O aumento em área basal refletiu o desenvolvimento da fisionomia florestal (BROWN; LUGO, 1990; BUDOWSKI, 1965; CHAZDON et al., 2010; GUILHERME et al., 2004; SWAINE; WHITMORE, 1988; UHL; BUSCHBACHER; SERRAO, 1988; WHITMORE, 1998) que tem sido frequentemente observado em florestas tropicais, sejam estas ombrófilas ou estacionais (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; GOMES; MANTOVANI; KAGEYAMA, 2003; GUILHERME et al., 2004; GUIMARÃES et al., 2008; HIGUCHI et al., 2008b; LEWIS et al., 2004a; PAIVA; ARAÚJO; PEDRONI, 2007; PHILLIPS, 1996; PHILLIPS et al., 2004; PHILLIPS; GENTRY, 1994; SAITER et al., 2011; SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000; WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004). Essa reestruturação da biomassa ficou nítida após o inventário de 2010, em que houve o incremento do ganho em área basal e a redução das perdas, promovendo inclusive diferenças entre as áreas basais dos indivíduos sobreviventes.

Mesmo que o Interior e Borda tenham experimentado distintas taxas quanto às variações em área basal, estes habitats não diferiram quanto à área basal média por parcela. De acordo com Brown e Lugo (1990), decorridos 100 anos, os valores de área basal em uma comunidade arbórea perturbada podem

ser restaurados e tornarem-se similares àqueles de florestas primárias, demandando cautela para realização de inferências sobre o desenvolvimento florestal. Contudo, os resultados evidenciaram que o regime de distúrbios na Borda não impactou significativamente a área basal, pois durante 11 anos de monitoramento não se diagnosticaram diferenças em relação ao Interior.

Lewis et al. (2004a), em pesquisa envolvendo florestas ombrófilas maduras do domínio Amazônico, diagnosticaram áreas com dinâmica acelerada (= elevadas taxas de mortalidade, recrutamento, ganho e perda em área basal), porém, que evidenciaram modificações relativas em abundância e área basal similares às áreas de dinâmica lenta. Isso assegurou valores de área basal e abundância semelhantes entre as comunidades com dissimilaridades quanto às velocidades das transformações estruturais. Deste modo, formações maduras podem exibir idiosincrasias (entre as distintas formações e no interior destas) quanto às velocidades das alterações dos parâmetros estruturais, entretanto, estas convergem para uma organização similar, delimitada pela capacidade de suporte do sistema (ODUM, 2001).

4.2 Dinâmica das populações arbóreas mais abundantes

A menor abundância de recrutas quando comparada à de mortos diagnosticada no Interior não ocorreu para as populações com distribuições preferenciais neste habitat, havendo inclusive comportamento oposto, como em *Duguetia riedeliana*. Essa, após o inventário de 2010, apresentou a população de recrutas superior àquela de mortos (Tabela 3), sendo os primeiros registrados unicamente nas parcelas do Interior. Já, *Metrodorea stipularis* manteve o equilíbrio entre os eventos de recrutamento e mortalidade registrados em 2004 (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007). Para essa população foram registrados indivíduos mortos e recrutas tanto na Borda quanto no Interior.

Galipea jasminiflora inicialmente apresentou taxas de recrutamento superiores às de mortalidade e, em 2010, ocorreu o equilíbrio entre estas taxas (Tabela 3). Durante o período de estudo, essa espécie apresentou mudanças líquidas positivas ou neutras para abundância e área basal, o que culminou com o aumento do número de indivíduos e da biomassa (Tabela 3).

Os recrutas de *D. riedeliana*, *G. jasminiflora* e *M. stipularis*, juntos, corresponderam a 41,4% do total de recrutas em 2004, sendo que destes somente dois espécimes foram categorizados como mortos em 2010. Esses compreendiam recrutas das espécies *Galipea jasminiflora* e *Metrodorea stipularis* e foram inventariados no Interior. Em 2010, os recrutas de *D. riedeliana*, *G. jasminiflora* e *M. stipularis* perfizeram 77% do total de recrutas.

Quanto à rotatividade em área basal, *Duguetia riedeliana* apresentou os valores mais elevados em ambos os períodos de amostragem (Tabela 3). A morte entre 1999 a 2004 de dois indivíduos de maior porte ($DAP \geq 20$ cm) dessa espécie proporcionou a elevação da taxa de perda em área basal (Tabela 3) e influenciou a rotatividade. Em contrapartida, após o segundo intervalo, a acelerada rotatividade em área basal foi decorrente principalmente do incremento do recrutamento, o que originou taxas de ganho superiores (Tabela 3).

No geral, as três populações distribuídas preferencialmente no Interior apresentaram mudanças líquidas positivas tanto para o número de indivíduos como para a área basal (Tabela 3). Essas populações tenderam a apresentar intervalos de tempo mais curtos para a duplicação tanto da área basal quanto da abundância (Tabela 3).

Tabela 3 Parâmetros estruturais e de dinâmica, guildas de regeneração e distribuições preferenciais das populações arbóreas mais abundantes em um estudo de longa duração conduzido na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais

	G. R.	H. P.	1999		2004		2010													
			N	Ab	N	Ab	N	Ab												
<i>Duguetia riedeliana</i>	CS	I	50	0,86	51	0,82	57	1,00												
<i>Galipea jasminiflora</i>	CS	I	119	1,05	123	1,13	123	1,22												
<i>Metrodorea stipularis</i>	CS	I	127	2,86	121	2,98	121	3,26												
<i>Bauhinia forficata</i>	CL	B	53	0,91	43	0,65	33	0,60												
<i>Croton floribundus</i>	P	B	55	1,08	49	1,14	46	1,22												
<i>Mollinedia widgrenii</i>	CL	B	52	0,44	54	0,48	56	0,53												
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	P	B	73	3,10	81	3,59	84	3,75												
1º Intervalo: 1999-2004																				
			Nm	Nr	M	R	P	G	Rot (N)	Rot (Ab)	Ch (N)	Ch (Ab)	T _(1/2) (N)	T ₍₂₎ (N)	T _(1/2) (Ab)	T ₍₂₎ (Ab)				
<i>Duguetia riedeliana</i>			2	3	0,81	1,21	3,31	2,82	1,01	3,07	0,40	-1,02	85,59	57,86	21,30	24,89				
<i>Galipea jasminiflora</i>			2	6	0,34	1,00	1,09	2,62	0,67	1,85	0,66	1,53	205,17	69,99	64,11	26,77				
<i>Metrodorea stipularis</i>			14	8	2,31	1,36	0,96	1,77	1,83	1,36	-0,96	0,79	30,37	51,36	72,92	39,54				
<i>Bauhinia forficata</i>			12**	2**	5,00	0,95	6,53	2,51	2,98	4,52	-4,10	-6,55	14,19	73,46	10,96	28,01				
<i>Croton floribundus</i>			7*	1*	2,69	0,41	2,06	3,33	1,55	2,69	-2,28	1,13	26,15	168,78	34,05	21,15				
<i>Mollinedia widgrenii</i>			6	8	2,42	3,16	1,55	3,30	2,79	2,42	0,76	1,71	28,96	22,31	45,16	21,35				
<i>Piptadenia gonoacantha</i>			3*	11*	0,84	2,88	0,25	3,18	1,86	1,71	2,10	3,02	83,28	24,44	281,91	22,18				

“Tabela 3, conclusão”

2º Intervalo: 2004-2010														
	Nm	Nr	M	R	P	G	Rot (N)	Rot (Ab)	Ch (N)	Ch (Ab)	T _(1/2) (N)	T ₍₂₎ (N)	T _(1/2) (Ab)	T ₍₂₎ (Ab)
<i>Duguetia riedeliana</i>	1*	7*	0,33	2,16	0,14	3,40	1,24	1,77	1,87	3,38	210,71	32,43	502,82	20,71
<i>Galipea jasminiflora</i>	7	7	0,97	0,97	1,07	2,30	0,97	1,69	0,00	1,19	71,67	71,67	64,99	30,49
<i>Metrodorea stipularis</i>	7	7	0,99	0,99	0,32	1,83	0,99	1,08	0,00	1,53	70,48	70,48	215,17	38,17
<i>Bauhinia forficata</i>	11**	1**	4,81	0,51	3,50	2,89	2,66	3,19	-4,32	-1,40	14,77	135,85	20,16	24,37
<i>Croton floribundus</i>	6	3	2,15	1,12	1,71	2,95	1,64	2,33	-1,05	1,11	32,53	62,36	40,86	23,86
<i>Mollinedia widgrenii</i>	4	6	1,27	1,87	0,91	2,87	1,57	1,89	0,61	1,97	54,73	37,39	76,15	24,49
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	3	6	0,63	1,23	2,33	3,31	0,93	2,82	0,61	0,69	110,89	56,81	30,10	21,30

Onde: G.R., guilda de regeneração; H.P., habitat preferencial; P, espécie pioneira; CL, espécie climácica exigente de luz; CS, espécie climácica tolerante à sombra; I, Interior; B, Borda; N, abundância; Ab, área basal (m²); Nm e Nr, número de mortos e recrutas, respectivamente; M, R, P e G, taxas de mortalidade, recrutamento, perda e ganho em área basal (%); Rot e Ch, taxas de rotatividade e mudança líquida, respectivamente; T_(1/2) e T₍₂₎ correspondem aos intervalos de tempo para meia vida e duplicação, respectivamente; * e ** valores de p inferiores a 0,05 e 0,01 após análises por Contagens de Poisson.

No entanto, ressalta-se que distúrbios naturais como queda de grandes árvores e a mortalidade relacionada à senescência dos espécimes provavelmente geraram padrões peculiares em *Metrodorea stipularis* e *Duguetia riedeliana* e, se associaram às mudanças líquidas negativas observadas (Tabela 3).

Dentre as espécies distribuídas preferencialmente na Borda, *Bauhinia forficata* e *Croton floribundus* tiveram as abundâncias de espécimes mortos significativamente maiores que as de recrutas, sendo que a primeira apresentou este comportamento em ambos os intervalos de monitoramento (Tabela 3).

Com exceção de um indivíduo de *B. forficata* registrado morto em 2004 no Interior, todos os outros espécimes mortos de *B. forficata* e *C. floribundus* ocorreram na Borda. Por outro lado, em 2004, houve um expressivo número de recrutas de *Piptadenia gonoacantha*, o qual foi superior ao de mortos (Tabela 3). Os recrutas de *P. gonoacantha* foram inventariados exclusivamente na Borda e, destes, apenas um indivíduo foi categorizado como morto em 2010. Soma-se que entre os recrutados pelas populações preferenciais de borda em 2004, esse foi o único espécime diagnosticado como morto em 2010.

Não houve um desequilíbrio pronunciado entre as abundâncias de mortos e de recrutas para *Mollinedia widgrenii* após 11 anos de estudo (Tabela 3); porém, todos os indivíduos recrutados foram inventariados na Borda. Salienta-se que, dentre as espécies com distribuição associada à Borda, *M. widgrenii* apresentou as taxas mais elevadas de recrutamento (Tabela 3). Em 2004, os recrutas de *B. forficata*, *C. floribundus*, *M. widgrenii* e *P. gonoacantha* representaram 21,3% da população de ingressantes, enquanto em 2010, estes corresponderam a 19,2%.

As espécies *C. floribundus*, *M. widgrenii* e *P. gonoacantha* apresentaram taxas de ganho em área basal superiores às de perda, em ambos os intervalos de monitoramento (Tabela 3). Assim, houve o incremento de biomassa dessas populações no decorrer dos 11 anos. Por outro lado, *Bauhinia*

forficata evidenciou expressivas taxas de perda, as quais foram superiores às de ganho em área basal e repercutiram na drástica redução de biomassa (Tabela 3).

As pronunciadas taxas de mortalidade e de perda em área basal resultaram em mudanças líquidas negativas para *Bauhinia forficata* e a caracterizaram pela acelerada rotatividade (Tabela 3). Ainda, com relação às mudanças líquidas negativas, aponta-se o comportamento de *Croton floribundus*, que apresentou a redução do número de indivíduos em ambos os intervalos de amostragem (Tabela 3). Assim como observado para Borda, de modo geral, as espécies com distribuição preferencial neste habitat também apresentaram taxas de rotatividade mais aceleradas do que aquelas obtidas para as espécies preferenciais ao Interior (Tabela 3).

De acordo com as taxas de recrutamento e mortalidade, *B. forficata* e *C. floribundus* apresentaram intervalos de tempo mais curtos para meia vida quanto à abundância (Tabela 3), enquanto *M. widgrenii* e *P. gonoacantha* possuíram um período menor para a duplicação deste atributo. Considerando-se a área basal, apenas *Bauhinia forficata* apresentou um intervalo de meia vida mais curto, sendo que as outras três espécies com ocorrência preferencial na borda tiveram períodos menores para a duplicação da biomassa (Tabela 3).

Em oposição às tendências verificadas tanto para a comunidade arbórea como para os habitats, *Duguetia riedeliana* e *Galipea jasminiflora* – preferenciais ao Interior - e *Croton floribundus* – preferencial à Borda - apresentaram o aumento da rotatividade em abundância. No primeiro caso, atribuiu-se essa aceleração à prevalência dos eventos de recrutamento, enquanto para a espécie preferencial à Borda, o aumento decorreu do ligeiro incremento do recrutamento associado ainda à manutenção da elevada taxa de mortalidade (Tabela 3). Ressalta-se ainda, que diferentemente dos padrões anteriormente observados para amostral total e habitats, com exceção de *Piptadenia gonoacantha*, as espécies mais abundantes e preferenciais ao Interior e Borda

exibiram a redução da taxa de rotatividade em área basal entre os períodos (Tabela 3). Primordialmente, essa desaceleração da rotatividade em área basal resultou da redução das taxas de perda em biomassa, onde apenas *P. gonoacantha* evidenciou um sensível aumento desta taxa em 2010 (Tabela 3). O comportamento de *P. gonoacantha* foi proveniente da morte de um espécime senescente, com grande porte ($DAP \geq 50$ cm), que colonizava o interior florestal.

O comportamento das espécies arbóreas preferenciais à Borda como *Bauhinia forficata*, *Croton floribundus* e *Mollinedia widgrenii* provavelmente se associam ao avanço do processo sucessional neste habitat. As duas primeiras caracterizam-se como pioneiras, com sementes capazes de tolerar a dessecação - que constitui pressão frequente em áreas de borda devido aos regimes de luz e temperatura (KAPOS; CAMARGOS; DANDE, 1997; MATLACK, 1993; MURCIA, 1995) - porém, que não compõem o banco de sementes (DAVIDE; SILVA, 2008). Ou seja, *B. forficata* e *C. floribundus* destacam-se na colonização de ambientes abertos, geralmente perturbados, sendo que o avanço da sucessão impõe a perda de representatividade destas na fisionomia florestal, como percebido pela redução da abundância. O desenvolvimento da regeneração florestal teve efeitos mais pronunciados em *B. forficata*, que apresentou tanto o desbaste em abundância como a redução em área basal, evidenciando a susceptibilidade desta espécie ao avanço da sucessão. Já, a prevalência das taxas de mortalidade e o acúmulo de biomassa por *Croton floribundus* indicaram uma população composta principalmente por adultos, com déficit de recrutas, o que demonstrou dificuldades quanto à regeneração da população.

Outra evidência do avanço da sucessão ecológica na borda referiu-se ao contínuo ganho de importância de *Mollinedia widgrenii* e, conseqüentemente, o re-estabelecimento da estrutura vertical. Carvalho et al. (2007) e Oliveira-Filho et al. (1994) apontaram essa espécie como formadora do subdossel em florestas

semidecíduais no sul de Minas Gerais, sendo sua regeneração na borda da Mata dos Pinheiros compreendida como aumento da complexidade vertical.

Os rearranjos das estruturas populacionais de importantes espécies na Borda sugeriram modificações de longo prazo quanto à organização fitossociológica na comunidade arbórea. Contudo, *Piptadenia gonoacantha*, a principal espécie arbórea na Borda, segundo abundância e área basal (CARVALHO et al., 2007), manteve a sua representatividade, com mudanças líquidas positivas em área basal e abundância. Diferentemente de *B. forficata* e *C. floribundus*, *P. gonoacantha* é uma espécie pioneira, com sementes que toleram a dessecação e que compõem o banco de sementes em comunidades florestais (DAVIDE; SILVA, 2008). Desse modo, com o desenvolvimento da regeneração florestal e o aumento da cobertura de dossel, *P. gonoacantha* pode permanecer no ambiente através do banco de sementes, as quais germinam diante de condições favoráveis ao desenvolvimento do indivíduo. Também, pode haver diferenças intrínsecas entre essas espécies relativas à longevidade, pois ainda que se caracterizem como pioneiras, a guilda possui plasticidade quanto à expectativa de vida do indivíduo (BUDOWSKI, 1965). Isso repercutirá em distintos períodos para a percepção das respostas de *Bauhinia forficata*, *Croton floribundus* e *Piptadenia gonoacantha* frente ao desenvolvimento da regeneração florestal.

O comportamento das espécies preferenciais ao Interior sugeriu haver a homogeneização deste, pois ocorreram incrementos tanto para a abundância como para área basal em *Duguetia riedeliana*, *Galipea jasminiflora* e *Metrodorea stipularis*, o que acentuou a representatividade destas populações. A manutenção da estabilidade microclimática e ambiental por prolongados intervalos de tempo conduz ao beneficiamento de poucas espécies adaptadas a tais condições, com conseqüente perda da diversidade e redução da equabilidade na comunidade (CONNELL, 1978; SHEIL, 2001; SHEIL; BURSLEM, 2003).

Soma-se a possibilidade da fragmentação florestal interferir na capacidade de dispersão das espécies, principalmente aquelas atreladas às fases tardias do processo sucessional (PHILLIPS, 1996), geralmente, limitando suas distribuições. Isso promoveria o isolamento dos remanescentes florestais e ocasionaria barreiras ao aumento da riqueza específica da sinúsia arbórea, resultando na dominância local por poucas espécies.

4.3 Dinâmica dos indivíduos arbóreos por classes diamétricas

Em todos os três levantamentos da comunidade arbórea houve a concentração de indivíduos nas menores classes de tamanho, com reduções das abundâncias em direção às classes de maior diâmetro (Figura 4). Em 2004, a distribuição de frequência dos indivíduos por classes diamétricas não diferiu da esperada ($G= 5,02$; $p= 0,41$). Porém, houve significativas diferenças em 2010 ($G= 35,8$; $p< 0,0001$), onde se verificou uma abundância inferior à esperada de árvores na primeira classe e, também, um número maior de indivíduos com diâmetro entre 10 a 20 cm (Figura 4C).

Nas parcelas de Borda e Interior também ocorreram as concentrações de indivíduos nas menores classes de diâmetro, havendo as reduções destas abundâncias em direção às classes posteriores (Figura 4). Entre os habitats, as distribuições dos indivíduos por classes diamétricas foram distintas em 1999 ($G= 57,5$; $p< 0001$), 2004 ($G= 54,9$; $p< 0001$) e 2010 ($G= 49,6$; $p< 0001$).

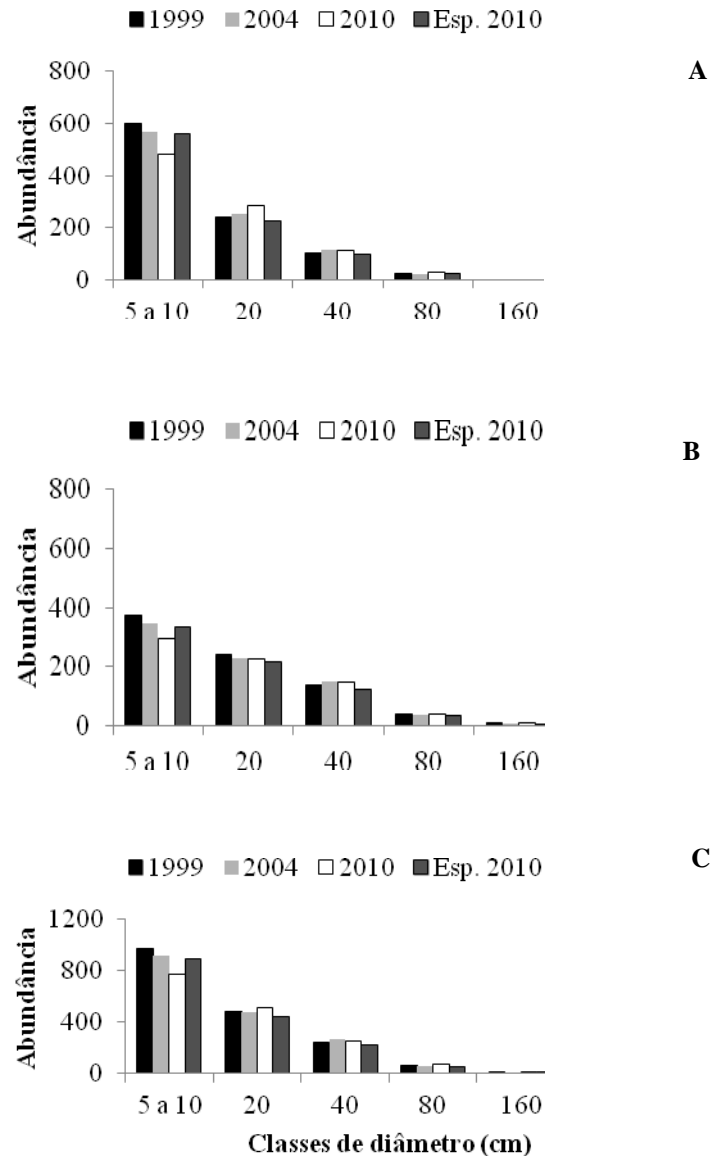


Figura 4 Frequências dos indivíduos arbóreos em classes diamétricas para Borda (A), Interior (B) e amostra total (C) obtidas em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais. Esp. 2010, valores esperados para a distribuição diamétrica em 2010

As diferenças entre as distribuições de indivíduos por classes de DAP foram provenientes do comportamento antagônico entre as comunidades arbóreas na Borda e Interior em que, na primeira, houve uma abundância acima da esperada de espécimes na menor classe de tamanho associada à carência de indivíduos nas demais classes, enquanto no último verificou-se o contrário. Após 11 anos de monitoramento, não houve o registro de indivíduos com $DAP \geq 80$ cm na borda.

No Interior, as distribuições de frequência dos indivíduos por classes diamétricas não diferiram da esperada tanto em 2004 ($G= 2,24$; $p= 0,78$) como em 2010 ($G= 10,9$; $p= 0,053$). Deste modo, o comportamento observado para a comunidade em 2010 foi proporcionado principalmente pelo componente arbóreo presente na Borda. Essa evidenciou uma abundância inferior à esperada de plantas com diâmetro menor ou igual a 10 cm (Figura 3). Outra diferença marcante nesse habitat foi a abundância observada de árvores com diâmetro entre 10 a 20 cm, a qual foi superior à esperada ($G= 31,2$; $p < 0,0001$).

Diante da raridade de indivíduos arbóreos com $DAP \geq 80$ cm, as principais transformações da comunidade ocorreram nas classes de menor diâmetro, com destaque para as duas primeiras classes de tamanho (Tabela 4). Apenas um indivíduo emigrou para as classes de árvores com $DAP \geq 80$ cm, as quais evidenciaram principalmente o incremento em biomassa (Tabela 4).

Os recrutamentos tiveram predominantemente até 10 cm de diâmetro, enquanto que a mortalidade ocorreu com maior intensidade nas plantas com até 20 cm de diâmetro, havendo a drástica redução de mortos em direção às maiores classes de tamanho (Tabela 4). O fluxo de indivíduos entre classes de diâmetro também foi mais intenso nas duas primeiras classes e caracterizaram o comportamento assimétrico da rotatividade em abundância, que foi mais acelerada para as plantas com até 20 cm de diâmetro (Tabela 4).

Tabela 4 Atributos de abundância e área basal por classes de diâmetro (DAP) na Borda, Interior e para a amostra total, obtidos em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais.

Habitats/ DAP (cm)	Dinâmica 1999-2004										Dinâmica 2004-2010								
	N			Ab (m ²)				Rot (D)	N			Ab (m ²)				Rot (D)			
	im	Em	M	r	dec	inc	m		R	im	em	m	r	dec	inc		m	r	
BORDA	5 a 10	5	67	72	102	0,01	0,66	0,26	0,30	2,23	4	87	85	82	0,02	0,68	0,32	0,24	2,15
	20	68	28	31	1	0,06	0,75	0,45	0,01	2,81	91	23	35	1	0,06	0,97	0,59	0,01	2,56
	40	24	4	8	0	0,07	0,60	0,39	0	1,74	19	11	12	0	0,09	1,04	0,72	0	1,64
	80	3	1	2	0	0,01	0,27	0,53	0	1,3	8	1	0	0	0,29	0,44	0	0	1,39
	160	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	>160	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
INTERIOR	5 a 10	1	28	39	41	0,005	0,27	0,13	0,11	1,56	3	33	49	25	0,03	0,21	0,14	0,08	1,44
	20	31	24	17	0	0,02	0,55	0,29	0	1,59	33	19	19	2	0,02	0,60	0,36	0,04	1,39
	40	23	4	8	0	0,05	0,56	0,66	0	1,27	16	6	13	0	0,15	0,90	0,69	0	1,03
	80	2	2	2	0	0,27	0,47	0,30	0	0,79	6	0	2	0	0,06	0,43	0,49	0	0,88
	160	1	0	0	0	0	0,14	0	0	0,58	0	0	0	0	0,03	1,05	0	0	0
	>160	0	0	0	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0
AMOSTRA TOTAL	5 a 10	6	95	111	143	0,01	0,93	0,39	0,42	1,97	7	120	134	107	0,05	0,90	0,47	0,32	1,88
	20	99	52	48	1	0,07	1,31	0,74	0,01	2,21	124	42	54	3	0,08	1,57	0,95	0,05	2,01
	40	47	8	16	0	0,13	1,16	1,05	0	1,47	35	17	25	0	0,24	1,94	1,41	0	1,29
	80	5	2	4	0	0,27	0,74	0,83	0	0,91	14	1	2	0	0,35	0,87	0,49	0	1,09
	160	1	0	0	0	0	0,14	0	0	0,58	0	0	0	0	0,03	1,05	0	0	0
	>160	0	0	0	0	0	0,02	0	0	0	0	0	0	0	0	0,05	0	0	0

Onde: N, abundância; Ab, área basal; im, imigrantes; em, emigrantes; m, mortos; r, recrutas; dec e inc, decremento e incremento em biomassa, respectivamente; Rot (D), rotatividade em abundância para a classe de diâmetro (%).

A maior abundância de egressos na primeira classe de diâmetro pode ser atribuída à representatividade das emigrações (Tabela 4), enquanto as imigrações em direção à terceira classe de tamanho ocasionaram as diferenças observadas nesta (Tabela 4). Ou seja, os eventos de mortalidade e recrutamento contribuíram em menor intensidade para as diferenças quanto às abundâncias de egressos e ingressantes.

O acúmulo de indivíduos na terceira classe de tamanho foi devido ao crescimento daqueles de menor diâmetro, pois apenas 0,63% dos espécimes registrados em 2004 sofreram decremento em área basal e regrediram quanto ao fluxo entre as classes diamétricas (11 indivíduos). Em 2010, as diferenças para a primeira classe de diâmetro entre ingressantes e egressos, verificadas tanto para os habitats como para a amostra total, permaneceram {[$Z_{(Interior)} = 5,14$; $p < 0,001$] [$Z_{(Borda)} = 5,35$; $p < 0,001$] [$Z_{(Total)} = 7,29$; $p < 0,001$]}. Ainda, após o levantamento de 2010, diferenças observadas na borda para a segunda e quarta classes de diâmetro {[$(Z_{(10 < DAP \leq 20)}) = 5,35$; $p < 0,001$] [$(Z_{(40 < DAP \leq 80)}) = 2,33$; $p < 0,05$]} geraram dissimilaridades significativas para a amostra total {[$(Z_{(10 < DAP \leq 20)}) = 2,07$; $p < 0,05$] [$(Z_{(40 < DAP \leq 80)}) = 2,66$; $p < 0,01$]}.

Novamente, as emigrações ocorridas na primeira classe de diâmetro foram as principais promotoras das dissimilaridades entre ingressantes e egressos, ainda que se tenha verificado o aumento no número de mortos e a redução da abundância de recrutas (Tabela 4). Visto que essas emigrações repercutiram no ingresso na classe seguinte, o elevado número de imigrantes para a segunda classe de tamanho ocasionou as diferenças observadas nesta (Tabela 4). O crescimento dos indivíduos também promoveu o incremento das imigrações em direção à quarta classe de diâmetro, que resultou em dissimilaridades. Em 2010, 11 indivíduos arbóreos regrediram quanto à classe de diâmetro (0,67% do total de espécimes).

As comparações dos ingressantes ou egressos por classes diamétricas entre os habitats evidenciaram diferenças significativas para as duas primeiras classes de tamanho. Em 2004, a classe com plantas de diâmetro até 10 cm e aquela com árvores de diâmetro entre 10 a 20 cm apresentaram maiores abundâncias de ingressantes na Borda quando comparadas ao Interior [$(Z_{(DAP \leq 10)} = 5,32; p < 0,001)$ ($Z_{(10 < DAP \leq 20)} = 3,8; p < 0,001)$]. Também, para esse período, o número de egressos na primeira classe de diâmetro para a Borda foi superior àquele registrado para o Interior ($Z = 5,01; p < 0,001$). Essas diferenças se mantiveram no segundo intervalo de monitoramento, havendo o aumento de dissimilaridade quanto à abundância de egressos para a segunda classe diamétrica, que foi mais acentuada na Borda.

A maior abundância de ingressantes na Borda para a primeira classe de diâmetro decorreu nitidamente do maior número de recrutas neste trecho (Tabela 4). Já o número maior de ingressantes na segunda classe de diâmetro nesse habitat associou-se aos pronunciados incrementos em área basal dos indivíduos com até 10 cm de diâmetro (Tabela 4) que, deste modo, progrediram em direção à classe de maior tamanho. Os incrementos em biomassa mais acentuados na borda influenciam tanto as imigrações como as emigrações entre classes de diâmetro. Contudo, na Borda também se verificou a influência do número de mortos sobre a abundância dos egressos (Tabela 4).

Em 2004, para a classe com $DAP \leq 10$ cm, o número de recrutas (143) mais o de imigrantes (6) totalizaram 149 indivíduos. Os imigrantes foram árvores com $DAP > 10$ cm que experimentaram o decréscimo em área basal e regrediram quanto ao tamanho do diâmetro. Em contrapartida, as plantas mortas (111) somadas às que incrementaram a área basal e emigraram para o estrato de árvores com $DAP > 10$ cm (95) corresponderam a 206 egressos. Após o segundo intervalo de monitoramento, a classe de árvores com $DAP \leq 10$ cm apresentou

107 recrutas e sete imigrantes, enquanto os egressos totalizaram 254 indivíduos, sendo 134 árvores mortas.

As árvores com $DAP \leq 10$ cm apresentaram mudanças líquidas negativas quanto à abundância, ocasionadas por acentuadas taxas de egressos, o que proporcionou a redução da abundância deste estrato. Essas mudanças foram mais elevadas no segundo intervalo de monitoramento (Tabela 5) devido às reduções das taxas de ingressantes, o que promoveu taxas menores de rotatividade em número de indivíduos.

As árvores com $DAP \leq 10$ cm em 2004 apresentaram mudanças líquidas positivas em área basal, decorrentes das elevadas taxas de ganho nas parcelas da Borda (Tabela 5). Porém, nesse período, houve tendência contrária no Interior (Tabela 5). Em 2010, em ambos os habitats, predominou a perda de área basal no estrato de árvores com $DAP \leq 10$ cm, assim como houve a redução das taxas de rotatividade em área basal (Tabela 5). As árvores com $DAP \leq 10$ cm apresentaram taxas mais elevadas de egressos, ingressantes, ganho e perda em área basal e, caracterizaram-se por acelerada rotatividade ($DAP > 10$ cm) (Tabela 5).

Dentre as árvores com $DAP > 10$ cm, em 2004 foram registrados 96 ingressantes nesta classe (um recruta e 95 imigrantes) e 74 egressos (68 mortos e seis emigrantes). Os emigrantes corresponderam a árvores que diminuíram o seu diâmetro e regrediram quanto à classe de tamanho. Em 2010, os ingressantes na classe de árvores com $DAP > 10$ cm totalizaram 123 indivíduos (três recrutas e 120 imigrantes), enquanto os egressos corresponderam a 88 espécimes (81 mortos e sete emigrantes). Em ambos os períodos, a Borda foi responsável por aproximadamente 70% dos ingressantes e 60% dos egressos.

Tabela 5 Taxas de dinâmica e parâmetros estruturais obtidos para árvores com diâmetro (DAP) menor ou igual a 10 cm e para árvores com diâmetro superior a 10 cm em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais

	Taxas (% por ano)							
	E	I	P	G	Rot (N)	Rot (Ab)	Ch(N)	Ch(Ab)
1999-2004								
DAP≤10								
Borda	5,14	4,10	6,37	6,81	4,62	6,59	-1,09	0,47
Interior	3,87	2,53	4,85	4,31	3,20	4,58	-1,37	-0,56
Total	4,65	3,49	5,77	5,84	4,07	5,80	-1,20	0,07
DAP>10								
Borda	2,62	3,74	2,08	3,02	3,18	2,55	1,16	0,97
Interior	1,35	1,35	1,06	1,34	1,35	1,20	0,00	0,29
Total	1,93	2,47	1,40	1,91	2,20	1,65	0,55	0,52
2004-2010								
DAP≤10								
Borda	5,85	3,23	7,58	5,46	4,54	6,52	-2,70	-2,24
Interior	4,37	1,65	5,27	3,35	3,01	4,31	-2,76	-1,98
Total	5,27	2,61	6,67	4,63	3,94	5,65	-2,73	-2,15
DAP>10								
Borda	2,30	3,75	1,91	3,41	3,03	2,66	1,51	1,55
Interior	1,50	1,43	1,00	1,80	1,46	1,40	-0,08	0,81
Total	1,88	2,56	1,31	2,35	2,22	1,83	0,70	1,07
Intervalo de Tempo (anos)								
	T_(1/2) (N)		T₍₂₎ (N)		T_(1/2) (Ab)		T₍₂₎ (Ab)	
1999-2004								
DAP≤10								
Borda			13,82	17,27	11,22	10,52		
Interior			18,25	27,72	14,64	16,42		
Total			15,26	20,22	12,36	12,22		
DAP>10								
Borda			26,80	18,88	33,60	23,26		
Interior			51,67	51,67	65,72	51,89		
Total			36,21	28,46	49,87	36,65		
2004-2010								
DAP≤10								

“Tabela 5, conclusão”

		Taxas (% por ano)						
	E	I	P	G	Rot (N)	Rot (Ab)	Ch(N)	Ch(Ab)
		Intervalo de Tempo (anos)						
		T _(1/2) (N)	T ₍₂₎ (N)	T _(1/2) (Ab)	T ₍₂₎ (Ab)			
Borda		12,20	21,81	9,48	13,04			
Interior		16,22	42,40	13,51	21,03			
Total		13,50	26,87	10,73	15,32			
DAP>10								
Borda		30,53	18,81	36,63	20,67			
Interior		46,47	48,97	69,58	38,87			
Total		37,23	27,40	53,29	29,79			
		Cronologia e Parâmetros Estruturais						
		1999		2004		2010		
		N	Ab (m ²)	N	Ab (m ²)	N	Ab (m ²)	
DAP≤10								
Borda	599	2,29	567	2,34	481	2,04		
Interior	374	1,46	349	1,42	295	1,26		
Total	973	3,75	916	3,76	776	3,30		
DAP>10								
Borda	370	15,52	392	16,29	429	17,87		
Interior	426	30,65	426	31,09	424	32,64		
Total	796	46,17	818	47,38	853	50,51		

Onde: E, I, taxas de egressos e ingressantes, respectivamente; Rot e Ch, taxas de rotatividade e mudança líquida, respectivamente; T_(1/2) e T₍₂₎ correspondem aos intervalos de tempo para meia vida e duplicação, respectivamente; N, abundância; Ab, área basal.

Entre as árvores com DAP > 10 cm predominaram as mudanças líquidas positivas tanto em área basal como em abundância (Tabela 5), com o aumento do número de indivíduos e da biomassa. Entretanto, ressalta-se que em 2004, para o Interior, a mudança líquida em abundância foi neutra, tornando-se negativa em 2010 devido ao aumento da taxa de egressos (Tabela 5). O comportamento na Borda foi o principal modelador das alterações ocorridas para o estrato arbóreo com DAP > 10 cm. Geralmente, o tempo para a duplicação da

abundância e da área basal para a classe de árvores com $DAP > 10$ cm foi mais curto do que aquele para a redução destes atributos (Tabela 5).

O predomínio de ganho em área basal verificado para a comunidade arbórea ocasionou distinções quanto ao fluxo de indivíduos entre as classes de diâmetro, principalmente na Borda, e revelou o aumento de importância dos indivíduos de maior porte. Em 2010, juntamente com a redução do recrutamento na Borda, o crescimento de indivíduos com $DAP \leq 10$ cm e consequente evolução para a próxima classe de tamanho (egresso) geraram modificações significativas quanto à distribuição de indivíduos por classes de diâmetro. Isso evidenciou o avanço da sucessão florestal, pois a regeneração de árvores com porte elevado aliada à diminuição da representatividade de espécimes menores podem ser compreendidos como sinais da evolução da sinúsia arbórea (BROWN; LUGO, 1990; OLDEMAN, 1990; WHITMORE, 1998).

A mortalidade desproporcional entre classes de tamanho é frequente na literatura científica, geralmente atrelada a maior abundância de mortos nas menores classes (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; BRAGA; REZENDE, 2007; GOMES; MANTOVANI; KAGEYAMA, 2003; GUILHERME et al., 2004; GUIMARÃES et al., 2008; HIGUCHI et al., 2008b; LIEBERMAN et al., 1985b; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; PAIVA; ARAÚJO; PEDRONI, 2007). Esse padrão de mortalidade foi associado tanto a menor capacidade competitiva de plantas com menor porte como a fragilidade destas diante aos distúrbios naturais (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA-FILHO; GUILHERME, 2005; BRAGA; REZENDE, 2007; GUIMARÃES et al., 2008; PAIVA; ARAÚJO; PEDRONI, 2007; UHL et al., 1988).

No presente estudo, as pressões naturais vigentes nos trechos de Borda auxiliaram na manutenção das dissimilaridades com os habitats interioranos quando analisadas às distribuições de indivíduos por classes de diâmetro. As condições ambientais desfavoráveis ao compartimento arbóreo foram realçadas

pela ausência de indivíduos na última classe de tamanho. Nestas regiões limítrofes dos ecossistemas florestais, o estresse microclimático, as injúrias pelo vento e a proliferação de lianas inibem o desenvolvimento de indivíduos de grande porte e incrementam a sua mortalidade (ANGELO et al., 2004; CHAO et al., 2009; LAURANCE, 2012; LAURANCE et al., 2000). Estima-se que a mortalidade de árvores com grande porte ($DAP \geq 60$ cm) em bordas florestais seja três vezes superior àquela observada no interior (ANGELO et al., 2004; LAURANCE et al., 2000).

O acentuado fluxo de indivíduos entre classes diamétricas (ingressantes + egressos) na Borda pode ser atribuído à representatividade de guildas atreladas às fases sucessionais menos avançadas, que são mais frequentes nestes habitats (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007). Como essas possuem rápido crescimento e ciclo de vida curto (BUDOWSKI, 1963, 1965; CHAZDON et al., 2010; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; SWAINE; WHITMORE, 1988; WHITMORE, 1989a), há eventos mais pronunciados quanto ao recrutamento, mortalidade, incremento e perda em área basal, repercutindo na dinâmica do componente arbóreo.

4.4 Dinâmica das guildas de regeneração

Em 2010 foi recrutado um indivíduo de *Coffea arabica* (conhecido popularmente como café), que foi categorizado como “não-classificado” quanto à exigência luminosa para o estabelecimento e desenvolvimento da espécie em ecossistema florestal. Esse indivíduo foi excluído das análises das guildas de regeneração e a classificação das demais espécies arbóreas encontra-se no APÊNDICE A.

O levantamento conduzido em 1999 (CARVALHO et al., 2007) revelou que as comunidades arbóreas no Interior e Borda se distinguem quanto às

distribuições de indivíduos por guildas de regeneração ($G= 259,8$; $p< 0,0001$). Na Borda ocorreram abundâncias acima das esperadas de espécies pioneiras e climáticas exigentes de luz, enquanto as espécies climáticas tolerantes à sombra apresentaram abundância inferior à esperada. Já, no Interior houve o comportamento contrário, com as abundâncias das espécies pioneiras e climáticas exigentes de luz sendo inferiores à esperada e uma quantidade superior de indivíduos de espécies climáticas tolerantes à sombra (Tabela 6). Essas diferenças se mantiveram em 2004 ($G= 240,7$; $p<0,0001$) e em 2010 ($G= 214$; $p<0,0001$).

O monitoramento das parcelas na Borda demonstrou a redução da abundância de espécies pioneiras e climáticas exigentes de luz e, o aumento da abundância de espécies climáticas tolerantes à sombra (Tabela 6). Porém, ainda se observaram abundâncias acima das esperadas para as guildas pioneira e climáticas exigente de luz, além da abundância inferior de espécies climáticas tolerantes à sombra [($G_{1999-2004} = 82,6$; $p< 0,0001$) ($G_{2004-2010} = 52,7$; $p< 0,0001$)] (Tabela 6).

No Interior, os levantamentos de 2004 e 2010 revelaram as reduções das abundâncias das três guildas de regeneração (Tabela 6). As diferenças encontradas em 1999 entre as distribuições observada e esperada de indivíduos por guildas permaneceram [($G_{1999-2004} = 160,2$; $p< 0,0001$); ($G_{2004-2010} = 171,2$; $p< 0,0001$)]. Assim, no Interior ainda existe maior abundância de espécies climáticas tolerantes à sombra em detrimento das abundâncias de espécies pioneiras e climáticas exigentes de luz.

O número de indivíduos mortos e recrutados de espécies pioneiras foi significativamente maior na Borda, em ambos os intervalos de tempo {[$(Mortos_{1999-2004}: Z= 4,32$; $p< 0,001$); ($Recrutas_{1999-2004}: Z= 4,08$; $p< 0,001$)] [$(Mortos_{2004-2010}: Z= 4,21$; $p< 0,001$); ($Recrutas_{2004-2010}: Z= 3$; $p< 0,01$)]} (Tabela 6).

Tabela 6 Distribuições de frequência dos indivíduos arbóreos, riqueza específica e áreas basais totais, abundância de mortos e recrutas exibidos por guildas de regeneração inventariados em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais

G.R.	Distribuições de Frequência											
	1999				2004				2010			
	OBS		ESP		OBS		ESP		OBS		ESP	
	B	I	B	I	B	I	B	I	B	I	B	I
P	230	43	149,5	123,5	217	38	148,0	119,6	199	34	140,4	110,8
Cl. Luz	504	291	435,5	359,5	488	275	431,0	348,3	446	241	409,0	322,7
Cl. Sombra	235	466	384,0	317,0	254	462	380,0	307,1	265	443	360,6	284,5
	1999				2004				2010			
	B		I		B		I		B		I	
	N _{sp}	Ab	N _{sp}	Ab	N _{sp}	Ab	N _{sp}	Ab	N _{sp}	Ab	N _{sp}	Ab
P	21	5,01	15	1,99	19	5,42	13	2,05	19	5,48	13	2,05
Cl. Luz	80	10,05	61	14,17	85	10,26	60	13,97	80	11,01	58	14,11
Cl. Sombra	44	2,75	51	15,94	44	2,96	52	16,48	42	3,42	49	17,74
	Intervalo: 1999-2004				Intervalo: 2004-2010							
	B		I		B		I					
	Nm	Nr	Nm	Nr	Nm	Nr	Nm	Nr				
P	35	22	7	2	32	14	6	2				
Cl. Luz	63	47	31	15	80	38	38	4				
Cl. Sombra	15	34	28	24	20	31	39	20				

Onde: N_{sp}, número de espécies; Ab, áreas basais totais em m²; Nm e Nr, número de mortos e recrutas, respectivamente; G.R., guildas de regeneração; P, pioneiras; Cl. Luz, clímax exigente de luz; Cl. Sombra; clímax tolerante à sombra; OBS e ESP, valores dos parâmetros observado e esperado, respectivamente; B e I, habitats de borda e interior, respectivamente

Tanto em 2004, para ambos os habitats, como em 2010 no Interior, houve o equilíbrio entre o número de indivíduos mortos e recrutados para a guilda de pioneiras (Tabela 6). Entretanto, após o levantamento de 2010 foi verificada a maior abundância de mortos na Borda, com a perda de importância do recrutamento ($Z= 2,65$; $p< 0,01$). Os resultados obtidos para a guilda climática exigente de luz foram similares àqueles encontrados para as espécies pioneiras, com as abundâncias de mortos e de recrutas sendo maiores na Borda $\{[(\text{Mortos}_{1999-2004}: Z= 3,30; p< 0,001); (\text{Recrutas}_{1999-2004}: Z= 4,06; p< 0,001)] [(\text{Mortos}_{2004-2010}: Z= 3,86; p< 0,001); (\text{Recrutas}_{2004-2010}: Z= 5,24; p< 0,001)]\}$ (Tabela 6). A análise do recrutamento e da mortalidade de espécies climáticas exigentes de luz por habitat não revelou diferenças significativas apenas para a Borda, em 2004. No geral, a mortalidade superou o recrutamento $\{[(\text{Interior}_{1999-2004}, Z= 2,35; p< 0,05)] [(\text{Interior}_{2004-2010}, Z= 5,24; p< 0,001); (\text{Borda}_{2004-2010}, Z= 3,86; p< 0,001)]\}$ (Tabela 6).

A abundância de mortos de espécies climáticas tolerantes à sombra foi maior no Interior, em ambos os períodos de monitoramento $[(\text{Mortos}_{1999-2004}: Z= 1,98; p< 0,05); (\text{Mortos}_{2004-2010}: Z= 2,47; p< 0,05)]$ (Tabela 6). Já, o número de indivíduos recrutados na Borda não diferiu daquele obtido no Interior (Tabela 6). Em 2004, o número de recrutas de espécies climáticas tolerantes à sombra foi significativamente maior do que a abundância de mortos nas parcelas da Borda ($Z= 2,71$; $p< 0,01$) (Tabela 6). Por outro lado, no Interior em 2010 houve uma abundância de mortos de espécies climáticas tolerantes à sombra superior à de recrutas ($Z= 2,47$; $p< 0,05$) (Tabela 6).

Todas as guildas de regeneração apresentaram aumento de área basal na Borda (Tabela 6), enquanto que no Interior este comportamento foi verificado apenas para as climáticas tolerantes à sombra. No Interior, as guildas de pioneiras e climáticas exigentes de luz não evidenciaram padrões claros de modificações em área basal (Tabela 6).

As áreas basais registradas para as espécies climáticas exigentes de luz não exibiram diferenças significativas entre os habitats nos levantamentos conduzidos em 1999, 2004 e 2010 (Tabela 6). No entanto, após esses levantamentos, a guilda de pioneiras apresentou maiores valores de área basal para a Borda [($t_{1999} = -3,68$; $p = 0,003$) ($t_{2004} = -3,55$; $p = 0,004$) ($t_{2010} = -3,4$; $p = 0,005$)], enquanto as espécies climáticas tolerantes à sombra tiveram maiores áreas basais no Interior [($t_{1999} = -3,73$; $p < 0,001$) ($t_{2004} = -3,38$; $p = 0,002$) ($t_{2010} = -3,13$; $p = 0,004$)].

O comportamento das guildas de regeneração nas parcelas do Interior refletiu principalmente o histórico de preservação deste habitat, onde não houve grandes perturbações capazes de incrementar o recrutamento e desenvolvimento de espécies associadas a ambientes abertos, com maior incidência luminosa. A redução da abundância de espécies climáticas tolerantes à sombra decorreu da prevalência do desbaste de indivíduos que ocorre em fases tardias no processo sucessional (HIGUCHI et al., 2008a, 2008b; MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; WHITMORE, 1998), em que a mortalidade é incrementada pela competição por recursos luminosos (HIGUCHI et al., 2008a; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004, 2007; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; SAITER et al., 2011; UHL et al., 1988; WHITMORE, 1998).

Por outro lado, o comportamento das guildas de regeneração nas parcelas de Borda evidenciou o avanço da sucessão florestal em direção às seres tardias. Houve a redução da abundância de espécies pioneiras e climáticas exigentes de luz aliada ao aumento do número de indivíduos de espécies climáticas tolerantes à sombra. As espécies pioneiras e climáticas exigentes de luz apresentaram mortalidade significativamente superior ao recrutamento, enquanto o recrutamento de climáticas tolerantes à sombra não diferiu daquele observado no interior. Soma-se o acúmulo de biomassa pelas guildas de

regeneração na Borda. Com exceção das climácicas tolerantes à sombra, as demais guildas experimentaram a redução da abundância e o aumento da área basal, um padrão característico do avanço da regeneração florestal (BROWN; LUGO, 1990; HIGUCHI et al., 2008a, 2008b; MACHADO; OLIVEIRA-FILHO, 2010; OLDEMAN, 1990; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; SWAINE; WHITMORE, 1988).

O desbaste das espécies heliófitas tornou-se mais evidente após o levantamento realizado em 2010. Porém, detectou-se ainda a manutenção da elevada abundância de espécies pioneiras e climácicas exigentes de luz nas parcelas de Borda, que foi associada aos limites da regeneração florestal impostos pela matriz antropizada circundante. O avanço da sucessão promoveu o “fechamento lateral” da comunidade arbórea na borda, com repercussões principalmente sobre a amenização das condições ambientais vigentes neste habitat e áreas adjacentes interioranas da mata, como sugerido em outros trabalhos (GUILHERME et al., 2004; MATLACK, 1994).

Contudo, a inibição da expansão territorial da comunidade arbórea nas parcelas de Borda gerou o predomínio da instabilidade ambiental típica deste habitat. Portanto, essas ficaram sujeitas às perturbações por ventos e frequentes aberturas do dossel, com modificações dos regimes de luz, temperatura e hídrico que ocorrem em bordas florestais (KAPOS; CAMARGOS; DANDE, 1997; LAURANCE et al., 2000, 2011; MATLACK, 1993; MURCIA, 1995; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997). Esse conjunto de condições, por fim, favoreceu o estabelecimento e desenvolvimento de guildas atreladas às fases iniciais do processo sucessional (BUDOWSKI, 1963, 1965; CARVALHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; SWAINE; WHITMORE, 1988).

Devido às pressões naturais promovidas, por exemplo, por ventos e competição com lianas exercerem marcante papel sobre a dinâmica da

comunidade arbórea, aponta-se para o desenvolvimento de atividades mitigadoras destas. Isso inclui a implantação de áreas que tamponem os efeitos dos ventos (como barreiras de vento) e o manejo da comunidade de lianas, a fim de maximizar a regeneração florestal e a estabilidade ambiental.

Após 11 anos, as modificações quanto à guilda de espécies climáticas tolerantes à sombra na Mata dos Pinheiros foram principalmente em abundância e biomassa, com alterações florísticas inconspícuas. Ainda que a guilda apresente lentas taxas de crescimento (CHAZDON et al., 2010; LIEBERMAN et al., 1985a; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; SWAINE; WHITMORE, 1988; WHITMORE, 1998) e o intervalo de monitoramento seja curto demandando o prolongamento das pesquisas para compreensão das alterações florísticas, houve baixa representatividade de novas espécies climáticas tolerantes à sombra (apenas uma), o que pode estar associado às pressões impostas à guilda em um cenário pós-fragmentação antrópica.

O isolamento dos fragmentos florestais e as pressões exercidas pela caça potencialmente afetaram as espécies climáticas arbóreas de interior florestal (PHILLIPS, 1996), que geralmente possuem grandes diásporos dispersos pela fauna (BUDOWSKI, 1963, 1965; SWAINE; WHITMORE, 1988; TABARELLI et al., 2010), havendo a restrição da disseminação pela paisagem. Concomitantemente à redução da riqueza específica dessa guilda, que é frequente após a fragmentação florestal (TABARELLI et al., 2010), pode ter ocorrido a formação de núcleos (delimitados quanto ao conjunto de espécies abrigadas) que atuam como centros de conservação de espécies climáticas tolerantes à sombra. Assim, as populações remanescentes de espécies tardias se encontram em fragmentos florestais cujo interior permaneceu pouco perturbado, sendo que as distintas manchas florestais potencialmente possuem composições únicas e potencialmente dissimilares entre si. Caso essa proposta seja corroborada, estratégias para a conservação deveriam ponderar o fato das

populações remanescentes de espécies climáticas tolerantes à sombra representarem metapopulações em desequilíbrio (HARRISON, 1991; PAGLIA; FERNANDEZ; MARCO JÚNIOR, 2006), que se caracterizam pela interrupção do fluxo genético entre as populações.

Portanto, o aumento da riqueza de espécies tardias resultante do avanço da sucessão florestal (BUDOWSKI, 1963, 1965; CHAZDON et al., 2010; NUNES et al., 2003; OLIVEIRA-FILHO et al., 2004a; SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000; SWAINE; WHITMORE, 1988; UHL; BUSCHBACHER; SERRAO, 1988; UHL et al., 1988; TABARELLI et al., 2010) pode não ser verificado devido às limitações quanto ao conjunto de espécies abrigado em cada fragmento atrelado à redução da permeabilidade da matriz. Corroborada essa hipótese, ressalta-se a ênfase do planejamento de atividades conservacionistas em escalas de paisagem, com a incorporação de informações sobre a rede trófica e a manutenção de ações educativas e de fiscalização.

4.5 Taxas de rotatividade para área basal e abundância e suas correlações com atributos edáficos, topográficos, bióticos e ecológicos

A comunidade arbórea apresentou taxas anuais de rotatividade em abundância entre 1,67% a 1,91% (Tabela 1). Porém, entre as parcelas esse valor variou de 4,8%, registrado em 2004, a 0,37%, obtido em 2010, sendo ambos encontrados no Interior (Tabela 7). A alta rotatividade em abundância decorreu do recrutamento anômalo em uma parcela de Interior (11 recrutadas), que se equipareceu ao diagnosticado nas parcelas de maior recrutamento na Borda. Em contrapartida, a parcela com menor rotatividade se caracterizou como uma unidade amostral localizada em trecho de avançado estágio sucessional, que apresentou os maiores valores médios de diâmetro (± 23 cm). Nessa, ocorreram

enormes indivíduos de *Cariniana estrellensis* e *C. legalis*, cujos diâmetros foram superiores a 80 cm, incluindo um espécime de DAP = 176 cm.

Após o levantamento realizado em 2004 foi registrada a menor taxa de rotatividade anual em área basal (0,27%), observada na mesma unidade amostral que se caracterizou pela menor taxa de rotatividade em abundância, situada no interior da floresta (Tabela 7). Essa parcela experimentou reduzidas taxas de perda em área basal (<0,1% por ano).

Tabela 7 Taxas anuais de rotatividade em abundância e área basal registradas para a comunidade arbórea em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais

	Rot (N) (%)				Rot (Ab) (%)			
	1999-2004		2004-2010		1999-2004		2004-2010	
	Borda	Interior	Borda	Interior	Borda	Interior	Borda	Interior
P1*	2,45	1,10	2,93	1,86	2,05	2,13	2,01	1,68
P2	2,03	0,85	2,64	0,91	2,74	0,47	3,47	0,88
P3	2,18	1,18	2,31	1,01	2,26	1,15	1,86	0,68
P4	1,13	1,16	1,29	1,41	1,83	2,32	2,43	1,81
P5*	2,63	1,58	1,86	1,29	2,29	1,60	2,41	2,39
P6	2,48	0,99	3,11	1,36	4,45	0,86	5,37	1,15
P7	2,63	1,04	1,61	1,67	4,55	2,32	2,79	2,02
P8*	2,10	1,93	2,02	0,77	1,38	1,95	1,16	0,88
P9*	1,91	2,65	1,45	1,01	2,22	1,51	1,80	1,68
P10	3,60	1,22	2,04	0,64	3,87	1,68	2,59	1,08
P11	1,83	0,90	1,85	0,37	2,17	0,27	4,01	0,95
P12	2,65	0,71	1,02	1,32	1,75	0,75	1,02	1,96
P13*		1,16		1,88		1,74		1,83
P14		0,99		1,23		0,41		0,55
P15		1,55		3,04		2,17		2,99
P16		4,80		2,10		3,73		2,23
P17		2,04		0,85		0,47		1,35
P18*		0,60		0,87		1,49		1,05
Total	2,35	1,39	2,01	1,25	2,45	1,20	2,43	1,36

Onde: Rot, taxa de rotatividade; N, abundância; Ab, área basal; *, parcelas (P) de interior excluídas para a realização da ANOVA bifatorial.

Por outro lado, a maior taxa anual de rotatividade em área basal ocorreu após o inventário de 2010, na Borda, e correspondeu a 5,37% (Tabela 7). Incomum as demais parcelas, essa unidade amostral apresentou taxas anuais de perda e de ganho em área basal superiores a 5%. No geral, as taxas anuais para a rotatividade em área basal variaram de 1,64% a 1,75% (Tabela 1).

As comparações entre os intervalos de amostragem não evidenciaram diferenças significativas tanto para as taxas de rotatividade em abundância como para área basal [(rotatividade em abundância: $F= 0,8$; $p> 0,2$) (rotatividade em área basal: $F= 0,06$; $p> 0,2$)]. Ou seja, para a amostra total, as velocidades das modificações quanto à abundância e biomassa não se alteraram entre os períodos de monitoramento.

Ao analisar por habitat, não houve interação entre os intervalos de amostragem e as taxas de rotatividade em área basal ($F= 0,28$; $p> 0,2$) e abundância ($F= 0,15$; $p> 0,2$). Assim, as velocidades de rotatividade em abundância e área basal por habitat foram similares entre os períodos de monitoramento. Entretanto, as taxas de rotatividade em abundância e área basal diferiram entre os habitats. A Borda apresentou taxas de rotatividade em abundância ($F= 15,4$; $p< 0,001$) e em área basal ($F= 17,9$; $p< 0,001$) maiores que aquelas registradas para o Interior.

Para as taxas de rotatividade em abundância e área basal referentes à amostra total não foram constatadas estruturas espaciais (Figura 5). Os correlogramas tiveram o padrão denominado “Números Aleatórios”, que denota o padrão espacial aleatório para as taxas de rotatividade (LEGENDRE; FORTIN, 1989). Os modelos lineares generalizados (GLM) expressaram correlações moderadas ($0,3 < r^2_{\text{ajustado}} < 0,7$) e altamente significativas ($p < 0,007$).

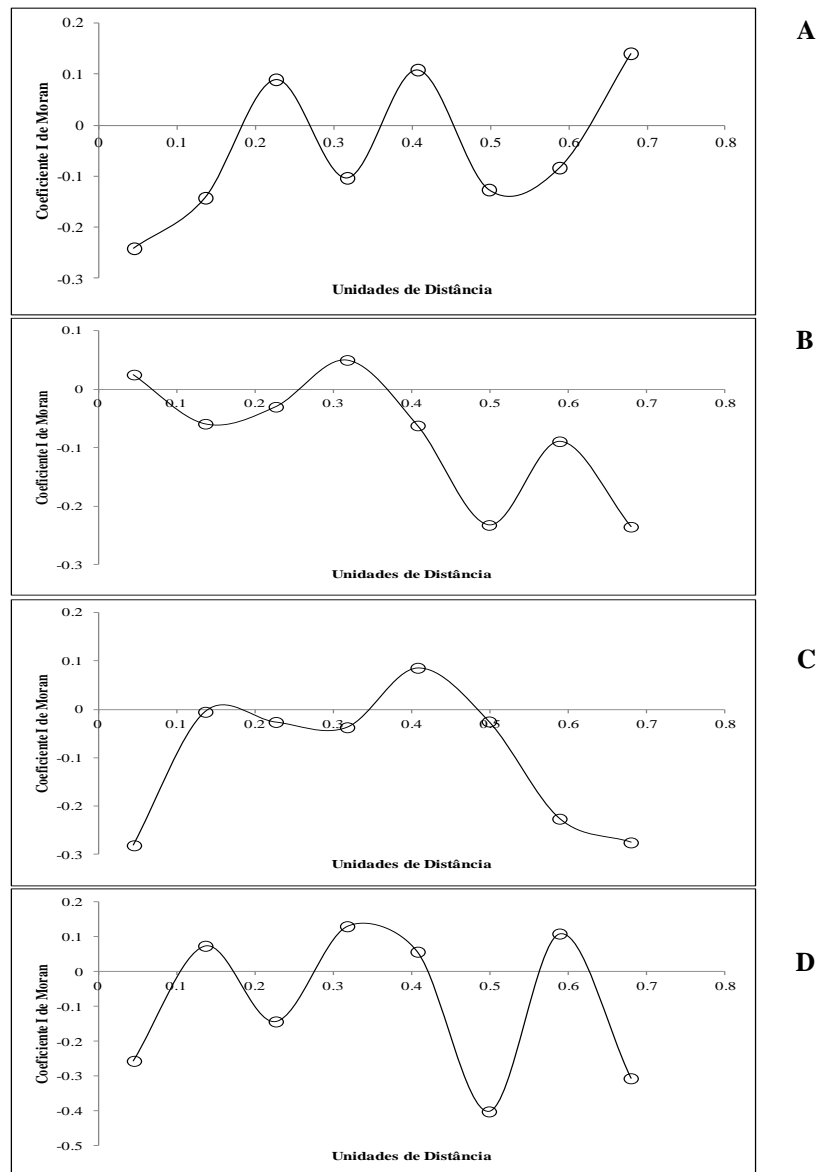


Figura 5 Correlogramas para as taxas de rotatividade em abundância (A, C) e em área basal (B, D) obtidos para a comunidade arbórea entre os períodos de 1999 a 2004 (A, B) e de 2004 a 2010 (C, D), em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais. Círculos escuros e vazios correspondem a coeficientes I de Moran significantes e não-significantes, respectivamente

Foi observado que a transformação arco-seno da raiz quadrada aplicada aos atributos que expressaram proporcionalidade (por exemplo, frações de argila, silte ou areia e as taxas de dinâmica, como rotatividade) gerou relevantes alterações quanto à interpretação dos resultados, pois ocasionou modificações dos sinais e da magnitude das correlações quando analisadas às interações com variáveis não transformadas. Porém, em situações onde a variável resposta e preditora foram transformadas pela função arco-seno da raiz quadrada, os sinais das correlações foram conservados e, as relações entre as grandezas destas se mantiveram.

Assim, as taxas de rotatividade em abundância para a amostra total foram relacionadas aos teores de alumínio (Al), matéria orgânica (M.O.), à soma de bases trocáveis (SB), à variável Des×Dec e ao fator borda (Tabela 8). Dentre essas, destacaram-se como fortes contribuintes ($r^2_{\text{parcial}} > 0,6$) o teor de alumínio e a soma de bases trocáveis (Tabela 8). Como realçado anteriormente, a transformação da variável rotatividade gerou um artifício estatístico e a interpretação dos resultados abaixo ponderou tal situação.

O fator borda foi associado às taxas mais aceleradas de rotatividade em abundância, ou seja, valores crescentes deste atributo se relacionaram às taxas elevadas de rotatividade. Por outro lado, os maiores teores de Al e SB, além do maior Des×Dec foram relacionados com rotatividades mais lentas. O teor de M.O. apresentou comportamento antagônico, relacionando-se tanto às taxas mais como aquelas menos aceleradas (Tabela 8).

As variáveis preditoras que contribuíram para a rotatividade em área basal foram os teores de P e Al, SB, capacidade de troca catiônica potencial (T), fração areia, cota altimétrica e fator borda. Novamente, as variáveis Al e SB destacaram-se como fortes contribuintes (Tabela 8).

Tabela 8 Resultados dos modelos lineares generalizados utilizados para explicar as taxas de rotatividade em abundância e área basal da comunidade arbórea em um estudo de longa duração na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais

AMOSTRA TOTAL												
Modelos	Intervalo 1999-2004						Intervalo 2004-2010					
	Rot (N) r ² aj: 30,3 p= 0,005			Rot (Ab) r ² aj: 32,8 p= 0,006			Rot (N) r ² aj: 65,4 p< 0,001			Rot (Ab) r ² aj: 57,2 p< 0,001		
Preditoras	r ²	r ² par	p	r ²	r ² par	p	r ²	r ² par	p	r ²	r ² par	P
P							0,28	0,28	0,16	0,58	0,59	<0,01
AI				0,17	0,41	0,02	0,83	-0,63	<0,01	0,73	-0,48	0,01
SB							0,81	-0,74	<0,01	0,76	-0,65	<0,01
M.O.	0,05	-0,48	<0,01				0,49	0,44	0,02			
T				0,08	-0,50	<0,01						
Areia										0,56	-0,64	<0,01
Cota										0,37	-0,40	0,04
DesxDec							0,24	-0,42	0,03			
Borda	0,05	0,47	0,01	0,15	0,50	<0,01	0,30	0,47	0,01	0,27	0,40	0,04

BORDA													
	Intervalo 1999-2004						Intervalo 2004-2010						
	Rot (N) r ² aj: 76,3 p= 0,002			Rot (Ab) r ² aj: 74,6 p= 0,006			Rot (N) r ² aj: 89,4 p< 0,001			Rot (Ab) r ² aj: 24 p= 0,1			
	r ²	r ² par	p	r ²	r ² par	p	r ²	r ² par	p	r ²	r ² par	P	
AB				0,11	-0,81	<0,01				<0,01	<0,01	-0,48	0,1
AI							0,78	-0,85	<0,01				
SB							0,74	-0,94	<0,01				
M.O.	0,22	-0,69	0,02				0,36	0,83	<0,01				

“Tabela 8, conclusão”

	BORDA											
	Intervalo 1999-2004						Intervalo 2004-2010					
	Rot (N) r²aj: 76,3 p= 0,002			Rot (Ab) r²aj: 74,6 p= 0,006			Rot (N) r²aj: 89,4 p< 0,001			Rot (Ab) r²aj: 24 p= 0,1		
	r²	r² par	p	r²	r² par	p	r²	r² par	p	r²	r² par	P
Argila	0,22	-0,88	<0,01									
Filtro Espacial				0,11	0,65	0,03						
Nº 4												
	INTERIOR											
	Intervalo 1999-2004						Intervalo 2004-2010					
	Rot (N) r²aj: 55,6 p= 0,004			Rot (Ab) r²aj: 61,8 p= 0,001			Rot (N) r²aj: 65,4 p< 0,003			Rot (Ab) r²aj: 75,4 p< 0,001		
	r²	r² par	p	r²	r² par	p	r²	r² par	p	r²	r² par	P
AB				0,08	-0,68	<0,01	0,52	-0,58	0,03	0,73	-0,87	<0,01
P							0,74	0,64	0,01			
AI	0,78	-0,20	0,45									
SB	0,75	-0,37	0,15	0,16	-0,59	0,01	0,57	-0,53	0,04			
Areia	0,21	0,71	<0,01				0,64	-0,74	<0,01	0,80	-0,78	<0,01
Argila										0,55	0,60	0,02
Cota				0,12	-0,58	0,01	0,30	-0,73	<0,01	0,52	-0,78	<0,01
DesxDec										0,72	0,50	0,06

Onde: Rot, taxa de rotatividade; N, abundância; Ab, área basal; Var. Pr., variáveis preditoras, sendo aquelas significantes para o modelo representadas pelo valor de p em negrito; r²_{aj}, valor de correlação ajustado; r²_{par}, valor de correlação parcial.

O fator borda, o teor de fósforo e a proporção de areia evidenciaram associações com parcelas de rotatividade mais elevada, enquanto T, SB e cota altimétrica revelaram associações com taxas mais lentas de rotatividade em área basal. O teor de Al apresentou relações antagônicas com a rotatividade em área basal, verificando-se tanto correlações positivas como negativas (Tabela 8).

Para a amostra total, a variável preditora fator borda foi selecionada para todos os modelos (Tabela 8), o que salientou a magnitude com que este processo altera as formações florestais. Soma-se que essa variável correlacionou-se às taxas mais elevadas de rotatividade. Ainda, além do fator borda, apenas variáveis edáficas e topográficas foram correlacionadas com as taxas de rotatividade, não sendo selecionada nenhuma variável biótica (abundância ou área basal pretéritas da comunidade, por exemplo).

Com exceção do modelo para a taxa de rotatividade em área basal obtido para a Borda em 2004 (Figura 6), os demais modelos não apresentaram autocorrelação espacial (Figura 6, Figura 7). No geral, os correlogramas exibiram o padrão “Números Aleatórios” (LEGENDRE; FORTIN, 1989). A autocorrelação espacial negativa detectada na primeira classe de distância para a rotatividade em área basal na Borda (Figura 6), segundo Legendre e Fortin (1989), é atribuída a uma característica e/ou fenômeno local que acentua as dissimilaridades em curtas distâncias. Alternativamente, a autocorrelação espacial negativa em curtas distâncias pode decorrer de uma grande distância entre as parcelas de borda, o que obscureceria os padrões espaciais agregados em pequenas escalas geográficas devido à carência de unidades amostrais próximas.

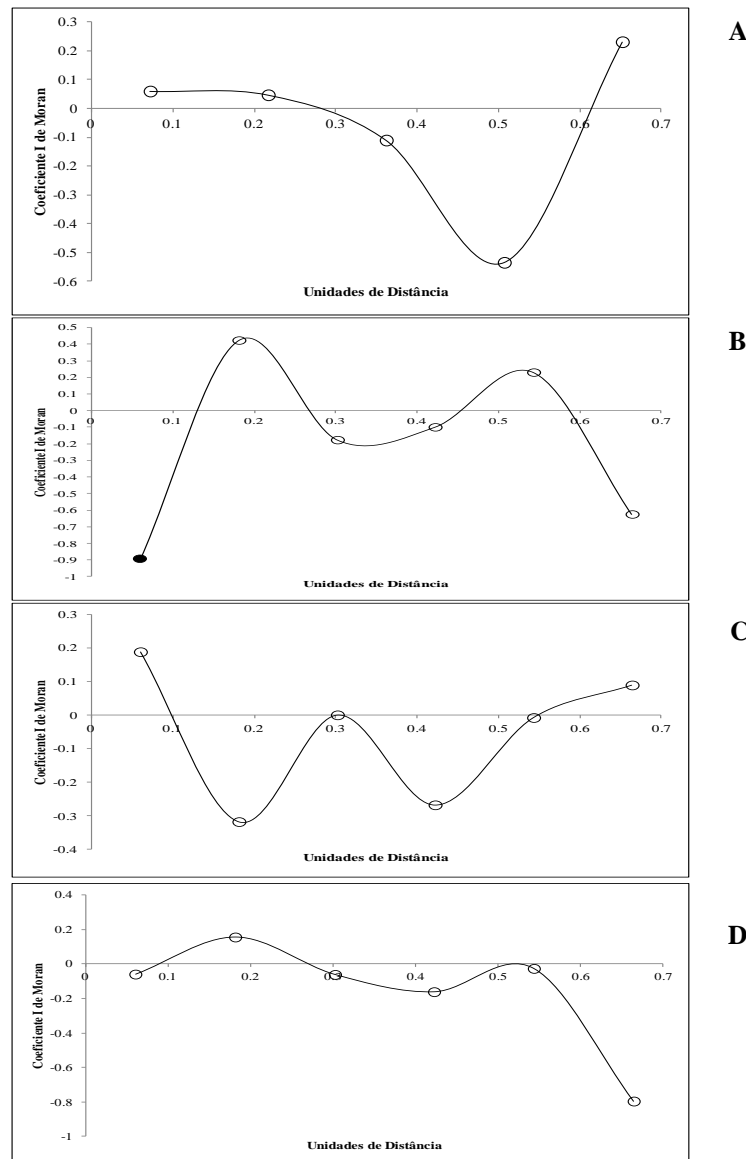


Figura 6 Correlogramas para as taxas de rotatividade em abundância (A, C) e em área basal (B, D) obtidos para a comunidade arbórea na Borda, entre os períodos de 1999 a 2004 (A, B) e de 2004 a 2010 (C, D), em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais. Círculos escuros e vazios correspondem a coeficientes I de Moran significantes e não-significantes, respectivamente

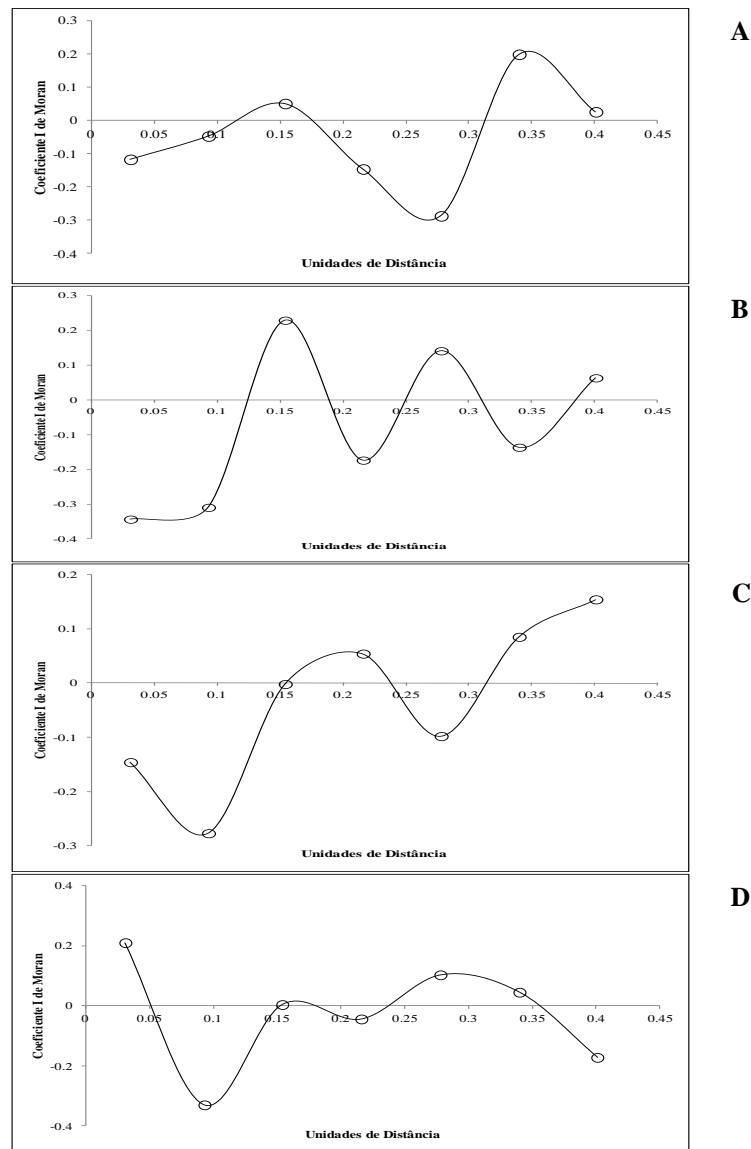


Figura 7 Correlogramas para as taxas de rotatividade em abundância (A, C) e em área basal (B, D) obtidos para a comunidade arbórea no Interior, entre os períodos de 1999 a 2004 (A, B) e de 2004 a 2010 (C, D), em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais. Círculos escuros e vazios correspondem a coeficientes I de Moran significantes e não-significantes, respectivamente

Ainda, em 2010, a seleção de variáveis preditoras para a rotatividade em área basal na Borda evidenciou correlações fracas e menos significantes ($r^2_{\text{ajustado}} = 24$; $p = 0,1$). Em contrapartida, os demais modelos apresentaram correlações moderadas a fortes ($0,5 < r^2_{\text{ajustado}} < 0,7$), sendo estas altamente significativas ($p < 0,007$) (Tabela 8).

Na Borda, a rotatividade em abundância foi associada aos teores de alumínio e matéria orgânica, à soma de bases trocáveis e à fração argila do solo (Tabela 8). Todos esses atributos caracterizaram-se como fortes contribuintes ($r^2_{\text{parcial}} > 0,6$) correlacionados ao comportamento das taxas de rotatividade em abundância (Tabela 8).

O maior teor de Al e a maior SB foram correlacionados com taxas mais lentas de rotatividade em abundância, enquanto as parcelas com maior fração argila foram associadas a elevadas rotatividades. O teor de matéria orgânica apresentou comportamento antagônico quanto à rotatividade em abundância, havendo tanto correlações positivas como negativas (Tabela 8).

A rotatividade em abundância no Interior foi correlacionada ao teor de fósforo, à soma de bases trocáveis, à fração areia, à cota altimétrica, além de estar associada à área basal pretérita da comunidade (Tabela 8). Essas variáveis preditoras caracterizaram-se como fortes contribuintes correlacionadas à rotatividade em abundância (Tabela 8). A soma de bases trocáveis, a área basal pretérita e a cota altimétrica foram correlacionadas com taxas de rotatividade mais lentas, enquanto o teor de fósforo evidenciou correlação contrária. A fração areia apresentou comportamento antagônico, havendo correlações negativas após o primeiro intervalo de monitoramento e, correlações positivas no período entre 2004 a 2010.

A rotatividade em área basal na Borda foi atrelada à área basal pretérita da comunidade e ao filtro espacial nº 4. Os modelos produzidos para a rotatividade em área basal na Borda tiveram distinções quanto à significância e

força das correlações (Tabela 8). No primeiro período de amostragem, as correlações entre as variáveis preditoras e a variável resposta foram fortes e significativas, sendo que no segundo intervalo de tempo houve a diminuição da força da correlação e a redução da significância (Tabela 8). O filtro espacial nº 4 evidenciou principalmente a autocorrelação espacial negativa entre as parcelas alocadas na face oeste do fragmento florestal (BF e BL) e, também, entre aquelas do leste (BE e BG) (Figura 8), enquanto as unidades amostrais no sul (BJ e BK) e norte (BA, BC e BD) apresentaram similaridades acima da esperada aleatoriamente (Figura 7).

Provavelmente, a heterogeneidade ambiental e/ou da comunidade arbórea nesses trechos seja alta, o que promoveria a diversidade de comportamentos da rotatividade em área basal em curtas distâncias. A outra variável preditora selecionada foi a área basal pretérita da comunidade, sendo que as parcelas com maiores valores deste atributo foram correlacionadas com taxas mais lentas de rotatividade.

No Interior, além de correlações com a área basal pretérita da comunidade, as taxas de rotatividade em biomassa foram relacionadas à soma de bases trocáveis, às frações argila e areia no solo e à cota altimétrica (Tabela 8). As parcelas com maior área basal pretérita, soma de bases trocáveis, fração argila e cota altimétrica foram associadas às taxas mais lentas de rotatividade em área basal. Em contrapartida, a fração areia foi correlacionada às taxas aceleradas de rotatividade.

Nos habitats, as taxas de rotatividade foram correlacionadas às variáveis de substrato (edáficas e topográficas) e à organização passada da comunidade arbórea, representada pela área basal pretérita. Nos casos onde a área basal pretérita constituiu um forte contribuinte, esta foi negativamente correlacionada.

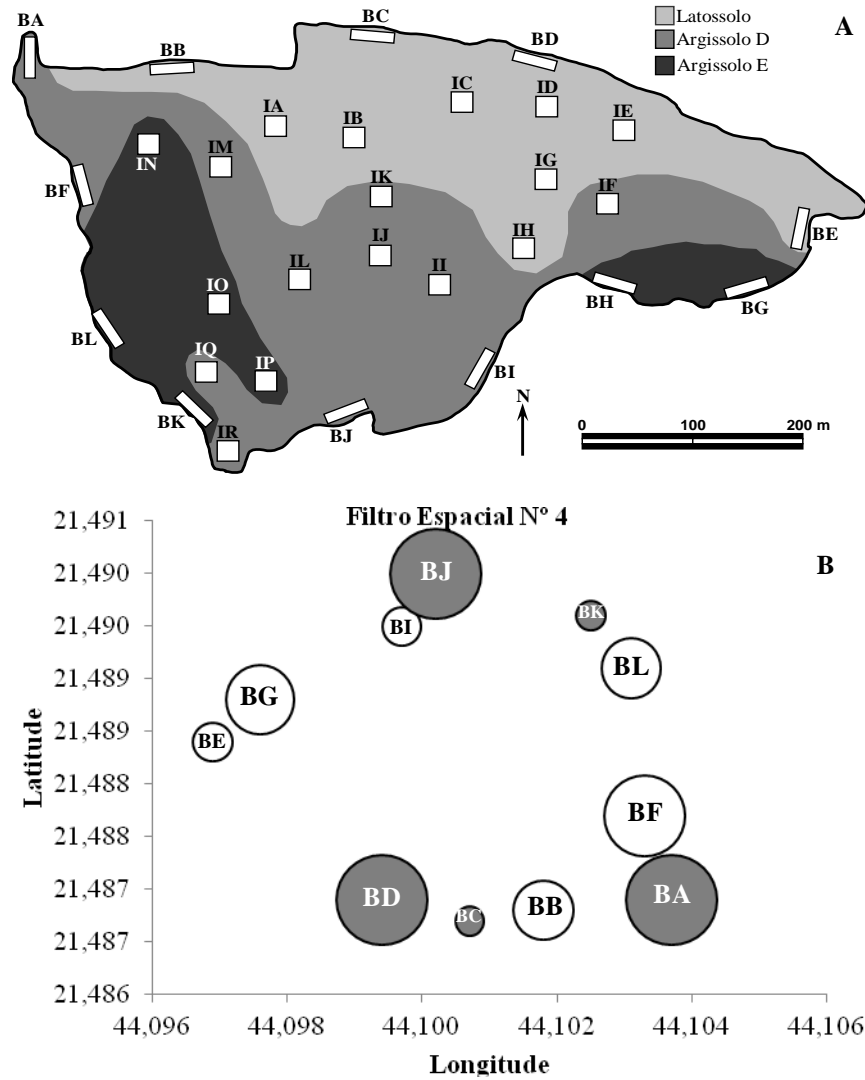


Figura 8 Posição geográfica das unidades amostrais (A) e valores do filtro espacial n° 4 (representados como bolhas) em função das coordenadas geográficas das parcelas (B) utilizadas para o monitoramento da comunidade arbórea em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais. Valores positivos e negativos são representados pelas cores cinza e branco, respectivamente

Fonte: Carvalho et al. (2007).

A ausência de diferenças nas taxas de rotatividade entre os dois períodos de monitoramento, tanto em abundância como em área basal, e a manutenção das velocidades das modificações estruturais nos habitats evidenciaram o predomínio da regeneração florestal sem intensas perturbações naturais ou antrópicas. Todavia, a rotatividade na Borda foi mais acentuada, tendência sustentada após o segundo período de monitoramento.

As menores taxas de rotatividade no Interior decorrem do avançado estágio sucessional deste habitat e do predomínio de espécies arbóreas associadas às seres tardias, que se caracterizam por taxas de crescimento e recrutamento lentas (BUDOWSKI, 1965; CHAZDON et al., 2010; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1995; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; PHILLIPS et al., 2004; SHEIL; JENNINGS; SAVILL, 2000; SWAINE; WHITMORE, 1988). O contrário ocorreu na Borda, onde a representatividade de espécies com rápido crescimento e ciclos de vida curtos aceleraram as taxas de rotatividade. Essas geralmente atingem a fase reprodutiva precocemente (BUDOWSKI, 1963, 1965; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; SWAINE; WHITMORE, 1988; WHITMORE, 1989a), maximizando a dispersão de propágulos e consequentemente a colonização do ambiente.

O registro de parcelas no Interior com taxas de rotatividade similares à Borda decorreu do efeito denominado Florestas Majestosas (CONDIT, 1997; PHILLIPS et al., 2004). Esse ocorre em áreas florestais em avançado estágio sucessional, ocasionando pronunciadas modificações nas taxas de rotatividade associadas à morte de espécimes de grande porte (CONDIT, 1997; PHILLIPS et al., 2004). Então, há a redução em área basal e, posteriormente, o incremento do processo de recrutamento devido ao processo de regeneração florestal (GOMES; MANTOVANI; KAGEYAMA, 2003; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997). Deste modo, o mecanismo pressupõe que a dinâmica florestal em ambientes florestais interioranos se

caracteriza por ciclos de recrutamento relacionados à mortalidade de grandes espécimes.

A velocidade das alterações estruturais em comunidades arbóreas foi correlacionada aos fatores de solo, topográfico, da estrutura pretérita da comunidade e ecológico, porém, a percepção destes agentes ocorreu em distintas escalas. Determinadas correlações apresentaram comportamentos antagônicos quanto às relações com as taxas de rotatividade, sugerindo correlações espúrias, e demandam a continuidade do monitoramento para clarificação. Provavelmente, nesse caso, o comportamento das taxas de rotatividade foi atrelado a pequenos distúrbios ou decorrente da transição entre seres sucessionais, que interferem na dinâmica da vegetação (HIGUCHI et al., 2008a, 2008b).

Dentre as variáveis preditoras, destacaram-se o fator borda, a soma de bases trocáveis e o teor de alumínio. O primeiro foi correlacionado às taxas aceleradas de rotatividade em abundância e área basal, enquanto os últimos, além de apresentarem correlações negativas, caracterizaram-se pelos elevados coeficientes de correlação. O efeito borda é o principal componente promotor do hiperdinamismo em florestas tropicais (LAURANCE, 2002) e acelera a dinâmica ao incrementar a presença no ambiente de espécies pioneiras e aquelas heliófitas com curtos ciclos de vida. Somam-se as condições climáticas e bióticas desfavoráveis que esse impõe à sinúsia arbórea ligadas à elevação da luminosidade e temperatura, reduções das umidades do solo e do ar e intensificação da competição e predação (BIERREGAARD JUNIOR et al., 1992; CARVALHO et al., 2007; CHAO et al., 2009; GUIMARÃES et al., 2008; HIGUCHI et al., 2008b; KAPO; CAMARGOS; DANDE, 1997; LAURANCE, 2002, 2012; LAURANCE et al., 1998; LETCHER; CHAZDON, 2012; MATLACK, 1993, 1994; MURCIA, 1995; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; RODRIGUES; NASCIMENTO, 2006; UHL et al., 1988).

Em contrapartida, as lentas taxas de rotatividade, em abundância e área basal, atreladas às maiores somas de bases relacionaram-se aos trechos com maior fertilidade, representados por Argissolos Vermelho-Amarelo Eutróficos (CARVALHO et al., 2007). Solos férteis foram associados às rápidas taxas de rotatividade em florestas tropicais (PHILLIPS et al., 2004; PHILLIPS; SHEIL, 1997), pois promovem tanto a disponibilidade de recursos como a intensificação da competição. Contudo, na Mata dos Pinheiros, os argissolos eutróficos representaram principalmente trechos em estágios avançados do processo sucessional, o que gerou a depreciação das taxas de rotatividade devido a maior abundância de espécies com lento crescimento. Ressalta-se que os argissolos eutróficos no presente estudo também apresentaram alta capacidade de troca catiônica, a qual evidenciou correlação negativa com a rotatividade, sendo a interpretação desta semelhante à aplicada para soma de bases.

As unidades amostrais com elevados teores de alumínio e lentas taxas de rotatividade corresponderam a trechos interioranos do fragmento, com declividade moderada e compostos por Argissolos Vermelho-Amarelo distróficos e Latossolos Vermelho-Amarelo ácidos, de baixa fertilidade e acentuada drenagem (CARVALHO et al., 2007). Solos pobres em nutrientes naturalmente se correlacionam com modificações mais lentas em comunidades arbóreas tropicais (PHILLIPS et al., 2004; PHILLIPS; SHEIL, 1997). Soma-se a ocorrência desses junto a trechos íngremes, que se associam a menores taxas de recrutamento, com o estrato arbóreo caracterizado pela reduzida área basal e prevalência da mortalidade de indivíduos (CASCANTE MARÍN; MEZA-PICADO; ESTRADA CHAVARRÍA, 2011; CONDIT; HUBBELL; FOSTER, 1996; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987), o que promove dinâmicas menos acentuadas. Na Mata dos Pinheiros, a tendência de lentas dinâmicas florestais em áreas íngremes foi corroborada pela correlação negativa entre a rotatividade

em abundância obtida para amostra total e a variável Des×Dec, que também pode ser compreendida como grau de inclinação do terreno.

Nos trechos interioranos e declivosos também foi verificada a expressiva colonização por populações de bambus, que não foi quantificada, mas que acirrou a competição por recursos, desacelerando a dinâmica arbórea. Guilherme et al. (2004) e Oliveira-Filho et al. (1994) evidenciaram as reduções de abundância e área basal da comunidade arbórea em trechos dominados por bambus, que também interferiu no recrutamento, depreciando-o. Desse modo, áreas densamente colonizadas por bambus experimentam alterações menos pronunciadas do componente arbóreo (GUILHERME et al., 2004). Contudo, ressalta-se que na Mata dos Pinheiros, em 2010, houve a mortalidade das populações de bambus, sendo necessária a manutenção do monitoramento para clarificar o comportamento do estrato arbóreo diante desta perturbação.

Na Mata dos Pinheiros, a colonização do interior florestal por populações de bambus suscitou a fragilidade destes trechos frente a perturbações. Caso o regime de distúrbios seja incrementado por pressão antrópica direta e/ou devido à perda de qualidade da matriz adjacente ao fragmento, as lentas taxas de rotatividade da comunidade arbórea em encostas indicam menor resiliência, permitindo o desenvolvimento de populações competidoras agressivas como os bambus.

Deste modo, será necessário o aumento do rigor quanto à fiscalização e preservação de comunidades arbóreas posicionadas em áreas acidentadas aliado à adoção de atividades para aceleração da reestruturação de bordas florestais. Essas estratégias irão assegurar a integridade dos habitats interioranos, com repercussões sobre a fisionomia florestal e a manutenção da qualidade dos recursos hídricos e estabilidade dos solos.

As correlações positivas entre o teor de fósforo e taxas de rotatividade em abundância e área basal decorrem do marcante papel limitador que este

exerce sobre o desenvolvimento de espécies arbóreas florestais (FERNANDES et al., 2000; FRANCO, 1984). Assim, teores crescentes de fósforo implicam em incremento no crescimento vegetal (FERNANDES et al., 2000), com repercussões sobre as taxas de dinâmica. Brown e Lugo (1990) relataram a carência de fósforo no solo em fisionomias florestais perturbadas e a menor eficiência no uso deste nutriente por formações em estágios menos avançados da sucessão florestal, denotando dinâmicas distintas àquelas vigentes em formações maduras.

Ao analisar as rotatividades em abundância e biomassa obtidas para a amostra total foram verificadas correlações destas com condições edáficas, topográficas e ao fator borda, não sendo perceptível a interferência de atributos pretéritos da comunidade nesta escala. O relevo é reconhecido como importante variável associado à heterogeneidade da vegetação, pois influencia a fertilidade e o regime hídrico do solo (CARVALHO et al., 2007; CURI; MARQUES; POZZA, 2011; PEREIRA; OLIVEIRA-FILHO; LEMOS FILHO, 2007). Na Mata dos Pinheiros houve a correlação negativa entre cota altimétrica e rotatividade em biomassa, o que implicou em solos pobres em nutrientes e com déficit hídrico situados nas maiores cotas (CARVALHO et al., 2007) relacionados às taxas de rotatividade menos aceleradas. Nesses trechos houve grande representatividade de latossolos, que naturalmente possuem alta permeabilidade, e argissolos distróficos, que tiveram o déficit hídrico acentuado pela condição topográfica (CARVALHO et al., 2007). Segundo Carvalho et al. (2007), isso aumentou a rigorosidade da estação seca, que foi fisionomicamente detectada devido à maior caducifolia nesses trechos. Em formações florestais tropicais, durante a estação seca podem ser verificados tanto a redução do crescimento como a diminuição do recrutamento de espécimes arbóreos, interferindo na velocidade de modificações estruturais na comunidade (BREITSPRECHER; BETHEL, 1990; BULLOCK, 1997; CONDIT;

HUBBELL; FOSTER, 1996; KILLMANN; THONG, 1995; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; MARIAUX, 1995).

Ainda que tenham sido registradas tendências quanto às taxas de rotatividade, estas não estão estruturadas espacialmente. A autocorrelação espacial negativa para a taxa de rotatividade em área basal observada na Borda pode ser relacionada à heterogeneidade edáfica e topográfica, cuja interferência sobre a riqueza e diversidade de espécies arbóreas em remanescentes florestais da região é reconhecida (PEREIRA; OLIVEIRA-FILHO; LEMOS FILHO, 2007). Conseqüentemente, ao influenciar a composição de espécies, o gradiente de solos e altitude afetará a dinâmica da vegetação ao promover distinções quanto às estratégias de vida.

Somam-se os distintos históricos de conservação das bordas florestais na Mata dos Pinheiros, em que houve interfências antrópicas mais recentes na vertente oeste (ainda que em pequena intensidade e frequência), enquanto as bordas da vertente norte refletem limites naturais da comunidade florestal (W.A.C. Carvalho, comunicação pessoal). Historicamente, a vertente norte constituiu área ecotonal entre as fisionomias florestais e formações campestres naturais.

Aparentemente, o efeito desses agentes foi percebido no presente estudo, pois, as unidades amostrais do norte com autocorrelação espacial positiva, além de apresentarem históricos de conservação similares também compartilham semelhantes condições topográficas (porção mais alta e plana do relevo) e edáficas (latossolos ácidos), o que acentuou as similaridades quanto à rotatividade em área basal. Em contrapartida, as parcelas que apresentaram autocorrelação espacial negativa como aquelas da face leste ou oeste se distinguem em solo, cota altimétrica e histórico de conservação (neste último caso, a vertente oeste) em curtas distâncias geográficas, o que potencialmente

interferiu na estrutura, composição e dinâmica da comunidade arbórea, incrementando as dissimilaridades.

No entanto, os efeitos do mosaico sucessional e da face de exposição à incidência de raios solares devem ser ponderados para compreensão da dinâmica florestal. O primeiro promove dissimilaridades estruturais e de composição nos trechos florestais, o que repercuti em diferentes estratégias de vida (OLDEMAN, 1990; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; PHILLIPS et al., 2004 SWAINE; HALL, 1988), maximizando as diferenças em curtas distâncias. Já, conforme a face de exposição há modificações quanto à incidência luminosa que influencia a probabilidade de dessecação da vegetação, além de interferir na susceptibilidade a perturbações por ventos (MATLACK, 1993, 1994). Essas perturbações interferem principalmente no recrutamento e mortalidade de indivíduos arbóreos, com implicações sobre a dinâmica florestal (CASCANTE MARÍN; MEZA PICADO; ESTRADA CHAVARRÍA, 2011; CHAO et al., 2009; LAURANCE et al., 2000; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; MATLACK, 1993, 1994; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; UHL; BUSCHBACHER; SERRAO, 1988; UHL et al., 1988).

Entretanto, não foi possível distinguir o processo que gerou o padrão espacial, sendo necessária a manutenção do monitoramento para elucidação. Independente ao processo promotor desse padrão, a significativa dissimilaridade em curtas distâncias quanto à área basal evidenciou que fragmentos pequenos podem reter enorme variedade de comportamentos da vegetação, os quais interferem na dinâmica florestal. Medidas para mitigar os efeitos deletérios da fragmentação florestal devem ponderar essa heterogeneidade.

A análise por habitat revelou que a rotatividade em abundância e área basal foi influenciada tanto por atributos edáficos, topográficos e ecológicos como pela área basal pretérita da comunidade arbórea, indicando a interferência das diferentes ecounidades sobre as taxas de dinâmica. Novamente, são

realçadas as precauções quanto à simplificação dos ecossistemas florestais em poucos estratos, os quais potencialmente subestimam o mosaico florestal. Parcelas com elevadas áreas basais apresentaram alterações mais lentas quanto à modificação em biomassa e abundância, o que se associou a seres sucessionais mais avançadas. Com isso, o ganho de importância de espécies arbóreas longevas e de crescimento lento atenuou as velocidades das alterações estruturais e a manutenção da fisionomia (BROWN; LUGO, 1990; BUDOWSKI, 1963, 1965; OLDEMAN, 1990; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; SWAINE; WHITMORE, 1988; UHL; BUSCHBACHER; SERRAO, 1988).

Além dos fatores ponderados acima, as parcelas alocadas nas bordas tiveram comportamentos diferenciados de dinâmica conforme o teor de argila e soma de bases trocáveis, sendo que quanto mais elevados foram estes, menores foram as taxas de rotatividade. Essa correlação correspondeu às unidades amostrais sobre argissolos associadas à face de exposição sul do fragmento. No hemisfério sul, vertentes da vegetação com exposição sul recebem menor radiação solar, retendo maior umidade no ambiente, o que repercuti em menor instabilidade ambiental (MATLACK, 1993). Adiciona-se que na Mata dos Pinheiros os trechos com face de exposição sul coincidiram com cotas altimétricas menores, o que resultou em maior proteção a ventos, ocasionando modificações estruturais menos acentuadas. Salienta-se a maior representatividade da fração argila, que potencialmente ameniza o estresse hídrico durante a estação seca ao reduzir a permeabilidade do solo e prevenir a rápida percolação da água, aumentando a estabilidade ambiental (SILVA et al., 2011). Assim, as parcelas na face sul do fragmento estão menos susceptíveis as pressões naturais promovidas por ventos e dessecação que drasticamente interferem na dinâmica florestal (BIERREGAARD JUNIOR et al., 1992; CARVALHO et al., 2007; CHAO et al., 2009; LAURANCE, 2012; LAURANCE et al., 1998; LETCHER; CHAZDON, 2012; MATLACK, 1993,

1994; MURCIA, 1995; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007; OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997).

Para o Interior, a partir da rotatividade em área basal, verificou-se que os trechos com solos de textura mais arenosa e em cotas altimétricas elevadas apresentaram taxas mais lentas de modificações, enquanto aqueles em solos argilosos possuíram rotatividade acelerada. No primeiro caso, essas parcelas corresponderam a trechos pobres em nutrientes, geralmente com déficit hídrico acentuado (CARVALHO et al., 2007) e marcante presença de bambus, características que depreciam a velocidade das modificações estruturais em florestas tropicais (BULLOCK, 1997; CONDIT; HUBBELL; FOSTER, 1996; GUILHERME et al., 2004; LIEBERMAN; LIEBERMAN, 1987; PHILLIPS et al., 2004; PHILLIPS; SHEIL, 1997). Já, a aceleração da rotatividade atrelada ao aumento do teor de argila refletiu, na realidade, a morte de indivíduos com grande porte, que repercutiram na perda de área basal e aceleraram a rotatividade [efeito Florestas Majestosas (CONDIT, 1997; PHILLIPS et al., 2004)]. Assim, no Interior, as distinções na dinâmica do componente arbóreo foram oriundas de características de fertilidade do solo e da capacidade de retenção de água neste, da colonização do ambiente por bambus e da sere sucessional observada em cada trecho.

5 CONCLUSÃO

A dinâmica da comunidade arbórea na Mata dos Pinheiros revelou desequilíbrios entre os eventos de recrutamento e mortalidade de indivíduos e entre o ganho e perda em área basal, havendo o desbaste de indivíduos e o acúmulo de biomassa. Entretanto, as taxas de rotatividade registradas foram similares àquelas observadas em ecossistemas florestais tropicais maduros. A categorização do fragmento como “preservado” e com comunidade arbórea atrelada a seres sucessionais tardias foi corroborada pela manutenção do avançado estágio da regeneração florestal no Interior, assim como pela reestruturação da Borda, evidenciada pelo incremento em área basal, redução de indivíduos de menor porte e diminuição da representatividade de guildas atreladas ao início do processo sucessional.

As taxas de rotatividade em abundância e área basal foram mais aceleradas nos habitats de borda, sendo este padrão mantido após 11 anos de monitoramento. Entre os atributos que influenciaram as velocidades das alterações estruturais na comunidade arbórea destaca-se o fator borda, que foi correlacionado positivamente com as taxas de rotatividade. Por outro lado, solos pobres em nutrientes e situados em áreas íngremes sustentaram comunidades arbóreas menos dinâmicas, as quais também experimentaram lentas taxas de rotatividade em trechos com dominância de bambus. A interferência das populações de bambus sobre a dinâmica arbórea poderá ser elucidada com a manutenção do monitoramento, revelando o comportamento da comunidade após a mortalidade de bambus registrada em 2010. Houve o predomínio da ausência de estrutura espacial quanto à rotatividade da comunidade arbórea, seja em abundância ou em área basal, conferindo um padrão aleatório quanto às modificações desta sinúsia. Por fim, ressalta-se que a reestruturação da

comunidade arbórea na Borda teve como papel primordial a amortização do efeito borda, principalmente sobre trechos interioranos do fragmento.

REFERÊNCIAS

ANGELO, S. A. d' et al. Inferred causes of tree mortality in fragmented and intact Amazonian forests. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 20, n. 2, p. 243-246, 2004.

APPOLINÁRIO, V.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; GUILHERME, F. A. G. Tree population and community dynamics in a Brazilian tropical semideciduous forest. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 2, p. 347-360, abr./jun. 2005.

AYRES, J. M. et al. **Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil**. Belém: Sociedade Civil Mamirauá, 2005. 256 p.

AZEVEDO, F. **A cultura brasileira**: introdução ao estudo da cultura do Brasil. 4. ed. São Paulo: Melhoramentos, 1964. 840 p.

BERTONCELLO, R. et al. A phytogeographic analysis of cloud forests and other forest subtypes amidst the Atlantic forests in south and southeast Brazil. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 20, n. 14, p. 3413-3433, 2011.

BIERREGAARD JUNIOR, R. O. et al. The biological dynamics of tropical rainforest fragments A prospective comparison of fragments and continuous forest. **BioScience**, Ewing, v. 42, n. 11, p. 859-866, Nov. 1992.

BORCARD, D.; LEGENDRE, P. All-scale spatial analysis of ecological data by means of principal coordinates of neighbour matrices. **Ecological Modelling**, Oxford, v. 153, n. 1/2, p. 51-68, 2002.

BRAGA, F. M. S.; REZENDE, A. V. Dinâmica da vegetação arbórea da Mata de Galeria do Catetinho, Brasília, DF. **Cerne**, Lavras, v. 13, n. 2, p. 138-148, abr./jun. 2007.

BRAUN-BLANQUET, J. **Plant sociology**: the study of plant communities. New York: McGraw-Hill Book, 1932. 439 p.

BREITSPRECHER, A.; BETHEL, J. S. Stem-growth periodicity of trees in a tropical wet forest of Costa Rica. **Ecology**, Washington, v. 71, n. 3, p. 1156-1164, Mar. 1990.

BROKAW, N. V. L. The definition of treefall gap and its effect on measures of forest dynamics. **Biotropica**, Lawrence, v. 14, n. 2, p. 158-160, 1982.

BROKAW, N. V. L.; BUSING, R. T. Niche versus chance and tree diversity in forest gaps. **Trends in Ecology and Evolution**, London, v. 15, n. 5, p. 183-188, Sept. 2000.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical secondary forests. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 6, n. 1, p. 1-32, 1990.

BUDOWSKI, G. Distribution of tropical American rain forest species in the light of successional processes. **Turrialba**, San José, v. 15, n. 1, p. 40-42, 1965.

_____. Forest succession in tropical lowlands. **Turrialba**, San José, v. 13, n. 1, p. 42-44, 1963.

BULLOCK, S. H. Effects of seasonal rainfall on radial growth in two tropical tree species. **International Journal of Biometeorology**, Milwaukee, v. 41, n. 1, p. 13-16, 1997.

CARVALHO, F. A.; FELFILI, J. M. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 25, n. 1, p. 203-214, 2011.

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, mar./abr. 2007.

CASCANTE MARÍN, A.; MEZA PICADO, V.; ESTRADA CHAVARRÍA, A. Tree turnover in a premontane neotropical forest (1998–2009) in Costa Rica. **Plant Ecology**, Heidelberg, v. 212, n. 7, p. 1101-1108, July 2011.

CAYUELA, L. et al. Tree responses to edge effects and canopy openness in a tropical montane forest fragment in southern Costa Rica. **Tropical Conservation Science**, Menlo Park, v. 2, n. 4, p. 425-436, Aug. 2009.

CHAO, K. J. et al. How do trees die?: mode of death in northern Amazonia. **Journal of Vegetation Science**, Malden, v. 20, n. 2, p. 260-268, Apr. 2009.

CHAZDON, R. L. et al. Composition and dynamics of functional groups of trees during tropical forest succession in northeastern Costa Rica. **Biotropica**, Lawrence, v. 42, n. 1, p. 31-40, Jan. 2010.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 8.2. Storrs: University of Connecticut, 2011. Disponível em: <<http://www.purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 10 mar. 2012.

CONDIT, R. Forest turnover, diversity and CO₂. **Trends in Ecology & Evolution**, London, v. 12, n. 7, p. 249-250, July 1997.

_____. Research in large, long-term tropical forest plots. **Trends in Ecology & Evolution**, London, v. 10, n. 1, p. 18-22, Feb. 1995.

CONDIT, R.; HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Changes in tree species abundance in a neotropical forest: impact of climate change. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 12, n. 2, p. 231-256, May 1996.

CONNELL, J. H. Diversity in tropical rainforest and coral reefs. **Science**, Washington, v. 199, n. 4335, p. 1302-1310, 1978.

CURI, N.; MARQUES, J. J.; POZZA, A. A. A. Relações entre ambientes de solos e florestas ciliares em Minas Gerais. In: CARVALHO, D. A. (Ed.). **Florestas ciliares de Minas Gerais: ambiente e flora**. Lavras: UFLA, 2011. p. 13-30.

DAVIDE, A. C.; SILVA, E. A. A. (Ed.). **Produção de sementes e mudas de espécies florestais**. Lavras: UFLA, 2008. 175 p.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 484 p.

DENSLOW, J. S. Effects of disturbance on tree diversity in tropical rain forest: the density effect. **Ecological Applications**, New York, v. 5, n. 4, p. 962-968, 1995.

_____. Gap partitioning among tropical rainforest trees. **Biotropica**, Lawrence, v. 12, n. 2, p. 47-55, 1980.

_____. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, Palo Alto, v. 18, p. 431-452, 1987.

- DEVALL, M. S.; PARRESOL, B. R.; WRIGHT, S. J. Dendroecological analysis of *Cordia alliodora*, *Pseudobombax septenatum* and *Annona spraguei* in central Panamá. **IAWA Journal**, Leiden, v. 16, n. 4, p. 411-424, 1995.
- DIDHAM, R. K.; LAWTON, J. H. Edge structure determines the magnitude of changes in microclimates and vegetation structure in tropical forest fragment. **Biotropica**, Lawrance, v. 31, n. 1, p. 17-30, Mar. 1999.
- DINIZ FILHO, J. A. F.; BINI, L. M.; HAWKINS, B. A. Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. **Global Ecology and Biogeography**, Malden, v. 12, n. 1, p. 53-64, Mar. 2003.
- DINIZ FILHO, J. A. F.; RANGEL, T. F. L. V. B.; BINI, L. M. Model selection and information theory in geographical ecology. **Global Ecology and Biogeography**, Malden, v. 17, n. 4, p. 479-488, Aug. 2008.
- DORMANN, C. F. et al. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. **Ecography**, Lund, v. 30, n. 5, p. 609-628, Sept. 2007.
- DRUMMOND, G. M. et al. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. 2. ed. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005. 222 p.
- FERNANDES, L. A. et al. Crescimento inicial, níveis críticos de fósforo e frações fosfatadas em espécies florestais. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 35, n. 6, p. 1191-1198, jun. 2000.
- FONTES, C. G.; WALTER, B. M. T. Dinâmica do componente arbóreo de uma mata de galeria inundável (Brasília, Distrito Federal) em um período de oito anos. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 34, n. 2, p. 145-158, mar./abr. 2011.
- FONTES, M. A. L. **Dinâmica de comunidades arbóreas de florestas altimontanas de Minas Gerais**. 2008. 112 p. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.
- FORTIN, M. J.; DALE, M. **Spatial analysis: a guide for ecologists**. Cambridge: Cambridge University, 2005. 365 p.
- FRANCO, A. A. Fixação de nitrogênio em árvores e fertilidade do solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 19, p. 253-261, 1984.

GALINDO LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: _____. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2005. p. 3-11.

GARCIA, P. O. et al. Species composition and floristic relationships in southern Goiás forest enclaves. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 62, n. 1, p. 123-137, 2011.

GIULIETTI, A. M. et al. Biodiversity and conservation of plants in Brazil. **Conservation Biology**, Washington, v. 19, n. 3, p. 632-639, June 2005.

GOMES, E. P. C.; MANTOVANI, W.; KAGEYAMA, P. Y. Mortality and recruitment of trees in a secondary montane rain forest in southeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 63, n. 1, p. 47-60, 2003.

GOTELLI, N. J.; COLWELL, R. K. Estimating species richness. In: MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J. (Ed.). **Biological diversity: frontiers in measurement and assessment**. Oxford: Oxford University, 2011. p. 39-54.

_____. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. **Ecology Letters**, Malden, v. 4, n. 4, p. 379-391, Aug. 2001.

GRIFFITH, D. A. **Spatial autocorrelation and spatial filtering: gaining understanding through theory and scientific visualization**. Berlin: Springer-Verlag, 2003. 247 p.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 148, n. 1/3, p. 185-206, 2001.

GUILHERME, F. A. G. et al. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology**, Heidelberg, v. 174, n. 1, p. 19-36, 2004.

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, jul./ago. 2008.

HARRISON, S. Local extinction in a metapopulation context: an empirical evaluation. In: GILPIN, M. E.; HANSKI, I. (Ed.). **Metapopulation dynamics: empirical and theoretical investigations**. London: Academic, 1991. p. 73-88.

HERBEN, T. Permanent plots as tools for plant community ecology. **Journal of Vegetation Science**, Malden, v. 7, n. 2, p. 195-202, June 1996.

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, maio/jun. 2008a.

_____. Spatio-temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment in South-east Brazil. **Plant Ecology**, Heidelberg, v. 199, n. 1, p. 125-135, Jan. 2008b.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Normais climatológicas: 1961-1990**. Brasília, 1992. 465 p.

KAPOS, V.; CAMARGOS, J. L. C.; DANDE, G. Edge related changes in environment and plant response due to forest fragmentation in Central Amazonia. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: The University of Chicago, 1997. p. 45-54.

KILLMANN, W.; THONG, H. L. The periodicity of growth in tropical trees with special reference to dipterocarpaceae: a review. **IAWA Journal**, Leiden, v. 16, n. 4, p. 329-335, Aug. 1995.

KORNING, J.; BALSLEV, H. Growth and mortality of trees in Amazonian tropical rain forest in Ecuador. **Journal of Vegetation Science**, Malden, v. 5, n. 1, p. 77-86, Mar. 1994.

LANDEIRO, V. L.; MAGNUSSON, W. E. The geometry of spatial analyses: implications for conservation biologists. **Natureza & Conservação**, Rio de Janeiro, v. 9, n. 1, p. 7-20, 2011.

LAURANCE, S. G. W. Responses of understory rain forest birds to road edges in central Amazonia. **Ecological Applications**, New York, v. 14, n. 5, p. 1344-1357, Sept. 2004.

LAURANCE, S. G. W. et al. Long-term variation in Amazon forest dynamics. **Journal of Vegetation Science**, Malden, v. 20, n. 2, p. 323-333, Apr. 2009.

LAURANCE, W. F. How the mighty are fallen. **New Scientist**, London, v. 1, n. 2849, p. 39-41, 2012.

_____. Hyperdynamism in fragmented habitats. **Journal of Vegetation Science**, Malden, v. 13, n. 4, p. 595-602, Apr. 2002.

LAURANCE, W. F. et al. Fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. **Biological Conservation**, Oxford, v. 144, n. 1, p. 56-67, Jan. 2011.

_____. Rain forest fragmentation and the dynamics of Amazonian tree communities. **Ecology**, Washington, v. 79, n. 6, p. 2032-2040, June 1998.

_____. Rain forest fragmentation kills big trees. **Nature**, London, v. 404, n. 6780, p. 836, 2000.

LAURANCE, W. F.; VENTER, O. Measuring forest changes. **Science**, Washington, v. 328, n. 5978, p. 569, 2010.

LEGENDRE, P. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? **Ecology**, Washington, v. 74, n. 6, p. 1659-1673, June 1993.

LEGENDRE, P.; FORTIN, M. J. Spatial pattern and ecological analysis. **Vegetatio**, The Hague, v. 80, n. 2, p. 107-138, 1989.

LEITÃO FILHO, H. F. Considerações sobre a florística de florestas tropicais e subtropicais do Brasil. **IPEF**, Piracicaba, v. 35, p. 41-46, 1987.

LETCHER, S. G.; CHAZDON, R. L. Life history traits of lianas during tropical forest succession. **Biotropica**, Lawrence, v. 44, n. 4, p. 1-8, 2012.

LEWIS, S. L. et al. 2010 Amazon drought. **Science**, Washington, v. 331, n. 6017, p. 554, 2011.

LEWIS, S. L. et al. Concerted changes in tropical forest structure and dynamics: evidence from 50 South American long-term plots. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, London, v. 359, n. 1443, p. 421-436, 2004a.

_____. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, London, v. 92, n. 6, p. 929-944, June 2004b.

LIEBERMAN, D. et al. Growth rates and age-size relationships of tropical wet forest trees in Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 108, n. 1, p. 97-109, 1985a.

_____. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, London, v. 73, n. 3, p. 915-924, 1985b.

LIEBERMAN, D.; LIEBERMAN, M. Forest tree growth and dynamics at La Selva, Costa Rica, 1969-1982. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 3, n. 4, p. 347-358, 1987.

LIEBERMAN, M. et al. Canopy closure and the distribution of tropical forest tree species at La Selva, Costa Rica. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 11, n. 2, p. 161-178, Apr. 1995.

LINDENMAYER, D. B. et al. Value of long-term ecological studies. **Austral Ecology**, Adelaide, v. 37, n. 3, p. 1-13, Mar. 2012.

LUGO, A. E. The emerging era of novel tropical forests. **Biotropica**, Lawrence, v. 41, n. 5, p. 589-591, May 2009.

MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Spatial patterns of tree community dynamics are detectable in a small (4 ha) and disturbed fragment of the Brazilian Atlantic forest. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 24, n. 1, p. 250-261, 2010.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurements**. Princeton: Princeton University, 1988. 179 p.

MAGURRAN, A. E. et al. Long-term datasets in biodiversity research and monitoring: assessing change in ecological communities through time. **Trends in Ecology & Evolution**, London, v. 25, n. 10, p. 574-582, Oct. 2010.

MANOKARAN, N.; KOCHUMMEN, K. M. Recruitment, growth and mortality of tree species in a lowland dipterocarp forest in Peninsular Malaysia. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 3, n. 4, p. 315-330, Dec. 1987.

MARIAUX, A. Growth periodicity in tropical trees. **IAWA Journal**, Leiden, v. 16, n. 4, p. 327-328, Dec. 1995.

MARTINS, F. R. **Estrutura de uma floresta mesófila**. Campinas: UNICAMP, 1991. 246 p.

MARTINS, S. V. et al. Caracterização do dossel e do estrato de regeneração natural no sub-bosque e em clareiras de uma florestal estacional semidecidual no município de Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 32, n. 4, p. 759-767, jul./ago. 2008.

MATLACK, G. R. Microenvironment variation within and among forest edge sites in the eastern United States. **Biological Conservation**, Oxford, v. 66, n. 2, p. 185-194, Apr. 1993.

_____. Vegetation dynamics of the forest edge-trends in space and successional time. **Journal of Ecology**, London, v. 82, n. 1, p. 113-123, Feb. 1994.

MCCUNE, B.; MEFFORD, M. J. **PC-ORD**: multivariate analysis of ecological data. Version 5.1. Gleneden Beach: MjM Software Design, 2006. 1 CD-ROM.

MCGILL, B. J. Species abundance distributions. In: MAGURRAN, A. E.; MCGILL, B. J. (Ed.). **Biological diversity: frontiers in measurement and assessment**. Oxford: Oxford University, 2011. p. 105-122.

METZGER, J. P. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: KAGEYAMA, P. Y. et al. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 49-76.

MITTERMEIER, R. A. et al. A brief history of biodiversity conservation in Brazil. **Conservation Biology**, Washington, v. 19, n. 3, p. 601-607, June 2005.

MORELLATO, L. P. C.; HADDAD, C. F. B. Introduction: the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, Lawrence, v. 32, n. 4b, p. 786-792, 2000.

MURCIA, C. Edges effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolucion**, London, v. 10, n. 2, p. 58-62, June 1995.

NUNES, Y. R. F. et al. Variações da fisionomia, diversidade e composição de guildas da comunidade arbórea em um fragmento de floresta semidecidual em Lavras, MG. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 17, n. 2, p. 213-229, 2003.

ODUM, E. **Fundamentos de ecologia**. 6. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2001. 927 p.

OLDEMAN, R. A. A. **Forests: elements of silvology**. Berlin: Springer-Verlag, 1990. 624 p.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. **Catálogo das árvores nativas de Minas Gerais: mapeamento e inventário da flora nativa e dos reflorestamentos de Minas Gerais**. Lavras: UFLA, 2006. 423 p.

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, n. 1, p. 149-161, jan./fev. 2007.

_____. Diversity and structure of the tree community of a fragment of tropical secondary forest of the Brazilian Atlantic Forest domain 15 and 40 years after logging. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 27, n. 4, p. 685-701, out./dez. 2004a.

_____. 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.

_____. 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, abr./jun. 2004b.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, Lawrence, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MACHADO, J. N. M. Composição florística de uma Floresta Semidecídua Montana, na Serra de São José, Tiradentes, Minas Gerais. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 7, n. 2, p. 71-88, 1993.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. S. Effects of past disturbance and edges on tree community structure and dynamics within a fragment of tropical semideciduous forest in south-eastern Brazil over a five-year period: 1987-1992. **Plant Ecology**, Heidelberg, v. 131, n. 1, p. 45-66, Feb. 1997.

PAGLIA, A. P.; FERNANDEZ, F. A.; MARCO JÚNIOR, P. Efeitos da fragmentação de habitats: quantas espécies, quantas populações, quantos indivíduos, e serão eles suficientes? In: ROCHA, C. F. D. et al. (Ed.). **Biologia da conservação: essências**. São Carlos: Rima, 2006. p. 281-316.

PAIVA, L. V.; ARAÚJO, G. M.; PEDRONI, F. Structure and dynamics of a woody plant community of a tropical semi-deciduous seasonal forest in the “Estação Ecológica do Panga”, municipality of Uberlândia, Minas Gerais, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 3, p. 365-373, maio/jun. 2007.

PAULA, A. et al. Sucessão ecológica da vegetação em uma Floresta Estacional Semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 18, n. 3, p. 407-423, 2004.

PEREIRA, J. A. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; LEMOS FILHO, J. P. Environmental heterogeneity and disturbance by humans control much of the tree species diversity of Atlantic montane forest fragments in SE Brazil. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 16, n. 6, p. 1761-1784, June 2007.

PHILLIPS, O. L. Long-term environmental change in tropical forests: increasing tree turnover. **Environmental Conservation**, Cambridge, v. 23, n. 3, p. 235-246, 1996.

PHILLIPS, O. L. et al. Pattern and process in Amazon tree turnover, 1976-2001. **Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences**, London, v. 359, n. 1443, p. 381-407, 2004.

PHILLIPS, O. L.; GENTRY, A. H. Increasing turnover through time in tropical forests. **Science**, Washington, v. 263, n. 5149, p. 954-958, 1994.

PHILLIPS, O. L.; SHEIL, D. Forest turnover, diversity and CO₂. **Trends in Ecology & Evolution**, London, v. 12, n. 10, p. 404-404, Oct. 1997.

PINTO, J. R. R.; HAY, J. V. Mudanças florísticas e estruturais na comunidade arbórea de uma floresta de vale no Parque Nacional da Chapada dos Guimarães, Mato Grosso, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 3, p. 523-539, set. 2005.

PRIMACK, R. B. et al. Growth rates and population structure of Moraceae trees in Sarawak, East Malaysia. **Ecology**, Washington, v. 66, n. 2, p. 577-588, 1985.

RANGEL, T. F.; DINIZ FILHO, J. A. F.; BINI, L. M. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. **Ecography**, Lund, v. 33, n. 1, p. 46-50, Jan. 2010.

RANKIN DE MÉRONA, J. M.; HUTCHINGS, H. R. W.; LOVEJOY, T. E. Tree mortality and recruitment over a five-year period in undisturbed upland rainforest of the Central Amazon. In: GENTRY, A. H. (Ed.). **Four neotropical rainforests**. New Haven: Yale University, 1990. p. 573-584.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: ZACHOS, F. E.; HABEL, J. C. (Ed.). **Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas**. Berlin: Springer-Verlag, 2011. p. 405-434.

RIZZINI, C. T. **Tratado de fitogeografia do Brasil: aspectos ecológicos, sociológicos e florísticos**. 2. ed. São Paulo: Âmbito Cultural, 1997. 747 p.

RODRIGUES, P. J. F. P.; NASCIMENTO, M. T. Fragmentação florestal: breves considerações teóricas sobre efeitos de borda. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 1, p. 63-74, 2006.

ROLIM, S. G.; COUTO, H. T. Z.; JESUS, R. M. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares, ES. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 55, n. 1, p. 49-69, 1999.

SAITER, F. Z. et al. Tree changes in a mature rainforest with high diversity and endemism on the Brazilian coast. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 20, n. 9, p. 1921-1949, Sept. 2011.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. **Conservation Biology**, Washington, v. 5, n. 1, p. 18-32, Mar. 1991.

SCHILLING, A. C.; BATISTA, J. L. F. Curva de acumulação de espécies e suficiência amostral em florestas tropicais. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 1, p. 179-187, jan./fev. 2008.

SCHNITZER, S. A.; BONGERS, F. Increasing liana abundance and biomass in tropical forests: emerging patterns and putative mechanisms. **Ecology Letters**, Malden, v. 14, n. 4, p. 397-406, Apr. 2011.

SEABY, R. M. H.; HENDERSON, P. A. **Community analysis**. Version 4.0. Lymington: Pisces Conservation, 2007. 1 CD-ROM.

SHEIL, D. Evaluating turnover in tropical forests. **Science**, Washington, v. 268, n. 5212, p. 894, 1995.

_____. Long-term observations of rain forest succession, tree diversity and responses to disturbance. **Plant Ecology**, Heidelberg, v. 155, n. 2, p. 183-199, 2001.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P. Disturbing hypotheses in tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, London, v. 18, n. 1, p. 18-26, 2003.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **Ecology**, Washington, v. 83, n. 2, p. 331-333, 1995.

SHEIL, D.; JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 16, n. 6, p. 765-800, June 2000.

SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 84, n. 1, p. 91-100, Feb. 1996.

SILVA, A. C. et al. Dinâmica de uma comunidade arbórea após enchente em fragmentos florestais no sul de Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 35, n. 4, p. 883-893, abr. 2011.

SWAINE, M. D.; HALL, J. B. The mosaic theory of forest regeneration and the determination of forest composition in Ghana. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 4, n. 3, p. 253-269, 1988.

SWAINE, M. D.; HALL, J. B.; ALEXANDER, I. J. Tree population dynamics at Kade, Ghana: 1968-1982. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 3, n. 4, p. 331-345, 1987.

SWAINE, M. D.; LIEBERMAN, D.; PUTZ, F. E. The dynamics of tree populations in tropical forest: a review. **Journal of Tropical Ecology**, Winchelsea, v. 3, n. 4, p. 359-366, 1987.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. **Vegetatio**, The Hague, v. 75, n. 1/2, p. 81-86, 1988.

TABARELLI, M.; CARDOSO, J. M.; GASCON, C. Forest fragmentation synergisms and the impoverishment of neotropical forests. **Biodiversity and Conservation**, Dordrecht, v. 13, n. 7, p. 1419-1425, July 2004.

TABARELLI, M. et al. Challenges and opportunities for biodiversity conservation in Brazilian Atlantic Forest. **Conservation Biology**, Washington, v. 19, n. 3, p. 695-700, Mar. 2005.

_____. Effects of pioneer tree species hyperabundance on forest fragments in northeastern Brazil. **Conservation Biology**, Washington, v. 24, n. 6, p. 1654-1663, June 2010.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, Washington, v. 91, n. 2/3, p. 119-127, 1999.

UHL, C.; BUSCHBACHER, R.; SERRAO, E. A. S. Abandoned pastures in eastern Amazonia: I., patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, London, v. 76, n. 3, p. 663-681, 1988.

UHL, C. et al. Vegetation dynamics in Amazonian treefall gaps. **Ecology**, Durham, v. 69, n. 3, p. 751-763, 1988.

VALENTE, A. S. M. et al. Composição, estrutura e similaridade florística da Floresta Atlântica, na Serra Negra, Rio Preto, MG. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 62, n. 2, p. 321-340, 2011.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, A. F. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

WELDEN, C. W. et al. Sapling survival, growth, and recruitment: relationship to canopy height in a neotropical forest. **Ecology**, Washington, v. 72, n. 1, p. 35-50, Feb. 1991.

WERNECK, M. S. et al. Florística e estrutura de três trechos de uma floresta semidecídua na Estação Ecológica do Tripuí, Ouro Preto, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 97-106, jan./mar. 2000.

WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Heidelberg, v. 174, n. 2, p. 339-348, Feb. 2004.

WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology**, Durham, v. 70, n. 3, p. 536-538, 1989a.

_____. Guidelines to avoid remeasurement problems in permanent sample plots in tropical rain forests. **Biotropica**, Lawrence, v. 21, n. 3, p. 282-283, 1989b.

_____. **Introduction to tropical rain forest**. 2nd ed. Oxford: Oxford University, 1998. 296 p.

_____. Tropical forest disturbance, disappearance, and species loss. In: LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD, R. O. (Ed.). **Tropical forest remnants: ecology, management and conservation of fragmented communities**. Chicago: University of Chicago, 1997. p. 3-12.

WILCOX, B. A.; MURPHY, D. D. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. **The American Naturalist**, Chicago, v. 125, n. 6, p. 879-887, Dec. 1985.

WILSON, E. O. The current state of biological diversity. In: _____. **Biodiversity**. Washington: National Academy, 1988. p. 3-18.

YÁÑEZ ESPINOSA, L.; TERRAZAS, T.; LÓPEZ MATA, L. Integrated analysis of tropical trees growth: a multivariate approach. **Annals of Botany**, Oxford, v. 98, n. 3, p. 637-645, Mar. 2006.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 5th ed. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 2010. 944 p.

APÊNDICE

APÊNDICE A – Famílias e espécies arbóreas, com respectivos grupos ecológicos, registradas em um estudo de longa duração realizado na Mata dos Pinheiros, em Piedade do Rio Grande, Minas Gerais

Famílias/Espécies	G.R.	Disp.	Abundâncias								
			Borda			Interior			Total		
			1999	2004	2010	1999	2004	2010	1999	2004	2010
Anacardiaceae											
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engler	Cl. Luz	Zoo	6	4	4	-	-	-	6	4	4
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Cl. Luz	Zoo	9	7	6	7	6	6	16	13	12
<i>Tapirira guianensis</i> Aublet	Cl. Luz	Zoo	1	1	2	-	-	-	1	1	2
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) Mitchell	Cl. Luz	Zoo	16	16	14	6	6	6	22	22	20
Annonaceae											
<i>Annona cacans</i> Warm.	Cl. Luz	Zoo	1	1	1	2	2	2	3	3	3
<i>Annona dolabripetala</i> (Raddi) H.Rainer	Cl. Luz	Zoo	15	9	8	3	3	3	18	12	11
<i>Annona neolaurifolia</i> H.Rainer	Cl. Luz	Zoo	22	17	12	9	7	5	31	24	17
<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	Cl. Luz	Zoo	3	3	3	6	6	6	9	9	9
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	Cl. Luz	Zoo	18	18	18	25	26	25	43	44	43
<i>Duguetia riedeliana</i> R.E.Fries	Cl. Smb	Zoo	1	1	1	49	50	56	50	51	57
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	Cl. Luz	Zoo	2	2	2	1	1	1	3	3	3
<i>Xylopia brasiliensis</i> Sprengel	Cl. Luz	Zoo	2	2	2	3	3	3	5	5	5
Apocynaceae											
<i>Aspidosperma australe</i> Müll.Arg.	Cl. Smb	Ane	-	-	-	3	2	-	3	2	-
<i>Aspidosperma parvifolium</i> A.DC.	Cl. Smb	Ane	1	1	1	6	7	6	7	8	7
<i>Aspidosperma polyneuron</i> Müll.Arg.	Cl. Smb	Ane	-	-	-	3	3	3	3	3	3
Aquifoliaceae											

“APÊNDICE A, continua”

Famílias/Espécies	G.R.	Disp.	Abundâncias								
			Borda			Interior			Total		
			1999	2004	2010	1999	2004	2010	1999	2004	2010
<i>Ilex brevicuspis</i> Reissek	Cl. Luz	Zoo	-	-	-	-	1	1	-	1	1
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	Cl. Smb	Zoo	1	1	1	1	1	1	2	2	2
Araliaceae											
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne & Planchon	Cl. Smb	Zoo	1	3	3	-	-	-	1	3	3
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	Cl. Luz	Zoo	-	-	-	3	3	3	3	3	3
Araucariaceae											
<i>Araucaria angustifolia</i> (Bert.) Kuntze	Cl. Luz	Zoo	2	1	1	-	-	-	2	1	1
Arecaceae											
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	Cl. Luz	Zoo	4	4	4	-	-	-	4	4	4
Asteraceae											
<i>Austroeuatorium inulaefolium</i> (Kunth) R.M.King & H.Robinson	P	Ane	4	2	-	-	-	-	4	2	-
<i>Piptocarpha macropoda</i> Baker	P	Ane	8	8	7	1	1	1	9	9	8
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	P	Ane	4	4	3	1	1	1	5	5	4
Bignoniaceae											
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	Cl. Luz	Ane	22	23	23	23	22	20	45	45	43
Boraginaceae											
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	Cl. Smb	Zoo	3	2	1	-	-	-	3	2	1

“APÊNDICE A, continua”

Famílias/Espécies	G.R.	Disp.	Abundâncias								
			Borda			Interior			Total		
			1999	2004	2010	1999	2004	2010	1999	2004	2010
<i>Cordia magnoliifolia</i> Cham.	Cl. Smb	Zoo	1	1	1	-	-	-	1	1	1
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	Cl. Luz	Zoo	7	7	7	9	8	8	16	15	15
Burseraceae											
<i>Protium widgrenii</i> Engler	Cl. Luz	Zoo	27	29	29	1	1	1	28	30	30
Calophyllaceae											
<i>Kielmeyera lathrophyton</i> Saddi	Cl. Luz	Ane	1	1	1	-	-	-	1	1	1
Canellaceae											
<i>Cinnamodendron dinisii</i> Schwacke	Cl. Smb	Zoo	2	3	3	2	2	1	4	5	4
Cannabaceae											
<i>Celtis iguanaea</i> (Jacquin) Sargent	P	Zoo	-	-	1	1	-	-	1	-	1
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	P	Zoo	1	1	1	1	1	1	2	2	2
Celastraceae											
<i>Maytenus communis</i> Reissek	Cl. Smb	Zoo	1	1	-	-	-	-	1	1	-
<i>Maytenus gonoclada</i> Mart.	Cl. Smb	Zoo	-	1	1	2	2	2	2	3	3
<i>Maytenus officinalis</i> Mabb.	Cl. Smb	Zoo	5	7	9	-	1	-	5	8	9
Chrysobalanaceae											
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	Cl. Luz	Zoo	-	-	-	1	1	1	1	1	1
Clethraceae											
<i>Clethra scabra</i> Pers.	Cl. Luz	Ane	22	20	16	-	-	-	22	20	16
Clusiaceae											
<i>Chrysochlamys saldanhae</i> (Engl.) Oliveira-Filho	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	3	3	3	3	3	3

“APÊNDICE A, continua”

Famílias/Espécies	G.R.	Disp.	Abundâncias									
			Borda			Interior			Total			
			1999	2004	2010	1999	2004	2010	1999	2004	2010	
Connaraceae												
<i>Connarus regnellii</i> G.Schellenb.	Cl. Smb	Zoo	1	1	1	5	5	5	6	6	6	
Cunoniaceae												
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	Cl. Luz	Ane	8	8	5	-	-	-	8	8	5	
Elaeocarpaceae												
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. ex Benth.	Cl. Luz	Zoo	-	-	-	1	1	1	1	1	1	
Erythroxylaceae												
<i>Erythroxylum cuneifolium</i> (Mart.) O.E.Schulz	Cl. Luz	Zoo	1	1	-	-	-	-	1	1	-	
Euphorbiaceae												
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	Cl. Luz	Zoo	2	2	2	3	3	3	5	5	5	
<i>Alchornea triplinervia</i> (Sprengel) Müll.Arg.	Cl. Luz	Zoo	-	-	-	2	-	-	2	-	-	
<i>Croton floribundus</i> Sprengel	P	Aut	51	45	42	4	4	4	55	49	46	
<i>Croton verrucosus</i> Radcl.-Sm. & Govaerts	P	Aut	22	21	11	10	9	5	32	30	16	
<i>Manihot grahami</i> Hook.	Cl. Luz	Aut	1	1	-	-	-	-	1	1	-	
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	Cl. Luz	Aut	-	-	-	5	5	3	5	5	3	
Fabaceae Caesalpinioideae												
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Cl. Luz	Aut	49	39	28	4	4	5	53	43	33	
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bong.) D.Dietr.	Cl. Luz	Aut	2	2	4	-	-	1	2	2	5	
<i>Cassia ferruginea</i> (Schrad.) Schrad.	Cl. Luz	Aut	1	1	1	1	-	-	2	1	1	

“APÊNDICE A, continua”

Famílias/Espécies	G.R.	Disp.	Abundâncias								
			Borda			Interior			Total		
			1999	2004	2010	1999	2004	2010	1999	2004	2010
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	Cl. Smb	Zoo	3	3	5	2	2	2	5	5	7
<i>Senna macranthera</i> (Collad.) Irwin & Barneby	P	Aut	1	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	P	Aut	2	2	2	-	-	-	2	2	2
Fabaceae Faboideae			-	-	-	-	-	-			
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	P	Ane	1	1	1	-	-	-	1	1	1
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	Cl. Luz	Ane	12	11	11	6	5	3	18	16	14
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	Cl. Luz	Ane	6	6	7	1	1	-	7	7	7
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	Cl. Luz	Ane	17	16	15	1	1	1	18	17	16
<i>Platygyamus regnellii</i> Benth.	Cl. Luz	Ane	1	1	2	9	8	8	10	9	10
Fabaceae Mimosoideae			-	-	-	-	-	-			
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip	Cl. Luz	Aut	3	2	2	1	1	-	4	3	2
<i>Anadenanthera colubrina</i> (Vell.) Brenan	P	Aut	2	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Inga cylindrica</i> (Vell.) Mart.	Cl. Luz	Zoo	1	2	2	-	-	-	1	2	2
<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd.	Cl. Luz	Zoo	1	1	1	1	-	-	2	1	1
<i>Inga marginata</i> Willd.	Cl. Luz	Zoo	2	2	-	5	6	3	7	8	3
<i>Inga vera</i> Willd.	P	Zoo	-	-	-	2	2	2	2	2	2
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & Grimes	Cl. Luz	Aut	8	8	8	-	-	-	8	8	8
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) Macbr.	P	Aut	64	73	75	9	8	9	73	81	84

“APÊNDICE A, continua”

Famílias/Espécies	G.R.	Disp.	Abundâncias								
			Borda			Interior			Total		
			1999	2004	2010	1999	2004	2010	1999	2004	2010
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	P	Aut	4	5	5	3	2	2	7	7	7
Hypericaceae											
<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	P	Zoo	6	7	7	-	-	-	6	7	7
Icacinaceae											
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) Howard	Cl. Luz	Zoo	1	1	1	-	-	-	1	1	1
Lamiaceae											
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) B.D.Jackson	P	Zoo	6	5	3	-	-	-	6	5	3
<i>Hyptidendron asperrimum</i> (Epling) Harley	P	Ane	18	16	12	-	-	-	18	16	12
<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	Cl. Luz	Zoo	3	4	4	-	-	-	3	4	4
<i>Vitex polygama</i> Cham.	Cl. Luz	Zoo	1	1	1	1	1	1	2	2	2
Lauraceae											
<i>Aiouea saligna</i> Meisn.	Cl. Smb	Zoo	1	1	1	-	-	-	1	1	1
<i>Cinnamomum glaziovii</i> (Mez) Vattimo-Gil	Cl. Smb	Zoo	1	1	1	1	1	1	2	2	2
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	Cl. Smb	Zoo	6	7	6	10	9	9	16	16	15
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	Cl. Smb	Zoo	2	3	3	-	-	-	2	3	3
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	Cl. Smb	Zoo	1	1	1	-	-	-	1	1	1
<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	Cl. Smb	Zoo	1	1	1	-	-	-	1	1	1
<i>Nectandra megapotamica</i> (Sprengel) Mez	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	4	4	3	4	4	3
<i>Nectandra nitidula</i> Nees	Cl. Smb	Zoo	3	3	3	2	2	2	5	5	5
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	Cl. Luz	Zoo	-	-	-	2	3	2	2	3	2

“APÊNDICE A, continua”

Famílias/Espécies	G.R.	Disp.	Abundâncias								
			Borda			Interior			Total		
			1999	2004	2010	1999	2004	2010	1999	2004	2010
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisner) Mez	Cl. Luz	Zoo	5	5	7	10	9	7	15	14	14
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisn.) Mez	Cl. Luz	Zoo	-	-	-	2	3	3	2	3	3
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	Cl. Luz	Zoo	1	1	1	2	2	2	3	3	3
<i>Ocotea longifolia</i> Kunth	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	1	1	1	1	1	1
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	Cl. Smb	Zoo	10	10	10	11	11	10	21	21	20
<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	Cl. Smb	Zoo	2	2	2	-	-	-	2	2	2
<i>Persea rufotomentosa</i> Nees & Mart. ex Nees	Cl. Luz	Zoo	8	8	6	-	-	-	8	8	6
Lecythidaceae											
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	Cl. Smb	Ane	3	3	3	4	5	5	7	8	8
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	Cl. Smb	Ane	-	-	-	3	3	3	3	3	3
Loganiaceae											
<i>Strychnos brasiliensis</i> (Sprengel) Mart.	Cl. Smb	Zoo	2	-	-	-	-	-	2	-	-
Magnoliaceae											
<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng.	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	3	3	3	3	3	3
Malpighiaceae											
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	Cl. Luz	Zoo	-	-	-	6	5	5	6	5	5
Malvaceae											
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil., Juss. & Cambess.) Ravenna	Cl. Luz	Ane	1	1	1	7	6	5	8	7	6
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Cl. Luz	Zoo	2	2	2	-	-	-	2	2	2

“APÊNDICE A, continua”

Famílias/Espécies	G.R.	Disp.	Abundâncias								
			Borda			Interior			Total		
			1999	2004	2010	1999	2004	2010	1999	2004	2010
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Cl. Luz	Ane	4	5	6	-	-	-	4	5	6
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	Cl. Luz	Ane	7	9	10	-	-	-	7	9	10
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cav.) A.Robyns	Cl. Luz	Ane	2	2	2	9	8	8	11	10	10
Melastomataceae											
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	Cl. Luz	Zoo	-	2	2	-	-	-	-	2	2
<i>Miconia latecrenata</i> (DC.) Naudin	Cl. Luz	Zoo	2	1	-	-	-	-	2	1	-
<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	Cl. Luz	Zoo	-	-	1	-	-	-	-	-	1
<i>Miconia willdenowii</i> Klotzsch	Cl. Luz	Zoo	2	2	2	3	3	2	5	5	4
Meliaceae											
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Cl. Smb	Zoo	21	21	22	9	10	7	30	31	29
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cl. Luz	Ane	8	9	9	1	1	1	9	10	10
<i>Guarea kunthiana</i> A.Juss.	Cl. Smb	Zoo	1	2	2	4	4	4	5	6	6
<i>Trichilia casaretti</i> C.DC.	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	2	2	2	2	2	2
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	16	16	16	16	16	16
<i>Trichilia claussoni</i> C.DC.	Cl. Smb	Zoo	2	2	3	-	-	-	2	2	3
<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.	Cl. Smb	Zoo	2	2	1	2	2	1	4	4	2
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	5	5	5	5	5	5
<i>Trichilia pallida</i> Swartz	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	3	2	1	3	2	1
Monimiaceae											
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	Cl. Smb	Zoo	34	37	41	18	17	15	52	54	56

“APÊNDICE A, continua”

Famílias/Espécies	G.R.	Disp.	Abundâncias								
			Borda			Interior			Total		
			1999	2004	2010	1999	2004	2010	1999	2004	2010
Moraceae											
<i>Ficus enormis</i> Mart. ex Miq.	Cl. Luz	Zoo	2	2	2	-	-	-	2	2	2
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don.	Cl. Luz	Zoo	1	1	1	-	-	-	1	1	1
<i>Sorocea bonplandii</i> (Baillon) W.Burger	Cl. Smb	Zoo	3	3	3	1	1	1	4	4	4
Myristicaceae											
<i>Virola bicuhyba</i> (Schott) Warb.	Cl. Smb	Zoo	2	2	2	30	30	30	32	32	32
Myrtaceae											
<i>Calyptranthes clusiifolia</i> (Miq.) O.Berg	Cl. Smb	Zoo	15	17	18	2	2	2	17	19	20
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	Cl. Luz	Zoo	1	1	1	-	-	-	1	1	1
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	Cl. Luz	Zoo	-	-	-	1	1	1	1	1	1
<i>Eugenia acutata</i> Miq.	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	2	2	2	2	2	2
<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	2	2	2	2	2	2
<i>Eugenia florida</i> DC.	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	1	1	1	1	1	1
<i>Eugenia handroana</i> D.Legrand	Cl. Smb	Zoo	1	1	1	2	3	3	3	4	4
<i>Eugenia hyemalis</i> Cambess.	Cl. Luz	Zoo	1	1	1	-	-	-	1	1	1
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Cl. Luz	Zoo	-	-	-	-	1	-	-	1	-
<i>Marlierea obscura</i> O.Berg	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	2	2	2	2	2	2
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	Cl. Smb	Zoo	7	7	7	5	4	3	12	11	10
<i>Myrcia amazonica</i> DC.	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	4	4	4	4	4	4
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Cl. Luz	Zoo	25	27	18	3	2	2	28	29	20
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aublet) DC.	Cl. Luz	Zoo	3	3	4	-	-	-	3	3	4

“APÊNDICE A, continua”

Famílias/Espécies	G.R.	Disp.	Abundâncias								
			Borda			Interior			Total		
			1999	2004	2010	1999	2004	2010	1999	2004	2010
<i>Plinia cauliflora</i> (Mart.) Kausel	Cl. Luz	Zoo	-	-	-	1	1	1	1	1	1
<i>Plinia cf. grandifolia</i> (Mattos) Sobral	Cl. Luz	Zoo	-	1	1	-	-	-	-	1	1
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Cl. Luz	Zoo	-	-	-	1	1	1	1	1	1
<i>Psidium rufum</i> DC.	Cl. Luz	Zoo	-	-	-	2	2	2	2	2	2
<i>Siphoneugena kiaerskoviana</i> (Burret) Kausel	Cl. Smb	Zoo	1	1	1	-	-	-	1	1	1
Nyctaginaceae											
<i>Guapira hirsuta</i> (Choisy) Lundell	Cl. Smb	Zoo	2	2	2	-	-	-	2	2	2
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	Cl. Smb	Zoo	1	1	1	18	15	13	19	16	14
<i>Pisonia zapallo</i> Griseb.	Cl. Luz	Zoo	4	4	4	6	6	4	10	10	8
Peraceae											
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp.	Cl. Luz	Zoo	2	2	2	3	3	3	5	5	5
Phyllanthaceae											
<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	Cl. Luz	Zoo	6	6	6	4	4	3	10	10	9
<i>Margaritaria nobilis</i> L.f.	Cl. Smb	Aut	-	-	-	1	1	-	1	1	-
Phytolaccaceae											
<i>Seguiera langsdorffii</i> Moq.	Cl. Smb	Ane	7	7	6	2	2	2	9	9	8
Picramniaceae											
<i>Picramnia glazioviana</i> Engler	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	1	1	1	1	1	1
<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	1	1	1	1	1	1
Primulaceae											
<i>Myrsine lancifolia</i> Mart.	Cl. Luz	Zoo	1	1	-	-	-	-	1	1	-

“APÊNDICE A, continua”

Famílias/Espécies	G.R.	Disp.	Abundâncias								
			Borda			Interior			Total		
			1999	2004	2010	1999	2004	2010	1999	2004	2010
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	Cl. Luz	Zoo	21	17	12	-	1	1	21	18	13
Proteaceae											
<i>Roupala montana</i> Aubl.	Cl. Luz	Ane	1	1	1	-	-	-	1	1	1
Rhamnaceae											
<i>Colubrina glandulosa</i> Perkins	Cl. Luz	Zoo	11	11	10	9	9	8	20	20	18
Rosaceae											
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urban	Cl. Luz	Zoo	3	3	3	28	27	24	31	30	27
Rubiaceae											
<i>Alseis floribunda</i> Schott	Cl. Smb	Ane	-	-	-	2	2	2	2	2	2
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	Cl. Luz	Zoo	2	4	4	5	3	3	7	7	7
<i>Chomelia brasiliiana</i> A.Rich.	Cl. Smb	Zoo	1	1	1	-	-	-	1	1	1
<i>Coffea arabica</i> L.	NC	Zoo	-	-	-	-	-	1	-	-	1
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	Cl. Luz	Zoo	3	3	3	-	-	-	3	3	3
<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schltldl.	Cl. Smb	Zoo	1	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	Cl. Smb	Zoo	8	14	19	5	5	4	13	19	23
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	Cl. Luz	Zoo	2	1	1	1	-	-	3	1	1
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	Cl. Smb	Zoo	-	1	-	-	-	-	-	1	-
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	3	3	1	3	3	1
Rutaceae											
<i>Esenbeckia leiocarpa</i> Engler	Cl. Smb	Aut	-	-	-	3	3	4	3	3	4
<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engler	Cl. Smb	Aut	21	20	22	98	103	101	119	123	123

“APÊNDICE A, continua”

Famílias/Espécies	G.R.	Disp.	Abundâncias								
			Borda			Interior			Total		
			1999	2004	2010	1999	2004	2010	1999	2004	2010
<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	Cl. Smb	Aut	31	33	35	96	88	86	127	121	121
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	P	Zoo	1	1	1	-	-	-	1	1	1
<i>Zanthoxylum fagara</i> (L.) Sargent	Cl. Luz	Zoo	8	9	5	1	1	1	9	10	6
<i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hil.	Cl. Luz	Zoo	-	1	1	3	3	2	3	4	3
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	P	Zoo	9	5	5	2	2	2	11	7	7
Salicaceae											
<i>Casearia decandra</i> Jacquin	Cl. Luz	Zoo	8	9	10	5	5	4	13	14	14
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	Cl. Smb	Zoo	18	20	17	-	-	-	18	20	17
<i>Casearia obliqua</i> Sprengel	Cl. Luz	Zoo	8	7	5	2	2	2	10	9	7
<i>Casearia sylvestris</i> Swartz	P	Zoo	16	15	18	2	2	2	18	17	20
<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl	Cl. Smb	Zoo	1	1	1	-	-	-	1	1	1
<i>Prockia crucis</i> P.Browne ex L.	Cl. Luz	Zoo	-	1	1	-	-	-	-	1	1
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	Cl. Luz	Zoo	1	1	1	-	-	-	1	1	1
Sapindaceae											
<i>Cupania zanthoxyloides</i> Cambess.	Cl. Luz	Zoo	19	20	20	7	6	4	26	26	24
<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	Cl. Luz	Zoo	1	1	-	-	-	-	1	1	-
<i>Matayba juglandifolia</i> Radlk.	Cl. Luz	Zoo	5	6	9	-	-	-	5	6	9
Sapotaceae											
<i>Chrysophyllum gonocarpum</i> (Mart. & Eichler) Engler	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	2	1	1	2	1	1

“APÊNDICE A, continua”

Famílias/Espécies	G.R.	Disp.	Abundâncias								
			Borda			Interior			Total		
			1999	2004	2010	1999	2004	2010	1999	2004	2010
Schoepfiaceae											
<i>Schoepfia brasiliensis</i> A.DC.	Cl. Smb	Zoo	-	-	-	2	2	2	2	2	2
Simaroubaceae											
<i>Picrasma crenata</i> (Vell.) Engler	Cl. Smb	Zoo	3	2	2	7	9	8	10	11	10
Solanaceae											
<i>Aureliana velutina</i> Sendt.	P	Zoo	-	-	-	1	2	1	1	2	1
<i>Cestrum axillare</i> Vell.	Cl. Luz	Zoo	-	-	-	1	1	1	1	1	1
<i>Cestrum schlechtendalii</i> G.Don	Cl. Luz	Zoo	7	4	3	11	10	7	18	14	10
<i>Solanum cernuum</i> Vell.	P	Zoo	3	3	2	-	-	-	3	3	2
<i>Solanum leucodendron</i> Sendt.	Cl. Luz	Zoo	2	3	3	1	1	1	3	4	4
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	Cl. Luz	Zoo	-	1	1	2	2	1	2	3	2
Styracaceae											
<i>Styrax latifolius</i> Pohl	Cl. Luz	Zoo	4	4	5	2	2	2	6	6	7
Thymelaeaceae											
<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart. & Zucc.	Cl. Luz	Zoo	2	2	-	-	-	-	2	2	-
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisner) Nevling	Cl. Luz	Zoo	3	5	3	-	-	-	3	5	3
Urticaceae											
<i>Boehmeria caudata</i> Swartz	P	Ane	-	-	-	1	-	-	1	-	-
<i>Cecropia glaziovii</i> Sneathl.	P	Zoo	6	2	2	2	1	1	8	3	3
<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizz.	Cl. Luz	Zoo	1	1	1	8	8	7	9	9	8
<i>Urera baccifera</i> (L.) Gaudich. ex Wedd.	P	Zoo	-	-	-	3	3	3	3	3	3

“APÊNDICE A, conclusão”

Famílias/Espécies	G.R.	Disp.	Abundâncias								
			Borda			Interior			Total		
			1999	2004	2010	1999	2004	2010	1999	2004	2010
Verbenaceae											
<i>Aloysia virgata</i> (Ruiz & Pav.) A.Juss.	P	Ane	1	1	1	-	-	-	1	1	1
Vochysiaceae											
<i>Vochysia magnifica</i> Warm.	Cl. Luz	Ane	3	2	5	2	1	1	5	3	6
<i>Vochysia schwackeana</i> Warm.	Cl. Luz	Ane	1	1	1	-	-	-	1	1	1
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	Cl. Luz	Ane	-	-	2	-	-	-	-	-	2
Total			969	959	910	800	775	719	1769	1734	1629

Nota: Guildas de regeneração (G.R.); Síndromes de dispersão (Disp.); P, espécies pioneiras; Cl. Luz, espécies climáticas exigentes de luz; Cl. Smb, espécies climáticas tolerantes à sombra; NC, não classificadas; Aut, autocoria; Ane, anemocoria; Zoo, Zoocoria.