



INÊS SEBASTIÃO CHELENE

**DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA EM
UM FRAGMENTO DE MATA ATLÂNTICA EM
LUMINÁRIAS, SUL DE MINAS GERAIS**

LAVRAS - MG

2014

INÊS SEBASTIÃO CHELENE

**DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA EM UM FRAGMENTO DE
MATA ATLÂNTICA EM LUMINÁRIAS, SUL DE MINAS GERAIS**

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

Orientador

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes

Coorientador

Dr. Paulo Oswaldo Garcia

LAVRAS - MG

2014

**Ficha Catalográfica Elaborada pela Coordenadoria de Produtos e
Serviços da Biblioteca Universitária da UFLA**

Chelene, Inês Sebastião.

Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento da Mata Atlântica em Luminárias, Sul de Minas Gerais / Inês Sebastião Chelene. – Lavras : UFLA, 2014.

120 p. : il.

Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Lavras, 2014.

Orientador: Marco Aurélio Leite Fontes.

Bibliografia.

1. Dinâmica florestal. 2. Fragmentação florestal. 3. Estrutura florestal. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

CDD – 634.92

INÊS SEBASTIÃO CHELENE

**DINÂMICA DA COMUNIDADE ARBÓREA EM UM FRAGMENTO DE
MATA ATLÂNTICA EM LUMINÁRIAS, SUL DE MINAS GERAIS**

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

APROVADA em 23 de janeiro de 2014.

Dr. Paulo Oswaldo Garcia	UFLA
Dr. Warley Augusto Caldas Carvalho	UFLA
Dra. Luciana Botezelli	UNIFAL/MG

Dr. Marco Aurélio Leite Fontes
Orientador

LAVRAS - MG

2014

À eterna saudade dos meus pais
Sebastião Chelene e Maria Angélica Sabata Bunga
Ao meu Esposo João Faustino Munguambe,
Aos meus filhos Faustino e Kevin,
e aos meus irmãos pelo carinho.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus, criador do Céu e da Terra, pela minha existência e por ter posto sobre mim a sua mão sagrada e ter me dado forças e disposição para seguir em frente nos momentos mais difíceis da minha vida.

À Universidade Federal de Lavras e à Coordenação do curso de Pós-graduação em Engenharia Florestal pela oportunidade concedida para cursar o mestrado.

Ao Programa de Estudantes - Convênio de Pós-Graduação (PEC-PG) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela concessão da bolsa de estudos.

Ao Instituto de Investigação Agrária de Moçambique - IIAM pelo apoio e incentivo no prosseguimento dos estudos.

Ao Professor Dr. Marco Aurélio Leite Fontes, pela oportunidade, orientação, compreensão, amizade, pelos ensinamentos repassados e tempo dedicado para realização deste trabalho.

Ao Dr. Paulo Oswaldo Garcia pela co-orientação, compreensão e tempo dedicado para realização deste trabalho e pelos ensinamentos repassados.

Aos professores do laboratório de Conservação e Manejo da Biodiversidade, Rubens Manoel dos Santos e Warley Augusto Caldas Carvalho, pela amizade e ensinamentos repassados.

Quero agradecer de forma especial ao meu esposo João Faustino Munguambe, pela paciência, incentivo e compreensão e às duas criaturas inocentes que tive a coragem de deixar sozinhos para fazer o curso, meus filhos Faustino e Kevin.

À minha irmã Elice por ter ficado com os meus filhos para poder realizar este sonho.

Aos meus irmãos Teresa, Alzira, Agostinho e Ângelo e cunhados Laurinda, Fátima Olívio e Firmino pela força, encorajamento, o meu muito obrigado pelo incentivo de continuar os estudos.

Agradecimentos especiais vão ainda para os meus colegas e amigos do Laboratório de Conservação e Manejo da Biodiversidade: Paola, Eduardo, Tomás, Felipe, Polyane, Marcela, Raví, Mateus, Aline, Diego, Débora, Gisele, Carolina, pela força e todo tipo de apoio demonstrado durante a realização do curso.

Quero agradecer também em especial a algumas pessoas que me apoiaram na execução deste trabalho, Eveliny Bragion e Carlos Muianga pelo apoio prestado.

Aos meus amigos e companheiros africanos e moçambicanos pela força nos momentos mais difíceis. Não é fácil estar fora do seu mundo. Jenny, Carlos e Jeannot pela força nos momentos mais difíceis.

Ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal de Lavras.

Por fim, a todos aqueles que direta ou indiretamente contribuíram para a realização do presente trabalho.

A todos o meu muito obrigada!

RESUMO

O presente trabalho foi desenvolvido em um fragmento de floresta semidecídua no município de Luminárias, sul de Minas Gerais, com uma extensão de 77 ha, nas coordenadas 21°29'S e 44°55'W, às margens do rio Ingaí, região do alto rio Grande, nas fazendas Barreiro e Morro Grande. Objetivou caracterizar a dinâmica da comunidade arbórea e as alterações ocorridas em sua estrutura horizontal ao longo de 10 anos. O estudo ocorreu em 32 parcelas de 20×20 m, alocadas no ano de 2000, sendo mensuradas as árvores com CAP \geq 15,7cm. Em 2005 e 2010 houveram incursões em que foi observada a ocorrência de sobreviventes, recrutadas e mortas. Assim, foram calculados parâmetros fitossociológicos para os três anos de inventário, ou seja, densidade, dominância, frequência e valor de importância por espécie; a diversidade de espécies pelo índice de diversidade de Shannon e a equabilidade de Pielou. Calcularam-se as taxas de dinâmica para o número de indivíduos e área basal, sendo essas as taxas anuais de mortalidade, recrutamento; e de perda e ganho em área basal. Os resultados indicaram que, ao longo dos 10 anos, a dinâmica foi caracterizada por taxas de mortalidade superiores às de recrutamento em todas as classes de solos e na amostra total, com maiores taxas em Argissolo Vermelho fase baixa fertilidade; taxas de perda superiores às de ganho no primeiro intervalo em Argissolo Vermelho fase baixa fertilidade, Argissolo Vermelho média fertilidade e na amostra total; taxas de ganho superiores às de perda no segundo intervalo em Argissolo Vermelho fase baixa fertilidade, Argissolo Vermelho média fertilidade e na amostra total; e em ambos os intervalos nos solos Cambissolo Háplico. A estrutura fitossociológica da comunidade arbórea sofreu modificações ao longo dos 10 anos. Porém não foram verificadas alterações na permanência das 10 espécies com maior valor de importância, mas verificou-se o rearranjo hierárquico. A diversidade de espécies permaneceu alta em todos os levantamentos, sem aumento considerável do índice de diversidade de Shannon ao longo do tempo, com índice de equabilidade de Pielou constante em 2005 e 2010, mostrando pouca modificação na abundância de espécies e uniformidade na sua distribuição. Característica pela qual confere a este fragmento sua importância na preservação e conservação da biodiversidade da Mata Atlântica.

Palavras-chave: Dinâmica florestal. Fragmentação florestal. Estrutura florestal.

ABSTRACT

This work was developed in a fragment of semi-deciduous forest in the municipality of Luminárias, southern Minas Gerais, Brazil, with the extension of 77 ha, in coordinates 21°29'S and 44°55'W, at the riverside of the Ingaí river, upper Rio Grande, in the Barreiro and Morro Grande farms. The objective was to characterize the dynamics of the tree community and the alterations occurred in its horizontal structure over 10 years. The study was conducted in 32 20x20 m plots, allocated in the year of 2000, with the trees being measured with $CAP \geq 15.7$ cm. In 2005 and 2010, there were incursion in which we verified the occurrence of survivors, recruits and dead. Thus, we calculated the phytosociological parameters for the three years of inventory, that is, density, dominance, frequency and importance value per species; the species diversity through the Shannon diversity index and Pielou equability. We also calculated the dynamic rates for the number of individuals and base area, being the mortality, recruitment and base area loss and gain. The results indicated that, over the 10 years, the dynamics was characterized by mortality rates superior to those of recruitment in all soil classes and in the total sample, with higher rates in Red Argisol with low fertility; loss rates superior to those of gain in the first interval in Red Argisol with low fertility; gain rates superior to those of loss in the second interval in Red Argisol with low fertility, Red Argisol with medium fertility and total sample; and in both intervals in haplic Cambisol (Inceptisol). The phytosociological structure of the tree community suffered modifications over the 10 years. However, we did not verify changes in the permanence of the 10 species with greater importance value, observing hierarchic rearrangement. The density of the species remained high in all surveys, without considerable increase in the Shannon diversity index over time and with the Pielou equability index remaining constant in 2005 and 2010, showing little change in the abundance of species and the uniformity of their distribution. This characteristic grants this fragment importance in the preservation and conservation of biodiversity in the Atlantic Forest.

Keywords: Forest dynamics. Forest fragmentation. Forest structure.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Localização no Alto rio Grande da disposição das parcelas de amostragens em três transeções da margem do rio até a borda, na Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais.....	32
Figura 2	Curvas para a riqueza específica obtida para a comunidade arbórea em um fragmento florestal localizado na Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais.....	45
Figura 3	Curvas para índices de diversidade de Shannon obtidas para a comunidade arbórea em um fragmento florestal localizado na Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais	46
Figura 4	Distribuição por classes de diâmetros dos indivíduos arbóreos amostrados em 2000, 2005 e 2010 no fragmento florestal da Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais	81
Figura 5	Distribuição por classes de diâmetros dos indivíduos arbóreos amostrados em 2000, 2005 e 2010 nos solos Arg-B=Argissolo Vermelho fase baixa fertilizante, no fragmento florestal da Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais	82
Figura 6	Distribuição por classes de diâmetros dos indivíduos arbóreos amostrados em 2000, 2005 e 2010 nos solos Arg-M=Argissolo Vermelho fase média fertilizante, no fragmento florestal da Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais	82
Figura 7	Distribuição por classes de diâmetros dos indivíduos arbóreos amostrados em 2000, 2005 e 2010 nos solos Camb=Cambissolos Háplico, no fragmento florestal da Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Estrutura do componente arbóreo observado ao longo dos 10 anos de monitoramento (entre 2000, 2005 e 2010) em um fragmento florestal, em Luminárias, Minas Gerais.....	44
Tabela 2	Lista de famílias e espécies arbóreas amostradas no fragmento da Mata de Galego, em Luminárias, Minas Gerais. As espécies estão em ordem alfabética das famílias botânicas, seguidas das suas ocorrências durante os anos de 2000, 2005 e 2010	47
Tabela 3	Valores dos parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas na Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais, nos três anos de monitoramento, onde N = número de indivíduos, DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); VI = valor de importância (%); PVI = posição das espécies em relação ao VI, ordenado pelos valores decrescentes de VI do primeiro ano (2000), P1 = posição no ano 2000, P2 = posição em 2005 e P3 posição em 2010	57
Tabela 4	Parâmetros estruturais e de dinâmica da comunidade arbórea no fragmento da Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais, para amostra total obtidos ao longo de 10 anos	73
Tabela 5	Parâmetros estruturais e de dinâmica em número de indivíduos no fragmento da Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais, para classes de solos, obtidos ao longo de 10 anos. Arg-B = Argissolo Vermelho fase baixa fertilidade; Arb-M = Argissolo Vermelho média fertilidade; Camb = Cambissolo Háptico	76

Tabela 6	Parâmetros estruturais e de dinâmica em área basal no fragmento da Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais, para classes de solo, obtidos ao longo de 10 anos. Arg-B = Argissolo Vermelho fase baixa fertilidade; Arb-M = Argissolo Vermelho média fertilidade; Camb = Cambissolo Háptico.....	79
Tabela 7	Parâmetros de dinâmica temporal obtidos por classes de diâmetro (em cm) para a comunidade arbórea em um fragmento florestal localizado em Luminárias, Minas Gerais	84
Tabela 8	Parâmetros de dinâmica temporal obtidos por classes de diâmetro (em cm) para a comunidade arbórea em um fragmento florestal localizado em Luminárias, Minas Gerais	86

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	REFERENCIAL TEÓRICO	16
2.1	Fragmentação florestal	17
2.1.1	Alguns estudos em fragmentos florestais do bioma Mata Atlântica	20
2.2	Dinâmica e sucessão florestal	25
2.2.1	Dinâmica florestal	25
2.2.2	Sucessão ecológica	29
3	MATERIAL E MÉTODOS	32
3.1	Caracterização da área de estudo	32
3.2	Amostragem	34
3.3	Análise de dados	35
3.3.1	Alterações na estrutura fitossociológica da comunidade arbórea	35
3.3.2	Dinâmica da comunidade arbórea	38
3.3.2.1	Dinâmica das classes diamétrica	40
3.3.3	Análises estatísticas	40
4	RESULTADOS	43
4.1	Alterações na estrutura fitossociológica da comunidade arbórea	43
4.2	Dinâmica do componente arbóreo	71
4.2.1	Dinâmica do componente arbóreo por classes diamétricas	80
5	DISCUSSÃO	90
6	CONCLUSÃO	106
	REFERÊNCIAS	107

1 INTRODUÇÃO

Florestas tropicais são ecossistemas mais complexos, presentes principalmente nas faixas tropicais do globo (TURNER, 2004). Apresentam características típicas como aquelas ligadas ao clima, precipitação e tipo de solo; porém, há outras bastante diferenciadas como a estrutura e diversidade de espécies (PRIMACH; CORLETT, 2005; THOMAS; BALTZER, 2002; TURNER, 2004). Estas florestas tropicais, embora ocupem apenas um décimo da área terrestre do mundo, funcionam como abrigo para mais de 50% da flora e fauna mundiais (THOMAS; BALTZER, 2002; TILMAN, 2000). Apresentam um nível de biodiversidade elevada, o que as difere de qualquer tipo de vegetação de outros ecossistemas (HOORN et al., 2010; THOMAS; BALTZER, 2002).

Todavia, o futuro destas florestas tropicais é hoje incerto (WRIGHT, 2005). Nas últimas décadas, a riqueza e biodiversidade desses ecossistemas foram reduzidas devido ao desmatamento, extração indiscriminada dos produtos florestais, queimadas, conversão em terras agrícolas e pastos, transformando rapidamente as florestas contíguas em muitos fragmentos (NAGESWARA-RAO; SONEJI; SUDARSHANA, 2012). Honnay et al. (2005) realçam que durante a segunda metade do século 20 a taxa de extinção de espécies atingiu um nível quase sem precedentes na história da Terra devido à formação de manchas de fragmentos florestais que, muitas vezes são antropogenicamente manipuladas, o que pode levar a distintas consequências ecológicas, demográficas e genéticas que resultarão na extinção das espécies nativas.

Segundo Hubbell e Foster (1992), para entender a comunidade florestal e o seu funcionamento são necessárias pesquisas demográficas e da história de vida das espécies. No entanto, estes dados deverão ser coletados na comunidade florestal a ser estudada. De acordo com Korning e Balslev (1994) e Oliveira-

Filho et al. (2007b), estudos em remanescentes florestais tropicais visando à observação de mudanças ao longo do tempo são indispensáveis para permitir diferenciar entre os processos dinâmicos que ocorrem naturalmente e os resultados da ação antrópica. Korning e Balslev (1994) realçam que informações sobre a dinâmica de florestas tropicais só podem ser obtidas por monitoramento que envolvam longos períodos de tempo.

A compreensão da dinâmica dos processos que ocorrem ao longo do tempo em florestas é um desafio. Assim, observar as mudanças, determinar suas principais causas e avaliá-las quanti e qualitativamente são o caminho para compreender os fenômenos que ocorrem na natureza (NAPPO et al., 2005). De acordo com Higuchi et al. (2008a), pesquisas de dinâmica com destaque em fragmentos florestais permitem monitorar e caracterizar as mudanças que ocorrem ao longo do tempo em comunidades florestais isoladas, assim como os processos envolvidos nestas alterações.

Nos últimos tempos, vários estudos em fragmentos florestais têm sido realizados a fim de conhecer e avaliar as transformações que ocorrem nas comunidades arbóreas e os efeitos do processo de fragmentação florestal, dentre os quais pode-se destacar: Appolinário, Oliveira Filho e Guilherme (2005), Broadbent (2008), Chagas et al. (2001), Higuchi et al. (2008a, 2008b), Laurance (1998), Laurance et al. (1998, 2001, 2002), Machado et al. (2010), Oliveira-Filho et al. (2007a, 2007b), Oliveira-Filho, Mello e Scolforo (1997), Rodrigues et al. (2003, 2007) e Silva et al. (2004).

A Mata do Galego, objeto deste estudo, é um fragmento florestal de Mata Atlântica, um bioma considerado um *hotspot* para a conservação da biodiversidade. No entanto, para responder às necessidades de conservação desse *hotspot* há necessidade de se compreender a ecologia, o funcionamento, bem como as modificações sofridas pela comunidade florestal ao longo do tempo. Neste contexto, visando conhecer o comportamento do fragmento da

Mata do Galego, foram iniciados em 2000 estudos sobre a florística e estrutura da comunidade arbórea e o efeito de solos e relevo sobre a distribuição de espécies arbóreas neste fragmento. Os resultados mostraram alta riqueza de espécies, alta diversidade e heterogeneidade ambiental influenciada pelo relevo e pelas variações nas características químicas e físicas do solo (RODRIGUES et al., 2003, 2007). Sendo assim, o presente estudo visa dar continuidade às pesquisas nessa área, através de análises que caracterizem as alterações ocorridas ao longo do tempo em termos de estrutura horizontal e da dinâmica da comunidade arbórea, com vista a fornecer subsídios básicos que possibilitarão compreender a evolução desse fragmento. Ainda, procurou-se trazer informação sobre o comportamento dinâmico nos três grupos de solos observados nas parcelas de amostragem. Os resultados proporcionarão diretrizes para elaboração de estratégias e políticas para a conservação e preservação da biodiversidade nesse *hotspot*.

Deste modo, o estudo tem como objetivo geral caracterizar a dinâmica da comunidade arbórea na Mata do Galego, na região do Alto Rio Grande e as alterações ocorridas na estrutura horizontal ao longo de 10 anos, de forma a permitir avanços na compreensão do seu funcionamento. Diante disso, os objetivos específicos são: 1) analisar alterações na estrutura fitossociológica da comunidade arbórea em dois períodos sucessivos de monitoramento (2000 a 2005 e 2005 a 2010); 2) analisar a dinâmica da comunidade arbórea em diferentes classes de solos, em dois períodos sucessivos de monitoramento, com base nos parâmetros de dinâmica em termos do número de indivíduos e área basal.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

As formações florestais tropicais possuem grande importância, seja no âmbito ecológico, cultural ou econômico, pois oferecem habitats para diferentes grupos faunísticos, além de possibilidade de alimento e renda para populações humanas locais (TERRADAS, 2005).

Sabe-se que até o desenvolvimento das primeiras civilizações, as florestas cobriam cerca de metade da superfície da Terra. Atualmente, esses ecossistemas cobrem uma área de 3,454 milhões de hectares, o que corresponde a aproximadamente 26,6% da superfície terrestre, sendo que 57% destas florestas estão dispostas em países em desenvolvimento e em sua maior parte são compostas de florestas tropicais, representando 58,9% do total (EVANS, 2001).

As florestas tropicais enfrentam atualmente mudanças regionais, negativas e positivas, e mudanças globais incertas (WRIGHT, 2005). Em várias partes do mundo estas mudanças são resultados de inúmeros processos antrópicos, que podem ser resultado do crescimento populacional, das atividades produtivas e econômicas como, por exemplo, o desmatamento; outros são provenientes da substituição de áreas de floresta nativa por outras formas de uso da terra, mas que podem afetar a biodiversidade, por exemplo, a fragmentação e a caça (PHILLIPS et al., 2004).

Soma-se que a intensificação da fragmentação e do efeito de borda levará a alterações na dinâmica e estrutura das florestas remanescentes, principalmente pela invasão de espécies exóticas provenientes de áreas de uso antrópico (WRIGHT, 2005). Assim, Wright (2005) enfatiza que a necessidade de compreender e mitigar o impacto é cada vez maior, pois as atividades econômicas globais sobre as florestas tropicais são um dos grandes desafios na atualidade.

2.1 Fragmentação florestal

Em todo o mundo, os ecossistemas estão sendo modificados como resultado de processos antropogênicos (PHILLIPS et al., 2004). A intensa exploração dos recursos naturais pelo homem através dos tempos provocou uma redução drástica das diversas comunidades vegetais, o que provocou o chamado processo de fragmentação de habitat, comprometendo a sustentabilidade e a manutenção da diversidade biológica (NASCIMENTO; LONGHI; BRENA, 2001).

A fragmentação florestal corresponde ao processo pelo qual ocorre a substituição de grandes áreas de mata nativa por outros ecossistemas, gerando manchas florestais isoladas, com consequências deletérias para a maioria da biota silvestre (MURCIA, 1995; WILCOVE; MCLELLAN; DOBSON, 1986). Esse processo está em constante evolução, pois depende de numerosos fatores de ordem ecológica e antrópica (PUIG, 2008). Os fatores de ordem ecológica são as mudanças atmosféricas, tais como o aumento das concentrações de CO₂, temperaturas crescentes e taxas alteradas de deposição de nitrogênio (PHILLIPS et al., 2004). Os fatores de ordem antrópica são o desmatamento devido à agricultura de corte e queima, pastagens, a exploração comercial de produtos madeireiros e não madeireiros (CORLETT; PRIMACK, 2008; GOODMAN; BENSTEAD, 2003). A explosão demográfica da população humana é citada também como um dos fatores que causam o desmatamento, pois quanto maior a população, maior é a necessidade de terras aráveis para a agricultura, pastagem, urbanização e recursos madeireiros (CORLETT; PRIMACK, 2008; PUIG, 2008). Esses fatores modificam significativamente a estrutura e o funcionamento dos ecossistemas florestais tropicais e em consequência provocam mudanças na flora e fauna (PHILLIPS et al., 2004; PUIG, 2008). De acordo com Wright (2006), entre 8 e 12 milhões de quilômetros quadrados (entre 35% e 50%) das

florestas tropicais do mundo já foram removidos devido ao aumento populacional.

Segundo Dobson, Bradshaw e Baker (1997), todas as atividades que provocam a fragmentação alteram o habitat disponível para grande parte de espécies, o que tem posto em risco a riqueza florística bem como a faunística. Para Chapin et al. (2000) e Cruse-Sanders e Hamrick (2004), devido ao rápido crescimento econômico e expansão da agricultura, a fragmentação das florestas tropicais e dos habitats naturais em pequenos pedaços e não contígua é a mais séria ameaça para a sobrevivência em longo prazo da diversidade biológica na Terra.

Muitas das espécies vulneráveis aos efeitos negativos da fragmentação são espécies que preferem habitats dentro de grandes extensões de floresta e respondem de forma negativa à formação das bordas, o que induz a evitar áreas próximas às bordas (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009). À medida que ocorre a fragmentação ou a redução do fragmento, algumas espécies podem ser perdidas pela eliminação direta nos fragmentos remanescentes ou pela eliminação indireta (baixa densidade da população) (GALBIATI et al., 2003). Por outro lado, a fragmentação das florestas resulta na redução do tamanho da população de muitas espécies e consequente redução da viabilidade genética, o que aumenta os efeitos da deriva gênica (BIERREGAARD JUNIOR et al., 1992).

Fahrig (2003), analisando 100 artigos de estudos científicos sobre os efeitos da fragmentação, observou que o processo envolve tanto a perda de habitat como interrupção na continuidade do habitat. A perda do habitat devido à fragmentação é o que produz efeitos negativos mais pronunciados sobre a biodiversidade, podendo estes efeitos refletir na riqueza de espécies, abundância e distribuição da população, diversidade genética, na taxa de crescimento da população, nos aspectos do comportamento animal que afetam a taxa de sucesso

de forragem, na alteração de interações entre espécies, no sucesso reprodutivo, sucesso na dispersão e taxa de predação.

Vários estudos mostraram uma relação entre a fragmentação e a perda da biodiversidade, por exemplo, em epífitas vasculares e epífitas briófitas (ALVARENGA; PÔRTO, 2007), sobre a riqueza de espécies do sub-bosque (BENÍTEZ-MALVIDO; MARTÍNEZ-RAMOS, 2003), palmeiras (SCARIOT, 1999), recrutamento de plântulas da espécie *Heliconia acuminata* (BRUNA, 2002), perda de espécies (TURNER, 1996).

Robinson et al. (1995), no estudo sobre sucesso de nidificação de aves migratórias em um fragmento florestal, constataram que o sucesso de nidificação de aves florestais foi negativamente relacionado com a fragmentação, pois os índices reprodutivos foram mais baixos para espécies nas áreas mais fragmentadas, o que sugere que suas populações dependem da cobertura florestal mais extensa para perpetuar a imigração de populações de origem reprodutiva.

Estudos para caracterizar os fragmentos florestais devem ser vistos como primordiais, uma vez que constituem um elemento essencial para que sejam compreendidos e quantificados os efeitos antrópicos em remanescentes florestais visando à preservação dos maciços florestais residuais (PUIG, 2008). Ainda, para esse autor, o modelo e tamanho do fragmento podem ser diferentes dependendo da origem da formação do fragmento e dos impactos sofridos na paisagem envolvida, seja pelo uso de terra para agricultura ou exploração florestal. O autor salienta ainda que além das atividades antrópicas, as condições naturais tais como clima, inclinação, relevo, rocha-matriz e solo influenciam o modelo de fragmentação.

2.1.1 Alguns estudos em fragmentos florestais do bioma Mata Atlântica

A Mata Atlântica é reconhecida mundialmente como um dos maiores centros de biodiversidade do mundo (CAMPANILI; PROCHNOW, 2006; ROCHA et al., 2005) indicada como um dos 25 *hotspots* mundiais de biodiversidade (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2005; MYERS et al., 2000; TABARELLI et al., 2010). É a segunda maior floresta tropical do continente americano, abrange a costa leste, sudeste, nordeste e sul do Brasil, sul e leste do Paraguai e nordeste da Argentina (MORELLATO; HADDAD, 2000; TABARELLI et al., 2005).

Originalmente, este bioma abrangia cerca de 17 estados brasileiros: Alagoas, Bahia, Ceará, Espírito Santo, Goiás, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Paraná, Rio de Janeiro, Rio Grande do Norte, Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Sergipe e São Paulo (CAMPANILI; PROCHNOW, 2006). A Mata Atlântica atual é reduzida a pequenas áreas podendo ser encontrada nas regiões sul e sudeste do Brasil (MORELLATO; HADDAD, 2000; ZAU, 1998), reduzida a 7,8% da sua área original (CAMPANILI; PROCHNOW, 2006).

Mesmo que tenha sido largamente destruída, esse ecossistema ainda abriga mais de 8 mil espécies endêmicas de plantas vasculares, anfíbios, répteis, aves e mamíferos (MYERS et al., 2000). O histórico de degradação remonta à chegada dos Europeus ao Brasil, no século XVI (CAMPANILI; PROCHNOW, 2006). Atualmente, acima de 93% da floresta original foram destruídos, permanecendo menos que 100 mil km² de vegetação, restrita, geralmente, a pequenos fragmentos florestais (TABARELLI et al., 2005). O avanço estado de degradação e o grau de fragmentação da Mata Atlântica fazem com que este bioma seja considerado o ecossistema mais ameaçado do mundo quanto à sua biodiversidade (HIGUCHI et al., 2008a; MYERS et al., 2000; TABARELLI et al., 2010). Neste cenário, os fragmentos florestais de diversos tamanhos e formas

assumem fundamental importância para conservação e proteção do bioma Mata Atlântica (TABARELLI; MANTOVANI; PERES, 1999; ZAÚ, 1998).

No Brasil, os primeiros estudos sobre fragmentação ocorreram na década de 1980, na Amazônia, por meio do Projeto Tamanho Mínimo Crítico de Ecossistemas, atualmente conhecido por Projeto de Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF). Em 2008 foi implementado o Sistema Nacional de Parcelas Permanentes Sispp e as Redes de Monitoramento da Dinâmica de Florestas Brasileiras (Redes de PP), através do Serviço Florestal Brasileiro (SBF). Esse sistema tem como objetivos monitorar permanentemente as florestas naturais e plantadas nos diferentes biomas brasileiros, contribuir para a produção de informações sobre processos dinâmicos, regeneração natural e produção das florestas, e sua reação a perturbações diretas e ou indiretas, sobretudo das florestas nativas brasileiras para subsidiar a definição de normas técnicas e elaboração de políticas públicas que promovam o manejo e conservação florestal (BRASIL, 2008).

Os estudos visando ao monitoramento da dinâmica de florestas brasileiras englobam todos os biomas. Neste âmbito, cinco redes foram formadas e dentre elas destacam-se a Rede de Monitoramento da Dinâmica de Florestas da Amazônia; Rede de Parcelas Permanentes no Cerrado e Pantanal; Rede de Parcelas Permanentes na Mata Atlântica e Pampa. Para complementar os estudos realizados pela Rede de Parcelas Permanentes da Mata Atlântica, o grupo de Conservação e Manejo da Biodiversidade, do Departamento de Ciências Florestais, da Universidade Federal de Lavras, vem realizando pesquisas ecológicas de longa duração em fragmentos florestais no estado de Minas Gerais, desde a década de 1980.

Diante disso, podem-se destacar alguns estudos feitos sobre dinâmica em fragmentos florestais da Mata Atlântica: Oliveira-Filho, Mello e Scolforo (1997) estudaram a estrutura e dinâmica da comunidade arbórea em um

fragmento de floresta tropical estacional semidecidual no sudeste do Brasil no período de 10 anos. Os autores analisaram os efeitos das perturbações do passado e de bordas sobre a variação espacial das variáveis de dinâmica e de estrutura. Observaram que o fragmento florestal se encontrava na fase de ciclo silvigenética, indicado por um aumento global líquido em densidade e área basal e por decline de proporção de árvores de tamanho menor. Observou-se ainda que efeitos dos regimes de perturbação passados e as bordas foram altamente relacionados com a distribuição das espécies no fragmento estudado. Os resultados mostraram uma forte relação entre o regime de perturbações passadas e altura média, área basal por hectare, densidade de árvores altas e proporções de árvores, pois os setores que foram mais severamente perturbados tiveram valores menores desses parâmetros. Com esse estudo notou-se que em florestas tropicais os eventos de perturbação passados podem desempenhar um papel fundamental na determinação da heterogeneidade espacial da estrutura da comunidade arbórea e dinâmica em floresta tropical, sendo que o comportamento de espécies em ambientes de florestas tropicais poderia estar associado a determinados eventos históricos de cada macha ou eco-unidade florestal.

Chagas et al. (2001) investigaram a dinâmica de populações de espécies arbóreas, em um fragmento da floresta estacional semidecidual montana, no município de Lavras - MG. Para tal, 51 espécies com DAP ≥ 5 cm foram analisadas. Os autores observaram uma variação na taxa de mortalidade entre 0 a 20% e da taxa de recrutamento entre 0 a 12%. Eles observaram um desbalanço a favor da mortalidade para maioria das espécies de populações estudadas e um aumento líquido da área basal, correspondendo ao processo de autodesbaste e a um processo de recuperação pós-distúrbios.

Appolinário, Oliveira-Filho e Guilherme (2005) investigaram a dinâmica da comunidade arbórea e de 30 populações de árvores em uma área de floresta tropical semidecídua situada na margem do rio Grande, em Bom Sucesso (MG).

Os autores verificam se as variações na dinâmica estariam relacionadas ao relevo e aos efeitos de uma inundação catastrófica. Para tal analisaram duas áreas, uma baixa (inundada) e outra alta (não inundada). Observaram que em ambos os locais houve um desbalanço a favor da mortalidade (taxas de mortalidade superiores às de recrutamento). As taxas de ganho foram superiores às taxas de perda em área basal indicando um crescimento em biomassa e diminuição em número de indivíduos. Os resultados mostraram uma relação positiva entre as mudanças nas taxas de dinâmica e o suprimento de água subterrânea ocorrida depois da inundação de 1992 (a maior quantidade de árvores mortas foi observada nos locais inundados e as maiores taxas de crescimento em áreas não inundadas).

Oliveira-Filho et al. (2007b) estudaram a dinâmica das árvores na floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito em Lavras, MG com objetivo de analisar a existência de uma variação espacial e temporal que influenciasse na dinâmica da floresta. Os autores analisaram as variáveis de dinâmica comunitária na amostra total e em dois estratos, Cambissolos Lépticos e Neossolos Litólicos, tendo observado para ambos uma redução líquida da densidade e um aumento líquido da área basal, evidenciando-se deste modo uma tendência à construção tardia com autodesbaste. Observou-se ainda no extrato Cambissolos Lépticos, onde se encontram limitados os recursos hídricos e minerais, uma dinâmica menos acelerada em comparação com o extrato Neossolos Litólicos, em que os solos são mais rasos, mais úmidos e que sofreram distúrbios passados (incêndios). Assim, a água nos solos e distúrbios influenciaram o processo de sucessão de cada extrato ou ecounidade da área estudada.

Higuchi et al. (2008a) investigaram a dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. O objetivo foi verificar a

existência de mudanças estruturais e a influência de diferentes classes de solos sobre as taxas de dinâmica da comunidade arbórea, em um período de cinco anos (2000 a 2005). Os autores observaram que as variações espaciais das taxas de dinâmica não apresentaram relações com as classes de solos identificadas na área.

Werneck e Franceschinelli (2004) conduziram um estudo de dinâmica no fragmento de floresta seca conhecida como Mata da Zilda no sudeste do Brasil, um fragmento florestal muito degradado até recentemente, por ação antrópica. Os autores descreveram as mudanças na estrutura e composição do fragmento por um período de 4 anos. Como resultado foi observado uma diminuição no número de árvores e um aumento na área basal no mesmo período de estudo, correspondendo ao processo de autodesbaste e a um processo de recuperação pós-distúrbios. Embora as taxas tenham sido semelhantes às de outras florestas tropicais, a taxa de mortalidade foi superior à de recrutamento, mostrando um desequilíbrio entre mortalidade e recrutamento. Os autores observaram que a principal mudança na composição de espécies foi referente ao aumento das árvores tolerantes à sombra e o declínio de espécies pioneiras, e estas mudanças puderam refletir a recuperação da floresta após 4 anos de conservação.

Gomes, Mantovani e Kageyama (2003) estudaram a mortalidade e recrutamento de espécies arbóreas em um fragmento de floresta Montana secundária no Sudeste do Brasil, caracterizada como uma Floresta Ombrófila, em vários estágios de sucessão, tendo observado uma taxa de recrutamento maior que a da mortalidade, mostrando um claro desequilíbrio.

Outro estudo com destaque na Mata Atlântica em uma floresta Ombrófila foi realizado por Saiter et al. (2011) em uma área protegida (468 ha) localizada em Santa Teresa, na região montanhosa do Espírito Santo, sudeste do Brasil. O objetivo desse estudo foi analisar as alterações no componente arbóreo

por um intervalo de 11 anos com vista a confirmar os padrões de estabilidade da estrutura e diversidade ao longo do tempo. Os resultados mostraram um equilíbrio dinâmico na estrutura da floresta, uma vez que as taxas de mortalidade em número de indivíduos e área basal foram muito próximas ao recrutamento e ingresso.

Para se preservar, conservar e recuperar uma floresta requer o conhecimento sobre dinâmica, funcionamento e dos fatores que influenciam estes processos. Os resultados dos estudos citados fornecem uma base de dados para estabelecimento de programas e elaboração de planos e estratégias para a conservação e manutenção de florestas remanescentes.

2.2 Dinâmica e sucessão florestal

Ao longo dos tempos a dinâmica tem sido visto como uma ferramenta que possibilita a compreensão de processos e mecanismos de evolução e comportamento ecológico de comunidades florestais ao longo do tempo. Esses processos podem ser observadas através da composição e estrutura da comunidade como através da demografia da comunidade.

2.2.1 Dinâmica florestal

A dinâmica florestal pode ser vista como conjunto de processos de alteração da composição, estrutura e função das florestas em diferentes escalas de tempo e espaço (TERRADAS, 2005). A estrutura das florestas está sendo modificada e esta modificação depende do padrão interno de crescimento e da mortalidade na floresta, em resposta a forças externas que podem ser de pequena magnitude ou catastróficas (PETERKEN, 2001). O entendimento dessas modificações requer a medição das alterações na composição e estrutura ao longo do tempo (BROKAW, 1982).

Segundo Carvalho (1999), o processo de dinâmica de uma floresta começa sempre com a formação de clareiras, que ocasiona mudanças climáticas locais. Essa mudança vem a proporcionar o processo de sucessão florestal que poderá seguir as mesmas etapas do desenvolvimento da floresta original (THOMAS; PACKHAM, 2007).

Segundo Thomas e Baltzer (2002), estas clareiras são formadas quando uma ou várias árvores morrem em pé ou caem, criando uma abertura no dossel, o que resulta no aumento nos níveis de luz e disponibilidade de nutrientes para plantas, ocasionando o início de uma regeneração e do crescimento acelerado de espécies já presentes que dependem de luz para o seu crescimento (BROKAW, 1982). Em florestas tropicais, um dos principais fatores que proporcionam a existência de espécies são as clareiras (CARVALHO, 1999). As sementes germinam rapidamente ao encontrar condições luminosas suficientes, as plântulas e mudas tendem a crescer rapidamente, competindo por recursos e, no entanto, apenas uma árvore poderá se estabelecer ocupando o espaço deixado pela árvore morta, dependendo do seu comportamento e sua capacidade de crescimento rápido (THOMAS; BALTZER, 2002).

A investigação sobre a dinâmica da floresta ao longo das últimas três décadas transformou a compreensão das comunidades florestais e teve grande influência sobre o desenvolvimento da ciência ecológica. Com o crescente reconhecimento do papel das perturbações naturais na formação da estrutura e composição da floresta, investigações sobre perturbações na floresta e seus impactos sobre a dinâmica tornaram-se comuns (NEWTON, 2007).

Os estudos de dinâmica pretendem elucidar os processos que ocorrem na comunidade florestal em nível das espécies após perturbações, sejam naturais ou induzidas numa escala ecológica e temporal, e as influências dos fatores ambientais sobre as taxas demográficas (BOTEZELLI et al., 2005). Ainda de acordo com Botezelli et al. (2005), estudos de dinâmica avaliam o

comportamento atual e futuro de uma comunidade florestal, podendo estas informações direcionar as tomadas de decisões quanto às estratégias de conservação e preservação da biodiversidade.

De acordo com Bahn, Krohn e O'Connor (2008), para estudar a dinâmica deve se ter em conta algumas questões que tenham relação direta com o objetivo central da ecologia: o recrutamento, mortalidade e crescimento em um determinado intervalo de tempo.

Para Newton (2007), a dinâmica florestal pode ser estudada em três formas principais: “1. Inferindo a dinâmica a partir de uma avaliação da estrutura da comunidade; 2. A partir do monitoramento das florestas ao longo do tempo, por exemplo, por meio de censos repetidos de parcelas permanentes; 3. A partir da utilização de modelos de dinâmica florestal”.

Newton (2007) argumenta que cada uma dessas abordagens apresenta suas limitações, sendo um dos principais problemas a vida longa da maioria das árvores, seguida da mudança lenta das florestas, em que tais mudanças poderiam ser de difícil observação em uma escala de alguns anos ou décadas.

Os estudos de dinâmica são realizados por meio de demarcação de parcelas permanentes em campo, comumente empregadas para avaliar as alterações da floresta ao longo do tempo, permitindo que medidas repetidas possam ser feitas nas mesmas árvores individuais (CONDIT, 1995; SHEIL; MAY, 1996). Callahan (1984), Lewis et al. (2004b), Phillips et al. (2004) e Sheil, Jennings e Savill (2000) mostram que muito do que se sabe sobre a dinâmica da floresta tropical foi derivado de dados das parcelas permanentes baseados em censos. Assim, as parcelas são revisitadas periodicamente, observando-se mortes e adicionando-se as árvores que atingem o limite de tamanho inferior, e estes dados são então usados para calcular as estimativas de mortalidade e de recrutamento ou rotatividade (CONDIT, 1995; PHILLIPS et al., 2004; SHEIL; BURSLEM; ALDER, 1995; SHEIL; MAY, 1996).

Segundo Lewis et al. (2004b), em floresta tropical as populações de árvores podem ser bem descritas utilizando taxas de dinâmica (mortalidade e recrutamento). Para Paiva, Araújo e Pedroni (2007), os estudos de dinâmica nas comunidades florestais são essenciais, pois facilitam o entendimento dos padrões demográficos das espécies, tomando em consideração que as mudanças nas taxas demográficas da comunidade afetam a composição florística e a estrutura das florestas. Essas informações são fundamentais para a recuperação de florestas perturbadas e para estabelecer programas de manejo em florestas ainda conservadas (PAIVA; ARAÚJO; PEDRONI, 2007).

Lewis et al. (2004a), Phillips et al. (2004) e Phillips e Gentry (1994) evidenciam a importância de estudos comparativos de dinâmica entre diferentes locais e regiões, sendo esta comparação importante para que se possa entender melhor a dinâmica de florestas tropicais, tanto para fazer generalizações sobre os padrões no tempo e no espaço, como para inferir as suas causas subjacentes. No entanto há que considerar que as estimativas de mortalidade e recrutamento não são independentes do intervalo de tempo entre os censos, sendo necessário tomar em conta que os intervalos de censo podem ser desiguais, o que pode afetar as conclusões (SHEIL; MAY, 1996).

Para entender o processo de sucessão das comunidades vegetais e a influência das modificações do ambiente sobre a vegetação, há a necessidade de estudos ao longo de um período de tempo. Sendo assim, estudos de longo prazo sobre a dinâmica de comunidades devem fornecer informações fundamentais sobre o funcionamento da comunidade e avaliar as mudanças na sua estrutura horizontal e vertical (SILVA et al., 2004).

De acordo com Condit (1995), os resultados obtidos por meio de estudos de longa duração em parcelas permanentes podem ser vistos em três categorias: “1) estudos de fatores envolvidos na regulação da população e para a manutenção da diversidade; 2) documentação de mudanças na composição das

espécies, particularmente com referência às variações do clima; e 3) modelos sobre a demografia das espécies individuais”.

2.2.2 Sucessão ecológica

O termo sucessão é usado para descrever diferentes tipos de mudança de vegetação em diferentes escalas no espaço e no tempo (FINEGAN, 1984).

Odum (2001) conceitua a sucessão ecológica como um processo ordenado de desenvolvimento das comunidades que envolvem alterações na estrutura específica e nos processos de comunidade com o tempo. Ocorre a colonização e extinção de populações de espécies de forma padronizada e não sazonal, direcionado e contínuo em um dado local (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007).

A sucessão é considerada como um caso especial de dinâmica de vegetação (MEINERS; PICKETT, 2011). Na sucessão florestal, ocorrem mudanças na composição das espécies, na idade e tamanho dos indivíduos, na estrutura e função do ecossistema de forma gradual ao longo do tempo (BINELLI; GHOLZ; DURYEA, 2012).

A sucessão está relacionada ao tamanho da clareira, à entrada de luz que pode atingir o solo, à existência de banco de sementes no solo e ao potencial vegetativo das espécies. Constitui-se numa sequência de mudanças florísticas e estruturais em ecossistemas florestais após distúrbios, culminando em ecossistema estabilizado (CARVALHO, 1999), no qual são mantidas a máxima biomassa e a função simbiótica entre os organismos em razão da energia disponível no ecossistema (ODUM, 2001).

Quando uma clareira é aberta, uma ou mais espécies pertencentes ao grupo oportunista do início da sucessão tende a colonizar o espaço aberto e, à medida que o tempo vai passando, estes espaços são colonizados por mais espécies, frequentemente aquelas com menor poder de dispersão. Após essas

alcançarem a maturidade e dominarem a sucessão intermediária, várias espécies pioneiras são levadas à extinção, em seguida os competidores mais eficientes tendem a competir com os competidores menos eficientes culminando no desaparecimento dos competidores mais fracos, e a comunidade alcança o estágio clímax (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2010).

Primeiramente, as teorias de sucessão propunham um processo ordenado, direcional e determinista (seguindo uma ordem de sequência). Assim, as comunidades vegetais desenvolviam-se sobre um solo exposto a condições climáticas, edáficas e hidrológicas particulares, passando para uma série de estágios que, eventualmente, resultaria em uma vegetação clímax sustentável do ambiente em questão. Este processo era suficientemente controlado por competição por luz e era frequentemente dominado por plantas mais altas. Se estas plantas formassem árvores, o estágio final deveria ser um bosque ou floresta em si (THOMAS; PACKHAM, 2007).

No entanto, visões mais recentes não apoiam a ordem de etapas acima descritas, em que há um conjunto de estágios ou um final fixo do processo de sucessão, mas simplesmente um processo probabilístico largamente conduzido pela disponibilidade de propágulos e competição entre espécies, interagindo com as condições ambientais variáveis do ambiente (THOMAS; PACKHAM, 2007). Thomas e Packham (2007) ainda afirmam que em qualquer teoria as plantas verdes têm um papel mais importante ao fornecer sombra, enriquecem o solo com húmus e, juntamente com os animais associados, modificam as condições muitas vezes adversas originalmente presentes (facilitação).

Em alguns casos, as árvores de sucessão posterior (ou secundária) não colonizam até os pioneiros criarem as condições adequadas. No entanto, em muitas florestas em desenvolvimento (mesmo em sucessões primárias), todas as espécies de árvores colonizam rapidamente o sítio descoberto (quando o solo

está descoberto e há menos concorrência) e a mudança da floresta é um reflexo da mudança dos padrões de dominação (THOMAS; PACKHAM, 2007).

Meiners e Pickett (2011) ressaltam que a maior diversidade em espécies tende a aparecer nos estágios medianos da sucessão, pois as comunidades são uma mistura de espécies iniciais e tardias. Meiners e Pickett (2011) destacam ainda que a disponibilidade de sítio e de espécies bem como o desempenho destas é essencial para o processo de sucessão.

Vários autores destacam dois tipos principais de sucessão: sucessão primária e secundária (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; FINEGAN, 1984; ODUM, 2001, 2004; PINTO-COELHO, 2000; TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2010).

A sucessão primária ocorre quando uma área perturbada (exposta) não havia sido previamente influenciada por alguma comunidade, ou seja, em terrenos em que não ocorreu vegetação anteriormente. Essa sucessão pode ocorrer em áreas expostas pela retração de uma geleira, lavas vulcânicas, em locais onde ocorrem formações recentes de dunas de areia, uma rocha (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; FINEGAN, 1984; ODUM, 2001, 2004; PINTO-COELHO, 2000; TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2010).

A sucessão secundária ocorre em locais onde tenha havido antes desenvolvimento de uma comunidade florestal; essa sucessão pode ser observada em campos agrícolas abandonados, em florestas que sofreram desmatamento (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007; FINEGAN, 1984; ODUM, 2001, 2004; PINTO-COELHO, 2000; TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2010). Ainda segundo os mesmos autores, a sucessão secundária é normalmente mais rápida em relação à sucessão primária, pois os solos nessas áreas encontram-se já bem desenvolvidos, com presença de sementes e esporos, encontram-se ainda alguns organismos ou respectivos propágulos que garantem o início da sucessão.

3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Caracterização da área de estudo

O fragmento florestal conhecido localmente como Mata do Galego pertence ao bioma Mata Atlântica e tem uma extensão de 77 ha. Está inserido no município de Luminárias, nas coordenadas 21°29' S e 44°55' W, às margens do rio Ingaí, na região do alto rio Grande, no sul de Minas Gerais, nas fazendas Barreiro e Morro Grande, entre 880 e 1.001 m de altitude (Figura 1) (RODRIGUES et al., 2003).

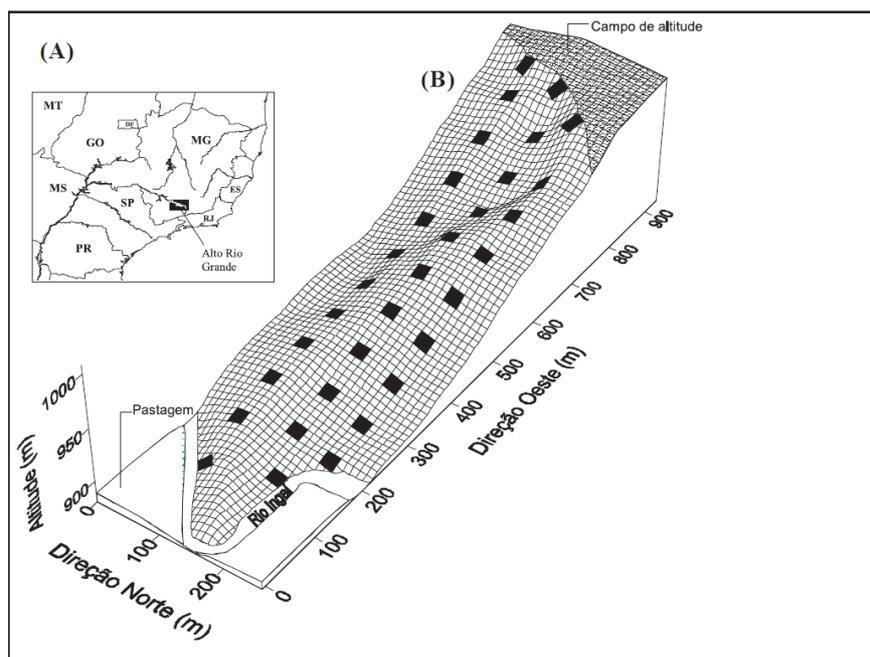


Figura 1 Localização no Alto rio Grande da disposição das parcelas de amostragens em três tranções da margem do rio até a borda, na Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais

Fonte: Rodrigues et al. (2003)

O município de Luminárias está localizado no sul de Minas Gerais, a 943 m de altitude, nas coordenadas geográficas 21° 31' 34'' S e 44° 52' 53'' W e distancia-se a 288 km de Belo Horizonte e 36 km de Lavras. A região caracteriza-se por apresentar uma beleza natural, rodeada de montanhas e escarpas onde se encontram cachoeiras de cerca de 30 m de altura e rios que se afunilam entre as pedras (CARVALHO; SILVA; OLIVEIRA, 2007).

De acordo com Rodrigues et al. (2007), a Mata do Galego possui representações de Floresta Estacional Semidecidual Aluvial e Floresta Estacional Semidecidual Montana condicionadas pelo desnível de 121 m que se observa entre a borda do fragmento e a margem do rio. No levantamento e classificação de solo, Rodrigues et al. (2003) encontraram quatro tipos de solos dominantes na área, seja, Neossolo Flúvio, Argissolo Vermelho fase média fertilidade, Argissolo fase baixa fertilidade e Cambissolo Háplico.

O clima da região é do tipo Cwb, da classificação de Köppen, típico de altitudes, com inverno seco e verão úmido (PEEL; FINLAYSON; MCMAHON, 2007); com temperaturas variando entre máximo de 30°C e mínima de 5°C (CARVALHO; SILVA; OLIVEIRA, 2007). A temperatura média anual é de 19,61°, com médias mensais variando entre 16,03°C em julho e 21,82°C em fevereiro; a precipitação média anual é de 1.517 mm (93% concentrados entre outubro e abril) de acordo com dados da Estação Meteorológica de Lavras.

Segundo Rodrigues et al. (2003, 2007), no passado o fragmento sofreu intervenção antrópica, sendo a extração de madeira a principal atividade desenvolvida, com início em 1930. Ocorreu, no mesmo período e nas áreas abertas após a exploração, ciclos de cultivos de milho, feijão e arroz, por um período de dois anos. Ainda de acordo com os autores, após dois anos as áreas eram abandonadas e novas áreas eram abertas para novos cultivos, com a duração de ciclos de dez anos.

Nessa área, uma estrada dentro da mata foi aberta, margeando o rio Ingaí, que era utilizada para o transporte da madeira e do cascalho (RODRIGUES et al., 2003, 2007). No entanto não se realizaram mais essas explorações, contudo ainda há entrada de gado de uma das fazendas (RODRIGUES et al., 2003).

3.2 Amostragem

No ano de 2000, foram estabelecidas 32 parcelas permanentes com o tamanho de 20 × 20 m, visando à caracterização de parâmetros fitossociológicos da comunidade arbórea. As parcelas foram distribuídas em três transeções dispostas da margem do rio até a borda da mata (figura 1) (RODRIGUES et al., 2003, 2007).

Nestas parcelas foram marcados, etiquetados com plaquetas de alumínio numeradas e medidos em circunferência e altura os indivíduos arbóreos vivos com circunferência à altura do peito (CAP) $\geq 15,7$ cm. O segundo e o terceiro inventários foram realizados nos anos de 2005 e 2010, respectivamente, nos quais os indivíduos vivos previamente amostrados foram remensurados e os indivíduos mortos computados. Foram identificados e medidos quanto à circunferência (CAP) e altura os indivíduos considerados como recrutas (aqueles que atingiram o limite mínimo de inclusão, CAP $\geq 15,7$ cm), os quais receberam plaquetas de alumínio numeradas. Os nomes das espécies foram conferidos e atualizados por meio do banco de dados de The Plant List (PLANT..., 2013), TreeAtlan 2.0 (OLIVEIRA-FILHO, 2013), Lista de Espécies da Flora do Brasil (JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO, 2013).

3.3 Análise de dados

O conjunto de dados proveniente dos inventários realizados foi utilizado para avaliação fitossociológica e de dinâmica. Deste modo, foram estabelecidos dois intervalos de tempo para a análise da dinâmica florestal. O primeiro abrangeu o período entre 2000 e 2005, com duração de cinco anos. O segundo intervalo foi de 2005 a 2010, também com duração de cinco anos, totalizando um intervalo de 10 anos de avaliação.

3.3.1 Alterações na estrutura fitossociológica da comunidade arbórea

Foram analisadas as mudanças na estrutura horizontal entre os anos 2000, 2005 e 2010, por meio do cálculo dos parâmetros fitossociológicos: densidade (absoluta e relativa), dominância (absoluta e relativa), frequência (absoluta e relativa), e o valor de importância (VI) (KENT; COKER, 1992). A diversidade de espécies foi avaliada tanto pelo índice de diversidade de Shannon (H') como pela equabilidade de Pielou (J') (BROWER; ZAR, 1984; MAGURRAN, 1988). Assim foram analisadas as modificações fitossociológicas das dez espécies consideradas de maior importância no fragmento, com vista a verificar a permanência das mesmas ao longo dos 10 anos, e os atributos que contribuíram para essas modificações. As fórmulas utilizadas encontram-se a seguir:

Densidade: indica o quanto as espécies identificadas participam na comunidade florestal, numa determinada área geográfica. Pode ser expressa em termos absolutos ou relativos. A densidade absoluta é expressa pelo número de árvores por hectares e a densidade relativa é expressa em percentagem do número de indivíduos de uma determinada espécie em relação ao número total de indivíduos de todas as espécies amostradas.

Densidade absoluta: $DA = n/ha$

Densidade relativa: $DR = \left(\frac{n}{ha}\right) / \left(\frac{N}{ha}\right) \times 100$

Onde: n = número total de indivíduos amostrados de cada espécie;

N = número total de indivíduos amostrados de todas as espécies no levantamento;

ha = hectare.

Dominância: é a soma de projeção horizontal da área transversal dos troncos (área basal) de todos os indivíduos pertencentes a uma determinada espécie e por unidade de área. Pode ser expressa de forma absoluta ou relativa.

Dominância absoluta: $DoA = \sum g_i / ha$

Dominância relativa : $DoR (\%) = (g_i/ha) / (G / ha) \times 100$

Onde: g_i = área basal da espécie i ;

G_i = área basal total, que é o somatório das áreas basais de todos os indivíduos amostrados de todas as espécies;

ha = hectare.

Frequência: expressa o grau de ocorrência de espécies nas parcelas amostradas e está relacionada com a uniformidade de distribuição de cada espécie na área e pode ser determinada em termos absolutos ou relativos.

Frequência absoluta: $FA = (np_i / npt) \times 100$

Frequência relativa: $FR = FA / FAt \times 100$

Onde: np_i = número de parcelas em que ocorre a espécie i ;

np_t = número total de parcelas utilizadas no trabalho;

FAt = somatório das frequências absolutas de todas as espécies.

Valor de importância (VI): resulta da soma dos valores relativos de frequência, dominância e densidade de uma dada espécie e dá sua importância ecológica em uma determinada área.

$$\text{Valor de importância: } VI = DR + DoR + FR$$

Onde

DR = densidade relativa da espécie;

DoR = dominância relativa da espécie;

FR = frequência relativa da espécie.

Índice de diversidade de Shannon (H')

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

Onde:

P_i = abundância relativa da espécie (proporção de indivíduos da i -ésima espécie) estimada como n_i/N , em que n_i é a medida de importância da espécie i (número de indivíduos, biomassa) e N é o número total de indivíduos e S corresponde ao número total de espécies.

Assim foram analisadas as alterações da riqueza de espécies arbóreas através de curvas de acumulação de espécies, sendo construídas, para o índice de diversidade de Shannon, em função da abundância de indivíduos, com o uso do software EstimateS versão 9.0 (COLWELL, 2013).

Equabilidade de Pielou (J')

$$J' = H' / \ln S$$

3.3.2 Dinâmica da comunidade arbórea

Foi analisada a dinâmica da comunidade arbórea inventariada (amostra total) com base nos parâmetros de dinâmica em número de indivíduos e área basal; e a dinâmica do componente arbóreo em diferentes classes de solos (Arg-B = Argissolo Vermelho fase baixa fertilidade; Arb-M = Argissolo Vermelho média fertilidade; Camb = Cambissolo Háplico). A avaliação ocorreu em dois períodos de tempo distintos: 2000-2005 e 2005-2010. Para tal, foram calculadas taxas anuais de mortalidade (M) e recrutamento (R) de indivíduos e taxas de 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; JENNINGS; SAVILL, 2000; SHEIL; MAY, 1996), por meio das expressões abaixo:

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

$$R = \{1 - [1 - (N_r / N_t)]^{1/t}\} \times 100$$

$$P = \{1 - [(AB_0 - (AB_d + AB_m)) / AB_0]^{1/t}\} \times 100$$

$$G = \{1 - [1 - (AB_r + AB_i) / AB_t]^{1/t}\} \times 100$$

Onde: t é o tempo decorrido em anos entre os intervalos; N_0 e N_t são, respectivamente, as contagens iniciais e finais de árvores individuais no tempo inicial (t_0) e final (t_1); N_m e N_r são, respectivamente, números de árvores mortas e recrutadas; AB é a área basal obtida para a comunidade; AB_0 e AB_t correspondem às áreas basais iniciais (em t_0) e final (em t_1); AB_m é a área basal das árvores mortas; AB_r é a área basal das árvores recrutadas e AB_d corresponde ao decréscimo

(por meio de quebra ou perda parcial do tronco); e AB_i é o incremento em área basal das árvores sobreviventes.

Foram calculadas as velocidades de modificação da comunidade arbórea por meio das taxas de rotatividade (*turnover*) em número de árvores (Rot_N) e em área basal (Rot_{AB}). Estas taxas baseiam-se nas médias das taxas de recrutamento, mortalidade dos indivíduos e de perda e ganho em área basal (OLIVEIRA-FILHO; MELLO; SCOLFORO, 1997; PHILLIPS; GENTRY, 1994) e as taxas de mudança líquida em número de árvores baseada na relação entre o número de indivíduos observados no inventário anterior e o número de indivíduos do inventário atual (Ch_N) e em área basal (Ch_{AB}) (KORNING; BALSLEV, 1994) utilizando as equações abaixo.

$$Rot_N = (M + R) / 2$$

$$Rot_{AB} = (P + G) / 2$$

$$Ch_N = [(N_t / N_0)^{1/t} - 1] \times 100$$

$$Ch_{AB} = [(AB_t / AB_0)^{1/t} - 1] \times 100$$

Foram calculados os tempos para que a comunidade arbórea se reestrutura em número de indivíduos e área basal segundo as fórmulas abaixo, ou seja, o tempo de meia-vida ($T_{1/2}$), que corresponde ao intervalo de tempo necessário para que a comunidade arbórea se reduza pela metade em função das taxas de mortalidade ou de perda; e o tempo de duplicação (T_2), que corresponde ao tempo necessário para que a comunidade arbórea duplique seu tamanho em função das taxas de recrutamento ou ganho (KORNING; BALSLEV, 1994).

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

$$T_2 = \ln(2) / \ln(1 + R)$$

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

$$T_2 = \ln(2) / \ln(1 + G)$$

3.3.2.1 Dinâmica das classes diamétrica

Foram utilizados intervalos de classe com amplitude crescente (5-10 cm, 10-20 cm, 20-40 cm; 40-80; >80 cm). Esses intervalos têm sido adotados em estudos de caracterização da estrutura de comunidades arbóreas e de dinâmica florestal na região (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA FILHO; GUILHERME, 2005; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007a). De acordo com Oliveira-Filho et al. (2007a) permitem compensar o forte decréscimo da densidade nas classes de tamanhos maiores, típico da distribuição em exponencial negativo.

Em cada classe de diâmetro foram contabilizados o número de árvores mortas e recrutadas, o número de ingressantes (indivíduos recrutados ou vindos de outras classes de diâmetro) e o número de egressos (indivíduos mortos ou que migraram para outras classes de diâmetro) (LIEBERMAN et al., 1985).

3.3.3 Análises estatísticas

Os parâmetros de dinâmica foram calculados para a amostra total e para a comunidade arbórea nas diferentes classes de solo, em cada um dos intervalos.

Foram utilizados testes estatísticos não paramétricos Kruskal-Wallis (SOKAL; ROHLF, 1995; ZAR, 1999), contagens de Poisson (ZAR, 1999),

testes G de aderência (DIAZ; LÓPEZ, 2007). teste t de Student (ZAR, 2010) e curvas de riqueza específicas e diversidade de Shannon (GARCIA, 2012).

O teste Kruskal-Wallis associado ao teste de Dunn (SOKAL; ROHLF, 1995; ZAR, 1999) foi utilizado para fazer comparações das taxas de dinâmica entre as três classes de solo. Essas análises foram realizadas a fim de caracterizar a dinâmica entre as distintas classes de solos, consiste em averiguar o comportamento dinâmico entre os solos.

O teste t de Student (ZAR, 2010) foi utilizado para comparação das taxas de mortalidade e recrutamento e, também, entre as taxas de perda e ganho em área basal obtidas para a amostra total no mesmo intervalo e nos diferentes intervalos de amostragem. Esse teste também foi utilizado para comparações das taxas de mortalidade, recrutamento como das taxas de perda e ganho entre os períodos de amostragens nas classes de solos. Esse teste buscou averiguar as variações nas taxas de dinâmica ao longo do período.

Para que os dados possam atender aos pressupostos estatísticos foram transformados todos os dados das taxas pela função arcosseno da raiz quadrada do parâmetro [$\arcsin(\sqrt{x/100})$]. Isso ocorreu em função dos dados serem proporções.

Contagens de Poisson (ZAR, 1999) foram utilizadas para comparar a abundância de mortos e de recrutadas na comunidade, assim como nas classes de solos. Este teste também foi utilizado para verificar se o número de indivíduos mortos e de recrutadas diferia entre os períodos de amostragem. Este teste foi utilizado também para avaliação de ingressantes e egressos por classe de DAP. Para tal foi verificado se o número de árvores ingressantes (recrutadas + imigrantes) e árvores egressas (mortas + emigrantes) em cada classe de diâmetro diferiam. Esta análise permitiu verificar as mudanças ocorridas com o processo sucessional e se o padrão de distribuição dos indivíduos por classe de tamanho manteve-se ao longo do tempo.

O teste G de aderência foi utilizado para verificar se as frequências observadas no segundo e terceiro inventários foram diferentes dos valores esperados (DIAZ; LÓPEZ, 2007). Com base nessa análise, foram avaliadas as mudanças ocorridas nas distribuições dos indivíduos por classes de tamanho

As curvas de riqueza específicas e diversidade de Shannon foram obtidas para verificar se existem diferenças entre a riqueza específica, diversidade de espécies, de modo a se verificar se houve alterações ao longo dos 10 anos de monitoramento. Foram utilizados as médias e respectivos desvios padrão obtidos para riqueza e diversidade de espécies para comparação das respectivas curvas. Assim, a construção das curvas ocorreu após 500 aleatorizações das unidades amostrais (GARCIA, 2012).

4 RESULTADOS

4.1 Alterações na estrutura fitossociológica da comunidade arbórea

Durante o período de estudo ocorreram 185 espécies pertencentes a 117 gêneros e 53 famílias. Em 2000, o fragmento estudado apresentou 2.280 indivíduos, pertencentes a 167 espécies, 112 gêneros e 52 famílias. Em 2005 foram 2.123 indivíduos pertencentes a 171 espécies, 114 gêneros e 52 famílias, enquanto, em 2010, foram 2.066 indivíduos de 173 espécies, 114 gêneros e 52 famílias (Tabela 1). No geral, os resultados mostraram a redução em relação ao número de indivíduos amostrados, sendo que o segundo levantamento apresentou em relação ao primeiro, um decréscimo de 157 indivíduos (6,9%), e o terceiro apresentou em relação ao segundo levantamento um decréscimo de 57 indivíduos (2,7%). Do total das espécies amostradas no fragmento florestal, 84,3% ocorreram durante os três inventários de amostragem.

O valor do índice de Shannon (H') encontrado no fragmento estudado foi de 4,25 nats. ind⁻¹ em 2000; 4,31 nats.ind⁻¹ em 2005; e 4.32 nats.ind⁻¹ em 2010, O coeficiente de equabilidade de Pielou em relação às três medições foi de $J' = 0,83$ em 2000 e se manteve a mesma 0,84 em 2005 e 2010, respectivamente (Tabela 1).

Tabela 1 Estrutura do componente arbóreo observado ao longo dos 10 anos de monitoramento (entre 2000, 2005 e 2010) em um fragmento florestal, em Luminárias, Minas Gerais

Parâmetros estruturais	2000	2005	2010
Número de indivíduos	2.280	2.123	2.066
Área basal (m ²)	35,78	35,36	36,26
N (h ⁻¹)	1.781	1.659	1.614
Riqueza específica	167	171	173
Gêneros	112	114	114
Famílias	52	52	52
Índice de Shannon	4,25	4,31	4,32
Equabilidade de Pielou (J')	0,83	0,84	0,84

Comparando a riqueza específica e a diversidade de Shannon após 10 anos de monitoramento, houve um aumento dos valores absolutos de riqueza, mas que não diferiu significativamente entre os intervalos de amostragem (Figura 2). Enquanto os índices de diversidade foram diferentes significativamente entre 2000 para 2005 e de 2000 para 2010. Porém, entre 2005 e 2010 a diversidade não diferiu significativamente (Figura 3).

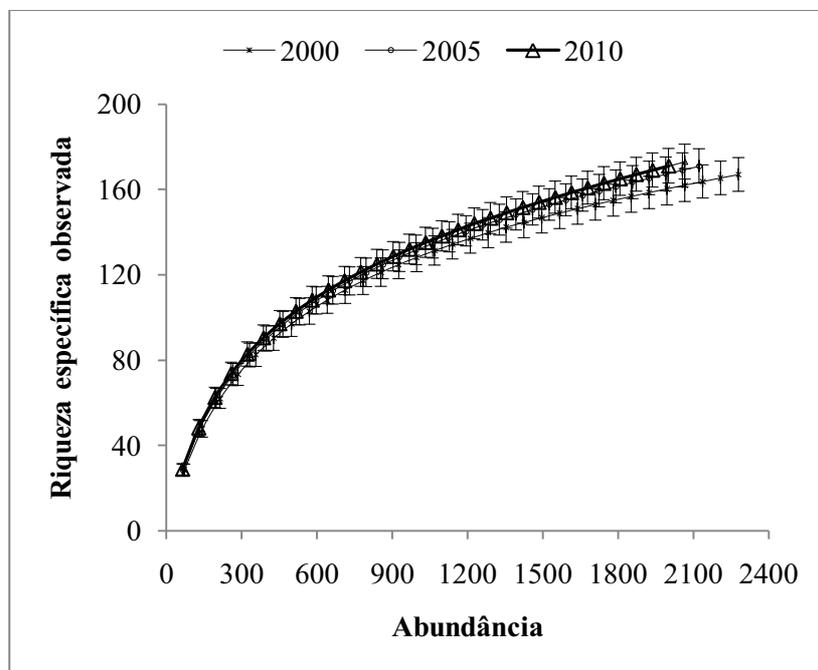


Figura 2 Curvas para a riqueza específica obtida para a comunidade arbórea em um fragmento florestal localizado na Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais

Nota: As barras são os desvios padrões das médias.

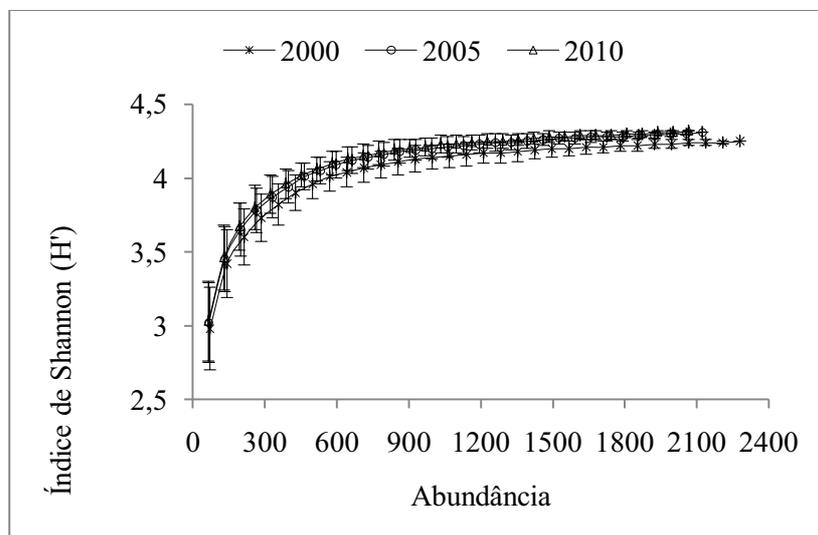


Figura 3 Curvas para índices de diversidade de Shannon obtidas para a comunidade arbórea em um fragmento florestal localizado na Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais

Nota: As barras são os desvios padrões das médias.

As famílias com maior contribuição para a riqueza de espécies em todos os anos inventariados foram Fabaceae, com 22, 22 e 23 espécies nos respectivos anos de 2000, 2005 e 2010, Myrtaceae (14, 15 e 16), Lauraceae (12, 13 e 13), Rubiaceae (12, 13 e 13), Malvaceae (8, 8 e 8), Annonaceae (8, 8 e 8) e Salicaceae (7, 7 e 7). Entretanto, em 2010, houve inclusão da família Meliaceae no grupo de famílias com maior representatividade, passando de 7 para 8 famílias. Essas famílias possuíam juntas 49,7% das espécies em 2000, 50,3% das espécies em 2005 e 54,87% das espécies em 2010 (Tabela 2). Todas as famílias mantiveram-se nessa ordem, em todos os inventários, como aquelas com maior contribuição para o número de espécies.

Comparando os resultados obtidos em 2000 com os de 2005 e 2010, as famílias que mudaram sua contribuição em número de espécies foram: Fabaceae

(aumento de uma espécie em 2010), Myrtaceae (aumento de uma espécie em 2005 e de uma espécie em 2010), Lauraceae e Rubiaceae (aumento de somente uma espécie em 2005). Após 10 anos, as mudanças relacionadas ao desaparecimento e surgimento de novas famílias foram pequenas. Uma família não foi amostrada após o primeiro levantamento (Rhamnaceae), enquanto uma família foi amostrada a partir do segundo levantamento (Erythroxylaceae) (Tabela 2). As famílias que foram acrescidas e excluídas nos levantamentos estão relacionadas às famílias representadas por poucas espécies (Tabela 2).

Tabela 2 Lista de famílias e espécies arbóreas amostradas no fragmento da Mata de Galego, em Luminárias, Minas Gerais. As espécies estão em ordem alfabética das famílias botânicas, seguidas das suas ocorrências durante os anos de 2000, 2005 e 2010

Família /Espécie	2000	2005	2010
ANACARDIACEAE			
<i>Lithraea molleoides</i> (Vell.) Engl.	x	x	x
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	x	x	x
<i>Tapirira guianensis</i> Aublet	x	x	x
<i>Tapirira obtusa</i> (Benth.) J.D.Mitch.	x	x	x
ANNONACEAE			
<i>Annona cacans</i> Warm.	x	x	x
<i>Annona dolabripetala</i> (Raddi) H.Rainer	x	x	x
<i>Annona neolaurifolia</i> H.Rainer	x	x	x
<i>Annona neosericea</i> H.Rainer	x	x	x
<i>Annona sylvatica</i> A.St.-Hil.	x	x	x
<i>Guatteria australis</i> A.St.-Hil.	x	x	x
<i>Guatteria sellowiana</i> Schltld.	x	x	x
<i>Xylopia brasiliensis</i> Sprengel	x	x	x
APOCYNACEAE			
<i>Aspidosperma olivaceum</i> Müll.Arg.	x	x	x

“Tabela 2, continuação”

Família /Espécie	2000	2005	2010
AQUIFOLIACEAE			
<i>Ilex cerasifolia</i> Reissek	x	x	x
<i>Ilex conocarpa</i> Reissek	x	x	
<i>Ilex theezans</i> Mart. ex Reissek	x		
ARALIACEAE			
<i>Dendropanax cuneatus</i> (DC.) Decne & Planchon	x	x	x
<i>Schefflera calva</i> (Cham.) Frodin & Fiaschi	x	x	x
ASTERACEAE			
<i>Eremanthus erythropappus</i> (DC.) MacLeish	x	x	x
<i>Vernonanthura divaricata</i> (Spreng.) H.Rob.	x	x	x
BIGNONIACEAE			
<i>Handroanthus ochraceus</i> (Cham.) Mattos	x	x	x
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.O.Grose	x	x	x
<i>Jacaranda macrantha</i> Cham.	x	x	x
<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	x	x	x
BORAGINACEAE			
<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	x	x	x
<i>Cordia sellowiana</i> Cham.	x	x	x
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arrab. ex Steud.	x	x	x
BURSERACEAE			
<i>Protium heptaphyllum</i> . (Aubl.) Marchand	x	x	x
<i>Protium spruceanum</i> (Benth.) Engl.	x	x	x
<i>Protium widgrenii</i> Engler	x	x	x
CANNABACEAE			
<i>Celtis brasiliensis</i> (Gardner) Planch.	x	x	x
CARDIOPTERIDACEAE			
<i>Citronella paniculata</i> (Mart.) R.A.Howard	x	x	x
CELASTRACEAE			
<i>Cheiloclinium cognatum</i> (Miers.) A.C.Sm.	x	x	x
<i>Maytenus ilicifolia</i> Mart. Ex Reissek	x	x	x
<i>Maytenus communis</i> Reissek	x	x	x
<i>Maytenus gonoclada</i> Martius		x	x

“Tabela 2, continuação”

Família /Espécie	2000	2005	2010
<i>Maytenus salicifolia</i> Reissek	x		
CHRYSOBALANACEAE			
<i>Hirtella hebeclada</i> Moric.	x	x	x
CLETHRACEAE			
<i>Clethra scabra</i> Pers.	x	x	x
CLUSIACEAE			
<i>Garcinia gardneriana</i> (Planchon & Triana) Zappi	x	x	x
COMBRETACEAE			
<i>Terminalia glabrescens</i> Mart.	x	x	x
CONNARACEAE			
<i>Connarus regnellii</i> G.Schellenb.	x	x	x
CUNONIACEAE			
<i>Lamanonia ternata</i> Vell.	x	x	x
EBENACEAE			
<i>Diospyros inconstans</i> Jacquin	x	x	x
ELAEOCARPACEAE			
<i>Sloanea hirsuta</i> (Schott) Planch. Ex Benth	x	x	x
ERYTHROXYLACEAE			
<i>Erythroxylum citrifolium</i> A.St.-Hil.		x	x
EUPHORBIACEAE			
<i>Actinostemon klotzschii</i> (Didrichs) Pax	x	x	x
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.			x
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.			x
<i>Croton floribundus</i> Sprengel	x	x	x
<i>Croton urucurana</i> Baillon		x	x
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	x		
<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B.Sm. & Downs	x	x	x
FABACEAE			
<i>Senegalia recurva</i> Benth	x	x	x
<i>Albizia polycephala</i> (Benth.) Killip	x	x	x
<i>Bauhinia longifolia</i> (Bongard) D.Dietrich	x	x	x
<i>Copaifera langsdorffii</i> Desf.	x	x	x

“Tabela 2, continuação”

Família / Espécie	2000	2005	2010
<i>Dalbergia foliolosa</i> Benth.	x	x	x
<i>Dalbergia villosa</i> (Benth.) Benth.	x	x	x
<i>Deguelia hatschbachii</i> A.M.G.Azevedo	x	x	x
<i>Inga ingoides</i> (Rich.) Willd.	x	x	x
<i>Inga striata</i> Benth.	x	x	
<i>Inga vera</i> Willd.	x	x	x
<i>Leucochloron incuriale</i> (Vell.) Barneby & J.W.Grimes	x	x	x
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	x	x	x
<i>Machaerium hirtum</i> (Vell.) Stellfeld	x	x	x
<i>Machaerium nyctitans</i> (Vell.) Benth.	x	x	x
<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	x	x	x
<i>Machaerium villosum</i> Vogel	x	x	x
<i>Myroxylon balsamum</i> (L.) Harms			x
<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.F.Macbr.	x	x	x
<i>Platycyamus regnellii</i> Benth.	x	x	x
<i>Platypodium elegans</i> Vogel	x	x	x
<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	x	x	x
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	x	x	x
<i>Senna velutina</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby			x
<i>Tachigali rugosa</i> (Mart. ex Benth.) Zarucchi & Pipoly	x	x	x
HYPERICACEAE			
<i>Vismia brasiliensis</i> Choisy	x	x	x
LACISTEMATAACEAE			
<i>Lacistema hasslerianum</i> Chodat	x	x	x
LAMIACEAE			
<i>Aegiphila integrifolia</i> (Jacq.) B.D.Jackson	x	x	x
<i>Vitex polygama</i> Cham.	x	x	x
LAURACEAE			
<i>Cryptocarya aschersoniana</i> Mez	x	x	x
<i>Cryptocarya micrantha</i> Meisn.		x	x

“Tabela 2, continuação”

Família / Espécie	2000	2005	2010
<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	x	x	x
<i>Nectandra grandiflora</i> Nees	x	x	x
<i>Nectandra megapotamica</i> (Sprengel) Mez	x	x	x
<i>Nectandra nitidula</i> Nees	x	x	x
<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees	x	x	x
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisner) Mez	x	x	x
<i>Ocotea diospyrifolia</i> (Meisner) Mez	x	x	x
<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	x	x	x
<i>Ocotea odorifera</i> (Vell.) Rohwer	x	x	x
<i>Ocotea pulchella</i> (Nees & Mart.) Mez	x	x	x
<i>Persea major</i> L.E.Kopp	x	x	x
LECYTHIDACEAE			
<i>Cariniana estrellensis</i> (Raddi) Kuntze	x	x	x
MALPIGHIACEAE			
<i>Byrsonima laxiflora</i> Griseb.	x	x	x
MALVACEAE			
<i>Ceiba speciosa</i> (A.St.-Hil.) Ravenna	x	x	x
<i>Eriotheca candolleana</i> (K.Schum.) A.Robyns	x	x	x
<i>Eriotheca gracilipes</i> (K.Schum.) A.Robyns	x	x	x
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	x	x	x
<i>Helicteres ovata</i> Lam.	x	x	x
<i>Luehea candicans</i> Mart. & Zucc.	x	x	x
<i>Luehea divaricata</i> Mart.	x	x	x
<i>Luehea grandiflora</i> Mart. & Zucc.	x	x	x
MELASTOMATACEAE			
<i>Miconia urophylla</i> .DC.	x	x	x
<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin	x	x	x
<i>Miconia pepericarpa</i> DC.	x	x	x
<i>Miconia theaezans</i> (Bonpl.) Cogn.	x	x	x
MELIACEAE			
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	x	x	x
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	x	x	x

“Tabela 2, continuação”

Família / Espécie	2000	2005	2010
<i>Trichilia catigua</i> A.Juss.			X
<i>Trichilia emarginata</i> (Turcz.) C.DC.			X
<i>Trichilia lepidota</i> Mart.	X	X	X
<i>Trichilia pallens</i> C.DC.	X	X	X
<i>Trichilia pallida</i> Swartz		X	X
MONIMIACEAE			
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	X	X	X
<i>Mollinedia widgrenii</i> A.DC.	X	X	X
MORACEAE			
<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D.Don ex Steud.	X	X	X
PRIMULACEAE			
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	X	X	
<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	X	X	X
MYRTACEAE			
<i>Calyptranthes clusiifolia</i> O.Berg		X	X
<i>Calyptranthes widgreniana</i> O.Berg			X
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	X	X	X
<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	X	X	X
<i>Campomanesia velutina</i> (Cambess.) O.Berg	X		
<i>Campomanesia xanthocarpa</i> (Mart.) O.Berg	X	X	X
<i>Eugenia acutata</i> Miq.	X	X	X
<i>Eugenia dodonaeifolia</i> Cambess.	X	X	X
<i>Eugenia sonderiana</i> O.Berg		X	X
<i>Marlierea racemosa</i> (Vell.) Kiaersk.	X	X	X
<i>Myrcia hebeptala</i> DC.	X	X	X
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	X	X	X
<i>Myrcia pulchra</i> (O.Berg) Kiaersk.	X	X	X
<i>Myrcia splendens</i> (Swartz) DC.	X	X	X
<i>Myrcia tomentosa</i> (Aublet) DC.	X	X	X
<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	X	X	X
<i>Siphoneugena densiflora</i> O.Berg	X	X	X

“Tabela 2, continuação”

Família /Espécie	2000	2005	2010
NYCTAGINACEAE			
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	x	x	x
PENTAPHYLACACEAE			
<i>Ternstroemia brasiliensis</i> Cambess.	x	x	x
PERACEAE			
<i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill.	x	x	x
PROTEACEAE			
<i>Euplassa legalis</i> (Vell.) I.M.Johnst.	x	x	x
<i>Roupala montana</i> Aubl.	x	x	x
RHAMNACEAE			
<i>Rhamnus sphaerosperma</i> Swartz	x		
ROSACEAE			
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urban	x	x	x
RUBIACEAE			
<i>Amaioua guianensis</i> Aublet	x	x	x
<i>Amaioua intermedia</i> Mart. ex Schult. & Schult.f.	x	x	x
<i>Chomelia sericea</i> Müll.Arg.	x	x	x
<i>Cordia concolor</i> (Cham.) Kuntze	x	x	x
<i>Coutarea hexandra</i> (Jacquin) K.Schum.	x	x	x
<i>Faramea nigrescens</i> Mart.	x	x	x
<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schltdl.	x	x	x
<i>Guettarda viburnoides</i> Cham. & Schltdl.	x	x	x
<i>Ixora brevifolia</i> Benth.	x	x	x
<i>Machaonia brasiliensis</i> (Hoffmanss. ex Humb.) Cham. & Schltdl.	x	x	x
<i>Psychotria vellosiana</i> Benth.	x	x	x
<i>Randia armata</i> (Sw.) DC.	x	x	x
<i>Rudgea jasminoides</i> (Cham.) Müll.Arg.		x	x
RUTACEAE			
<i>Esenbeckia febrifuga</i> (A.St.-Hil.) A.Juss. ex Mart.	x	x	x
<i>Galipea jasminiflora</i> (A.St.-Hil.) Engler	x	x	x
<i>Metrodorea stipularis</i> Mart.	x	x	x

“Tabela 2, conclusão”

Família /Espécie	2000	2005	2010
<i>Zanthoxylum caribaeum</i> Lam.	X	X	X
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	X	X	
<i>Zanthoxylum monogynum</i> A.St.-Hil.		X	X
SALICACEAE			
<i>Casearia decandra</i> Jacquin	X	X	X
<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	X	X	X
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	X	X	X
<i>Casearia sylvestris</i> Swartz	X	X	X
<i>Casearia ulmifolia</i> Vahl	X	X	X
<i>Xylosma ciliatifolia</i> (Clos) Eichler	X	X	X
<i>Xylosma prockia</i> (Turcz.) Turcz.	X	X	X
SAPINDACEAE			
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferruci	X	X	X
<i>Cupania zanthoxyloides</i> Cambess.	X	X	X
<i>Matayba guianensis</i> Aublet	X	X	X
SAPOTACEAE			
<i>Chrysophyllum marginatum</i> (Hooker & Arnot) Radlk.	X	X	X
SIPARUNACEAE			
<i>Siparuna guianensis</i> Aublet	X	X	X
STYRACACEAE			
<i>Styrax ferrugineus</i> Nees & Mart.	X	X	X
SYMPLOCACEAE			
<i>Symplocos celastrinea</i> Mart. ex Miq.	X	X	X
THYMELAEACEAE			
<i>Daphnopsis brasiliensis</i> Mart. & Zucc.	X	X	X
<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisner) Nevling	X	X	X
URTICACEAE			
<i>Cecropia glaziovii</i> Snethl.	X	X	
<i>Cecropia hololeuca</i> Miq.			X
VOCHYSIACEAE			
<i>Callisthene major</i> Mart.	X	X	X
<i>Qualea multiflora</i> Mart.	X	X	
<i>Vochysia tucanorum</i> Mart.	X	X	X

Após o período de 10 anos de monitoramento, houve o acréscimo no número de espécies ao longo do tempo. Observou-se que 5 espécies estiveram presentes apenas no primeiro ano do levantamento, sendo elas: *Campomanesia velutina*, *Ilex theezans*, *Maytenus salicifolia*, *Rhamnus sphaerosperma* e *Sapium glandulosum* (Tabela 2). A partir do ano 2005, *Calyptranthes clusiifolia*, *Croton urucurana*, *Cryptocarya micrantha*, *Erythroxylum citrifolium*, *Eugenia sonderiana*, *Maytenus gonoclada*, *Rudgea jasminoides*, *Trichilia pallida* e *Zanthoxylum monogynum* entraram na amostragem (Tabela 2). No ano de 2010, 8 espécies foram acrescentadas na amostragem: *Alchornea glandulosa*, *A. triplinervia*, *Calyptranthes widgreniana*, *Cecropia hololeuca*, *Myroxylon balsamum*, *Senna velutina*, *Trichilia catigua* e *Trichilia emarginata* (Tabela 2).

Do ano 2000 para o ano 2005, cinco espécies foram excluídas na amostragem: *Campomanesia velutina*, *Ilex theezans*, *Maytenus salicifolia*, *Rhamnus sphaerosperma* e *Sapium glandulosum*. De 2005 para 2010, as espécies excluídas da amostragem foram: *Ilex conocarpa*, *Inga striata*, *Myrsine coriacea*, *Cecropia glaziovii* e *Qualea multiflora* (Tabela 2).

Algumas espécies estiveram representadas por apenas um indivíduo na amostragem, o que correspondeu a 38 espécies (22,75%) em 2000, 46 em 2005 (26,9%) e 53 (30,6%) em 2010. Dentre essas espécies, as que se apresentaram com um único indivíduo em todos os levantamentos foram: *Miconia urophylla*, *Actinostemon klotzschii*, *Campomanesia guazumifolia*, *Campomanesia xanthocarpa*, *Cheiloclinium cognatum*, *Dalbergia foliolosa*, *Eriotheca gracilipes*, *Euplassa legalis*, *Guatteria sellowiana*, *Guettarda viburnoides*, *Handroanthus ochraceus*, *Hirtella hebeclada*, *Inga ingoides*, *Miconia pepericarpa*, *Mollinedia argyrogyne*, *Ocotea indecora*, *Protium heptaphyllum*, *Protium spruceanum*, *Psidium cattleianum*, *Schinus terebinthifolius*, *Styrax ferrugineus*, *Symplocos celastrinea*, *Trichilia lepidota*, *Vernonanthura divaricata*, *Xylopia brasiliensis* e *Xylosma ciliatifolia*.

As 10 principais espécies em termos de valor de importância (VI) observadas para os três intervalos de amostragem foram *Casearia sylvestris*, *Copaifera langsdorffii*, *Cupania zanthoxyloides*, *Diospyros inconstans*, *Endlicheria paniculata*, *Faramea nigrescens*, *Lithraea molleoides*, *Machaerium nycitans*, *Machaerium stipitatum* e *Machaerium villosum* (Tabela 3).

Após os levantamentos de 2005 e 2010 não foram verificadas alterações na permanência dessas espécies entre as 10 de maior valor de importância, porém, verificou-se o rearranjo hierárquico (Tabela 3).

Em 2000, a espécie com maior VI foi *Lithraea molleoides* (5,2% do VI total) seguida por *Casearia sylvestris* (4,5%), *Machaerium stipitatum* (3,9%), *Copaifera langsdorffii* (3,8%), *Endlicheria paniculata* (3,1%), *Faramea nigrescens* (3,0%), *Diospyros inconstans* (2,7%), *Machaerium villosum* (2,4%), *Cupania zanthoxyloides* (2,2%) e *Machaerium nycitans* (2,2%) (Tabela 3).

Em 2005, a espécie *Lithraea molleoides* com maior VI manteve sua posição (1ª), mesmo tendo havido redução em sua abundância (48). Reduziu sua importância em 2010, passando para 5ª posição, devido à contínua redução da sua densidade, dominância e frequência (Tabela 3). *Copaifera langsdorffii* ocupava a 4ª posição em 2000 e, em 2005, teve seu VI aumentado para 4,4%, ocupando deste modo a 1ª posição em 2010, em função do aumento da densidade e dominância (Tabela 3).

Tabela 3 Valores dos parâmetros fitossociológicos das espécies arbóreas amostradas na Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais, nos três anos de monitoramento, onde N = número de indivíduos, DR = densidade relativa (%); DoR = dominância relativa (%); FR = frequência relativa (%); VI = valor de importância (%); PVI = posição das espécies em relação ao VI, ordenado pelos valores decrescentes de VI do primeiro ano (2000), P1 = posição no ano 2000, P2 = posição em 2005 e P3 posição em 2010

Espécies	N		DR (%)			DoR (%)			FR (%)			VI (%)			PVI					
	2000	201	2000	201	200	2000	201	200	2000	201	200	2000	201	200	200	5	0	P1	P2	P3
<i>Lithraea molleoides</i>	141	93	66	6,18	4,38	3,19	7,26	6,13	5,37	2,08	1,98	1,96	5,18	4,16	3,51	1	1	1	1	5
<i>Casearia sylvestris</i>	167	140	126	7,32	6,59	6,10	2,97	2,42	2,03	3,18	3,19	3,27	4,49	4,07	3,80	2	3	2	3	3
<i>Machaerium stipitatum</i>	127	127	122	5,57	5,98	5,91	3,42	3,69	3,80	2,63	2,64	2,51	3,87	4,10	4,07	3	2	2	2	2
<i>Copaifera langsdorffii</i>	78	74	78	3,42	3,49	3,78	5,51	6,33	6,94	2,41	2,31	2,40	3,78	4,04	4,37	4	4	4	4	1
<i>Endlicheria paniculata</i>	47	41	35	2,06	1,93	1,69	5,25	5,15	4,50	2,08	1,98	1,63	3,13	3,02	2,61	5	6	5	6	7
<i>Faramea nigrescens</i>	104	105	108	4,56	4,95	5,23	3,45	3,78	4,21	1,10	1,10	1,09	3,04	3,27	3,51	6	5	6	5	4
<i>Diospyros inconstans</i>	87	70	62	3,82	3,30	3,00	1,93	1,47	1,48	2,30	2,09	2,07	2,68	2,29	2,18	7	9	7	9	10
<i>Machaerium villosum</i>	42	35	34	1,84	1,65	1,65	3,66	3,71	3,70	1,64	1,65	1,63	2,38	2,34	2,33	8	8	8	8	8
<i>Cupania zanthoxyloides</i>	64	74	83	2,81	3,49	4,02	1,12	1,45	1,80	2,74	2,64	2,51	2,22	2,53	2,78	9	7	9	7	6
<i>Machaerium nycitans</i>	28	26	26	1,23	1,22	1,26	3,97	3,99	4,17	1,43	1,43	1,42	2,21	2,21	2,28	10	10	10	10	9
<i>Guazuma ulmifolia</i>	45	37	34	1,97	1,74	1,65	2,67	2,43	2,48	1,97	1,98	1,85	2,21	2,05	1,99	11	12	11	12	12
<i>Machaerium hirtum</i>	59	53	50	2,59	2,50	2,42	2,48	2,41	2,26	1,10	1,10	1,09	2,06	2,00	1,92	12	13	12	13	13
<i>Tapirira obtusa</i>	37	35	34	1,62	1,65	1,65	2,86	3,20	2,87	1,32	1,43	1,63	1,93	2,09	2,05	13	11	13	11	11

“Tabela 3, continuação”

Espécies	N		DR (%)		DoR (%)		FR (%)		VI (%)		PVI						
	2000	2010	2000	2010	2000	2010	2000	2010	2000	2010	P1	P2					
<i>Roupala montana</i>	45	36	1,97	1,70	1,45	1,76	1,41	1,35	1,75	1,54	1,42	1,83	1,55	1,41	14	16	18
<i>Tapirira guianensis</i>	45	32	1,97	1,51	1,45	1,73	1,17	1,16	1,64	1,54	1,53	1,78	1,40	1,38	15	18	19
<i>Albizia polycephala</i>	36	32	1,58	1,51	1,45	1,56	1,52	1,59	1,75	1,65	1,53	1,63	1,56	1,52	16	15	16
<i>Myrsine umbellata</i>	45	32	1,97	1,51	1,06	1,18	0,99	0,37	1,64	1,54	1,20	1,60	1,35	0,88	17	19	37
<i>Tachigali rugosa</i>	18	13	0,79	0,61	0,48	3,20	1,84	0,96	0,44	0,33	0,44	1,47	0,93	0,63	18	35	50
<i>Sebastiania commersoniana</i>	43	47	1,89	2,21	2,57	0,92	0,97	1,12	1,32	1,54	1,63	1,37	1,58	1,77	19	14	14
<i>Vismia brasiliensis</i>	27	23	1,18	1,08	0,97	1,32	1,03	1,01	1,43	1,32	1,20	1,31	1,14	1,06	20	28	29
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	21	21	0,92	0,99	1,02	2,08	2,27	2,30	0,88	0,99	1,20	1,29	1,42	1,50	21	17	17
<i>Bauhinia longifolia</i>	34	31	1,49	1,46	1,55	0,63	0,69	0,62	1,54	1,43	1,74	1,22	1,19	1,30	22	26	21
<i>Chrysophyllum marginatum</i>	29	26	1,27	1,22	0,97	0,71	0,71	0,55	1,64	1,76	1,31	1,21	1,23	0,94	23	24	34
<i>Eugenia acutata</i>	30	31	1,32	1,46	1,55	0,96	1,05	1,10	1,32	1,32	1,20	1,20	1,28	1,28	24	21	23
<i>Annona sylvatica</i>	33	34	1,45	1,60	2,03	0,80	0,76	1,04	1,21	1,32	1,63	1,15	1,23	1,57	25	25	15
<i>Myrcia splendens</i>	26	22	1,14	1,04	0,68	0,51	0,51	0,33	1,75	1,32	1,20	1,14	0,96	0,74	26	31	45
<i>Luehea grandiflora</i>	18	22	0,79	1,04	1,02	0,98	1,10	1,23	1,43	1,65	1,63	1,07	1,26	1,29	27	22	22
<i>Aspidosperma olivaceum</i>	11	10	0,48	0,47	0,48	1,92	2,20	2,44	0,77	0,77	0,76	1,06	1,15	1,23	28	27	24
<i>Pera glabrata</i>	22	26	0,96	1,22	1,36	0,84	1,01	1,15	1,32	1,65	1,63	1,04	1,30	1,38	29	20	20
<i>Ocotea corymbosa</i>	17	19	0,75	0,89	0,92	1,21	1,39	1,44	1,10	1,43	1,31	1,02	1,24	1,22	30	23	25
<i>Cedrela fissilis</i>	13	15	0,57	0,71	0,44	1,39	1,56	0,73	0,99	0,99	0,87	0,98	1,08	0,68	31	29	48
<i>Croton floribundus</i>	22	20	0,96	0,94	1,02	0,96	0,99	1,09	0,99	1,10	1,09	0,97	1,01	1,07	32	30	28

“Tabela 3, continuação”

Espécies	N		DR (%)			DoR (%)			FR (%)			VI (%)			PVI			
	2000	2005	2010	2000	2005	2010	2000	2005	2010	2000	2005	2010	2000	2005	2010	P1	P2	P3
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	23	18	22	1,01	0,85	1,06	0,53	0,61	0,88	1,21	1,10	1,31	0,92	0,85	1,08	33	37	27
<i>Handroanthus serratifolius</i>	16	17	18	0,70	0,80	0,87	0,80	0,83	0,87	1,21	1,21	1,20	0,90	0,95	0,98	34	33	32
<i>Casearia lasiophylla</i>	22	21	16	0,96	0,99	0,77	0,41	0,41	0,33	1,10	1,10	0,98	0,83	0,83	0,70	35	40	47
<i>Ceiba speciosa</i>	6	6	11	0,26	0,28	0,53	1,53	1,59	1,75	0,66	0,66	0,87	0,82	0,84	1,05	36	38	30
<i>Clethra scabra</i>	26	29	28	1,14	1,37	1,36	0,73	0,90	0,96	0,55	0,55	0,54	0,81	0,94	0,95	37	34	33
<i>Annona dolabripetala</i>	20	14	6	0,88	0,66	0,29	0,33	0,24	0,16	1,21	0,99	0,33	0,81	0,63	0,26	38	49	84
<i>Maclura tinctoria</i>	14	15	13	0,61	0,71	0,63	0,76	0,88	0,83	0,99	0,99	0,87	0,79	0,86	0,78	39	36	41
<i>Casearia decandra</i>	16	20	19	0,70	0,94	0,92	0,44	0,59	0,45	1,21	1,32	1,31	0,78	0,95	0,89	40	32	35
<i>Chomelia sericea</i>	16	18	22	0,70	0,85	1,06	0,25	0,35	0,42	1,32	1,32	1,53	0,75	0,84	1,00	41	39	31
<i>Persea major</i>	8	5	3	0,35	0,24	0,15	1,24	0,79	0,44	0,66	0,44	0,33	0,75	0,49	0,31	42	63	77
<i>Annona neolaurifolia</i>	13	10	10	0,57	0,47	0,48	0,64	0,54	0,52	0,99	0,88	0,87	0,73	0,63	0,62	43	48	51
<i>Guettarda uruguensis</i>	13	10	8	0,57	0,47	0,39	0,65	0,70	0,64	0,77	0,66	0,65	0,66	0,61	0,56	44	51	59
<i>Myrcia tomentosa</i>	14	13	12	0,61	0,61	0,58	0,42	0,38	0,29	0,88	0,88	0,87	0,64	0,62	0,58	45	50	56
<i>Myrcia multiflora</i>	14	15	15	0,61	0,71	0,73	0,31	0,29	0,23	0,99	1,21	1,20	0,64	0,73	0,72	46	42	46
<i>Carriniana estrellensis</i>	6	6	6	0,26	0,28	0,29	1,09	1,30	1,55	0,55	0,55	0,54	0,63	0,71	0,79	47	44	40
<i>Vitex polygama</i>	13	11	10	0,57	0,52	0,48	0,82	0,80	0,77	0,44	0,44	0,44	0,61	0,59	0,56	48	55	58
<i>Cordia sellowiana</i>	14	14	15	0,61	0,66	0,73	0,65	0,75	0,86	0,55	0,55	0,65	0,60	0,65	0,75	49	47	44

“Tabela 3, continuação”

Espécies	N		DR (%)		DoR (%)		FR (%)		VI (%)		PVI						
	2000	2010	2000	2010	2000	2010	2000	2010	2000	2010	P1	P2	P3				
<i>Ixora brevifolia</i>	15	19	0,66	0,89	1,50	0,19	0,28	0,48	0,88	0,99	1,31	0,57	0,72	1,10	50	43	26
<i>Coutarea hexandra</i>	12	11	0,53	0,52	0,48	0,18	0,22	0,19	0,99	0,88	0,76	0,57	0,54	0,48	51	58	64
<i>Guatteria australis</i>	15	15	0,66	0,71	0,58	0,26	0,32	0,31	0,77	0,77	0,76	0,56	0,60	0,55	52	54	60
<i>Platygyamus regnellii</i>	7	10	0,31	0,47	0,48	0,59	0,76	0,85	0,77	1,10	0,98	0,55	0,78	0,77	53	41	42
<i>Nectandra megapotamica</i>	11	10	0,48	0,47	0,39	0,58	0,57	0,55	0,55	0,44	0,33	0,54	0,49	0,42	54	62	66
<i>Yochysia tucanorum</i>	11	12	0,48	0,57	0,63	0,57	0,57	0,66	0,55	0,66	0,44	0,53	0,60	0,57	55	53	57
<i>Deguelia hatschbachii</i>	5	5	0,22	0,24	0,24	0,91	1,04	1,11	0,44	0,44	0,44	0,52	0,57	0,60	56	57	54
<i>Lonchocarpus cultratus</i>	5	5	0,22	0,24	0,24	0,87	1,05	1,19	0,44	0,44	0,44	0,51	0,57	0,62	57	56	52
<i>Senegalia polyphylla</i>	9	10	0,39	0,47	0,44	0,47	0,40	0,52	0,66	0,55	0,65	0,51	0,47	0,54	58	65	62
<i>Galipea jasminiflora</i>	15	17	0,66	0,80	1,21	0,26	0,36	0,40	0,55	0,66	0,87	0,49	0,61	0,83	59	52	39
<i>Dendropanax cuneatus</i>	13	19	0,57	0,89	1,31	0,12	0,22	0,39	0,77	0,88	0,98	0,48	0,66	0,89	60	46	36
<i>Cabralea canjerana</i>	6	7	0,26	0,33	0,44	0,53	0,58	0,69	0,66	0,66	0,65	0,48	0,52	0,59	61	60	55
<i>Daphnopsis brasiliensis</i>	13	4	0,57	0,19	0,05	0,31	0,08	0,02	0,55	0,44	0,11	0,48	0,24	0,06	62	89	140
<i>Annona cacans</i>	6	6	0,26	0,28	0,29	0,47	0,56	0,69	0,66	0,66	0,65	0,46	0,50	0,54	63	61	61
<i>Nectandra nitidula</i>	10	6	0,44	0,28	0,39	0,27	0,21	0,34	0,66	0,33	0,44	0,46	0,27	0,39	64	81	69
<i>Maytenus ilicifolia</i>	12	14	0,53	0,66	0,44	0,15	0,16	0,12	0,66	0,44	0,22	0,45	0,42	0,26	65	66	85
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	11	15	0,48	0,71	0,82	0,50	0,76	1,12	0,33	0,55	0,65	0,44	0,67	0,87	66	45	38

“Tabela 3, continuação”

Espécies	N		DR (%)		DoR (%)		FR (%)		VI (%)		PVI						
	2000	2010	2000	2010	2000	2010	2000	2010	2000	2010	P1	P2					
<i>Cordia ecalyculata</i>	10	13	0,44	0,47	0,63	0,15	0,18	0,31	0,66	0,77	0,98	0,42	0,47	0,64	67	64	49
<i>Matayba guianensis</i>	9	8	0,39	0,38	0,39	0,18	0,17	0,16	0,66	0,66	0,65	0,41	0,40	0,40	68	68	68
<i>Eriotheca candolleana</i>	5	5	0,22	0,24	0,24	0,38	0,39	0,44	0,55	0,55	0,54	0,38	0,39	0,41	69	69	67
<i>Psychotria vellosiana</i>	10	11	0,44	0,52	0,58	0,14	0,16	0,15	0,55	0,55	0,65	0,37	0,41	0,46	70	67	65
<i>Cordia concolor</i>	7	6	0,31	0,28	0,44	0,13	0,15	0,21	0,66	0,66	0,87	0,37	0,36	0,50	71	70	63
<i>Dalbergia villosa</i>	7	5	0,31	0,24	0,15	0,31	0,12	0,09	0,44	0,22	0,11	0,35	0,19	0,11	72	101	116
<i>Siparuna guianensis</i>	6	11	0,26	0,52	0,73	0,06	0,11	0,15	0,66	0,99	1,42	0,33	0,54	0,76	73	59	43
<i>Ocotea odorifera</i>	5	5	0,22	0,24	0,29	0,21	0,24	0,26	0,55	0,55	0,54	0,33	0,34	0,37	74	72	70
<i>Daphnopsis fasciculata</i>	7	7	0,31	0,33	0,34	0,17	0,20	0,23	0,44	0,44	0,44	0,31	0,32	0,33	75	75	75
<i>Metrodorea stipularis</i>	6	6	0,26	0,28	0,34	0,37	0,44	0,53	0,22	0,22	0,22	0,29	0,31	0,36	76	76	72
<i>Inga vera</i>	3	3	0,13	0,14	0,15	0,39	0,51	0,39	0,33	0,33	0,33	0,28	0,33	0,29	77	74	78
<i>Luehea divaricata</i>	3	2	0,13	0,09	0,10	0,36	0,40	0,43	0,33	0,22	0,22	0,27	0,24	0,25	78	88	86
<i>Ocotea pulchella</i>	3	3	0,13	0,14	0,15	0,32	0,35	0,36	0,33	0,33	0,33	0,26	0,27	0,28	79	80	81
<i>Marlierea racemosa</i>	5	3	0,22	0,14	0,19	0,12	0,04	0,06	0,44	0,22	0,33	0,26	0,13	0,19	80	112	100
<i>Lamanonia ternata</i>	4	4	0,18	0,19	0,15	0,16	0,17	0,15	0,44	0,44	0,33	0,26	0,27	0,21	81	84	95
<i>Myrcia hebeptata</i>	5	7	0,22	0,33	0,24	0,10	0,09	0,07	0,44	0,44	0,33	0,25	0,29	0,21	82	79	94
<i>Byrsonima laxiflora</i>	6	7	0,26	0,33	0,39	0,16	0,22	0,27	0,33	0,33	0,44	0,25	0,29	0,36	83	78	71
<i>Xylosma prockia</i>	5	5	0,22	0,24	0,24	0,20	0,24	0,25	0,33	0,33	0,33	0,25	0,27	0,27	84	82	82

“Tabela 3, continuação”

Espécies	N		DR (%)		DoR (%)		FR (%)		VI (%)		PVI						
	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2010	P1	P2	P3			
<i>Campomanesia guaviroba</i>	5	5	0,22	0,24	0,24	0,20	0,23	0,27	0,33	0,33	0,33	0,25	0,27	0,28	85	83	80
<i>Callisthene major</i>	5	4	0,22	0,19	0,15	0,17	0,08	0,08	0,33	0,33	0,22	0,24	0,20	0,15	86	96	106
<i>Jacaranda macrantha</i>	4	5	0,18	0,24	0,24	0,43	0,47	0,54	0,11	0,22	0,22	0,24	0,31	0,33	87	77	74
<i>Amatoua guianensis</i>	6	6	0,26	0,28	0,24	0,11	0,13	0,16	0,33	0,33	0,33	0,23	0,25	0,24	88	86	87
<i>Mollinedia widgrenii</i>	5	5	0,22	0,24	0,29	0,04	0,05	0,07	0,44	0,44	0,44	0,23	0,24	0,26	89	87	83
<i>Amatoua intermedia</i>	4	7	0,18	0,33	0,58	0,14	0,17	0,24	0,33	0,55	0,98	0,21	0,35	0,60	90	71	53
<i>Protium widgrenii</i>	5	5	0,22	0,24	0,24	0,09	0,10	0,10	0,33	0,33	0,33	0,21	0,22	0,22	91	91	90
<i>Platypodium elegans</i>	4	2	0,18	0,09	0,10	0,23	0,10	0,11	0,22	0,11	0,11	0,21	0,10	0,11	92	123	121
<i>Leucochloron incuriale</i>	4	4	0,18	0,19	0,19	0,09	0,10	0,09	0,33	0,33	0,33	0,20	0,21	0,20	93	92	96
<i>Dalbergia foliolosa</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,44	0,45	0,49	0,11	0,11	0,11	0,20	0,20	0,22	94	94	93
<i>Prunus myrtifolia</i>	4	4	0,18	0,19	0,29	0,08	0,09	0,11	0,33	0,33	0,54	0,19	0,20	0,32	95	95	76
<i>Cupania ludowigii</i>	4	3	0,18	0,14	0,10	0,07	0,07	0,07	0,33	0,22	0,22	0,19	0,15	0,13	96	108	108
<i>Eremanthus erythropappus</i>	6	5	0,26	0,24	0,10	0,20	0,22	0,10	0,11	0,11	0,11	0,19	0,19	0,10	97	102	123
<i>Senegalia recurva</i>	3	3	0,13	0,14	0,15	0,32	0,32	0,14	0,11	0,11	0,11	0,19	0,19	0,13	98	100	107
<i>Maytenus communis</i>	4	4	0,18	0,19	0,15	0,06	0,08	0,05	0,33	0,33	0,33	0,19	0,20	0,17	99	97	102
<i>Ocotea diospyrifolia</i>	4	4	0,18	0,19	0,19	0,16	0,17	0,19	0,22	0,22	0,22	0,18	0,19	0,20	100	99	97
<i>Luehea candicans</i>	3	2	0,13	0,09	0,05	0,09	0,11	0,11	0,33	0,22	0,11	0,18	0,14	0,09	101	110	125

“Tabela 3, continuação”

Espécies	N		DR (%)		DoR (%)		FR (%)		VI (%)		PVI						
	2000	2010	2000	2010	2000	2010	2000	2010	2000	2010	P1	P2	P3				
<i>Siphonogena densiflora</i>	3	3	0,13	0,14	0,15	0,07	0,04	0,04	0,33	0,33	0,33	0,18	0,17	0,17	102	104	103
<i>Zanthoxylum caribaeum</i>	3	5	0,13	0,24	0,05	0,06	0,07	0,01	0,33	0,44	0,11	0,17	0,25	0,05	103	85	171
<i>Citronella paniculata</i>	3	6	0,13	0,28	0,29	0,04	0,07	0,09	0,33	0,66	0,65	0,17	0,34	0,35	104	73	73
<i>Schefflera calva</i>	3	3	0,13	0,14	0,19	0,04	0,06	0,13	0,33	0,33	0,33	0,17	0,18	0,22	105	103	92
<i>Esenbeckia febrifuga</i>	3	1	0,13	0,05	0,10	0,04	0,02	0,03	0,33	0,11	0,22	0,17	0,06	0,11	106	148	115
<i>Connarus regnellii</i>	3	3	0,13	0,14	0,24	0,03	0,04	0,07	0,33	0,33	0,54	0,16	0,17	0,28	107	105	79
<i>Randia armata</i>	3	1	0,13	0,05	0,05	0,03	0,01	0,01	0,33	0,11	0,11	0,16	0,06	0,06	108	154	154
<i>Ilex cerasifolia</i>	3	2	0,13	0,09	0,05	0,02	0,02	0,01	0,33	0,22	0,11	0,16	0,11	0,05	109	121	173
<i>Inga ingoides</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,30	0,45	0,54	0,11	0,11	0,11	0,15	0,20	0,23	110	93	89
<i>Termstroemia brasiliensis</i>	5	5	0,22	0,24	0,24	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,11	0,15	0,15	0,15	111	107	105
<i>Nectandra grandiflora</i>	2	2	0,09	0,09	0,10	0,22	0,25	0,29	0,11	0,11	0,11	0,14	0,15	0,16	112	106	104
<i>Sloanea hirsuta</i>	3	1	0,13	0,05	0,05	0,07	0,01	0,01	0,22	0,11	0,11	0,14	0,06	0,06	113	153	150
<i>Nectandra oppositifolia</i>	2	2	0,09	0,09	0,05	0,10	0,10	0,04	0,22	0,22	0,11	0,14	0,14	0,07	114	111	135
<i>Annona neosericea</i>	3	4	0,13	0,19	0,19	0,04	0,07	0,08	0,22	0,33	0,33	0,13	0,19	0,20	115	98	98
<i>Terminalia glabrescens</i>	2	2	0,09	0,09	0,05	0,18	0,19	0,20	0,11	0,11	0,11	0,13	0,13	0,12	116	113	111
<i>Aegiphila integrifolia</i>	2	2	0,09	0,09	0,10	0,06	0,07	0,06	0,22	0,22	0,22	0,12	0,13	0,13	117	115	109

“Tabela 3, continuação”

Espécies	N		DR (%)		DoR (%)		FR (%)		VI (%)		PVI					
	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2010	P1	P2	P3		
<i>Eugenia dodonaeifolia</i>	2	1	0,09	0,05	0,05	0,02	0,05	0,22	0,11	0,11	0,12	0,06	0,07	118	140	131
<i>Celtis brasiliensis</i>	2	1	0,09	0,05	0,05	0,04	0,06	0,22	0,11	0,11	0,12	0,07	0,07	119	134	128
<i>Machaonia brasiliensis</i>	2	2	0,09	0,09	0,10	0,04	0,04	0,22	0,22	0,22	0,12	0,12	0,12	120	117	112
<i>Cordia trichotoma</i>	4	4	0,18	0,19	0,15	0,06	0,10	0,11	0,11	0,11	0,12	0,14	0,12	121	109	113
<i>Lacistema hasslerianum</i>	2	4	0,09	0,19	0,24	0,02	0,05	0,22	0,44	0,44	0,11	0,22	0,24	122	90	88
<i>Casearia ulmifolia</i>	2	2	0,09	0,09	0,10	0,02	0,02	0,22	0,22	0,22	0,11	0,11	0,11	123	120	119
<i>Maytenus salicifolia</i>	2	0	0,09	0,00	0,00	0,01	0,00	0,22	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	124	172	181
<i>Senna multijuga</i>	1	1	0,04	0,05	0,10	0,17	0,19	0,11	0,11	0,22	0,11	0,12	0,18	125	119	101
<i>Garcinia Gardneriana</i>	2	3	0,09	0,14	0,19	0,11	0,10	0,17	0,11	0,11	0,22	0,10	0,12	126	118	99
<i>Schinus terebinthifolius</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,15	0,09	0,11	0,11	0,11	0,10	0,08	0,08	127	130	127
<i>Ilex conocarpa</i>	3	1	0,13	0,05	0,00	0,04	0,02	0,11	0,11	0,00	0,09	0,06	0,00	128	146	179
<i>Casearia obliqua</i>	3	3	0,13	0,14	0,15	0,04	0,05	0,11	0,11	0,11	0,09	0,10	0,10	129	124	122
<i>Euplassa legalis</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,11	0,13	0,16	0,11	0,11	0,09	0,10	0,11	130	125	120
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,11	0,13	0,13	0,11	0,11	0,09	0,09	0,10	131	126	124
<i>Inga striata</i>	2	2	0,09	0,09	0,00	0,05	0,05	0,11	0,11	0,11	0,08	0,09	0,00	132	127	175
<i>Jacaranda puberula</i>	2	2	0,09	0,09	0,10	0,04	0,05	0,11	0,11	0,11	0,08	0,08	0,09	133	129	126

“Tabela 3, continuação”

Espécies	N		DR (%)		DoR (%)		FR (%)		VI (%)		PVI						
	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2010	P1 P2 P3					
<i>Myrcia pulchra</i>	2	2	0,09	0,09	0,05	0,03	0,05	0,04	0,11	0,11	0,11	0,08	0,08	0,07	134	128	132
<i>Miconia theaezans</i>	2	2	0,09	0,09	0,05	0,02	0,03	0,02	0,11	0,11	0,11	0,07	0,08	0,06	135	131	142
<i>Symplocos celastrinea</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,05	0,06	0,05	0,11	0,11	0,11	0,07	0,07	0,07	136	133	129
<i>Ilex theezans</i>	1	0	0,04	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	137	173	182
<i>Sapium glandulosum</i>	1	0	0,04	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,07	0,00	0,00	138	174	183
<i>Xylosma ciliatifolia</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,04	0,04	0,04	0,11	0,11	0,11	0,06	0,07	0,07	139	136	134
<i>Guapira opposita</i>	1	2	0,04	0,09	0,10	0,04	0,05	0,05	0,11	0,22	0,22	0,06	0,12	0,12	140	116	110
<i>Psidium cattleianum</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,04	0,04	0,01	0,11	0,11	0,11	0,06	0,06	0,06	141	137	147
<i>Cecropia glaziovii</i>	1	1	0,04	0,05	0,00	0,03	0,07	0,00	0,11	0,11	0,00	0,06	0,08	0,00	142	132	176
<i>Handroanthus ochraceus</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,03	0,03	0,03	0,11	0,11	0,11	0,06	0,06	0,06	143	139	136
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,03	0,04	0,04	0,11	0,11	0,11	0,06	0,06	0,07	144	138	133
<i>Eriotheca gracilipes</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,02	0,02	0,03	0,11	0,11	0,11	0,06	0,06	0,06	145	141	138
<i>Mollinedia argyrogyna</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,02	0,02	0,03	0,11	0,11	0,11	0,06	0,06	0,06	146	143	139
<i>Qualea multiflora</i>	1	1	0,04	0,05	0,00	0,02	0,02	0,00	0,11	0,11	0,00	0,06	0,06	0,00	147	142	177
<i>Vermonanthura divaricata</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,02	0,02	0,02	0,11	0,11	0,11	0,06	0,06	0,06	148	145	141
<i>Myrsine coriacea</i>	1	1	0,04	0,05	0,00	0,02	0,02	0,00	0,11	0,11	0,00	0,06	0,06	0,00	149	144	178
<i>Cheilochlinium cognatum</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,02	0,02	0,02	0,11	0,11	0,11	0,06	0,06	0,06	150	149	143

“Tabela 3, continuação”

Espécies	N		DR (%)		DoR (%)		FR (%)		VI (%)		PVI				
	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2010	P1	P2	P3	
<i>Rhamnus sphaerosperma</i>	1	0	0,04	0,00	0,00	0,01	0,00	0,11	0,00	0,06	0,00	0,00	151	0	0
<i>Actinostemon klotzschii</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,01	0,01	0,11	0,11	0,06	0,06	0,06	152	156	153
<i>Miconia urophylla</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,01	0,01	0,11	0,11	0,05	0,06	0,06	153	150	144
<i>Trichilia lepidota</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,01	0,01	0,11	0,11	0,05	0,06	0,06	154	155	159
<i>Gnattarda viburnoides</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,01	0,01	0,11	0,11	0,05	0,06	0,06	155	151	152
<i>Campomanesia velutina</i>	1	0	0,04	0,00	0,00	0,01	0,00	0,11	0,00	0,05	0,00	0,00	156	0	0
<i>Gnatteria sellowiana</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,01	0,01	0,11	0,11	0,05	0,06	0,06	157	162	158
<i>Syrax ferrugineus</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,01	0,01	0,11	0,11	0,05	0,06	0,06	158	158	160
<i>Miconia pepericarpa</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,01	0,01	0,11	0,11	0,05	0,06	0,06	159	152	165
<i>Helicteres ovata</i>	1	3	0,04	0,14	0,10	0,01	0,03	0,11	0,22	0,05	0,13	0,12	160	114	114
<i>Ocotea indecora</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,01	0,01	0,11	0,11	0,05	0,05	0,06	161	168	156
<i>Protium spruceanum</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,01	0,01	0,11	0,11	0,05	0,06	0,06	162	157	163
<i>Xylopia brasiliensis</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,01	0,02	0,11	0,11	0,05	0,06	0,06	163	147	137
<i>Hirtella hebeclada</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,01	0,01	0,11	0,11	0,05	0,06	0,06	164	163	164
<i>Protium heptaphyllum</i>	1	1	0,04	0,05	0,05	0,01	0,01	0,11	0,11	0,05	0,05	0,06	165	167	166
<i>Trichilia pallens</i>	1	1	0,04	0,05	0,19	0,01	0,01	0,11	0,11	0,44	0,05	0,06	166	161	91
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	1	0,04	0,05	0,00	0,01	0,01	0,11	0,11	0,00	0,05	0,05	167	170	0

“Tabela 3, conclusão”

Espécies	N		DR (%)		DoR (%)		FR (%)		VI (%)		PVI							
	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	2000	2005	P1	P2	P3					
<i>Zanthoxylum monogynum</i>	0	1	2	0,00	0,05	0,10	0,00	0,01	0,02	0,00	0,11	0,22	0,00	0,05	0,11	0	169	117
<i>Trichilia pallida</i>	0	2	2	0,00	0,09	0,10	0,00	0,01	0,02	0,00	0,22	0,22	0,00	0,11	0,11	0	122	118
<i>Cryptocarya micrantha</i>	0	1	1	0,00	0,05	0,05	0,00	0,05	0,05	0,00	0,11	0,11	0,00	0,07	0,07	0	135	130
<i>Calyptranthes chusiiifolia</i>	0	1	1	0,00	0,05	0,05	0,00	0,01	0,01	0,00	0,11	0,11	0,00	0,06	0,06	0	160	145
<i>Rudgea jasminoides</i>	0	1	1	0,00	0,05	0,05	0,00	0,01	0,01	0,00	0,11	0,11	0,00	0,06	0,06	0	164	146
<i>Myroxylon balsamum</i>	0	0	1	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,06	0	0	148
<i>Cecropia hololeuca</i>	0	0	1	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,06	0	0	149
<i>Alchornea triplinervia</i>	0	0	1	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,06	0	0	151
<i>Croton urucurana</i>	0	1	1	0,00	0,05	0,05	0,00	0,01	0,01	0,00	0,11	0,11	0,00	0,05	0,06	0	165	155
<i>Erythroxylum citrifolium</i>	0	1	1	0,00	0,05	0,05	0,00	0,01	0,01	0,00	0,11	0,11	0,00	0,05	0,06	0	166	157
<i>Trichilia emarginata</i>	0	0	1	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,06	0	0	161
<i>Eugenia sonderiana</i>	0	1	1	0,00	0,05	0,05	0,00	0,01	0,01	0,00	0,11	0,11	0,00	0,06	0,06	0	159	162
<i>Trichilia catigua</i>	0	0	1	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,06	0	0	167
<i>Alchornea glandulosa</i>	0	0	1	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,06	0	0	168
<i>Maytenus gonoclada</i>	0	1	1	0,00	0,05	0,05	0,00	0,01	0,01	0,00	0,11	0,11	0,00	0,05	0,05	0	171	169
<i>Senna velutina</i>	0	0	1	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,05	0	0	170
<i>Calyptranthes widgreniana</i>	0	0	1	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,11	0,00	0,00	0,05	0	0	172
Total	2280	2123	2066	100														

Algumas espécies apresentaram pequenas variações em suas posições, aumentando seu VI, como: *Machaerium stipitatum* (3ª em 2000 para 2ª em 2005 e 2010) em função do aumento da sua densidade e dominância; *Faramea nigrescens* (6ª em 2000 para 5ª em 2005 e 4ª em 2010) em função do aumento da densidade, bem como da dominância. *Cupania zanthoxyloides* (9ª em 2000 para 7ª em 2005 e 6ª em 2010) devido ao aumento da densidade e elevadas frequências nos inventários. *Machaerium nyctitans* permaneceu na mesma posição (10ª), nos levantamentos de 2000 e 2005, aumentando seu valor de VI, tendo ocupado a 9ª posição em 2010 (Tabela 3).

Outras espécies tiveram um decréscimo no VI, como foi o caso para *Casearia sylvestris*, que em 2000 ocupava a 2ª posição, passando para 3ª posição nos anos 2005 e 2010 devido à contínua mortalidade dos seus indivíduos, decréscimo na dominância (Tabela 3). *Endlicheria paniculata*, em 5ª posição em 2000, passou a ocupar a 6ª e 7ª posições em 2005 e 2010, respectivamente, influenciada pela redução de densidade, dominância e frequência; *Diospyros inconstans*, que ocupava a 7ª posição em 2000, passou para 9ª e 10ª posição em 2005 e 2010 devido à ? (o quê?), respectivamente; enquanto que a espécie *Machaerium villosum* permaneceu na mesma posição durante os três anos de monitoramento mesmo com aumento da sua dominância e decréscimo da sua densidade (8ª posição).

De 2000 a 2005, 3 espécies aumentaram sua importância, 3 diminuíram sua importância, enquanto 4 mantiveram suas posições hierárquicas. Após dez anos de monitoramento observou-se que das 10 espécies com maior VI, 4 espécies subiram a sua posição fitossociológica, 3 diminuíram a sua posição e apenas 3 espécies mantiveram sua posição fitossociológica.

A densidade total da comunidade em 2000 foi de 1.781 indivíduos/ha, sendo as espécies mais representativas em ordem decrescente *Casearia sylvestris* (130), *Lithraea molleoides* (110), *Machaerium stipitatum* (99),

Faramea nigrescens (81), *Diospyros inconstans* (68), *Copaifera langsdorffii* (61), *Cupania zanthoxyloides* (50), *Machaerium hirtum* (46), *Endlicheria paniculata* (37) e *Guazuma ulmifolia* (35), com aproximadamente 40,3% da abundância total (Tabela 3). *Casearia sylvestris* apresentou a maior representatividade em densidade, seguida de *Lithraea molleoides*, que juntas contribuíram com 13,5% da densidade total (Tabela 3).

No ano 2005, a densidade da comunidade foi de 1.659 ind/ha (Tabela 3), representando um decréscimo de aproximadamente 6,9% em relação à densidade da comunidade em 2000. As espécies com maior representatividade foram *Casearia sylvestris* (109), *Machaerium stipitatum* (99), *Faramea nigrescens* (82), *Lithraea molleoides* (73), *Copaifera langsdorffii* (58), *Cupania zanthoxyloides* (58), *Diospyros inconstans* (55), *Machaerium hirtum* (41), *Sebastiania commersoniana* (37) e *Endlicheria paniculata* (32), com aproximadamente 38,8% da densidade total (Tabela 3). A espécie com maior representatividade em 2005 foi *Casearia sylvestris* seguida de *Machaerium stipitatum*, que juntas contribuíram para 12,6% da densidade total da comunidade amostrada.

Em 2010, a densidade da comunidade arbórea foi de 1.614 ind/ha, representando um decréscimo de aproximadamente 9,4% em relação à densidade obtida em 2000 e 2,2% em relação à densidade da comunidade em 2005 (Tabela 3). As espécies mais representadas foram *Casearia sylvestris* (98), *Machaerium stipitatum* (95), *Faramea nigrescens* (84), *Cupania zanthoxyloides* (65), *Copaifera langsdorffii* (61), *Lithraea molleoides* (52), *Diospyros inconstans* (48), *Sebastiania commersoniana* (41), *Machaerium hirtum* (39) e *Annona sylvatica* (33), com 38% da densidade total da comunidade (Tabela 3). As espécies mais abundantes foram *Casearia sylvestris* com 98 ind/ha, seguida por *Machaerium stipitatum* com 95 ind/ha, que juntas perfizeram 12% da densidade total da comunidade amostrada.

Relativamente aos dados da densidade da comunidade dos anos 2000, 2005 e 2010 nota-se que houve um decréscimo no valor deste atributo, tanto no segundo levantamento, quanto no terceiro levantamento, sendo o maior declínio observado após o primeiro intervalo de monitoramento (2000-2005). *Casearia sylvestris* foi a espécie que obteve maior abundância nos períodos de monitoramento, mesmo tendo havido diminuição no número de indivíduos nos dois últimos anos (2005 e 2010).

Diferentemente do que ocorreu no ano de 2000, a espécie com a segunda maior densidade em 2005 e em 2010 foi *Machaerium stipitatum* (Tabela 3), embora tenha mantido o número de indivíduos em 2005 e reduzido em 2010. Em relação à espécie *Lithraea molleoides*, esta foi a segunda mais representada no ano 2000, mas devido à elevada mortalidade dos seus indivíduos houve o decréscimo elevado da densidade nos dois anos consecutivos, sendo que no ano 2010 observou-se a maior alteração deste atributo (Tabela 3).

Em relação à dominância na comunidade amostrada, observou-se um pequeno declínio no primeiro intervalo do inventário, passando de $27,96 \text{ m}^2 \times \text{ha}^{-1}$ em 2000 para $27,63 \text{ m}^2 \times \text{ha}^{-1}$ em 2005. Posteriormente, houve um aumento discreto no segundo intervalo, passando de $27,63 \text{ m}^2 \times \text{ha}^{-1}$ em 2005 para $28,33 \text{ m}^2 \times \text{ha}^{-1}$ em 2010, o que representou um decréscimo de 1,2% e um acréscimo de 2,5%, respectivamente (Tabela 3). As espécies que mais contribuíram em 2000 para esse atributo foram, em ordem decrescente, *Lithraea molleoides*, *Copaifera langsdorffii*, *Endlicheria paniculata*, *Machaerium nycitans*, *Machaerium villosum* e *Faramea nigrescens*.

Enquanto *Lithraea molleoides* foi a espécie com maior dominância em 2000, com $2 \text{ m}^2 \times \text{ha}^{-1}$ e representando 7,3% da dominância total da comunidade amostrada (Tabela 3), em 2005 e 2010 tal papel foi exercido por *Copaifera langsdorffii*, com $1,6 \text{ m}^2 \times \text{ha}^{-1}$ (6,3%) em 2005 e $1,7 \text{ m}^2 \times \text{ha}^{-1}$ (6,9%) em 2010 (Tabela 3).

Os valores da frequência absoluta e relativa mostraram que, em 2000, a espécie mais frequente foi *Casearia sylvestris*, com 90,6% de FA e 3,2% de FR, ocorrendo em 29 das parcelas (Tabela 3). Outras espécies com elevada frequência foram *Cupania zanthoxyloides* (2,7% de FR) verificada em 78% das parcelas, *Machaerium stipitatum* com 2,6% de FR, em 75% das parcelas, *Copaifera langsdorffii* com 2,4% de FR, em 68,8% das parcelas, *Diospyros inconstans* (2,3% de RF), em 65,6% das parcelas, *Lithraea molleoides* (2% de FR) e *Endlicheria paniculata* (2% de FR), que ocorreram em 59% das parcelas, *Guazuma ulmifolia* (1,97) em 56% das parcelas e *Roupala montana*, *Albizia polycephala* e *Myrcia splendens* (1,75 cada), em 50% das parcelas estudadas (Tabela 3).

Nos anos 2005 e 2010, *Casearia sylvestris* continuou sendo a espécie mais frequente, ocorrendo em 90,6% e 93,8% das parcelas amostradas, respectivamente, experimentando deste modo uma expansão da distribuição espacial na área amostrada. Das 11 espécies consideradas mais frequentes em 2000, quatro delas não permaneceram como tal em 2005 e 2010: *Roupala montana*, *Albizia polycephala*, *Myrcia splendens* e *Endlicheria paniculata*.

Em 2005, a espécie *Chrysophyllum marginatum* foi integrada ao grupo das espécies com maior frequência na área amostrada, com ocupação de 50% das parcelas. Em 2010, *Bauhinia longifolia* entrou para as espécies mais frequentes, com ocorrência em 50% das parcelas.

4.2 Dinâmica do componente arbóreo

Os resultados demonstraram taxas de mortalidade superiores às de recrutamento para a amostra total ($M = 3,29\%$ para 2000-2005 e $2,89\%$ em 2005-2010; $R = 1,90\%$ em 2000-2005 e $2,36\%$ em 2005-2010). Essas taxas não diferiram significativamente entre os períodos de monitoramento ($T = -0,80$; $p =$

0,42) para mortalidade e ($T = 1,07$; $p = 0,29$) para recrutamento (Tabela 4). Entretanto a mortalidade foi significativamente superior ao recrutamento no primeiro intervalo ($T = -3,84$; $p = 0,0003$), entretanto no segundo período não houve diferenças entre a mortalidade e o recrutamento ($T = -1,23$; $p = 0,22$) (Tabela 4)

A rotatividade em número de indivíduos foi mais acelerada no segundo intervalo (2005-2010), devido principalmente ao aumento do recrutamento (Tabela 4). A abundância de indivíduos mortos foi significativamente superior à de recrutados na amostra total no primeiro intervalo ($Z = 6,72$; $p = 0,001$) e também no segundo intervalo de monitoramento ($Z = 2,49$; $p < 0,05$) (Tabela 4). O número de mortos no segundo intervalo foi significativamente menor que aquele verificado no primeiro intervalo ($Z = 2,40$; $p < 0,05$). Entretanto, a abundância de indivíduos recrutados não evidenciou diferenças significativas entre os períodos de monitoramento (Tabela 4).

A taxa de mudança líquida em número de indivíduos foi de -1,42% no primeiro intervalo e -0,54% no segundo intervalo para amostra total. Os dois intervalos apresentaram mudança líquida negativa em consequência do desequilíbrio entre recrutamento e mortalidade dos indivíduos provocados pela mortalidade elevada, o que refletiu em menor tempo de meia vida em relação ao tempo de duplicação (Tabela 4).

Tabela 4 Parâmetros estruturais e de dinâmica da comunidade arbórea no fragmento da Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais, para amostra total obtidos ao longo de 10 anos

Parâmetros	Amostra total		Valor de P entre períodos
	2000-2005	2005-2010	
Número de Indivíduos			
Inicial	2.280	2.123	
Final	2.123	2.066	
Mortos (n°)	351a	290a	Z=2,40; p<0,05
Recrutas (n°)	194b	233b	Z=1,88; p=0,1 (ns)
Sobreviventes (n°)	1929	1833	
Taxa de mortalidade (%×ano ⁻¹)	3,29a	2,89a	T=-0,80; p=0,42
Taxa de recrutamento (%×ano ⁻¹)	1,90b	2,36a	T=1,07; p=0,28
Taxa de rotatividade (%×ano ⁻¹)	2,59	2,63	
Taxa de mudança líquida (%×ano ⁻¹)	-1,42	-0,54	
Tempo de meia-vida (anos)	21,42	24,29	
Tempo de duplicação (anos)	36,86	29,66	
Área basal (m²)			
Inicial	35,78	35,36	
Final	35,36	36,26	
Mortos (m ²)	-4,430	-3,753	
Recrutas (m ²)	0,570	0,766	
Sobreviventes (m ²)	34,793	35,498	
Taxa de Perda (%×ano ⁻¹)	3,02a	2,83a	T= -, 47; p=0,64
Taxa de Ganho (%×ano ⁻¹)	2,79a	3,32a	T=2,21; p=0,03
Taxa de Rotatividade (%×ano ⁻¹)	2,90	3,08	
Taxa de mudança líquida (%×ano ⁻¹)	-0,24	0,50	
Tempo de meia-vida (anos)	23,32	24,81	
Tempo de duplicação (anos)	25,21	21,21	

#Valores seguidos pela mesma letra na mesma coluna não diferem significativamente e valores seguidos pelas letras diferentes na mesma coluna difere significativamente.

A área basal da comunidade arbórea na amostra total apresentou um decréscimo no primeiro intervalo e um crescimento no segundo intervalo de monitoramento (Tabela 4), sendo que o ganho em área basal foi inferior à perda no primeiro intervalo (G = 2,79%; P = 3,02%) e superior no segundo intervalo

($G = 3,32\%$; $P = 2,83\%$), no entanto não evidenciando diferenças entre os dois atributos no primeiro como no segundo intervalo de monitoramento (Tabela 4). Sendo o ganho no segundo intervalo superior ao do primeiro intervalo ($T=2,21$; $p=0,03$), evidenciando o incremento em área basal entre os anos 2005 e 2010. Porém, a perda não evidenciou diferenças entre os períodos de monitoramento (Tabela 4).

Foi observada a rotatividade menor em área basal no primeiro intervalo, promovida principalmente pela reduzida taxa de ganho. O oposto foi verificado no segundo intervalo (Tabela 4). No primeiro intervalo a taxa de perda foi superior à de ganho na amostra total o que ocasionou uma mudança líquida negativa ($Ch_{AB} = -0,24$). Como consequência, o tempo de meia-vida foi menor que o necessário para a duplicação da área basal (Tabela 4). Porém no segundo intervalo, a taxa de ganho foi superior à de perda proporcionando mudança líquida positiva ($Ch_{AB} = 0,50$) assim o tempo de duplicação para área basal foi menor do que o tempo de meia-vida (Tabela 4).

Em relação às classes de solo, as taxas anuais de mortalidade e recrutamento no intervalo de 2000-2005 foram 3,75% e 2,13% para Arg-B; 3,29% e 1,53% em Arg-M; 2,05% e 1,60% em Camb respectivamente. No intervalo de 2005-2010, essas taxas foram 3,47% e 2,99% em Arg-B; 1,96% e 1,66% em Arg-M; 2,19% e 1,35% em Camb (Tabela 5). Deste modo, para as distintas classes de solo, em ambos os períodos de amostragem, as taxas de mortalidade foram mais elevadas que as de recrutamento (Tabela 5). Taxas de recrutamento, avaliadas separadamente em cada classe de solo, não se diferenciaram significativamente entre intervalos. Porém a taxa de mortalidade evidenciou diferenças entre os períodos de amostragens em Arg-B ($T=-3,36$; $p=0,0017$) (Tabela 5).

Comparando as três classes de solo, no primeiro período de amostragem não houve diferenciação significativa nas taxas de mortalidade assim como nas

taxas de recrutamento entre as três classes de solos (Tabela 5). No segundo intervalo, a mortalidade não diferiu significativamente entre as três classes de solos. Porém, a taxa de recrutamento foi significativamente diferente entre as classes de solo ($H = 9,06$; $p = 0,01$), sendo significativamente elevada em Arg-B em relação à Camb ($P < 0,05$) (Tabela 5).

Tabela 5 Parâmetros estruturais e de dinâmica em número de indivíduos no fragmento da Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais, para classes de solos, obtidos ao longo de 10 anos. Arg-B = Argissolo Vermelho fase baixa fertilidade; Arb-M = Argissolo Vermelho média fertilidade; Camb = Cambissolo Háptico

Parâmetros	2000-2005			2005-2010			Valor de P
	Arg B	Arg-M	Camb	Arg- B	Arg-M	Camb	
Número de Indivíduos							
Inicial	1.363	429	488	1.254	392	477	
Final	1.254	392	477	1.223	386	457	
Mortos (n°)	237 *	66 * A	48	203	37B	50*	
Recrutadas (n°)	128 *A	29 *	37	172B	31	30*	
Sobreviventes (n°)	1126	363	440	1051	355	427	H=3,03; p=0,21
Taxa de mortalidade (%×ano ⁻¹)	3,75c	3,29	2,05	3,47d	1,96	2,19	H=4,97; p=0,08
Taxa de recrutamento (%×ano ⁻¹)	2,13	1,53	1,60	2,99 **	1,66	1,35 **	H=3,79; p=0,15
Taxa de rotatividade (%×ano ⁻¹)	2,94	2,41	1,83	3,23	1,81	1,77	H=9,06; p=0,01
Taxa de mudança líquida (%×ano ⁻¹)	-1,65	-1,79	-0,45	-0,50	-0,31	-0,85	
Tempo de meia-vida (anos)	18,84	21,44	34,17	20,32	35,65	31,99	
Tempo de duplicação (anos)	32,88	45,79	43,62	23,56	42,09	51,74	

*Indica diferença significativa entre abundância dos mortos e de recrutadas por comparações de Poisson; AB- Indica diferença significativa entre os intervalos, por comparações de Poisson na mesma classe de solo. ** As taxas diferem entre si; cd indica diferenças entre as taxas de dinâmica entre os períodos nos mesmos solos.

A rotatividade em número de indivíduos foi mais acelerada no Arg-B, tanto no primeiro como no segundo intervalo de monitoramento, devido às taxas de mortalidade e recrutamento elevadas em relação às outras classes de solo (Tabela 5). Os dois intervalos apresentaram mudança líquida negativa para as classes de solos, em consequência do desequilíbrio entre recrutamento e mortalidade dos indivíduos provocados pela mortalidade elevada, o que refletiu em períodos mais curtos quanto ao tempo de meia-vida em relação ao tempo de duplicação (Tabela 5).

Observando o tempo de meia-vida e de duplicação em número de indivíduos entre as classes de solo, verificou-se que o tempo de meia-vida maior no primeiro período foi observado em Camb, enquanto o de duplicação foi maior em Arg-M (Tabela 5). No segundo intervalo, o tempo de meia-vida maior foi observado em Arg-M, enquanto o tempo de duplicação maior foi observado em Camb (Tabela 5).

Em relação à abundância dos mortos e recrutas, no primeiro intervalo, observou-se que a abundância dos mortos foi significativamente superior à de recrutas em Arg-B ($Z = 5,70$; $P = 0,001$) como em Arg-M ($Z = 3,79$; $p = 0,001$) (Tabela 5). No entanto, em Camb essa diferença não foi observada (Tabela 5). No segundo intervalo de avaliação foi observada apenas em Camb abundância dos mortos significativamente superior à de recrutas ($Z = 2,23$; $p < 0,05$) (Tabela 5).

Comparando o número de mortos entre os intervalos de avaliação em cada classe de solo, observou-se que em Arg-B não houve diferenças significativas entre a abundância dos mortos nos dois intervalos (Tabela 5). Em Arg-M, o número de mortos observados no primeiro período foi significativamente superior ao número de mortos observados no segundo intervalo de monitoramento ($Z = 2,85$; $p = 0,001$). Em Camb não houve

diferenças significativas quanto ao número de mortos entre os dois períodos de monitoramento (Tabela 5).

Em relação à abundância de indivíduos recrutados entre os intervalos, os recrutas do primeiro intervalo foram significativamente inferiores aos recrutas observados no segundo intervalo em Arg-B ($Z = 2,54$; $P = 0,02$) (Tabela 5). Entretanto, nos solos Arg-M e Camb não houve diferenças significativas na abundância dos recrutas entre os períodos de monitoramento (Tabela 5).

Nas classes de solos, a área basal no primeiro período de monitoramento sofreu um decréscimo nos solos Arg-B e Arg-M enquanto em Camb a área basal teve um acréscimo (Tabela 6). Já no segundo intervalo, semelhante ao observado para a área basal na amostra total, todas as classes de solos tiveram suas áreas basais acrescidas (Tabela 6).

Em relação às taxas de perda, Arg-B e Arg-M seguiram o mesmo padrão observado para a amostra total, em que as taxas de perda foram superiores às de ganho em área basal no primeiro intervalo, enquanto as taxas de ganho foram superiores às de perda no segundo intervalo (Tabela 6). Entretanto, os solos Camb, em ambos os períodos, apresentaram taxas de ganho superiores às taxas de perda (Tabela 6).

As taxas de perda e ganho em área basal não diferiram significativamente entre os solos ($H = 0,97$ e $p = 0,61$) para perda; $H = 1,11$ e $p = 0,57$ para ganho) no primeiro intervalo, tal como no segundo intervalo ($H = 4,9$ e $p = 0,086$) para perda; ($H = 0,54$ e $p = 0,76$) para ganho (Tabela 6). Entre os períodos de amostragem observaram-se diferenças significativas nas taxas de ganho em Arg-B ($T=2,04$; $p=0,045$), não evidenciando essas diferenças entre Arg-M e Camb (Tabela 6).

Tabela 6 Parâmetros estruturais e de dinâmica em área basal no fragmento da Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais, para classes de solo, obtidos ao longo de 10 anos. Arg-B = Argissolo Vermelho fase baixa fertilidade; Arb-M = Argissolo Vermelho média fertilidade; Camb = Cambissolo Háptico

Parâmetros	2000-2005			2005-2010			Valor de P
	Arg-B	Arg-M	Camb	Arg-B	Arg-M	Camb	
Área basal (m²)							
Inicial	22, 121	6,355	7,308	21,705	6,258	7,400	
Final	21,705	6,258	7,400	21,729	6,864	7,671	
Mortos (m ²)	-2,846	-0,707	-0,877	-2,695	-0,289	-0,769	
Recrutadas (m ²)	0,380	0,078	0,112	0,562	0,099	0,105	
Sobreviventes (m ²)	21,325	6,180	7,288	21,167	6,765	7,566	H=4,9; p=0,086
Taxa perda (%×ano ⁻¹)	3,17	2,95	2,63	3,42	1,36	2,43	H=0,97; p=0,61
Taxa de Ganho (%×ano ⁻¹)	2,80*	2,65	2,87	3,44*	3,17	3,13	H=1,11; p=0,57
Taxa de Rotatividade (%×ano ⁻¹)	2,98	2,80	2,75	3,43	2,27	2,78	
Taxa de mudança líquida (%×ano ⁻¹)	-0,38	-0,31	0,25	0,02	1,87	0,72	
Tempo meia-vida (anos)	22,23	23,85	26,73	20,63	51,18	28,90	
Tempo duplicação (anos)	25,11	26,49	24,48	20,50	22,21	22,52	

* indica diferenças entre os períodos em cada classe de solo

Foi observado o aumento da rotatividade em área basal nos solos Arg-B e Camb no segundo intervalo de monitoramento. Contudo, nos solos Camb a rotatividade da área basal teve pouco aumento entre os períodos de estudo, enquanto na classe Arg-B foi mais acelerada. Nos solos Arg-M, esse aumento não foi observado (Tabela 6).

O baixo valor da taxa de ganho em área basal em relação à de perda no primeiro intervalo nos solos Arg-B e Arg-M ocasionou uma mudança líquida negativa ($Ch_{AB} = -0,38\%$ em Arg-B e $-0,31\%$ em Arg-M) (Tabela 6). Entretanto, observou-se para os mesmos solos uma mudança líquida positiva no segundo intervalo, ocasionada pelo valor elevado da taxa de ganho em área basal. Para a classe dos solos Camb foram observadas, tanto no primeiro como no segundo intervalo, taxas de mudança líquidas positivas (Tabela 6).

O tempo necessário para a meia-vida em área basal nas classes de solos Arg-B e Arg-M foi mais reduzido que o necessário para a duplicação da área basal no primeiro intervalo, enquanto que no segundo intervalo, o tempo necessário para a duplicação da área basal foi mais curto do que o necessário para a meia-vida (Tabela 6). Em ambos os intervalos de monitoramento, o intervalo de tempo para a duplicação da área basal foi mais reduzido do que o estimado para a meia-vida na classe de solo Camb (Tabela 6).

4.2.1 Dinâmica do componente arbóreo por classes diamétricas

A distribuição diamétrica dos indivíduos na comunidade apresentou a forma J-reverso, tanto para a primeira medição em 2000 quanto para as medições em 2005 e 2010 na comunidade e em todas as classes de solos (Figura 4; 5; 6 e 7), ou seja, com predomínio de indivíduos nas classes menores de diâmetro, de 5 a 10 cm (53,1% em 2000; 51,7% em 2005; 50,72% em 2010), com redução dos indivíduos desse tamanho em direção às classes de maior

tamanho. O maior diâmetro registrado foi para a espécie *Ceiba speciosa* (Malvaceae) e equivaleu a 84,03 cm (registrado em 2010).

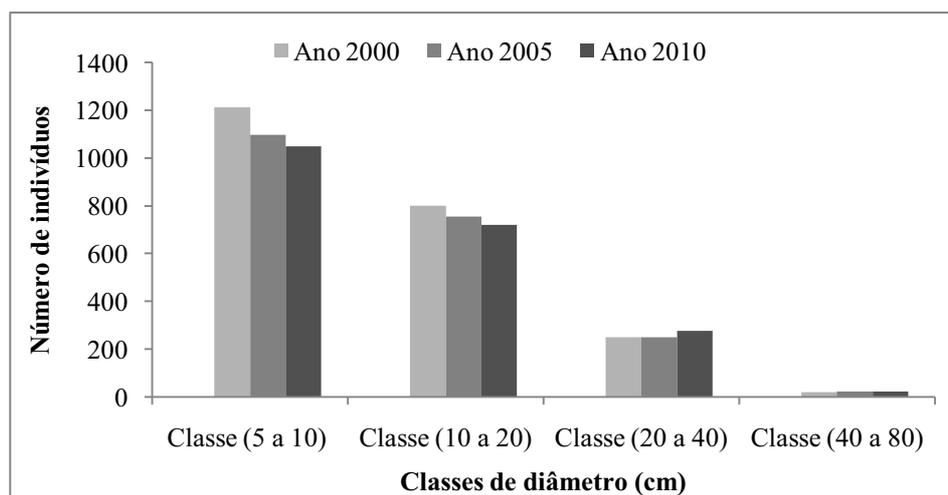


Figura 4 Distribuição por classes de diâmetros dos indivíduos arbóreos amostrados em 2000, 2005 e 2010 no fragmento florestal da Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais

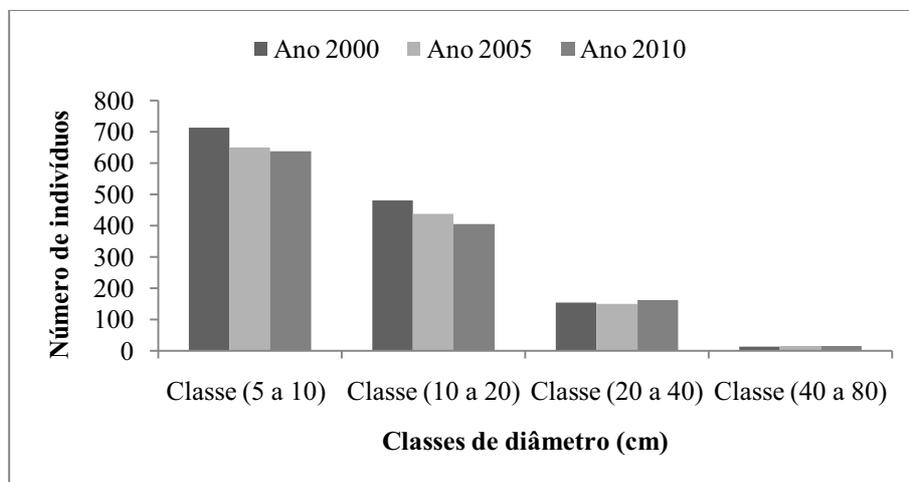


Figura 5 Distribuição por classes de diâmetros dos indivíduos arbóreos amostrados em 2000, 2005 e 2010 nos solos Arg-B=Argissolo Vermelho fase baixa fertilizante, no fragmento florestal da Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais

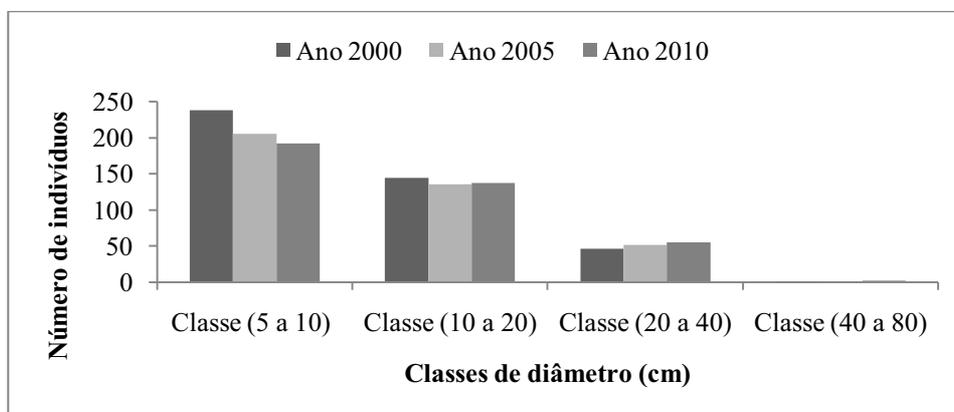


Figura 6 Distribuição por classes de diâmetros dos indivíduos arbóreos amostrados em 2000, 2005 e 2010 nos solos Arg-M=Argissolo Vermelho fase média fertilizante, no fragmento florestal da Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais

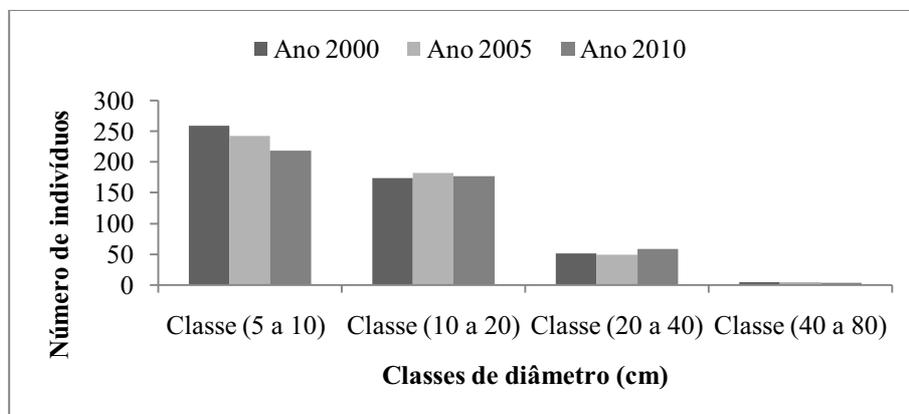


Figura 7 Distribuição por classes de diâmetros dos indivíduos arbóreos amostrados em 2000, 2005 e 2010 nos solos Camb=Cambissolos Háplico, no fragmento florestal da Mata do Galego, em Luminárias, Minas Gerais

Para a amostra total, em 2005, a distribuição observada por classes diamétricas não evidenciou diferenças da esperada ($G = 2,61$; $p = 0,62$) (Tabela 7). No entanto, a distribuição por classes de diâmetro observada em 2010 deferiu significativamente da esperada ($G = 13,15$; $p = 0,001$) decorrente da menor abundância observada na primeira classe de tamanho quando comparada à esperada e, também, das maiores abundâncias nas classes 3 e 4 cm (Tabela 8).

Tabela 7 Parâmetros de dinâmica temporal obtidos por classes de diâmetro (em cm) para a comunidade arbórea em um fragmento florestal localizado em Luminárias, Minas Gerais

Classes diamétricas	N° de árvores		Mortos N°	Emig. N°	Rec. N°	Imi. N°	Cont. Poisson	
	2000	2005 Esp.					Z	p
05 a 10	1.211	1.098	208	114	193	16	4,90	0,001
10 a 20	799	754	121	46	1	121	2,65	0,01
20 a 40	250	249	19	15	0	33	0,12	ns
40 a 80	19	21	3	0	0	5	0,71	ns
>80	1	1	0	0	0	0	0,00	ns
Total	2.280	2.123	351	175	194	175	5,25	0,001
	G = 2,61		p = 0,62					
05 a 10	714	651	136	66	127	12	3,41	0,001
10 a 20	481	437	86	31	1	72	3,19	0,002
20 a 40	153	149	13	13	0	22	0,58	ns
40 a 80	14	16	2	0	0	4	0,82	ns
>80	1	1	0	0	0	0	0,00	ns
Total	1.363	1.254	237	110	128	110	4,51	0,001
	G = 1,3		p = 0,86					

“Tabela 7, conclusão”

Classes diamétricas	Nº de árvores		Mortos		Emig.		Rec.		Imi.		Cont. Poisson	
	2000	2005 Esp.	Nº	Nº	Nº	Nº	Nº	Nº	Nº	Nº	Z	p
05 a 10	238	205	217,5	43	23	29	29	29	4	3,32	0,001	
10 a 20	144	135	131,6	20	13	0	0	0	24	1,19	ns	
20 a 40	46	51	42,0	3	1	0	0	0	9	1,39	ns	
40 a 80	1	1	0,9	0	0	0	0	0	0	0,00	ns	
Total	429	392		66	37	29	29	29	37	2,85	0,005	
	G = 2,61		p = 0,45									
05 a 10	259	242	253,2	29	25	37	37	37	0	1,78	ns	
10 a 20	174	182	170,1	15	2	0	0	0	25	1,23	ns	
20 a 40	51	49	49,9	3	1	0	0	0	2	0,82	ns	
40 a 80	4	4	3,9	1	0	0	0	0	1	0,00	ns	
Total	488	477		48	28	37	37	37	28	0,93	ns	
	G = 1,33		p = 0,72									

Dados fornecidos para a amostra total e classes de solo para o período de 2000 a 2005. Esp = frequência esperada em relação a 2000, Emig = emigrantes, Rec = recrutadas, Imi = imigrantes (2000-2005).

Tabela 8 Parâmetros de dinâmica temporal obtidos por classes de diâmetro (em cm) para a comunidade arbórea em um fragmento florestal localizado em Luminárias, Minas Gerais

Classes diamétricas	Nº de árvores		Mortos		Emig.		Rec.		Imi.		Cont. Poisson	
	2000	2010 Esp.	Nº	Nº	Nº	Nº	Nº	Nº	Nº	Z	Z	p
05 a 10	1.211	1.048	1.097,3	178	128	227	29	2,11	0,05			
10 a 20	799	720	724,0	85	89	6	134	1,92	ns			
20 a 40	250	276	226,5	22	16	0	65	2,66	0,01			
40 a 80	19	21	17,2	5	0	0	5	0,00	ns			
>80	1	1	0,9	0	0	0	0	0,00	ns			
Total	2.280	2.066		290	233	233	233	1.81				
	G = 13,15 p = 0,001											
05 a 10	714	638	640,7	119	84	166	24	0,66	ns			
10 a 20	481	406	431,6	65	59	6	87	2,10	0,05			
20 a 40	153	162	137,3	16	11	0	40	1,59	ns			
40 a 80	14	16	12,6	3	0	0	3	0,00	ns			
>80	1	1	0,89	0	0	0	0	0,00	ns			
Total	1.363	1.223		203	154	172	154	1.19				
	G = 6,64 p = 0,15											

“Tabela 8, conclusão”

Classes diamétricas	Nº de árvores		Mortos Nº	Emig. Nº	Rec. Nº	Imi. Nº	Cont. Poisson		
	2000	2010 Esp.					Z	p	
05 a 10	238	192	214,1	27	20	31	3	1,44	ns
10 a 20	144	137	129,6	8	13	0	23	0,30	ns
20 a 40	46	55	41,4	2	4	0	10	1,00	ns
40 a 80	1	2	0,89	0	0	0	1	1,00	ns
Total	429	386		37	37	31	37	0,50	ns
p	G = 7,83		p = 0,049						
05 a 10	259	218	242,5	32	24	30	2	2,56	0,02
10 a 20	174	177	162,9	12	17	0	24	0,69	ns
20 a 40	51	59	47,8	4	1	0	15	2,24	0,05
40 a 80	4	3	3,7	2	0	0	1	0,58	ns
Total	488	457		50	42	30	42	1,56	ns
	G = 6,36		p = 0,094						

Dados fornecidos de frequências observadas e esperada para a amostra total e classes de solo para o período de 2000 a 2010. Esp = frequência esperada em relação a 2000, e dados fornecidos de egressos e ingressantes em relação a 2005 e 2010. Emig = emigrantes, Rec = recrutadas, Imi = imigrantes.

Nas classes de solos, não houve diferenças entre as frequências de indivíduos observadas por classes diamétricas em 2005 e as frequências esperadas em relação a 2000 (Tabela 7). Da mesma forma, em Arg-B e Camb não ocorreram diferenças significativas entre as frequências de indivíduos observadas por classes diamétricas em 2010 e as frequências esperadas em relação a 2000 (Tabela 8). Porém, a frequência de indivíduos observada por classes diamétricas em 2010 deferiu significativamente da frequência esperada em relação a 2000 em Arg-M ($G = 7,83$; $p = 0,049$) decorrente da menor abundância observada na primeira classe de tamanho quando comparada à esperada e, ainda, das maiores abundâncias nas classes 2, 3 e 4 cm (Tabela 8).

Em relação aos egressos e ingressantes na amostra total, observou-se que o número de egressos (mortos + emigrantes) é significativamente superior ao de ingressantes (recrutas + imigrantes) na primeira classe ($Z = 4,90$; $p = 0,001$) e segunda classe de diâmetro ($Z = 2,65$; $p = 0,01$), no primeiro intervalo (Tabela 7). Quanto às classes de solo, observou-se no primeiro intervalo de avaliação que o número de egressos foi significativamente superior aos ingressantes na primeira ($Z = 3,41$; $p = 0,001$) e segunda classes de diâmetro em Arg-B ($Z = 3,19$; $p = 0,002$); e na primeira classe de diâmetro em Arg-M ($Z = 3,32$; $p = 0,001$) (Tabela 7).

Após o segundo intervalo de avaliação, na amostra total, observou-se que o número de egressos foi significativamente superior na primeira classe de diâmetro ($Z = 2,11$; $p < 0,05$), enquanto que os ingressantes foram significativamente superiores aos egressos na terceira classe de diâmetro ($Z = 2,66$; $p = 0,01$) (Tabela 8). Ainda foi observado um número de egressos significativamente superior aos ingressantes na segunda classe de diâmetro em Arg-B ($Z = 2,10$; $p = 0,05$) e na primeira classe de diâmetro em Camb ($Z = 2,56$; $p = 0,02$) (Tabela 8). Contudo, na terceira classe de diâmetro em Camb foi observado que o número de ingressantes foi significativamente superior aos

egressos e para as demais classes de diâmetros não foram encontradas diferenças significativas (Tabela 8).

5 DISCUSSÃO

O fragmento florestal estudado foi marcado por modificações na estrutura fitossociológica com modificações hierárquicas na fitossociologia e permanência das dez espécies com maior valor de importância ao longo dos 10 anos. Com taxas de mortalidade superiores às de recrutamento em ambos intervalos, com dinâmica em número de indivíduos e em área basal mais acelerada em Argissolo Vermelho fase baixa fertilidade.

Essas modificações na estrutura fitossociológica no fragmento florestal estudado são observadas através das alterações ocorridas nas posições hierárquicas das espécies encontradas no fragmento, proporcionadas tanto pelas modificações nas áreas basais das espécies, na densidade das espécies, como nas frequências com que as espécies ocorrem no fragmento ao longo do tempo. Essas modificações na estrutura fitossociológica demonstram que as espécies apresentam comportamento ecológico diferenciado ligado a especializações ou adaptações funcionais no decurso do processo de sucessão (grupo ecológico) (PUIG, 2008).

Mudanças hierárquicas surgem provavelmente com a mortalidade de espécies devido à senescência e devido aos avanços de desenvolvimento florestal. Sugerindo que o fragmento estudado esteja em perpétua mudança na sua estrutura horizontal (decorrência da sucessão). Puig (2008) sugere que as florestas tropicais encontram-se em permanente evolução e renovação em consequência da morte e substituição das árvores. Ainda a estrutura da floresta é sempre modificada quando ocorre uma perturbação seja pela caída de uma árvore como pela perturbação natural (Inundação, geadas) ou antrópica (Desmatamento).

Essas modificações são bem visíveis ao analisar as dez espécies de maior valor de importância. Notou-se ao longo dos dez anos que certas espécies

aumentaram sua importância e outras reduziram proporcionadas pelo ganho ou perda da sua dominância, densidade ou da frequência. Das espécies que reduziram a sua importância destaca-se *Lithraea molleoides*, *Endlicheria paniculata* e *Diospyros inconstans*. Para o caso da *Endlicheria paniculata*, apesar de ser classificada como clímax tolerante à sombra (OLIVEIRA-FILHO et al., 1995; PEREIRA et al., 2010) tanto a frequência como o número de indivíduos e a sua dominância diminuíram. A predação na fase pré-dispersão pode ser um dos fatores que influenciou na diminuição dos indivíduos da *Endlicheria paniculata*. Porém a concentração dos indivíduos ao longo de cursos d'água e no sub-bosque indica que a espécie ocorre e se estabelece sobre regime de baixa luminosidade e alta umidade (MORAES; PAOLI, 1999). O que pode explicar a perda de importância desta espécie, pois a maior mortalidade foi observada em parcelas localizadas na média encosta, provavelmente com menor umidade de solo e alta luminosidade, não tendo sido observada nenhuma mortalidade em parcelas destacadas na margem do rio.

Já no caso da *Lithraea molleoides*, a diminuição do seu valor de importância pode estar associada com o seu caráter pioneiro (OLIVEIRA-FILHO et al., 1995), necessitando de luz direta para sua germinação e posterior crescimento e re-estabelecimento (WHITMORE, 1989), ou pelo efeito de inundação. Essa espécie foi observada em grande parte nas parcelas da meia encosta e nas parcelas ao longo da margem do rio, parcelas que provavelmente tenham sofrido inundação, como na baixa encosta, que é uma área com maior umidade e fertilidade. Sendo, portanto, as inundações periódicas na área um dos motivos para o decréscimo. Além de ser competidora menos eficiente pela luz, podendo ter sido substituída por espécies (TOWNSEND; BEGON; HARPER, 2010).

Entretanto *Diospyros inconstans*, clímax exigente de luz (SCIPIONI; GALVÃO; LONGHI, 2013), pode ter diminuído a sua importância devido ao

avanço da sucessão, pois esta espécie mesmo germinando nas condições de sombra, necessita de luz para crescer e atingir o dossel (WHITMORE, 1989).

Dentre as espécies que aumentaram sua importância destacam-se *Copaifera langsdorffii*, *Machaerium nyctitans* e *Cupania zanthoxyloides* consideradas clímax exigente de luz (OLIVEIRA-FILHO et al., 1995; PEREIRA et al., 2010) e *Faramea nigrescens* de sub-bosque. O acréscimo da importância da *Faramea nigrescens* da família Rubiaceae considerada de sub-bosque (DELPRETE; JARDIM, 2012) pode significar um desenvolvimento da floresta. Nesse processo há um fechamento do dossel, que favorece o crescimento de espécies do sub-bosque ou adaptadas à sombra, significando um aumento na complexidade vertical da estrutura da floresta, com um avanço de sucessão. Porém o aumento das espécies clímax exigentes de luz, *Copaifera langsdorffii* (crescimento em área basal e aumento em frequência), *Machaerium nyctitans* (experimentou crescimento em área basal) e *Cupania zanthoxyloides* (aumento dos seus indivíduos, área basal e frequência) evidencia um surgimento de abertura no dossel com reflexo na colonização e crescimento de espécies exigentes de luz o que incrementa a sua importância, provavelmente relacionado a distúrbios por inundação ou declividade da área. De acordo com Burslem e Whitmore (1999) há uma relação positiva entre o distúrbio, e o aumento em número de indivíduos e área basal de espécies com maior longevidade como as clímax exigente de luz. Sendo que o surgimento aleatório de aberturas no dossel permite a colonização de novas áreas, que impulsiona a frequência das espécies.

O número absoluto da riqueza específica foi aumentando ao longo do tempo, mas não demonstrou mudanças significativas (167 em 2000; 171 e 173 em 2005 e 2010). Essa pouca mudança em abundância de espécies é corroborada pelo valor da equabilidade de Pielou nos três inventários que permaneceu elevada (PEREIRA; OLIVEIRA-FILHO; LEMOS FILHO, 2007; RODRIGUES et al., 2003), e com pouca modificação. Fato que indica haver pouco aumento da

dominância ecológica das espécies, sendo que no fragmento estudado, as espécies estão se distribuindo de forma uniforme, revelando pouca mudança na abundância e boa distribuição dos indivíduos entre as espécies (FONTES; WALTER, 2011). Entretanto de acordo com Puig (2008) a riqueza específica pode assumir significativamente valores diferentes de um levantamento para o outro, caso haja diferenças nas condições ecológicas, da história de perturbação ou ainda das diferenças nas etapas da silvigênese das parcelas onde ocorreu o inventário.

Contudo essa evidência de aumento não significativo da riqueza entre os três anos de inventário, não deve ser vista como uma não ocorrência de sucessão, pois ao longo do tempo ocorrem mudanças, embora em menor dimensão, e também pode estar ocorrendo regeneração de outras espécies.

Observou-se que a alta diversidade, conforme apontam os elevados valores destes índices (PEREIRA; OLIVEIRA-FILHO; LEMOS FILHO, 2007; RODRIGUES et al., 2003), aumentou ao longo do tempo no fragmento estudado, com diferenças entre 2000 e 2005, 2000 e 2010 entretanto sem diferenças significativas entre 2005-2010. Essa diferença observada entre os anos 2000-2005 e 2000 e 2010 pode ter sido influenciada pelas etapas da silvigênese nas parcelas inventariadas, ou ainda pelas diferenças nas condições ecológicas do fragmento, pois o fragmento pode ter sofrido o efeito de inundação ocorrida no passado. Resultado corroborado por Puig (2008), pois, segundo o autor, a diversidade assume valores diferentes significativamente devido às condições ecológicas do local ou ao histórico de perturbação como das etapas da silvigênese de um levantamento para o outro.

Essa alta diversidade e aumento desta é explicada pela localização do fragmento florestal da Mata do Galego no Alto Rio Grande, em que é caracterizada por uma transição entre cerrados, campos de altitude e florestas, influenciado pelo contato entre formações vegetais da floresta e biomas do

cerrado próximos dessa transição que ocorre em altitudes mais elevadas em comparação com outras áreas de transição. Ainda a heterogeneidade ambiental proporcionada pelas variações na topografia, variações na altitude e na fertilidade assim como na umidade do solo (PEREIRA; OLIVEIRA-FILHO; LEMOS FILHO, 2007). De acordo com Pereira, Oliveira-Filho e Lemos Filho (2007) quanto maior a heterogeneidade ambiental maior é a diversidade de espécies em floresta tropical.

As espécies acrescidas na amostragem ao longo dos 10 anos de monitoramento estão relacionadas com espécies representadas por poucos indivíduos (1 a 2 indivíduos). Dentre essas espécies algumas são pioneiras como *Croton urucurana*; *Alchornea glandulosa*; *Senna velutina*, *Cecropia hololeuca*; *Zanthoxylum monogynum* (OLIVEIRA-FILHO et al., 1995; PEREIRA et al., 2010; SILVA et al., 2003) as outras 12 são classificadas como climáceas podendo ser exigentes de luz ou tolerantes a sombra (OLIVEIRA-FILHO et al., 1995; PEREIRA et al., 2010). O elevado número de espécies clímax no fragmento em relação às espécies pioneiras demonstra que a floresta está em um avanço do estágio sucessional (PEREIRA et al., 2010).

A presença das espécies pioneiras no fragmento também pode ser justificada pela declividade do local. De acordo com Bellinghamz e Tanner (2000) a mortalidade dos indivíduos em floresta tropical em áreas íngremes é proporcional à declividade, sendo maior quanto maior for o ângulo de inclinação. Uma vez morta uma árvore cria-se uma abertura no dossel, que proporciona a entrada de luz e disponibilidade de nutrientes facilitando o estabelecimento de espécies pioneiras (THOMAS; BALTZER, 2002).

Outra justificativa pode ser encontrada através da hipótese do distúrbio intermediário de Connell 1978 (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Essa hipótese defende que imediatamente após um distúrbio há chegada de propágulos de espécies pioneiras nas clareiras abertas, assim, o distúrbio dá

oportunidade para outras espécies menos competidoras se estabelecerem. Sendo que o número dessas espécies aumenta na medida em que aumentam os intervalos de perturbação (BEGON; TOWNSEND; HARPER, 2007). Efeitos que têm sido observados sobre a diversidade de espécies na região do Alto Rio Grande (PEREIRA; OLIVEIRA-FILHO; LEMOS FILHO, 2007).

A estabilidade no número de famílias também foi observada por Carvalho e Felfili (2011) no afloramento calcário no Brasil central, com Fontes e Walter (2011) na mata de galeria inundável em Brasília, Distrito federal, não verificaram mudanças na contribuição das famílias ao longo do estudo. As famílias que mais contribuíram em termos de espécies são sempre caracterizadas dentre as mais diversas da Mata Atlântica (LEITÃO FILHO, 1987), destacadas nos estudos em fragmentos florestais em florestas estacionais semidecíduais na região e em florestas ao longo do Alto Rio Grande (CARVALHO et al., 1995; DALANESI; OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2004; MORREIRA et al., 2013; PEREIRA; OLIVEIRA-FILHO; LEMOS FILHO, 2007; RODRIGUES et al., 2003; SOUZA et al., 2003).

O acréscimo da família Meliaceae nas mais representativas famílias do fragmento também pode significar que a floresta está em avanço estágio de sucessão. Isto pode ser corroborado pelo fato de todas as espécies amostradas dessa família no fragmento estarem na categoria ecológica de espécies clímax, e sendo a maioria das espécies clímax tolerantes à sombra. *Cabralea canjerana*, *Trichilia emarginata*, *Trichilia lepidota*, *Trichilia pallens* e *Trichilia pallida* climáceas tolerantes à sombra (OLIVEIRA-FILHO et al., 1995; PEREIRA et al., 2010), germinam e conseguem crescer nas condições de sombra do sub-bosque, atingindo a maturidade sob o próprio dossel ou após atingir o dossel da floresta (WHITMORE, 1989). *Cedrela fissilis* e *Trichilia catigua* clímax exigentes de luz (OLIVEIRA-FILHO et al., 1995; PEREIRA et al., 2010) cujas sementes conseguem germinar nas condições de sombra do sub-bosque, embora os juvenis

necessitem de luz abundante para crescer e atingir o dossel (WHITMORE, 1989).

Neste estudo, a família Fabaceae possui alta importância em termos de representação em espécies, em ambos os intervalos de amostragens. Essa família representa uma das famílias mais destacadas em riqueza e diversidade taxonômica na Floresta Atlântica (MORIM, 2006). Sugere-se que a representatividade da família Fabaceae possa ser explicada pela diversidade morfológica, e adaptações das espécies dessa família em diferentes habitats, ecossistemas e climas (MORIM; BARROSO, 2007). Entretanto de acordo com Dutra et al. (2008) as espécies da família Fabaceae apresentam alta plasticidade ecológica, o que permite a sua ocupação nos mais diversos habitats. A capacidade de ocupar locais com solos pobres em nutrientes e áreas degradadas em toda Mata Atlântica (RIBEIRO; LIMA, 2009) proporcionada pela capacidade de fixação de nitrogênio (simbiose em suas raízes com *Rhizobium* que permite a fixação de nitrogênio atmosférico) (FARIA; LIMA, 2002; KINKENA; SCOTT; GRESSHOFF, 2006).

A redução tanto do número de indivíduos como da área basal observados no primeiro intervalo pode ser explicada pelos eventos relacionados ao regime de inundação periódico que tem evidenciado no fragmento ou pela declividade da área assim como pelas constantes entradas de gado no fragmento. A maior proporção de indivíduos mortos em áreas que sofrem inundação está relacionada com os possíveis efeitos de inundação (APPOLINÁRIO; OLIVEIRA FILHO; GUILHERME, 2005) e poderão explicar a perda em área basal (SILVA; BERG; NUNES, 2011). Esse efeito provavelmente ocorreu com maior intensidade no primeiro intervalo, pois tanto o número de indivíduos como a área basal diminuiram.

Com as inundações ocorre deficiência de oxigênio no solo e o acúmulo de CO₂. Aliada à alteração na estrutura do solo com reduções da decomposição

anaeróbica da matéria orgânica e a redução de ferro e manganês reduz a disponibilidade de absorção parcial de nutrientes devido à mortalidade das raízes, perda de micorrizas, e supressão do metabolismo da raiz induzindo à morte dos indivíduos (KOZLOWSKI, 1997; PEZESHKI, 2001). Entretanto as espécies ou indivíduos sobreviventes investem sua energia na produção de alterações morfológicas para recuperação em vez de investir no crescimento em área basal (MEDRI et al., 2007), assim diminuindo o seu tamanho em diâmetro.

A mortalidade relacionada com a declividade é ressaltada por Bellinghamz e Tanner (2000). De acordo com os autores, a declividade em floresta tropical relaciona-se com a mortalidade dos indivíduos, sendo maior nas porções mais íngremes e mais altas da encosta, proporcional aos efeitos do ângulo de inclinação, aumentando com aumento da inclinação, sendo influenciada também pelos ventos, aglomeração dos indivíduos na baixa encosta, o que vem a provocar uma competição interespecífica.

É de se ressaltar que as espécies podem sobreviver devido a diferentes adaptações morfoanatômicas que lhes permitem sobreviver. Em casos de saturação do solo por inundação (PEZESHKI, 2001), as plantas apresentam como alterações morfológicas (produção de raízes diageotrópicas, maior abscisão foliar e baixa produção de novas folhas assim como lenticelas hipertrofiadas e aumento dos espaços intercelulares para a sobrevivência (MEDRI et al., 2007, 2012).

Os casos da declividade podem ser explicados a partir diferentes tipos de solos presentes ao longo do gradiente. Em caso do fragmento florestal da mata de galego, este apresenta nas parcelas de amostragens 3 tipos: Argissolo Vermelho média fertilidade (maioria das parcelas no terço inferior das parcelas), Argissolo Vermelho fase baixa fertilidade (na Meia encosta e algumas na margem do rio) e solos Cambissolo Háplico (terço superior da encosta), estes solos diferem entre si em PH, saturação por bases, saturação por alumínio e

areia, sendo o Argissolo Vermelho média fertilidade solos com fertilidade média à alta. Visto que a topografia influenciou nas características químicas e físicas do solo (RODRIGUES et al., 2003). Assim dependendo da resiliência, espécies vão surgindo, se distribuindo e mantendo no fragmento sobre influência da drenagem e fertilidade química dos solos (CARVALHO et al., 2005).

Entretanto no segundo intervalo de monitoramento observou-se tendência na redução no número de indivíduos e aumento em área basal. Esse fato pode ser justificar pelo processo de autodesbaste, em função da competição entre as espécies que estão em desenvolvimento (HIGUCHI et al., 2008a). No processo de autodesbaste observa-se a redução do número de indivíduos na medida em que a área basal aumenta e frequentemente associa-se à fase de construção intermediária a tardia do ciclo silvigenético (CHAGAS et al., 2001). Para Peña-Claros (2003), em sucessão florestal à área basal e altura do dossel aumentam com a idade da floresta, no entanto o número de indivíduos tende a diminuir com a idade da floresta o que corrobora com o estado em que se encontra o fragmento no segundo intervalo.

Oliveira-Filho et al. (2007a) sugerem que o processo de declínio da densidade das árvores e aumento da área basal observado no segundo período seja caracterizado principalmente pela redução da densidade de árvores de menor diâmetro aliado ao crescimento de árvores de maior diâmetro. Fato que indica uma tendência à construção tardia com autodesbaste de acordo com o modelo do processo silvigênico (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007b). Este fato pode ser explicado pelos resultados observados neste trabalho em que o número de indivíduos nas classes menores (05-10; e 10-20) no primeiro intervalo como no segundo intervalo de amostragem diminuíram. O declínio de número de indivíduos e aumento em área basal é bem nítido no segundo intervalo, na medida em que o número de indivíduos nas classes menores (05-10; e 10-20) diminui os indivíduos nas classes maiores (20-40; 40-80) vão aumentando o que

significa que está havendo um aumento de indivíduos de maior diâmetro (crescimento em área basal) em função da mortalidade de indivíduos de menor diâmetro.

A dinâmica por classe de solo sugere uma dinâmica diferenciada entre os três solos, sendo mais acelerada nos solos Argissolo Vermelho fase baixa fertilidade em comparação com outros solos (Argissolo Vermelho média fertilidade; Cambissolo Háplico), e mais lenta em Cambissolo Háplico em ambos os intervalos de monitoramento. Essa diferença pode ser atribuída às características de cada tipo de solo, assim como aos efeitos de inundação e a declividade.

O solo Argissolo Vermelho fase baixa fertilidade está localizado na média encosta, sendo três parcelas localizadas na margem do rio, e outras distribuídas no terço médio superior e inferior (RODRIGUES et al., 2007). Esse solo pode ter sido influenciado por ambos os fatores (inundação passada e declividade). Para Oliveira-Filho, Mello e Scolforo (1997) a variação espacial de dinâmica e estrutura podem estar relacionadas com as perturbações passadas. De acordo com Oliveira Filho et al. (2007b) em áreas que sofreram distúrbios, a dinâmica mostra-se mais acelerada. Com taxas de mortalidade, recrutamento e rotatividades elevadas (BURSLEM; WHITMORE, 1999), sendo taxas de mortalidade superior à de recrutamento, taxa de perda maior do que a de ganho em área basal em áreas que sofreram inundação (SILVA; BERG; NUNES, 2011), taxas de mortalidades maiores que recrutamento em locais com declividade (BELLINGHAMZ; TANNER, 2000).

Deste modo pode se presumir que esse solo tenha sofrido os dois eventos, pois apresentou taxas de dinâmica elevadas, sendo intensificado no primeiro período onde tanto a taxa de mortalidade foi superior a de recrutamento, como a taxa de perda foi superior à de ganho em área basal. Corroborando com dinâmica acelerada nesse solo, Guilherme et al. (2004),

encontraram situação idêntica em que a média encosta apresentava maiores taxas de dinâmica ao estudar os efeitos do regime de cheias na dinâmica da comunidade lenhosa em um trecho de floresta estacional semidecidual na região Sudeste do Brasil. Assim como concluiu o autor as taxas de dinâmica são superiores na meia encosta, e que o recrutamento tende a assumir valores mais baixos nesse setor, fato observado para esse solo em ambos os intervalos para a taxa de mortalidade e recrutamento e em relação à taxa de perda e ganho observado no primeiro intervalo de amostragem. Entretanto há necessidade de se investigar qual atributo realmente refletiu na dinâmica acelerada desse solo.

A lentidão do Cambissolo Háplico pode estar relacionada com a sua localização no terço superior da encosta, da topografia mais acentuada. Nesse encontra-se solos mais arenosos e mais rasos com alta saturação de alumínio e baixa fertilidade e escasso recurso hídrico (RODRIGUES et al., 2007), fatores que podem influenciar na dinâmica menos acelerada (OLIVEIRA FILHO et al., 2007b). Guilherme et al. (2004) sugerem que em locais com declividade, o topo da encosta (mais acentuado da encosta) tende a apresentar as taxas de dinâmica menores e menos acelerada. Entretanto nesse solo encontram-se as três parcelas da borda (9, 20 e 32) que fazem interface com campo de altitude, sendo estas que influenciaram na dinâmica desse solo, pois as maiores taxas foram observadas nessas parcelas. Geralmente as bordas apresentam uma dinâmica mais acelerada que o interior (GUIMARÃES et al., 2008; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007a). Tanto a mortalidade como o recrutamento e a rotatividade são influenciados pelo efeito de borda (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007a). Na borda pode se observar maior mortalidade, maior recrutamento e rotatividade (GUIMARÃES et al., 2008; OLIVEIRA-FILHO et al., 2007a). Ainda Oliveira-Filho, Mello e Scolforo (1997) no estudo de estrutura e dinâmica da comunidade arbórea em uma floresta tropical estacional semidecidual concluíram que o efeito de borda também está relacionado com a variação espacial das taxas de

dinâmica, corroborando com a dinâmica influenciada pelo efeito de borda nesse solo.

Houve um desequilíbrio entre o recrutamento e mortalidade a favor da mortalidade para a comunidade toda como em todas as classes de solos, em ambos os intervalos de estudo na Mata de Galego. Esse desequilíbrio é resultado da mortalidade ser superior ao recrutamento. Fato encontrado em áreas que sofreram algum distúrbio como inundação (SILVA; BERG; NUNES, 2011), em áreas com topografia íngreme (encostas) (BELLINGHAMZ; TANNER, 2000), aspecto que corrobora com as características do fragmento estudado. Corroborando com essas suposições pode-se observar que o desequilíbrio a favor da mortalidade também foi observado por Appolinário, Oliveira-Filho e Guilherme (2005) e Guilherme et al. (2004) em áreas sob regime de inundação catastrófica e sob regime de cheias respectivamente e com efeito de topografia.

As taxas de mortalidade anual calculadas para a comunidade florestal da Mata do Galego estão dentro dos parâmetros encontrados em outras florestas tropicais. Phillips e Gentry (1994) analisaram taxas de mortalidade em 40 locais de florestas tropicais neotropicais e paleotropicais, com 24 anos de medição contínua. Os autores constataram que a taxa de mortalidade variava entre 0,65% a 3,27%. Por outro lado, Philips et al. (1994), analisando a dinâmica de florestas tropicais úmidas em 25 florestas tropicais observaram que a mortalidade variava de 0,67% a 2,9 %.

Gomes, Mantovani e Kageyama (2003) estudaram a mortalidade e recrutamento de espécies arbóreas em um fragmento de floresta Montana secundária no Sudeste do Brasil, tendo observado uma taxa de mortalidade de 1,67%. Por seu turno, em uma floresta Ombrófila, Saiter et al. (2011) obtiveram uma taxa de mortalidade de 1,06% ano⁻¹. Ainda, Oliveira e Felfili (2008), no estudo da dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil

Central em um período de 19 anos (1985-2004), encontraram uma taxa de mortalidade de $2,87\% \times \text{ano}^{-1}$.

Alguns autores observaram taxas de mortalidade acima de $3\% \times \text{ano}^{-1}$ como observado no primeiro intervalo e na classe de solos Arg-B. Paiva, Araújo e Pedroni (2007), na floresta semidecídua em Uberlândia, Minas Gerais, observaram taxa de mortalidade de 4,01%, com circunferência mínima de 10 cm, num período de 10 anos. Marín et al. (2005) observaram uma taxa de mortalidade de 4,5 e $4,2\% \times \text{ano}^{-1}$, respectivamente, para floresta decídua e mata de galeria em uma reserva florestal na Nicarágua, durante período de 7 anos. Felfili (1995), ao estudar o crescimento, recrutamento e mortalidade de espécies arbóreas com $\text{DAP} \geq 10$ cm na floresta de galeria no Brasil central, no intervalo de seis anos, observou uma taxa de mortalidade superior a $3\% \text{ ano}^{-1}$.

Olhando para os estudos realizados na região da Bacia do Rio Grande, a taxa de mortalidade encontrada no primeiro intervalo foi superior às taxas encontradas por Oliveira-Filho et al. (2007a), em um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, ao estudar a dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior, em um intervalo de cinco anos (1999-2004), que foi de 2,5%. E por Oliveira-Filho et al. (2007b) na floresta do Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito em Lavras, Minas Gerais, por um período de 5 anos (2000-2005), que registraram 2,52%. Entretanto, as taxas dos dois intervalos foram inferiores à do estudo realizado por Appolinário, Oliveira Filho e Guilherme (2005), em uma floresta tropical semidecídua situada na margem do Rio Grande, em Bom Sucesso (Minas Gerais), por um período de aproximadamente 7 anos, que foi de 3,7%.

A elevada taxa de mortalidade encontrada no primeiro em comparação às taxas encontradas por Oliveira-Filho et al. (2007a, 2007b), pode estar relacionada com os distúrbios que provavelmente tenham ocorrido com maior intensidade. Pois se verifica que a área estudada por Oliveira-Filho et al.

(2007a), na Serra da Mantiqueira, encontra-se na fase madura. Esta área de acordo com os autores não sofreu nenhuma perturbação como corte raso, retirada seletiva, assim como o regime de inundação. Entretanto no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito em Lavras, ocorreu um impacto no passado relacionado com uma queimada, porém não severa. Ao contrário das áreas estudadas por Oliveira-Filho et al. (2007a, 2007b), a área estudada por Appolinário, Oliveira Filho e Guilherme (2005), em Bom Sucesso, em que a taxa de mortalidade foi superior à encontrada neste estudo no primeiro intervalo é retratado um impacto severo (Inundação catastrófica ocorrida em 1992). Significando que os distúrbios relacionados com a inundação podem ser o que mais influenciou a mortalidade no fragmento da Mata de Galego.

A elevada taxa de mortalidade no período de 2000-2005, em comparação com o período de 2005-2010, encontrada para a Mata de Galego, sugere que a comunidade se encontrava mais dinâmica no intervalo de 2000-2005. A elevada taxa de mortalidade em 2000-2005 provavelmente está associada ao regime de inundação periódico, pois Felfili (1995) supõe que valores de taxa de mortalidade acima ou que esteja próximo de $3,5 \text{ \% ano}^{-1}$ pode relacionar-se às áreas que sofreram algum distúrbio. Ainda Appolinário, Oliveira Filho e Guilherme (2005) retratam que maior porcentagem de indivíduos mortos em áreas que sofrem inundação está relacionada com os possíveis efeitos de inundação em floresta tropical.

As taxas de recrutamento encontradas neste estudo estão dentro dos valores encontrados em outras florestas tropicais. Phillips e Gentry (1994) observaram variação entre 0,40% a 3,36% ao analisarem taxas de recrutamento em 40 locais de florestas tropicais neotropicais e paleotropicais, com 24 anos de medição contínua. Philips et al. (1994) encontraram a taxa de recrutamento entre 0,40% a 2,8%, na análise de dinâmica de florestas tropicais úmidas em 25 florestas de grandes regiões tropicais do mundo. Oliveira e Felfili (2008), no

estudo da dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central, em um período de 19 anos (1985-2004), encontraram a taxa de recrutamento anual entre $2,8\% \times \text{ano}^{-1}$ a $3,07\% \times \text{ano}^{-1}$. Felfili (1995) na floresta de galeria no Brasil central, no intervalo de seis anos, encontrou taxa de recrutamento de $2,7\%$. No entanto, Gomes, Mantovani e Kageyama (2003), estudando a mortalidade e recrutamento de espécies arbóreas em um fragmento de floresta Montana secundária no Sudeste do Brasil, encontraram taxas de recrutamento superiores à da Mata do Galego ($3,46\%$).

Comparando com os estudos realizados na bacia do Rio Grande, as taxas encontradas são similares aos valores encontrados por Oliveira-Filho et al. (2007a) em um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, onde a taxa foi de $1,8\%$; ou por Oliveira-Filho et al. (2007b), no Parque ecológico Quedas do Rio Bonito, em Lavras, de $2,01\%$; e por Appolinário, Oliveira-Filho e Guilherme (2005), na floresta tropical semidecídua em Bom Sucesso, de 2% . Entretanto, a taxa de recrutamento de solos Arg-B no período de 2005-2010 foi um pouco acima dos valores encontrados nos três trabalhos da bacia do rio Grande citados acima. Provavelmente os impactos de inundação e declividade foram mais pronunciados nesse grupo de solos, pois tanto a taxa de mortalidade como de recrutamento foram elevados nesse solo. Parcelas desses solos estão localizadas na média encosta e na margem do rio, o que pode ser influenciado pela declividade e efeito de inundação. Ocasionalmente maiores taxas de recrutamento (SILVA; ARAÚJO, 2009).

Apesar de ter havido alterações na estrutura fitossociológica ao longo dos 10 anos no fragmento, o padrão encontrado de J-reverso na comunidade e em todas as classes de solos permaneceu. Por conseguinte, no fragmento as maiores concentrações de indivíduos foram encontradas nas menores classes de tamanho. Essa distribuição sugere que os eventos observados (inundação passada ou declividade) não modificaram a estrutura da comunidade. Suportado

pelo fato de as espécies nesse fragmento apresentarem altas taxas de regeneração, como é observado em florestas tropicais pouco perturbadas (HARTSHORN, 1980), este padrão também tem sido observado em florestas estacionais semidecíduais por Oliveira-Filho et al. (2007a), Oliveira-Filho, Scolforo e Mello (1994) e Paiva, Araújo e Pedroni (2007).

A dinâmica por classes diamétrica demonstra haver tendência do número de indivíduos nas classes menores diminuírem em função do aumento em área basal. Fato que indica que a diminuição de indivíduos nas classes de diâmetros menores está a aumentar por conseguinte os indivíduos em classes de diâmetros maiores. Esta diminuição dos indivíduos de menores classes de tamanho pode decorrer da mortalidade de indivíduos devido ao processo de autodesbaste. Pode-se pressupor que com o decorrer do tempo, os efeitos de perturbação passada estejam reduzindo e no decurso do desenvolvimento florestal ocorra competição interespecífica diminuindo deste modo indivíduos menores ocasionando o crescimento em diâmetro de indivíduos sobreviventes, o que aumenta o número de indivíduos com diâmetro maiores. Fato que é corroborado com número de egressos superiores aos ingressantes na primeira classe de diâmetro (OLIVEIRA-FILHO et al., 2007b). Padrão semelhante foi observado por Higuchi et al. (2008a), estudando a dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual Montana em lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos e por Oliveira-Filho et al. (2007b), estudando a dinâmica do componente arbóreo no Parque Ecológico Quedas do Rio Bonito em Lavras, em áreas com histórico de perturbação. Fato que indica que esse padrão é observado no geral em fragmentos florestais com algum efeito de perturbação e que estejam em um processo de desenvolvimento florestal frente à recuperação pós distúrbio.

6 CONCLUSÃO

No fragmento florestal da Mata do Galego, ocorreram modificações na estrutura fitossociológica da comunidade arbórea, sendo essas observadas através da organização hierárquica das espécies em curto intervalo de tempo, demonstrando um comportamento ecológico diferenciado entre as espécies no fragmento. Em relação a dinâmica nas classes de solos, esta evidenciou diferenças no comportamento entre as três classes, sendo os solos Argissolo Vermelho fase baixa fertilidade mais dinâmico, atribuído a diferentes eventos observados como o regime de inundação e declividade. Sendo necessário explorar qual desses eventos mais influenciou nessa dinâmica. Em todos os intervalos de monitoramento a dinâmica em número de indivíduos evidenciou taxas de mortalidade superior à de recrutamento em todas as classes de solos e na amostra total o que demonstra a influência de um evento marcante seja o evento de inundação periódica como o efeito da declividade.

REFERÊNCIAS

ALVARENGA, L. D. P.; PÔRTO, K. C. Patch size and isolation effects on epiphytic and Epiphyllous bryophytes in the fragmented Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, Essex, v. 134, n. 3, p. 415-427, Jan. 2007.

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.

BAHN, V.; KROHN, W. B.; O'CONNOR, R. J. Dispersal leads to spatial autocorrelation in species distributions: a simulation model. **Ecological Modelling**, Amsterdam, v. 213, n. 3/4, p. 285-292, May 2008.

BEGON, M.; TOWNSEND, C. R.; HARPER, J. L. **Ecologia: de indivíduos a ecossistemas**. 4. ed. Porto Alegre: Artmed, 2007. 740 p.

BELLINGHAMZ, P. J.; TANNER, E. V. J. The influence of topography on tree growth, mortality, recruitment in a tropical montane forest. **Biotropica**, Lawrence, v. 32, n. 3, p. 378-384, 2000.

BENÍTEZ-MALVIDO, J.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. Impact of forest fragmentation on understory plant species richness in Amazonia. **Conservation Biology**, Essex, v. 17, n. 2, p. 389-400, Apr. 2003.

BIERREGAARD JUNIOR, R. O. et al. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **BioScience**, Washington, v. 42, n. 11, p. 859-866, Dec. 1992.

BINELLI, E. K.; GHOLZ, H. L.; DURYEA, M. L. **Plant succession and disturbances in the urban forest ecosystem**. Davis: University of Florida, 2012. 20 p.

BOTEZELLI, L. et al. Relações entre estudos da dinâmica florestal, conservação da biodiversidade e ecoturismo. **Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal**, Garça, ano 3, n. 6, p. 1-4, ago. 2005.

BRASIL. **Resolução nº 4**, de 23 de junho de 2008. Programa o sistema nacional de parcelas permanentes-SISPP e as redes de monitoramento da dinâmica de florestas brasileiras e dá outras providências. Brasília, 2008. Disponível em: <<http://www.mprs.mp.br/ambiente/legislacao/id4895.htm?impressao=1>>. Acesso em: 10 dez. 2013.

BROADBENT, E. N. Forest fragmentation and edge effects from deforestation. **Biological Conservation**, Essex, v. 141, n. 7, p. 1745-1757, July 2008.

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

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. Dubuque Iowa: WMC Brow. In: _____. **Field and laboratory methods for general ecology**. 2nd ed. New York: McGraw-Hill Science, 1984. p. 25-51.

BRUNA, E. M. Effects of forest fragmentation on *Heliconia acuminata* seedling recruitment in central Amazonia. **Oecologia**, Berlin, v. 132, p. 235-243, June 2002.

BURSLEM, D. F. R. P.; WHITMORE, T. C. Species diversity, susceptibility to disturbance and tree population dynamics in tropical rain forest. **Journal of Vegetation Science**, Knivsta, v. 10, n. 6, p. 767-776, Dec. 1999.

CALLAHAN, J. T. Long-term ecological research. **BioScience**, Washington, v. 34, n. 6, p. 363-367, June 1984.

CAMPANILI, M.; PROCHNOW, M. **Mata Atlântica: uma rede pela floresta**. Brasília: RMA, 2006. 334 p.

CARVALHO, D. A. de et al. Estrutura fitossociológica da mata ripária do alto rio grande, Bom Sucesso, Estado de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 18, n. 1, p. 39-49, jun. 1995.

CARVALHO, D. A. de et al. Variações florísticas e estruturais do componente arbóreo de uma floresta ombrófila alto-montana às margens do rio Grande, Bocaina de Minas, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 19, n. 1, p. 91-109, 2005.

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 Botânica Brasílica**, Porto Alegre, v. 25, n. 1, p. 203-214, 2011.

CARVALHO, J. O. P. de. Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal. In: SIMPÓSIO SILVICULTURA NA AMAZÔNIA ORIENTAL, 1., 1999, Belém. **Anais...** Belém: EMBRAPA, 1999. p. 174-179.

CARVALHO, V. do C.; SILVA, M. A. L. C. da; OLIVEIRA, D. V. Potencialidades espeleoturísticas da área cárstica do Município de Luminárias. **Caderno Virtual de Turismo**, Rio de Janeiro, v. 7, n. 2, p. 23-34, 2007.

CHAGAS, R. K. et al. Dinâmica de populações arbóreas em um fragmento de floresta estacional semidecidual Montana em Lavras, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 25, n. 1, p. 39-57, 2001.

CHAPIN, F. S. et al. Consequences of changing biodiversity. **Nature**, London, v. 405, n. 6783, p. 234-242, May 2000.

COLWELL, R. K. **EstimateS**: statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9.0. Disponível em: <<http://www.purl.oclc.org/estimates>>. Acesso em: 12 nov. 2013.

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

CORLETT, R. T.; PRIMACK, R. B. Tropical rainforest conservation: a global perspective. In: CARSON, W. P.; SCHNITZER, S. A. (Ed.). **Tropical forest community ecology**. New York: Wiley-Blackwell, 2008. p. 445-457.

CRUSE-SANDERS, J. M.; HAMRICK, J. L. Genetic diversity in harvested and protected populations of wild American ginseng *Panax quinquefolia* L. (Araliaceae). **American Journal of Botany**, Columbus, v. 91, n. 4, p. 540-548, Apr. 2004.

DALANESI, P. E.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. de; FONTES, M. A. L. Flora e estrutura do componente arbóreo da floresta do parque ecológico Quedas do Rio Bonito, Lavras, MG, e correlações entre a distribuição das espécies e variáveis ambientais. **Acta Botânica Brasílica**, Porto Alegre, v. 18, n. 4, p. 737-757, 2004.

DELPRETE, P. G.; JARDIM, J. G. Systematics, taxonomy and floristics of Brazilian Rubiaceae: an overview about the current status and future challenges. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 63, n. 1, p. 101-128, 2012.

DIAZ, F. R.; LOPÉZ, F. J. B. **Bioestatística**. São Paulo: Thomson Learning, 2007. 284 p.

DOBSON, A. P.; BRADSHAW, A. D.; BAKER, A. J. Hopes for the future: restoration ecology and conservation biology. **Science**, New York, v. 277, n. 5325, p. 515-522, July 1997.

DUTRA, V. F. et al. Diversidade florística de Leguminosae Adans. em áreas de campos rupestres. **Megadiversidade**, São Paulo, v. 4, n. 1/2, p. 117-125, dez. 2008.

EVANS, J. **The forests handbook**. Oxford: Blackwell Science, 2001. v. 1, 411 p.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews of Ecology, Evolution, and Systematics**, Palo Alto, v. 34, p. 487-515, 2003.

FARIA, S. M.; LIMA, H. C. **Levantamento de nodulação em leguminosas arbóreas e arbustivas em áreas de influência da mineração Rio do Norte-Porto Trombetas, PA**. Seropédica: EMBRAPA Agrobiologia, 2002. p. 1-32. (Série Documentos, 159).

FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a xix-year period 1985-1991. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 11, n. 1, p. 67-83, 1995.

FINEGAN, B. Forest succession. **Nature**, London, v. 312, n. 8, p. 109-114, 1984.

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, abr./jun. 2011.

GALBIATI, C. et al. A fragmentação de habitat reduz a riqueza de espécies na comunidade de térmitas devido à redução na abundância? In: CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL, 6., 2003, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: UFC, 2003. p. 90-91.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. de G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica; Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2005. 472 p.

GARCIA, P. O. **Rotatividade da comunidade arbórea em fragmento de mata atlântica e correlações com fatores edáficos, topográficos, bióticos e ecológicos**. 2012. 144 p. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.

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.

GOODMAN, S. M.; BENSTEAD, J. P. **The natural history of Madagascar**. Chicago: The University of Chicago, 2003. 702 p.

GUILHERME, F. A. G. Effects of flooding regime and woody bamboos on tree community dynamics in a section of tropical semideciduous forest in South-Eastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 174, n. 1, p. 19-36, May 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, out./dez. 2008.

HARTSHORN, G. S. Neotropical forests dynamics. **Biotropica**, Lawrence, v. 12, n. 2, p. 23-30, June 1980.

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, 2008a.

HIGUCHI, P. et al. Spatio-temporal patterns of tree community dynamics in a tropical forest fragment in South-east Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 199, n. 1, p. 125-135, Mar. 2008b.

HONNAY, O. et al. Forest fragmentation effects on patch occupancy and population viability of herbaceous plant species. **New Phytologist**, Cambridge, v. 166, n. 3, p. 723-736, June 2005.

HOORN, C. et al. Amazonia through time: andean uplift, climate change, landscape evolution, and biodiversity. **Science**, New York, v. 330, n. 6006, p. 927-931, Nov. 2010.

HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. Short-term population dynamics of a neotropical forest: why ecological research matters to tropical conservation and management. **Oikos**, Buenos Aires, v. 63, n. 1, p. 48-61, Feb. 1992.

JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Lista de espécies da flora do Brasil**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 20 jun. 2013.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description and analysis: a practical approach**. New York: J. Wiley, 1992. 363 p.

KINKEMA, M.; SCOTT, P. T.; GRESSHOFF, P. M. Legume nodulation: successful symbiosis through short- and long-distance signaling. **Functional Plant Biology**, Victoria, v. 33, n. 8, p. 707-721, Aug. 2006.

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.

KOZŁOWSKI, T. T. Responses of woody plants to flooding and salinity. In: _____. **Tree physiology monograph**. Victoria: Heron, 1997. p. 1-29.

LAURANCE, W. F. Rainforest fragmentation and the dynamics of amazonian tree communities. **IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 21-24, dez. 1998.

LAURANCE, W. F. et al. Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, Essex, v. 16, n. 3, p. 605-618, June 2002.

LAURANCE, W. F. et al. Effects of forest fragmentation on recruitment patterns in Amazonian tree communities. **Conservation Biology**, Essex, v. 12, n. 2, p. 460-464, Apr. 1998.

LAURANCE, W. F. et al. Effects of a strong drought on Amazonian forest fragments and edges. **Journal of Tropical Ecology**, Cambridge, v. 17, n. 6, p. 771-785, Nov. 2001.

LAURANCE, W. F.; VASCONCELOS, H. L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, Rio de Janeiro, v. 13, n. 3, p. 434-451, 2009.

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

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, Mar. 2004a.

LEWIS, S. L. et al. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 92, n. 6, p. 1-16, Dec. 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, May 1985.

MACHADO, E. L. M. et al. Flutuações temporais nos padrões de distribuição diamétrica da comunidade arbóreo-arbustivo e de 15 populações em um fragmento florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 4, p. 723-732, 2010.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. London: Croom Helm, 1988. 179 p.

MARÍN, G. C. et al. Stand dynamics and basal area change in a tropical dry forest reserve in Nicaragua. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 208, n. 1/3, p. 63-75, Apr. 2005.

MEDRI, C. et al. O alagamento do solo afeta a sobrevivência, o crescimento e o metabolismo de *Aegiphila sellowiana* Cham. (Lamiaceae)? **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, Londrina, v. 33, n. 1, p. 123-134, jan./jun. 2012.

MEDRI, M. E. Alterações morfoanatômicas em plantas de *Lithraea molleoides* (Vell.) Engl. submetidas ao alagamento. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 29, n. 1, p. 15-22, 2007.

MEINERS, S. J.; PICKETT, S. T. A. **Succession**. Davis: University of California, 2011. 657 p.

MORAES, P. L. R. de; PAOLI, A. A. S. Morfologia e estabelecimento de plântulas de *Cryptocarya moschata* Nees, *Ocotea catharinensis* Mez e *Endlicheria paniculata* (Spreng.) MacBride - Lauraceae. **Revista brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 287-295, out. 1999. Suplemento.

MOREIRA, A. M. et al. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Coqueiral, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 11, n. 1, p. 43-51, jan./mar. 2013.

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

MORIM, M. P. Leguminosae arbustivas e arbóreas da Floresta Atlântica do Parque Nacional do Itatiaia, Sudeste do Brasil: padrões de distribuição. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 1, p. 27-45, 2006.

MORIM, M. P.; BARROSO, G. M. Leguminosae arbustivas e arbóreas da floresta Atlântica do Parque nacional do Itatiaia, Sudeste Do Brasil: subfamílias Caesalpinioideae e mimosoideae. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 58, n. 2, p. 423-468, 2007.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trees**, Berlin, v. 10, n. 2, p. 58-62, Feb. 1995.

MYERS, N. R. A. et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, London, v. 403, n. 6772, p. 853-858, Feb. 2000.

NAGESWARA-RAO, M.; SONEJI, J. R.; SUDARSHANA, P. Structure, diversity, threats and conservation of Tropical Forests. In: _____. **Tropical forests**. Rijeka: Interchweb, 2012. p. 3-17.

NAPPO, M. E. et al. Dinâmica da estrutura diamétrica da regeneração natural de espécies arbóreas e arbustivas no sub-bosque de povoamento puro de *Mimosa scabrella* Bentham em área minerada, em Poço de Caldas, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 29, n. 1, p. 35-46, 2005.

NASCIMENTO, A. R. T.; LONGHI, S. J.; BRENA, D. Estrutura e padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de floresta ombrófila mista em nova prata, RS. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 11, n. 1, p. 105-119, 2001.

NEWTON, A. C. **Forest ecology and conservation: a handbook of techniques**. Oxford: Oxford University, 2007. 454 p.

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

ODUM, E. P. **Fundamentos de ecologia**. 7. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2004. 927 p.

OLIVEIRA, A. de; FELFILI, J. M. Dinâmica da comunidade arbórea de uma mata de galeria do Brasil Central em um período de 19 anos (1985-2004). **Revista Brasileira Botânica**, São Paulo, v. 31, n. 4, p. 597-610, out./dez. 2008.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. de. **TreeAtlas 2.0**: flora arbórea da América do Sul cisandina tropical e subtropical: um banco de dados envolvendo biogeografia, diversidade e conservação. Disponível em: <<http://www.icb.ufmg.br/treatlan/>>. Acesso em: 19 jun. 2013.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. de et al. Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1994-2004). **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 1, p. 149-161, jan./mar. 2007a.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. de et al. Dinâmica do componente arbóreo na floresta do Parque Ecológico do Rio Bonito em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 852-854, jul. 2007b. Suplemento.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. de et al. **Estudos florísticos e fitossociológicos em remanescentes de Matas ciliares do Alto e Médio Rio Grande**. Belo Horizonte: CEMIG, 1995. 27 p.

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

OLIVEIRA-FILHO, A. T. de; SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. de. Composição florística e estrutura comunitária de um remanescente de floresta semidecídua Montana em Lavras, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 17, n. 2, p. 167-182, dez. 1994.

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, jul./set. 2007.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Koppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, Gottingen, v. 11, p. 1633-1644, Mar. 2007.

PEÑA-CLAROS, M. Changes in forest structure and species composition during secondary forest succession in the Bolivian Amazon. **Biotropica**, Lawrence, v. 35, n. 4, p. 450-461, 2003.

PEREIRA, I. M. et al. Caracterização ecológica de espécies arbóreas ocorrentes em ambientes de mata Ciliar, como subsídio à recomposição de áreas alteradas nas cabeceiras do rio Grande, Minas Gerais, Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 20, n. 2, p. 235-253, abr./jun. 2010.

PEREIRA, J. A. A.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. de; 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**, London, v. 16, n. 6, p. 1761-1784, June 2007.

PETERKEN, G. F. Structural dynamics of forest stands and natural processes. In: EVANS, J. (Ed.). **The forests handbook**. Oxford: Blackwell Science, 2001. v. 1, p. 83-101.

PEZESHKI, S. R. Wetland plant responses to soil flooding. **Environmental and Experimental Botany**, Elmsford, v. 46, n. 3, p. 299-312, Dec. 2001.

PHILLIPS, O. L. et al. Dynamics and species richness of tropical rain forests. **Proceedings of National Academy of Sciences of United States of America**, Washington, v. 91, p. 2805-2809, Mar. 1994.

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

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

PINTO-COELHO, R. M. **Fundamentos em ecologia**. Porto Alegre: Artmed, 2000. 252 p.

PLANT list. Version 1. Disponível em: <<http://www.theplantlist.org/>>. Acesso em: 17 jun. 2013.

PRIMACK, R.; CORLETT, R. **Tropical rain forests: an ecological and biogeographical comparison**. Oxford: Blackwell Science, 2005. 319 p.

PUIG, H. **A floresta tropical úmida**. São Paulo: UNESP, 2008. 493 p.

RIBEIRO, R. D.; LIMA, H. C. de. Riqueza e distribuição geográfica de espécies arbóreas da família leguminosae e implicações para conservação no centro de diversidade vegetal de Cabo Frio, Rio de Janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 60, n. 1, p. 111-127, 2009.

ROBINSON, S. K. et al. Regional forest fragmentation and the nesting success of migratory birds. **Science**, New York, v. 267, p. 1987-1990, Mar. 1995.

ROCHA, P. L. B. da et al. **Mata Atlântica e biodiversidade**. Salvador: UFBA, 2005. 476 p.

RODRIGUES, L. A. et al. Efeito de solos e topografia sobre a distribuição de espécies arbóreas em um fragmento de floresta estacional Semidecidual, em Luminárias, MG. **Revista Arvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 1, p. 25-35, 2007.

RODRIGUES, L. A. et al. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento florestal em Luminária, MG. **Acta Botânica Brasilica**, Porto Alegre, v. 17, n. 1, p. 71-87, 2003.

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

SCARIOT, A. Forest fragmentation effects on diversity of the palm community in central Amazonia. **Journal of Ecology**, Oxford, v. 87, n. 1, p. 66-76, Feb. 1999.

SCIPIONI, M. C.; GALVÃO, F.; LONGHI, S. J. Composição florística e estratégias de dispersão e regeneração de grupos florísticos em florestas estacionais decíduais no Rio Grande do Sul. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 2, p. 241-254, abr./jun. 2013.

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**, Cambridge, v. 16, n. 6, p. 765-800, 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.; BERG, E. van den; NUNES, M. H. 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, 2011.

SILVA, A. F. da et al. Composição florística e grupos ecológicos das espécies de um trecho de floresta semidecídua submontana da fazenda São Geraldo, Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 3, p. 311-319, maio/jun. 2003.

SILVA, C. T. da et al. Avaliação temporal da florística arbórea de uma floresta secundária no município de Viçosa, Minas Gerais. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 3, p. 429-441, maio/jun. 2004.

SILVA, M. R.; ARAÚJO, G. M. de. Dinâmica da comunidade arbórea de uma floresta semidecidual em Uberlândia, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, Porto Alegre, v. 23, n. 1, p. 49-56, 2009.

SOKAL, R. R.; ROHLF, F. J. **Biometry: the principles and practice of statistics in biological research**. 3rd ed. New York: W. H. Freeman, 1995. 887 p.

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

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

- TABARELLI, M. et al. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, Oct. 2010.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W.; PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of Southeastern Brasil. **Biological Conservation**, Essex, v. 91, n. 2/3, p. 119-127, 1999.
- TERRADAS, J. Forest dynamics: a broad view of the evolution of the topic, including some recent regional contributions. **Investigación Agraria: Sistemas y Recursos Forestales**, Madrid, v. 14, n. 3, p. 525-537, 2005.
- THOMAS, P.; PACKHAM, J. R. **Ecology of woodlands and forests:** description, dynamics and diversity. Cambridge: Cambridge University, 2007. 528 p.
- THOMAS, S. C.; BALTZER, J. L. Tropical forests. In: _____. **Encyclopedia of life sciences**. London: MacMillan Reference, 2002. p. 1-8.
- TILMAN, D. Causes, consequences and ethics of biodiversity. **Nature**, London, v. 405, n. 6783, p. 208-211, May 2000.
- TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. L. **Fundamentos em ecologia**. 3. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010. 576 p.
- TURNER, I. M. **The ecology of trees in the tropical rain forest**. Cambridge: Cambridge University, 2004. 298 p.
- TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain Forest: a review of Sn evidence. **Journal of Applied Ecology**, Oxford, v. 33, n. 2, p. 200-209, Apr. 1996.
- WERNECK, M. de S.; FRANCESCHINELLI, E. V. Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in Southeastern Brazil. **Plant Ecology**, Dordrecht, v. 174, n. 2, p. 337-346, June 2004.
- WHITMORE, T. C. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. **Ecology, Ecological Society of America**, Ithaca, v. 70, n. 3, p. 536-538, 1989.

WILCOVE, D. S.; MCLELLAN, C. H.; DOBSON, A. P. Habitat fragmentation in the temperate zone. In: SOULÉ, M. E. (Ed.). **Conservation biology**. Sunderland: Sinauer, 1986. p. 237-256.

WRIGHT, S. J. The future of tropical forest species. **Biotropica**, Lawrence, v. 38, n. 3, p. 287-301, 2006.

WRIGHT, S. J. Tropical forests in changing environment. **Trends in Ecology and Evolution**, Amsterdam, v. 20, n. 10, p. 553-560, Oct. 2005.

ZAR, J. H. **Biostatistical analysis**. 4th ed. Upper Saddle River: Prentice-Hall, 1999. 931 p.

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

ZAÚ, A. S. Fragmentação da Mata Atlântica: aspectos teóricos. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 5, n. 1, p. 160-170, jan./dez. 1998.